

# DESEMPEÑO POST-TRASPLANTE DE 17 LEÑOSAS FORRAJERAS NATIVAS DE SONORA, MÉXICO

## POST-TRANSPLANTAT PERFORMANCE OF 17 NATIVE WOOD FODDER SPECIES FROM SONORA, MEXICO

Hernán Celaya-Michel<sup>1\*</sup>, D. Miriam Mc Caughey-Espinoza<sup>2</sup>, J. César Rodríguez<sup>1</sup>, A. Laura Bautista-Olivas<sup>1</sup>, Alejandro E. Castellanos-Villegas<sup>2</sup>, César Hinojo-Hinojo<sup>3</sup>, Jesús Sosa-Castañeda<sup>1</sup>, Miguel Á. Barrera-Silva<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Agricultura y Ganadería, Universidad de Sonora Km 21, Carretera Bahía de Kino, Hermosillo Sonora, México 83000 (hernan.celaya@unison.mx). <sup>2</sup>Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad de Sonora Boulevard Luis Donaldo Colosio y Reforma, Hermosillo Sonora, México 83000. <sup>3</sup>Posgrado en Biociencias, Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad de Sonora. Boulevard Luis Donaldo Colosio y Reforma, Hermosillo Sonora, México 83000.

### RESUMEN

Una alternativa para revertir la degradación global de terrenos áridos es la reforestación con árboles y arbustos forrajeros. Los estudios sobre la supervivencia, reclutamiento y crecimiento de plantas forrajeras en zonas áridas son escasos. El objetivo de este estudio fue comparar la supervivencia, el reclutamiento y el crecimiento total de las especies forrajeras establecidas previamente mediante trasplante y con riego por un año, y evaluar el periodo posterior de supervivencia en ambiente natural, entre 2002 y 2016. La hipótesis es que las especies nativas, mostrarán diferentes valores de supervivencia, reclutamiento y altura. Esta investigación incluyó una muestra de 133 individuos trasplantados al azar, en Sonora, México. De nueve especies arbóreas, *Prosopis velutina*, *Cercidium floridum*, *Cercidium microphyllum* y *Olneya tesota* tuvieron 100 % de supervivencia y contrastaron con cinco especies que tuvieron 19 % ( $\chi^2=58.607$ ,  $p<0.0001$ ) y (*P. velutina*, *C. floridum*, y *C. microphyllum*, que incrementaron el número de individuos. De ocho especies de arbustos, *Caesalpinia palmeri*, *Coursetia glandulosa*, *Simmondsia chinensis* y *Lippia palmeri* tuvieron 100 % de supervivencia, (6.25 %;  $\chi^2=36.596$ ,  $p<0.0001$ ) y *C. palmeri*, *C. glandulosa* y *S. chinensis* presentaron reclutamiento. *Ipomoea arborescens* presentó la altura mayor en las especies arbóreas, con 800 cm y *Coursetia glandulosa* en las especies arbustivas, con 488 cm. Estos resultados de supervivencia, reclutamiento y altura total permitirán seleccionar especies para programas de reforestación de las zonas áridas sonorenses.

### ABSTRACT

An alternative to prevent the worldwide degradation of arid lands is reforestation with fodder trees and shrubs. However, studies on the survival, recruitment and growth of fodder plants in arid areas are scarce. The aim of this study was to compare the survival total growth of the fodder species established by transplant and irrigation for a year, and evaluate the period of survival that follows in a natural environment, between 2002 and 2016. The hypothesis was that native species would show different survival, recruitment and height values. This investigation included a sample of 133 individuals transplanted at random in Sonora, Mexico. Out of nine tree species, *Prosopis velutina*, *Cercidium floridum*, *Cercidium microphyllum* and *Olneya tesota* had a survival rate of 100 % and contrasted with five species that had 19 % ( $\chi^2 = 58.607$ ,  $p\leq 0.0001$ ), and *P. velutina*, *C. floridum*, and *C. microphyllum*, which increased the number of individuals. Out of eight shrub species, *Caesalpinia palmeri*, *Coursetia glandulosa*, *Simmondsia chinensis* and *Lippia palmeri* had a survival rate of 100 % (6.25 %;  $\chi^2= 36.596$ ,  $p\leq 0.0001$ ) and *C. palmeri*, *C. glandulosa* and *S. chinensis* presented recruitment. *Ipomoea arborescens* presented the greatest height in the tree species, with 800 cm and *Coursetia glandulosa* in shrub species, with 488 cm. These results for survival, recruitment and total height will help select species for reforestation programs of the arid regions of Sonora.

**Key words:** survival, height increase, recruitment.

\* Autor responsable ♦ Author for correspondence.

Recibido: enero, 2018. Aprobado: octubre, 2018.

Publicado como ARTÍCULO en Agrociencia 53: 371-380. 2019.

**Palabras clave:** supervivencia, incremento de altura, reclutamiento.

## INTRODUCCIÓN

La deforestación, la agricultura, la ganadería y la urbanización son las principales causas de degradación de los ecosistemas (Lambin *et al.* 2001; MEA, 2005). Estas actividades se estima que continuarán incrementándose (MEA, 2005; Dhoubhadel *et al.* 2016), y urge atender estos problemas (UNCCD, 1994; Asner *et al.* 2004; Celaya *et al.* 2015), porque son amenazas para la humanidad por la reducción en los servicios que prestan los ecosistemas (UNCCD, 1994; MEA, 2005).

Algunos esfuerzos para contrarrestar la degradación de terrenos, como la reforestación por instancias gubernamentales, han arrojado resultados con baja supervivencia, dados los escasos incrementos de altura, y reclutamiento de las plantas con el paso de los años (CONAFOR, 2002; CONAFOR, 2009; CONAFOR, 2010; CONAFOR, 2011).

Los cambios en la composición de las comunidades vegetales de zonas áridas deben conocerse para la reforestación exitosa (Laity, 2009), con plantas nativas, porque la recuperación de la cubierta vegetal en condiciones naturales es lenta (Withford, 2002; Castellanos *et al.* 2005). La implementación de programas de restauración ecológica se recomienda con especies nativas que dominaban originalmente la biodiversidad vegetal (Abella y Newton, 2009). En oposición a la mayoría de los intentos de reforestar con monocultivos o especies exóticas, en zonas áridas y semiáridas (Allen, 1995). Otra área aun poco desarrollada es la de plantaciones forestales comerciales (Musálem, 2006; CONAFOR, 2010), con especies arbóreas y arbustivas nativas de zonas áridas, para fines maderables y no maderables, que tienen potencial de crecimiento en campos agrícolas abandonados, y así revertir la degradación y ayudar a que esos terrenos provean servicios ecosistémicos.

En la literatura especializada hay información limitada del crecimiento (altura) de la planta, y reclutamiento de especies nativas arbóreas y arbustivas trasplantadas en zonas áridas degradadas o como plantaciones comerciales forestales en el noroeste de México (Musálem, 2006; Castellanos *et al.* 2010). También se ha documentado limitadamente la información sobre el desempeño de las especies

## INTRODUCTION

Deforestation, agriculture, cattle farming and urbanization are the main causes of the degradation of ecosystems (Lambin *et al.* 2001; MEA, 2005). These activities are estimated to continue growing (MEA, 2005; Dhoubhadel *et al.* 2016) and it is urgent to solve these problems (UNCCD, 1994; Asner *et al.* 2004; Celaya *et al.* 2015), because they are threats for humanity due to the reduction in the services provided by the ecosystems (UNCCD, 1994; MEA, 2005).

Some efforts to counteract the degradation of lands, such as reforestation by governmental instances have resulted in low survival rates, given the scarce increases in heights and recruitments of plants with time (CONAFOR, 2002; CONAFOR, 2009; CONAFOR, 2010; CONAFOR, 2011).

The changes in the composition of the plant communities in arid areas must be known in order to have successful reforestation (Laity, 2009) with native plants, since the recovery of the plant coverage in natural conditions is slow (Withford, 2002; Castellanos *et al.* 2005). The implementation of ecological restoration programs is recommended with native species that originally dominated the plant biodiversity (Abella and Newton, 2009). As opposed to most attempts to reforest with monocultures or exotic species, in arid and semiarid areas (Allen, 1995). Another area with very little development is the area of commercial forest plantations (Musálem, 2006; CONAFOR, 2010), with tree and shrub species native to arid areas for wood-producing and non-wood-producing ends, which have the potential to grow in abandoned agricultural fields, thus reverting degradation and helping these lands provide ecosystemic services.

In specialized literature, there is limited information on the growth (height) of the plant and the recruitment of native tree and shrub species transplanted in degraded arid areas or as commercial forest plantations in Northwestern Mexico (Musálem, 2006; Castellanos *et al.* 2010). Information on the performance of native species and on recent revegetation strategies is also limited (Abella and Newton, 2009).

The aim of this study was to compare the survival, recruitment and total growth of species, studying the period after their establishment under natural

nativas y estrategias de revegetación recientes (Abella y Newton, 2009).

El objetivo de este estudio fue comparar la supervivencia, reclutamiento y el crecimiento total de especies, estudiando el periodo posterior a su establecimiento bajo condiciones naturales entre 2002 y 2016. Además, se identificaron las especies de plantas colonizadoras o invasoras que se presentaron durante el mismo período. La hipótesis indica que las especies nativas mostrarán diferentes estrategias y valores de supervivencia, reclutamiento y altura total, con el paso de los años, por lo que es necesario detectar cuáles poseen el mejor desempeño para ser trasplantadas en zonas áridas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el jardín botánico del Departamento de Agricultura y Ganadería (DAG) de la Universidad de Sonora, México (29° 00' 53" N, 111° 07' 56" O, altitud de 149 m, 321 mm de precipitación media anual, 23.1 °C de temperatura media anual y temperaturas extremas de -3.5 °C y 49 °C en invierno y verano) (CONAGUA, 2014). La superficie del jardín botánico es de dos hectáreas, cercadas con alambre de púas y malla pollera, para protección contra herbívoros.

### Origen de las leñosas evaluadas

Las leñosas evaluadas se seleccionaron por su potencial forrajero (Velázquez, 1997) y por ser nativas del estado de Sonora (COTECOCA, 1974). Las plantas se obtuvieron semillas recolectadas, germinadas y plantadas en 2001 en un jardín botánico, con una distribución al azar, arreglo equidistante de 3.5 m, y riego por goteo con una lámina de riego neta de 16 mm por semana, durante 4 horas, por un año. En las semanas donde hubo precipitación el riego se suspendió. Al final del año de la plantación en campo en 2002 se contabilizaron el número de individuos que sobrevivieron, de cada especie. El estudio incluyó 17 especies, nueve árboles, ocho arbustivas y diferente número de individuos por especie (Cuadro 1).

En 2002 y 2016 las variables que se evaluaron fueron número de individuos, su altura y número de individuos reclutados de cada una de las especies. En 2016 se obtuvo un listado florístico y se comparó el de las especies originales establecidas en 2002 y el reclutamiento en el periodo, e identificaron las especies colonizadoras o invasoras. De las especies colonizadoras se contabilizó el número de individuos y midió la altura de la planta. Las especies se identificaron en el Herbario Donald Johnson de la Universidad de Sonora.

conditions between 2002 and 2016. In addition, the species of colonizing or invasive plants observed during the same period were identified. The hypothesis was that the native species will show different strategies and values of survival, recruitment and total height throughout the years, and it is therefore necessary to detect which ones have the best performance for transplantation in arid areas.

## MATERIALS AND METHODS

The study was carried out in the botanical garden of the Department of Agriculture and Livestock (DAG) of the University of Sonora, Mexico, at 29° 00' 53" N, 111° 07' 56" O, at an altitude of 149 m, a mean annual rainfall of 321 mm, a mean annual temperature of 23.1 °C and extreme temperatures of -3.5 °C and 49 °C in the winter and summer (CONAGUA, 2014). The surface of the botanical garden is 2 ha, fenced with barbed wire and chicken wire mesh so as to protect against herbivory.

### Origin of the woody plants evaluated

The woody plants evaluated were selected for their forage potential (Velázquez, 1997) and for being native to the state of Sonora (COTECOCA, 1974). The plants were obtained from seeds gathered, germinated and planted in 2001 in a botanical garden, with a random distribution, an equidistant arrangement of 3.5 m and drip irrigation with a net layer of irrigation water of 16 mm a week, for 4 h, for one year. In rainy weeks, irrigation was suspended. At the end of the year of planting on the field in 2002, the number of surviving individuals from each species was counted. The study included 17 species, nine trees, eight shrubs and a different number of individuals per species (Table 1).

In 2002 and 2016, the variables evaluated were the number of individuals, their height and number of individuals recruited from each species. In 2016, a list of flowers was obtained and compared with a list of the original species obtained in 2002 and the recruitment in that period, and the colonizing or invasive species were identified, in which we counted the number of individuals and measured the height of the plant. The species were identified in the Donald Johnson Herbarium of the University of Sonora.

With the numbers recorded in 2002 and 2016, the percentage of survival was calculated; total plant height in 2016 was obtained only from the original species in 2002; recruitment per species corresponded to the number of individuals in 2016 higher than the number of individuals in 2002.

**Cuadro 1. Supervivencia y reclutamiento de árboles y arbustos estudiados en el periodo de 2002 y 2016.****Table 1. Survival and recruitment of trees and shrubs evaluated in the period from 2002 and 2016.**

Nombre científico	Nombre común	Plantas I. <sup>†</sup> (número)	Plantas F. <sup>‡</sup> (número)	Sup. <sup>§</sup> (%)	Rec. <sup>¶</sup> (número)
<b>Arboles</b>					
<i>Prosopis velutina</i>	Mezquite	9	19	100	10
<i>Cercidium floridum</i>	Palo verde azul	9	11	100	2
<i>Cercidium microphyllum</i>	Palo verde	10	11	100	1
<i>Olneya tesota</i>	Palo fierro	10	10	100	0
<i>Eysenhardtia orthocarpa</i>	Palo dulce	9	4	44	0
<i>Guaiacum coulteri</i>	Guayacan	10	3	30	0
<i>Ipomoea arborescens</i>	Palo blanco	10	1	10	0
<i>Lysiloma divaricatum</i>	Mauto	10	1	10	0
<i>Lysiloma watsonii</i>	Tepeguaje	10	1	10	0
<b>Arbustos</b>					
<i>Caesalpinia palmeri</i>	Piojito	9	81	100	72
<i>Coursetia glandulosa</i>	Zámota	9	20	100	11
<i>Simmondsia chinensis</i>	Jojoba	6	8	100	2
<i>Lippia palmeri</i>	Orégano	1	1	100	0
<i>Calliandra eriophylla</i>	Cósahui del norte	8	2	25	0
<i>Atriplex canescens</i>	Chamizo	4	0	0	0
<i>Capsicum baccatum</i>	Chiltepín	7	0	0	0
<i>Desmanthus covillei</i>	Sitiporo	2	0	0	0

<sup>†</sup>Plantas al inicio. <sup>‡</sup>Plantas al final. <sup>§</sup>Supervivencia de 2002 a 2016. <sup>¶</sup>Reclutamiento. ♦ †Plants at the start. ¶Plants at end. §Survival from 2002 to 2016. ¶ Recruitment.

Con los números de individuos registrados en 2002 y 2016 se calculó el porcentaje de supervivencia; la altura total de las plantas en 2016 se obtuvo solo de las especies originales en 2002; el reclutamiento por especie correspondió al número de individuos en 2016 mayor al de los individuos en 2002.

La información de la precipitación media anual (PMA) y temperatura mínima (Tmin) del periodo de estudio se obtuvieron de la estación meteorológica del DAG, Universidad de Sonora.

#### Análisis estadístico

El análisis estadístico se hizo con los datos de supervivencia de árboles o arbustos. Para estimar si la especie de planta influencia la supervivencia, se realizó un análisis de contingencia con la prueba de Ji cuadrada (Infante y Zarate de Lara, 2000). Para el reclutamiento no se hizo un análisis estadístico, dado que la mayoría de las especies no presentaron reclutamiento. Para las alturas de las plantas se realizaron un análisis de varianza para árboles o arbustos. Para la prueba de diferencias *a posteriori* se utilizó la prueba de Tukey ( $p \leq 0.05$ ). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa JMP versión 10.

The information on the mean annual rainfall (PMA) and minimum temperature (Tmin) of the period under study was obtained from the DAG weather station, University of Sonora.

#### Statistical analysis

The statistical analysis was carried out with the tree or shrub survival data. In order to estimate if the species of the plant has an influence on survival, a contingency analysis was carried out using the Ji squared test (Infante and Zarate de Lara, 2000). For the recruitment, a statistical analysis was not carried out, since most of the species presented no recruitment. For plant height, an analysis of variance was carried out for trees or shrubs. For the test of differences *a posteriori*, a Tukey test ( $p \leq 0.05$ ) was performed. The statistical analyses were carried out using the program JMP version 10.1

## RESULTS AND DISCUSSION

### Survival and recruitment

Survival was different ( $p \leq 0.05$ ) between species. *Prosopis velutina*, *Cercidium floridum*, *Cercidium microphyllum* and *Olneya tesota* presented a survival rate

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Supervivencia y reclutamiento

La supervivencia fue diferente ( $p < 0.05$ ) entre las especies. *Prosopis velutina*, *Cercidium floridum*, *Cercidium microphyllum* y *Olneya tesota* presentaron 100 % supervivencia y el resto no superaron 50% (Cuadro 1). Otros estudios mostraron tasas de supervivencia menores a 50 % en árboles de los géneros *Prosopis* (CONAFOR, 2009) y *Cercidium* (Bowers y Turner, 2002). Esto confirma la mortalidad en el primer año, por herbivoría y sequía (Bowers *et al.* 2004).

Los géneros *Prosopis* y *Cercidium* fueron los únicos que tuvieron reclutamiento. Falta conocer porqué estas especies lograron reclutamiento y las otras no. Estudios previos en el Desierto Sonorense muestran que el reclutamiento de árboles y arbustos es esporádica (Hessing y Johnson, 1982; Castellanos y Molina, 1990; Jackson *et al.* 1991; Castellanos *et al.* 2005); aunque, semillas de la mayoría de las especies germinan todos los años (Bowers *et al.* 2004).

Entre las arbustivas se observó efecto ( $p < 0.05$ ) de la especie en la supervivencia; 100 % para *Caesalpinia palmeri*, *Coursetia glandulosa* y *Simmondsia chinensis*, 25 % para *Calliandra eriophylla* y el resto sin supervivencia (Cuadro 1). En el desierto de Mojave se han calculado tasas de supervivencia de 50 % para *Larrea tridentata* y *Atriplex spp* (Abella y Newton, 2009).

La arbustiva *C. palmeri* presentó 72 plantas en reclutamiento, adicionales en 2016, a las nueve de 2002; estos valores superaron *C. glandulosa* con 11 y *S. chinensis* con dos (Cuadro 1). La sequía de 2006 a 2010 y las heladas en 2003, 2011 y 2015 (Cuadro 2) limitaron la supervivencia.

*Prosopis velutina* y *C. microphyllum* mostraron resistencia intermedia a sequía respecto a otras especies (Pockman y Sperry, 2000). Especies del Desierto Sonorense como *C. floridum*, *C. microphyllum* (Bowers, 1981) e *I. arborescens* (Jones, 1979), incluidas en el presente estudio, se han afectado por heladas.

*P. velutina*, *C. floridum*, *C. microphyllum* y *O. tesota* entre los árboles y *C. palmeri*, *C. glandulosa*, *S. Chinensis* entre las arbustivas son las especies de las que podría esperarse mayor supervivencia y por tanto especies más promisorias de éxito en programas de reforestación de zonas áridas de Sonora.

of 100 % and the rest did not have a rate above 50 % (Table 1). Other studies displayed survival rates below 50 % in trees of the genera *Prosopis* (CONAFOR, 2009) and *Cercidium* (Bowers and Turner, 2002). This confirms mortality in the first year due to herbivory and drought (Bowers *et al.* 2004).

The genera *Prosopis* and *Cercidium* were the only ones that displayed recruitment and the reason why these species achieved recruitment and the others did not is yet to be known. Studies in the Sonoran desert show that the recruitment of trees and shrubs is sporadic (Hessing and Johnson, 1982; Castellanos and Molina, 1990; Jackson *et al.* 1991; Castellanos *et al.* 2005), although seeds from the majority of species germinate every year (Bowers *et al.* 2004).

The effect of the species in survival ( $p < 0.05$ ) was observed among shrubs; 100 % for *Caesalpinia palmeri*, *Coursetia glandulosa* and *Simmondsia chinensis*, 25% for *Calliandra eriophylla*, and the others did not survive (Table 1). In the Mojave Desert, survival rates of 50 % were calculated for *Larrea tridentata* and *Atriplex spp* (Abella and Newton, 2009).

The shrub *C. palmeri* presented 72 plants in recruitment, additional in 2016 to the nine in 2002; these values surpassed *C. glandulosa* with 11 and *S. chinensis* with two (Table 1). The drought between

**Cuadro 2. Precipitación media anual (PMA) y temperatura mínima (Tmin) en el periodo 2002-2016, de la estación meteorológica del DAG - Universidad de Sonora.**

**Table 2. Mean annual rainfall (MAR) and minimum temperature (Tmin) in the period 2002-2016, of the DAG weather station - Universidad de Sonora.**

Año	PMA (mm)	Tmin (°C)
2002	316.0	-1.2
2003	268.0	-4.5
2004	181.0	-2.2
2005	209.0	-1.2
2006	135.0	-1.0
2007	183.0	-2.4
2008	124.0	-0.3
2009	94.0	1.0
2010	160.0	0.5
2011	211.0	-2.9
2012	170.0	1.5
2013	221.0	-2.5
2014	419.0	-0.9
2015	375.0	-2.8
2016	195.0	1.2

### Altura total

*Ipomoea arborescens*, *C. floridum*, *O. tesota*, *C. microphyllum* presentaron la altura mayor en 2016 y superaron a *P. velutina* y *G. coulteri* (Cuadro 3;  $p < 0.0001$ ); el resto de las especies arbóreas mantuvieron altura similar ( $p > 0.05$ ). En *I. arborescens*, *L. divaricatum* y *L. watsonii* no hubo repeticiones, solo un individuo. La planta de *L. watsonii* presentó un rebrote del área basal, cuando a 2.5 m de altura se veía seca (efecto de sequía o helada; Cuadro 2); en este caso se contabilizó solo el área verde del rebrote (Cuadro 3).

Turner *et al.* (2005) registraron alturas máximas de árboles establecidos: más de 12 m en *I. arborescens*, 5 a 10 m en para *O. tesota*, 6 y 12 m en *C. microphyllum* y *C. floridum*. Los individuos estudiados a partir de 2002, no obtuvieron la altura máxima al final del estudio en 2015 (Turner *et al.* 2005). La altura total promedio de árboles en 2016 (Cuadro 3) alcanzó 64 % de la talla de planta adulta reportada en la literatura (Turner *et al.* 2005). La vida de especies como *C. microphyllum* (Bowers *et al.* 2004) y *O. tesota* (Phillips y Comus, 2000) es mayor a 100 años. Por lo que el crecimiento de nuestro estudio parece rápido.

La especie arbórea con altura menor fue *Guaiacum coulteri* (0.59 m) (Cuadro 3); está contrastó con registros de ocho m o más (Turner *et al.* 2005); sin embargo, Geilfus y Bailón (1994) la reportaron como una especie de crecimiento lento. Esto coincide con la altura baja que alcanzada en el tiempo del estudio.

2006 and 2010 and the frosts in 2003, 2011 and 2015 (Table 2) limited survival.

*Prosopis velutina* and *C. microphyllum* displayed an intermediate resistance to drought in comparison with other species (Pockman and Sperry, 2000). Species from the Sonoran desert, such as *C. floridum*, *C. microphyllum* (Bowers, 1981) and *I. arborescens* (Jones, 1979), included in the present study, are affected by frost.

*Prosopis velutina*, *C. floridum*, *C. microphyllum* and *O. tesota*, among trees, and *C. palmeri*, *C. glandulosa*, *S. chinensis*, among the shrubs, are some of the species from which a greater survival rate could be expected, and are therefore the most promising species in terms of success in reforestation programs in arid areas of Sonora.

### Total height

*Ipomoea arborescens*, *C. floridum*, *O. tesota*, *C. microphyllum* presented the greatest heights in 2016 and surpassed *P. velutina* and *G. coulteri* (Table 3;  $p \leq 0.0001$ ); the remaining tree species maintained a similar height ( $p > 0.05$ ). In *I. arborescens*, *L. divaricatum* and *L. watsonii* there were no repetitions, and only one individual. The *L. watsonii* plant presented a rebirth in the basal area, although it looked dry at a height of 2.5 m (effect of drought or frost; Table 2); in this case, only the green area of the rebirth was counted (Table 3).

Turner *et al.* (2005) registered maximum heights for established trees: over 12 m in *I. arborescens*, 5 to 10 m

**Cuadro 3. Altura total de las especies de árboles a 14 años de estudio en 2016.**

**Table 3. Total height of the tree species after 14 years of study in 2016.**

Nombre científico	Nombre común	Altura (cm)	Desviación estándar	
<i>Ipomoea arborescens</i>	Palo blanco	800.0	—	A
<i>Cercidium floridum</i>	Palo verde azul	556.7	208.4	AB
<i>Olneya tesota</i>	Palo fierro	550.0	159.9	AB
<i>Cercidium microphyllum</i>	Palo verde	537.0	66.0	ABC
<i>Eysenhardtia orthocarpa</i>	Palo dulce	277.5	118.7	CD
<i>Lysiloma divaricata</i>	Mauto	250.0	—	ABCD
<i>Prosopis velutina</i>	Mezquite	205.6	46.4	D
<i>Lysiloma watsonii</i>	Tepeguaje	140.0	—	BCD
<i>Guaiacum coulteri</i>	Guayacan	59.0	10.1	D

Especies con literal diferente son estadísticamente significativas ( $p \leq 0.0001$ ). ♦ Species with different letters are statistically significant ( $p \leq 0.0001$ ).

**Cuadro 4. Altura total de las especies de arbustos a 14 años de estudio en 2016.****Table 4. Total height of the shrub species after 14 years of study in 2016.**

Nombre científico	Nombre común	Altura (cm)	Desviación estándar	
<i>Coursetia glandulosa</i>	Zámota	488.9	54.6	A
<i>Caesalpinia palmeri</i>	Piojito	253.3	64.0	B
<i>Simmondsia chinensis</i>	Jojoba	190.0	12.6	BC
<i>Lippia palmeri</i>	Orégano	150.0	—	BC
<i>Calliandra eriophylla</i>	Cósahui del norte	130.0	14.1	C

Especies con literal diferente son estadísticamente significativas ( $p \leq 0.0001$ ). ♦ Species with different letters are statistically significant ( $p \leq 0.0001$ ).

Entre los arbustos *C. glandulosa* sobresalió por la altura máxima (Cuadro 4;  $p < 0.0001$ ), en comparación a las otras especies arbustivas; a esta especie le siguieron en altura *C. palmeri* y *C. Eriophylla* sin diferencia ( $p > 0.05$ ) entre el resto de las especies arbustivas restantes.

Como en los árboles, el número de repeticiones por especie, hubo una o dos repeticiones únicamente, como en *L. palmeri* y *C. Eriophylla*.

La altura documentada para *C. glandulosa* es 1.5 a 5 m, 3 m en *C. Palmeri* y 1 a 3 m en *S. chinensis* de (Turner *et al.* 2005). Los valores de la presente investigación contrastaron con los documentados previamente, de 4.8, 2.5 y 1.9 m, respectivamente. Las diferencias equivalieron a 96, 83 y 63 %. Esto permite suponer que se requieren mínimo 10 años para evaluar el impacto en crecimiento de la revegetación con arbustivas en ambientes con precipitación limitada (Cox *et al.* 1988).

El crecimiento de las plantas en zonas áridas es notablemente variable y la principal limitante para su establecimiento y crecimiento es el agua y los períodos de sequía (Noy-Meir, 1973; Withford, 2002; Reynolds *et al.* 2004). Además, herbivoría, pastoreo y el grado de disturbio (Laity, 2009), pero se han estudiados menos (Castellanos y Molina, 1990). La protección contra la herbivoría ha favorecido el reclutamiento de nuevos individuos en otras zonas áridas (Turner, 1990). En este estudio hubo protección inicial contra herbivoría; aunque se deterioró con los años, protegió los primeros años, que podrían ser determinantes para lograr la supervivencia mayor.

La herbivoría tiene efectos en la reforestación en regiones similares a las de la costa de Hermosillo (Méndez, 2007; Castellanos *et al.* 2010). Este es un factor que debe considerarse con mayor énfasis

for *O. tesota*, 6 and 12 m in *C. microphyllum* and *C. floridum*. Individuals studied since 2002 did not reach the maximum height by the end of the study in 2015 (Turner *et al.* 2005). The total average height for trees in (Table 3) reached 64 % of the height of the adult plant reported by Turner *et al.* (2005). The lives of species such as *C. microphyllum* (Bowers *et al.* 2004) and *O. tesota* (Phillips and Comus, 2000) are greater than 100 years. Therefore, the growth observed in our study seems quick.

The tree species with the least height was *Guaiacum coulteri* (0.59 m) (Table 3), and it contrasted with records of 8 m or more (Turner *et al.* 2005); however, Geilfus and Bailón (1994) reported it as a species of slow growth. This coincides with the low height reached at the time of the present study.

Among the shrubs, *C. glandulosa* stood out for reaching the greatest height (Table 4;  $p \leq 0.0001$ ), in comparison with the other shrub species. This species was followed in height by *C. palmeri* and *C. eriophylla* without any difference ( $p > 0.05$ ) between the rest of the remaining shrub species.

Regarding the number of repetitions per species in trees, there were only one or two repetitions, as in *L. palmeri* and *C. eriophylla*.

The documented height for *C. glandulosa* is 1.5 to 5 m, 3 m for *C. palmeri* and 1 to 3 m for *S. chinensis* by (Turner *et al.* 2005), which contrasted with the values of 4.8, 2.5 and 1.9 m, respectively, in the present study; these differences were equal to 96, 83 and 63 %. These results would support that a minimum of 10 years is required to evaluate the impact in growth of revegetation with shrubs in environments with limited rainfalls (Cox *et al.* 1988). The growth of plants in arid areas is noticeably variable and the main limitation towards its

en el establecimiento, supervivencia y crecimiento poblacional de plantas en condiciones de zonas áridas y del Desierto Sonorense en particular. Los herbívoros pueden afectar la abundancia y composición de especies de plantas en los ecosistemas, por su consumo directo de partes de las plantas, e indirecto de sus semillas (Christensen y Muller, 1975; Mills, 1983; Quinn, 1986; Castellanos y Molina, 1990).

En programas de reforestación o de plantaciones forestales comerciales de zonas áridas (Musálem, 2006, CONAFOR, 2010) debería seleccionarse las especies con base en supervivencia, altura (Cuadro 3 y 4) y capacidad de colonizar nuevas áreas con nuevos individuos (Cuadro 1); es el caso de *C. microphyllum*, *O. tesota* y *C. floridum*, al igual que *C. glandulosa* y *P. velutina*.

En 2016 observamos que cinco especies de plantas nativas habían colonizado el jardín botánico y se establecieron exitosamente en el sitio, aunque originalmente no las trasplantamos (Cuadro 5). Algunas especies de los géneros *Acacia* (Taylor, 1998) y *Encelia* (Tellman, 2002) se han documentado como plantas colonizadoras. Especies como *A. farnesiana* y *E. farinosa* pudieran tener función como forrajeras, por su contenido nutricional de proteína (Velázquez, 1997), a pesar de considerarlas “indeseables” en algunos estudios de forrajeras (COTECOCA, 1974).

Estas especies colonizadoras podrían estudiarse en terrenos degradados, agrícolas abandonados o potreros. Además, podrían incorporarse a programas de reforestación y restauración ecológica por su facilidad para colonizar áreas degradadas, podrían disminuir

establishment are water and the dry periods (Noy-Meir, 1973; Withford, 2002; Reynolds *et al.* 2004), along with herbivory, grazing, and the degree of disturbance (Laity, 2009), although there are fewer studies (Castellanos and Molina, 1990). Protection against herbivory has favored the recruitment of new individuals in other arid areas (Turner, 1990). In this study, there was an initial protection against herbivory and despite the fact that it deteriorated with the years, it did offer protection during the first years, which could be crucial for achieving the greatest survival.

Herbivory has effects on reforestation in similar regions of the Hermosillo coast (Méndez, 2007; Castellanos *et al.* 2010). This is a factor that must be considered with greater emphasis in the establishment, survival and growth of the population of plants under arid conditions, and particularly, in the Sonoran desert. Herbivores may affect the abundance and composition of plant species in ecosystems, due to their direct feeding upon parts of plants, and indirect feeding upon their seeds (Christensen and Muller, 1975; Mills, 1983; Quinn, 1986; Castellanos and Molina, 1990).

In reforestation or commercial forest plantations in arid areas (Musálem, 2006, CONAFOR, 2010), species should be chosen based on survival, height (Tables 3 and 4) and ability to colonize new areas with new individuals (Table 1); such is the case of *C. microphyllum*, *O. tesota* and *C. floridum*, as well as *C. glandulosa* and *P. velutina*.

In 2016, we observed that five native plant species had colonized the botanical garden and they had settled successfully in the area, although we had not originally transplanted them (Table 5). Some species of the genera *Acacia* (Taylor, 1998) and *Encelia* (Tellman, 2002) were documented as colonizing plants. Species such as *A. farnesiana* and *E. farinosa* may function as fodder, due to their nutritional content of protein (Velázquez, 1997), despite being considered “undesirable” in some studies of fodder plants (COTECOCA, 1974).

These colonizing species can be studied in degraded, abandoned agricultural lands or pasturelands. In addition, they could become incorporated to reforestation and environmental restoration programs, due to their ability to colonize degraded areas and could reduce erosion and provide areas for fauna and organisms that decompose the area (Withford, 2002).

**Cuadro 5. Número y altura de especies de plantas colonizadoras o invasoras del área del jardín botánico encontradas en 2016.**

**Table 5. Number and height of species of colonizing or invasive plants in the area of the botanical garden found in 2016. Plants found in 2016.**

Nombre científico	Nombre común	Plantas <sup>†</sup> (número)	Altura <sup>‡</sup> (cm)
<i>Acacia farnesiana</i>	Huisache	4	283
<i>Cercidium sonora</i>	Brea	3	127
<i>Bebbia juncea</i>	Bebia	3	108
<i>Encelia farinosa</i>	Rama blanca	2	70
<i>Lycium andersonii</i>	Frutilla	2	100

<sup>†</sup>Plantas encontradas en 2016. <sup>‡</sup>Altura promedio. ♦ Average height.



la erosión y proveer sitios para fauna y organismos descomponedores del área (Withford, 2002).

### CONCLUSIONES

El desempeño post-trasplante de leñosas forrajeras nativas de Sonora, México, medido a través de supervivencia, reclutamiento y altura de la planta, está influenciado por la especie tanto en arbóreas como arbustivas, por lo que la selección de especies para planes de revegetación en Sonora, México debe considerar estos aspectos de desempeño.

### AGRADECIMIENTOS

A Juvenal Velásquez Caudillo y a Diana Miriam Mc Caughey-Espinoza, por permitir el uso de datos de su tesis de licenciatura "Establecimiento de un jardín botánico de árbol madre de arbustivas forrajeras del estado de Sonora", (2003) de la Universidad de Sonora.

### LITERATURA CITADA

- Abella S., R., and A. Newton C. 2009. A systematic Review of Species Performance and Treatment Effectiveness for Revegetation in the Mojave Desert, USA. *Arid Environments and Wind erosion*. Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, NY pp: 45-74.
- Allen E., B. 1995. Restoration Ecology: Limits and Possibilities in arid and semiarid lands. Proceedings of the Eighth Wildland Shrub and Arid Land Restoration Symposium, USDA Forest Service, General Technical Report INT-GTR 315: 7-15.
- Asner G., P., A. Elmore J., L. Olander P., R. Martin E. and A. Harris T. 2004. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Ann. Rev. Environ. Res.* 29: 261-299.
- Bowers, J. E. (1981). Catastrophic freezes in the Sonoran Desert.
- Bowers, J. E., and R. M. Turner. 2002. The influence of climatic variability on local population dynamics of *Cercidium microphyllum* (foothill paloverde). *Oecologia* 130: 105-113.
- Bowers J., E., R. Turner M., and T. Burgess L. 2004. Temporal and spatial patterns in emergence and early survival of perennial plants in the Sonoran Desert. *Plant Ecol.* 172: 107-119.
- Castellanos A. E., and F. Molina E. 1990. Differential survivorship and establishment in *Simmondsia chinensis* (jojoba). *J. Arid Environ.* 19: 65-76.
- Castellanos A. E., M. Martínez J., J. M. Llano, W. Halvorson L., M. Espiricueta, and I. Espejel. 2005. Successional trends in Sonoran Desert abandoned agricultural fields in northern México. *J. Arid Environ.* 60: 437-455.
- Castellanos A. E., L. C. Bravo P., G. Koch W., J. Llano, D. López, R. Méndez, J. C. Rodríguez, R. Romo, T. Sisk D., y G. Yanes A. 2010. Impactos ecológicos por el uso del terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semiáridos. *In: Molina-Freaner, F. E., y T. R. Van Devender* (eds). *Diversidad Biológica de Sonora*. UNAM, México pp: 157-186.

### CONCLUSIONS

The post-transplant performance of woody forage plants, native of Sonora, Mexico, measured through survival, recruitment and plant height, is influenced by the species, both in trees and shrubs. Therefore, the selection of species for plans for revegetation in Sonora, Mexico must consider these performance aspects.

—End of the English version—



- Celaya H., F. García-Oliva, J. C. Rodríguez, y A. E. Castellanos. 2015. Cambios en el almacenamiento de nitrógeno y agua en el suelo de un matorral desértico transformado a sabana de buffel (*Pennisetum ciliare* (L.) Link). *Terra Latinoam.* 33: 79-93.
- Christensen N., L., and C. Muller H. 1975. Relative importance of factors controlling germination and seedling survival in *Adenostoma* chaparral. *Am. Midland Naturalist* 71-78.
- CONAFOR. 2002. Evaluación del programa nacional de reforestación Estado de Sonora (PRONARE 2000-2001). UNICEDER-UACH. Comisión Nacional Forestal - Semarnat. 36 p.
- CONAFOR. 2009. Reforestación: Evaluación Externa Ejercicio Fiscal 2008. INFORME NACIONAL. Semarnat - Conafor - Universidad Autónoma de Nuevo León. Diciembre 2009. 197 p.
- CONAFOR. 2010. Comisión Nacional Forestal. 2010. Prácticas de reforestación. Manual Básico. Primera Edición. Zapopan, Jalisco, México. 62 p.
- CONAFOR. 2011. Indicadores de gestión de desempeño del programa PROCOREF durante el ejercicio fiscal 2010. Universidad Autónoma Chapingo (UACH).
- CONAGUA. Comisión Nacional del Agua. 2014. Estadísticas del Agua en México, edición 2014. SEMARNAT-CONAGUA. México, D. F. 241 p.
- COTECOCA. SAG. 1974. Coeficientes de Agostaderos de la República Mexicana: estado de Sonora. S.A.G. México D.F. 137 p.
- Cox J., R., M. Martin R., F. Ibarra A., J. Fourie H., J. F. Rethman G., and D. Wilcox G. 1988. The influence of climate and soils on the distribution of four African grasses. *J. Range Manage.* 127-139.
- Dhoubhadel S. P., F. Taheripour, and M. C. Stockton. 2016. Livestock demand, global land use changes and induced greenhouse gas emissions. *J. Environ. Protec.* 7: 985-995.
- Geilfus F., y P. Bailón. 1994. El Árbol al Servicio del Agricultor: Guía de Especies (Vol. 2). Bib. Orton IICA/CATIE. 781 p.
- Hessing M., B., and C. Johnson D. 1982. Disturbance and revegetation of Sonoran Desert vegetation in an Arizona powerline corridor. *J. Range Manage.* 254-258.

- Infante S., y G. P. Zarate de Lara. 2000. Métodos Estadísticos: Un Enfoque Interdisciplinario. Sexta reimpresión. Editorial Trillas. México. 643 p.
- Jackson L., L., J. R. McAuliffe, and B. A. Roundy. 1991. Desert restoration: revegetation trials on abandoned farmland in the Sonoran Desert lowlands. *Restor. Manage. Notes* 9: 71-80.
- Jones, W. D. 1979. Effects of the 1978 freeze on native plants of Sonora, Mexico. *Desert Plants*. 1: 33-36.
- Laity J., J. 2009. *Deserts and Desert Environments* (Vol. 3). John Wiley & Sons. 349 p.
- Lambin E., F., B. L. Turner, H. J. Geist, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, and P. George. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environ. Change* 11:4, 261-269.
- MEA. Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Desertification Synthesis*. World Resources Institute, Washington, D.C. 155 p.
- Méndez R., E. 2007. Restauración en campos agrícolas abandonados: interacciones bióticas y aplicación de la teoría ecológica. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Maestría en Ciencias. Ensenada, Baja California, México 126 p.
- Mills J., N. 1983. Herbivory and seedling establishment in post-fire southern California chaparral. *Oecologia* 60: 267-270.
- Musálem M. A. 2006. Silvicultura de Plantaciones Forestales Comerciales. Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales. Departamento de Ecología y Silvicultura. 208 p.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Ann. Rev. Ecol. System.* 25-51.
- Pemán J., y R. Navarro. 1998. Repoblaciones Forestales. Edicions de la Universitat de Lleida. Lérida, Spain. 410 p.
- Phillips, S. J., and P. W. Comus. 2000. *A Natural History of the Sonoran Desert, Arizona–Sonora Desert Museum*. Tucson, Berkeley: University of California Press. 628 p.
- Pockman, W. T., and J. S. Sperry. 2000. Vulnerability to xylem cavitation and the distribution of Sonoran desert vegetation. *Am. J. Bot.* 87: 1287-1299.
- Quinn, R. 1986. Mammalian herbivory and resilience in Mediterranean-climate ecosystems. *In: Dell B., A. J. Hopkins, and B. B. Lamont* (eds). *Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*. Dr Junk Publ, Dordrecht, The Netherlands. pp: 113-128.
- Reynolds J., F., P. R. Kemp, K. Ogle, and R. J. Fernandez. 2004. Modifying the “pulse-reserve” paradigm for deserts of North America: precipitation pulses, soil water, and plant responses. *Oecologia* 141: 194-210.
- Taylor, R. J. 1998. *Desert Wildflowers of North America*. Mountain Press Publishing. 351 p.
- Tellman, B. (ed). 2002. *Invasive Exotic Species in the Sonoran Region*. University of Arizona Press. 425 p.
- Turner, R. M. 1990. Long-term vegetation change at a fully protected Sonoran Desert site. *Ecology* 71: 464-477.
- Turner R., M., J. E. Bowers, and T. L. Burgess. 2005. *Sonoran Desert Plants: An Ecological Atlas*. University of Arizona Press. 511 p.
- UNCCD. 1994. United Nations Convention to combat desertification in countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa. A/AC.241/27, Paris.
- Velázquez J., C. 1997. *Importancia y Valor Nutricional de las Especies Forrajeras de Sonora*. Editorial UniSon. Hermosillo, México. 106 p.
- Whitford, W. G. 2002. *Ecology of Desert Systems*. Academic Press. 343 p.