

Olneya tesota plantations under different growing conditions in Hermosillo, Sonora, Mexico

Establecimiento de plantaciones de *Olneya tesota* bajo diferentes condiciones de siembra en Hermosillo, Sonora, México

Hernán Celaya-Michel^{1*}; César Hinojo-Hinojo²;
Esther Sánchez-Villalba¹; Miguel Ángel Barrera-Silva¹ ¹Universidad de Sonora, Departamento de Agricultura y Ganadería.

Carretera a Bahía Kino km 21, Hermosillo, Sonora, C. P. 83000, MÉXICO.

²University of Arizona, Department of Ecology and Evolutionary Biology.
Tucson, Arizona, Z. C. 85721, UNITED STATES OF AMERICA.

*Corresponding author: hernan.celaya@unison.mx, tel. 662 157 0910.

Abstract

Introduction: The Sonoran desert shows degradation, risk of desertification and loss of biodiversity. A typical plant of the area is the Mexican ironwood (*Olneya tesota*), with ecological, economic and social importance.

Objectives: To evaluate germination, survival and growth of Mexican ironwood seeds sown in degraded soil, conserved soil, agricultural soil and nursery in Hermosillo, Sonora, Mexico.

Methodology: Annual experiments were carried out from 2017 to 2019, with 1 450 Mexican ironwood seeds sown directly in degraded and conserved arid soils, and in soil patches (bare, with grasses, under tree, in accumulation zones and with herbivory protections). The experiment was conducted under controlled conditions of humidity, nursery and irrigated agricultural soil.

Results: Seed germination was 0 to 20 % in degraded soils, with zero annual survival. The application of irrigation and herbivory protection led higher germination (16 to 78 %) and annual survival (0 to 50 %). Annual survival in patches of conserved soil ranged from 0 to 30. The highest germination (84 %), annual survival (74 %) and annual growth (84.7 cm) were observed in agricultural soil and drip irrigation.

Limitations of the study: The results correspond to three years of evaluations.

Originality: There are no detailed studies on the limitations of establishing ironwood plants.

Conclusions: Netting protection increases germination, survival and height of ironwood plants in degraded soils. It is possible to initiate ironwood forest plantations on agricultural land with drip irrigation.

Keywords: ironwood, land degradation, desertification, Sonoran Desert, herbivory, reforestation.

Resumen

Introducción: El desierto sonorense presenta degradación, riesgo de desertificación y pérdida de biodiversidad. Una planta característica de la zona es el palo fierro (*Olneya tesota*), con importancia ecológica, económica y social.

Objetivos: Evaluar la germinación, supervivencia y crecimiento de semillas de palo fierro sembradas en terreno degradado, terreno conservado, suelo agrícola y vivero en Hermosillo, Sonora, México.

Metodología: Se llevaron a cabo experimentos anuales de 2017 a 2019, con 1 450 semillas de palo fierro sembradas directamente en terrenos áridos degradados y conservados, y en parches de suelo (desnudo, con zacates, bajo árbol, en zonas de acumulación y con protecciones de herbivoría). El experimento se realizó en condiciones controladas de humedad, en vivero y en suelo agrícola con riego.

Resultados: La germinación de las semillas fue de 0 a 20 % en terrenos degradados, con cero supervivencias anuales. La aplicación de riego y protección de herbivoría resultó en una mayor germinación (16 a 78 %) y supervivencia anual (0 a 50 %). En parches de suelo conservado hubo supervivencia anual de 0 a 30 %. La mayor germinación (84 %), supervivencia anual (74 %) y crecimiento anual (84.7 cm) se obtuvieron en suelo agrícola y con riego por goteo.

Limitaciones del estudio: Los resultados corresponden a tres años de evaluaciones.

Originalidad: No existen estudios detallados sobre las limitantes de establecer palo fierro.

Conclusiones: La protección con malla incrementa la germinación, supervivencia y altura de plantas de palo fierro en terrenos degradados. Es posible iniciar plantaciones forestales de palo fierro en suelo agrícola con riego por goteo.

Palabras clave: palo fierro, degradación de terrenos, desertificación, desierto sonorense, herbivoría, reforestación.

Introduction

Currently, several major global challenges are related to the environment and the way land is used and managed. Among the most urgent global challenges are the need to mitigate climate change, battle population growth, desertification and land degradation (Mirzabaev et al., 2019; Smith et al., 2020). Processes at scale risk the provision of ecosystem services (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; The Lancet Planetary Health, 2018). Moreover, unsustainable practices of natural resource use contribute to the loss of biodiversity and natural habitats (Rechkemmer et al., 2016), in addition to the impact of the COVID-19 pandemic, whose future implications are still unknown (Forster et al., 2020).

The Sonoran Desert is not exempt from current environmental problems due to its arid and semi-arid characteristics (Castellanos-Villegas et al., 2010), such as variable precipitation, high temperatures in summer and little food for herbivores in the dry season (Carevic et al., 2017). Regeneration is more difficult to take place in this region, especially in parts of the desert with degraded soils (Whitford, 2002). Biodiversity risks, recovery time and low resilience in this area affect, specifically, endemic plant species (Van Devender et al., 2010).

Ironwood (*Olneya tesota* A. Gray) is an endemic plant of the Sonoran Desert, which has strong positive effects on soil fertility and hydrology (Celaya-Michel et al., 2015; Castellanos et al., 2016). This tree is considered of great ecological importance because it facilitates the establishment of other plants under its canopy (Suzán et al., 1996). However, it is a plant that does not produce seeds every year (Shreve & Wiggins, 1964), but once established it can last for several hundred years (Turner et al., 1995).

Currently, the ironwood in Mexico is under the protection status of NOM 059 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2010; Van Devender et al., 2010) due to the decline of its populations due to deforestation, over-harvesting and little natural regeneration in ecosystems with progressive degradation (Castellanos-Villegas et al., 2010). For hundreds of years, ironwood has been used by ethnic groups and settlers as a source of food, wood, shade, forage, and other uses (Phillips & Comus, 2000).

In Mexico, government programs have been developed to support reforestation of important areas (Dorado & Arias, 2006). This is done by planting seeds in areas of water accumulation, transplanting nursery-grown plants and using netting to protect against herbivory (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR],

Introducción

En la actualidad, varios de los grandes desafíos globales están relacionados con el ambiente y la forma en que se utiliza y gestiona la tierra. Dentro de los desafíos más importantes se encuentra la necesidad de mitigar el cambio climático, combatir el crecimiento poblacional, la desertificación y la degradación de la tierra (Mirzabaev et al., 2019; Smith et al., 2020). Los procesos a escala ponen en riesgo la obtención de servicios de los ecosistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; The Lancet Planetary Health, 2018). A lo anterior, se suman las prácticas no sustentables de aprovechamiento de los recursos naturales, que contribuyen a la pérdida de la biodiversidad y los hábitats naturales (Rechkemmer et al., 2016); además del impacto de la pandemia de COVID-19, de la cual aún desconocemos sus implicaciones a futuro (Forster et al., 2020).

El desierto sonorense no está exento de la problemática ambiental actual debido a sus características áridas y semiáridas (Castellanos-Villegas et al., 2010), como la precipitación variable, las altas temperaturas en verano y poco alimento para los herbívoros en la época seca (Carevic et al., 2017). En esta región, es más difícil que se lleve a cabo la regeneración, sobre todo en partes del desierto con terrenos degradados (Whitford, 2002). Los riesgos a la biodiversidad, el tiempo de recuperación y la poca resiliencia de esta zona afecta, específicamente, a especies de plantas endémicas (Van Devender et al., 2010).

El palo fierro (*Olneya tesota* A. Gray) es una planta endémica del desierto sonorense, lo cual tiene fuertes efectos positivos en la fertilidad e hidrología del suelo (Celaya-Michel et al., 2015; Castellanos et al., 2016). Dicho árbol se considera de gran importancia ecológica debido a que facilita el establecimiento de otras plantas bajo su dosel (Suzán et al., 1996). No obstante, es una planta que no produce semillas todos los años (Shreve & Wiggins, 1964), pero una vez establecida puede durar varios cientos de años (Turner et al., 1995).

Actualmente, el palo fierro en México se encuentra bajo el estatus de protección en la NOM 059 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2010; Van Devender et al., 2010) por la disminución de sus poblaciones debido a desmontes, sobre extracción y poca regeneración natural en ecosistemas con degradación progresiva (Castellanos-Villegas et al., 2010). Lo anterior debido a que desde hace cientos de años el palo fierro ha sido utilizado por etnias y colonizadores como fuente de alimento, madera, sombra, forraje, entre otros (Phillips & Comus, 2000).

En México, se han desarrollado programas gubernamentales para apoyar la reforestación de áreas importantes (Dorado & Arias, 2006). Esto mediante la

2010). However, reforestation results have not always been favorable due to a confusing set of interactions and feedbacks (del Campo et al., 2021). Furthermore, initiatives to restore natural ecosystems have had little success in arid and hyper-arid areas, as the establishment of natural seedlings is affected by drought patterns and climate extremes (Carevic et al., 2017), highlighting water availability, elevated temperatures, herbivory (Archer & Pyke, 1991; Bowers et al., 2004; Moreno et al., 2017), and typical strategies used in restoration such as site selection, objectives, and costs (Li & Gornish, 2020) as limiting factors.

So far, no work has been found on direct sowing of ironwood seeds in degraded lands, which would provide more effective restoration strategies in lands used for cattle. For decades, it has been known that Sonora has the potential to develop commercial forest plantations using native plants to restore degraded agricultural and cattle lands (CONAFOR, 2010). However, little information currently exists on the establishment of native plants, both shrubs and forage trees in the Sonoran Desert (Martín-Rivera et al., 2001).

Therefore, the objective of the present study was to evaluate the effect of ironwood seeds sown under different land use conditions regarding germination, survival and growth in Hermosillo (Sonora, Mexico).

Materials and methods

The study area is located in the Departamento de Agricultura y Ganadería (DAG) of the University of Sonora, Hermosillo, Sonora, Mexico, with an area of 244 ha (29° 01' 13" LN and 111° 08' 05" LW, at 191 m a. s. l.). The climate of the site is very dry and warm, with average annual temperatures of 23.1 °C (with maximum temperatures in June of 49 °C and minimum temperatures in February of -3.5 °C) (Comisión Nacional del Agua [CONAGUA], 2014). Precipitation occurs mainly during the summer monsoon, between July and August (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2014), with average annual precipitation of 378 mm. Precipitation information for recent years was collected from the nearest station of the weather station Red de Estaciones Meteorológicas Automáticas de Sonora (Table 1). Soil type is predominantly sandy loam (Food and Agriculture Organization of The United Nations [FAO], 2015).

Seeds of ironwood (*Olneya tesota*) were collected at the study site mid 2016, with a collection permit from SEMARNAT because this species is included in the list of NOM-059-SEMARNAT-2010.

Fifty ironwood seeds were sown per patch of soil with different characteristics (degraded, conserved,

siembra de semillas en zonas de acumulación de agua, trasplante de plantas generadas en vivero y uso de malla para la protección de la herbivoría (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2010). Sin embargo, los resultados de reforestación no siempre han sido favorables debido a un conjunto de variables que interactúan y se retroalimentan de manera confusa (del Campo et al., 2021). Asimismo, las iniciativas para restaurar los ecosistemas naturales han tenido poco éxito en zonas áridas e hiperáridas, ya que el establecimiento de las plántulas naturales se ve afectado por los patrones de sequía y extremos climáticos (Carevic et al., 2017), destacando como limitantes la disponibilidad de agua, temperaturas elevadas, herbivoría (Archer & Pyke, 1991; Bowers et al., 2004; Moreno et al., 2017), y las estrategias típicas utilizadas en la restauración como la selección de sitios, objetivos y costos (Li & Gornish, 2020).

Hasta el momento, no se han encontrado trabajos con palo fierro en siembra directa de sus semillas en terrenos degradados, esto permitiría generar estrategias de restauración más efectivas en terrenos de uso ganadero. Desde hace décadas, se sabe que en Sonora existe potencial para desarrollar plantaciones forestales comerciales con plantas nativas para recuperar terrenos degradados, tanto agrícolas como pecuarios (CONAFOR, 2010). Sin embargo, la información que existe actualmente sobre el establecimiento de plantas nativas, tanto arbustivas como arbóreas forrajeras del desierto sonorense, es escasa (Martín-Rivera et al., 2001).

Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de semillas de palo fierro sembradas en diferentes condiciones de uso de suelo sobre la germinación, supervivencia y crecimiento en Hermosillo (Sonora, México).

Materiales y métodos

El área de estudio se ubica en el Departamento de Agricultura y Ganadería (DAG) de la Universidad de Sonora, Hermosillo, Sonora, México, con una extensión de 244 ha (29° 01' 13" LN y 111° 08' 05" LO, a 191 m s. n. m.). El clima del sitio se caracteriza por ser muy seco y cálido, con temperatura media anual de 23.1 °C (con máximas en junio de 49 °C y mínimas en febrero de -3.5 °C) (Comisión Nacional del Agua [CONAGUA], 2014). Las lluvias se presentan principalmente durante el monzón de verano, entre julio y agosto (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2014), con una precipitación media anual de 378 mm. La información de precipitación de los últimos años se obtuvo de la estación más cercana de la Red de Estaciones Meteorológicas Automáticas de Sonora (Cuadro 1). El tipo de suelo dominante es franco arenoso (Food and Agriculture Organization of The United Nations [FAO], 2015).

Table 1. Precipitation in millimeters for the study area located on the Hermosillo coast.
Cuadro 1. Precipitación en milímetros del área de estudio ubicada en la costa de Hermosillo.

| Month/Mes | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 |
|----------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| January/Enero | 5.3 | 17.3 | 0.0 | 19.7 | 2.2 |
| February/Febrero | 0.0 | 35.4 | 1.8 | 14.2 | 6.3 |
| March/Marzo | 2.1 | 0.0 | 0.0 | 9.2 | 61.6 |
| April/Abril | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| May/Mayo | 0.0 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| June/Junio | 4.8 | 1.3 | 4.8 | 0.0 | 0.0 |
| July/Julio | 83.6 | 164.3 | 46.7 | 44.1 | 77.4 |
| August/Agosto | 51.1 | 17.4 | 90.1 | 102.7 | 14.9 |
| September/Septiembre | 73.4 | 31.9 | 65.9 | 103.6 | 73.6 |
| October/Octubre | 0.0 | 0.0 | 64.4 | 0.0 | 0.2 |
| November/Noviembre | 0.0 | 0.2 | 0.0 | 177.9 | 0.0 |
| December/Diciembre | 27.5 | 28.2 | 0.0 | 27.9 | 26.8 |
| Total | 247.8 | 296.4 | 273.7 | 499.3 | 263.0 |

Source: Comité Estatal de Sanidad Vegetal de Sonora – El Sistema de Alerta Fitosanitaria del Estado de Sonora (CESAVE - SIAFESON, 2020).

Fuente: Comité Estatal de Sanidad Vegetal de Sonora – El Sistema de Alerta Fitosanitaria del Estado de Sonora (CESAVE - SIAFESON, 2020).

agricultural and nursery), in an area of 1 m² per patch. Each seed was considered a replicate. The soil was manually loosened with pickaxe and seeds were sown at a depth of 6 mm, which were covered with soil from the site (Bonner & Karrfalt, 2008). Sowing was performed at the beginning of the summer rainy season of 2017, 2018 and 2019. The variables evaluated were germination (seedling emergence), survival (at 90 and 365 days) and growth (maximum height at 365 days measured with a flexometer).

Grazing areas of the DAG were chosen, where the predominant vegetation was arbosufrutescent shrubland, but for several decades buffelgrass (*Pennisetum ciliare* [L.] Link) has been planted for cattle grazing. Currently, judging by the large amount of bare soil (70 %, determined using Canfield's [1941] methodology), there is degradation, erosion and compaction. The site is surrounded by barbed wire supported by metal posts, and there is cattle grazing when rainfall favors plant growth.

The “degraded” plot was contrasted with a “conserved” plot, which was a 20-year-old botanical garden (Celaya-Michel et al., 2019) located on 2 ha excluded from cattle grazing, where bare soil was 10 % (determined with the same methodology) and there was higher density of trees, shrubs, herbs and grasses compared to the degraded plot.

In both ecosystems, degraded and conserved, small herbivores were observed such as hares (*Lepus californicus*), jews (*Xerospermophilus tereticaudus*), rabbits

En el sitio de estudio, se colectaron semillas de palo fierro a mediados de 2016 (*Olneya tesota*), con permiso de colecta ante la SEMARNAT debido a que esta especie se encuentra en la lista de la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Se sembraron 50 semillas de palo fierro por parche de suelo con diferentes características (degradado, conservado, agrícola y vivero), en una superficie de 1 m² por parche. Cada semilla se consideró una repetición. El suelo se aflojó manualmente con pico y las semillas se sembraron a una profundidad de 6 mm, las cuales se cubrieron con suelo del lugar (Bonner & Karrfalt, 2008). La siembra se realizó a inicios de la temporada de lluvias de verano de 2017, 2018 y 2019. Las variables evaluadas fueron germinación (emergencia de la plántula), supervivencia (a los 90 y 365 días) y crecimiento (altura máxima a los 365 días medida con un flexómetro).

Se eligieron áreas de pastoreo del DAG, donde la vegetación predominante era matorral arbosufrutescente, pero desde hace varias décadas se siembra zacate buffel (*Pennisetum ciliare* [L.] Link) para fines de pastoreo de bovinos. Actualmente, a juzgar por la gran cantidad de suelo desnudo (70 %, determinado con la metodología de Canfield [1941]), hay degradación, erosión y compactación. El sitio está circundado por alambre de púas sostenido con postes metálicos, y hay pastoreo de bovinos cuando la precipitación favorece el crecimiento de plantas.

El terreno “degradado” se contrastó con un terreno “conservado”, el cual fue un jardín botánico con 20 años

(*Sylvilagus audubonii*), mule deer tracks (*Odocoileus hemionus*), lizards (*Callisaurus draconoides*) and ants (*Pogonomyrmex rugosus*).

The DAG nursery was used for seed germination under controlled conditions of humidity and without risk of herbivory. Fifty seeds were sown in an equal number of plastic pots containing 1 kg of local soil and were placed under a shade netting. Two weekly irrigations of 250 mL were applied to each pot. In addition, ironwood seeds were sown in deep agricultural soil with drip irrigation within a 3.35 ha triangular plot protected with 2 m high wire netting formed by 5.7 cm squares to limit the entry of domestic animals and wildlife. The irrigation rate applied was 20 mm per week, and weekly irrigation was suspended when weekly precipitation accumulated 20 mm or more.

Four experiments were established at different times (July 2017, June 2018, August 2018 and July 2019), and the performance of ironwood seeds was contrasted in degraded, conserved, agricultural and nursery ecosystems. In the degraded and conserved ecosystems, patches of bare soil, grasses (native and exotic), shade under tree and water accumulation areas were used. The bare soil was covered with dead plant material, consisting of branches from local trees, to find more favorable conditions for seed development, which was called bare soil plus branches. The grass patches were divided into native, where Rothrock' grama (*Bouteloua rothrockii* Vasey), was predominant, and exotic, where buffelgrass (*Pennisetum ciliare* (L.) Link) was present. Daily observations were made during the 10 days following each precipitation event greater than 5 mm, and only on Mondays and Fridays in the weeks when there was no precipitation.

In the penultimate experiment, the patches established were covered with plastic netting made of 1 cm squares, and in the last experiment, 0.5 cm metal netting was used only on bare soil. In the latter, 10 mm of weekly irrigation was added, which was suspended when there were accumulations of 20 mm or more of weekly precipitation. It is important to clarify that the same seed lot was used in all experiments.

The response variables evaluated were germination and growth (plant height). Statistical analyses were performed with the JMP program version 10 (Lehman et al., 2013). With the survival data, a contingency table was performed with the chi-square test (χ^2) according to Infante-Gil and Zarate-de Lara (2000). The information corresponding to growth (plant height at one year) was contrasted by analysis of variance, prior analysis of normality with the Shapiro-Wilk test, and a Tukey mean comparison was performed. In all cases, a statistical significance lower or equal to 5 % ($P \leq 0.05$) was established.

de antigüedad (Celaya-Michel et al., 2019) ubicado en 2 ha excluidas del pastoreo de ganado bovino, donde el suelo desnudo era de 10 % (determinado con la misma metodología) y había mayor densidad de árboles, arbustos, hierbas y zacates en comparación con el terreno degradado.

En ambos ecosistemas, degradado y conservado, se observaron herbívoros pequeños como liebres (*Lepus californicus*), juansitos (*Xerospermophilus tereticaudus*), conejos (*Sylvilagus audubonii*), huellas de venado bura (*Odocoileus hemionus*), lagartijas (*Callisaurus draconoides*) y hormigas (*Pogonomyrmex rugosus*).

Para determinar la germinación de las semillas en condiciones controladas de humedad y sin riesgo de herbivoría, se utilizó el vivero del DAG. Se sembraron 50 semillas en igual número de macetas de plástico que contenían 1 kg de tierra del lugar y se colocaron bajo malla sombra. Se le aplicaron dos riegos semanales de 250 mL a cada maceta. Además, se sembraron semillas de palo fierro en suelo profundo de uso agrícola con riego por goteo dentro de una parcela triangular de 3.35 ha protegida con malla de alambre de 2 m de altura formada por cuadrados de 5.7 cm para limitar el ingreso de animales domésticos y fauna. La lámina de riego aplicada fue de 20 mm por semana, y el riego semanal se suspendió cuando se presentaron acumulados de precipitación semanal de 20 mm o más.

Se establecieron cuatro experimentos en diferente tiempo (julio de 2017, junio de 2018, agosto de 2018 y julio de 2019), y se contrastó el desempeño de las semillas de palo fierro en los ecosistemas degradado, conservado, agrícola y vivero. En los ecosistemas degradado y conservado se utilizaron parches de suelo desnudo, zacates (nativo y exótico), sombra bajo árbol y zonas de acumulación de agua. El suelo desnudo se cubrió con material vegetal muerto, conformado por ramas de árboles del lugar, para buscar condiciones más favorables para el desarrollo de las semillas, lo cual se denominó suelo desnudo más ramas. Los parches de zacate se dividieron en nativo, donde predominaba el zacate liebrero (*Bouteloua rothrockii* Vasey), y exótico, donde había zacate buffel (*Pennisetum ciliare* (L.) Link). Se realizaron observaciones diarias durante los 10 días posteriores a cada evento de precipitación mayor a 5 mm, y únicamente lunes y viernes en las semanas que no hubo precipitación.

En el penúltimo experimento, los parches establecidos se cubrieron con malla plástica formada de cuadrados de 1 cm, y en el último experimento se usó malla metálica de 0.5 cm únicamente en suelo desnudo. A este último se le adicionaron 10 mm de riego semanales, el cual se suspendió cuando se presentaron acumulados de 20 mm o más de precipitación semanal. Es importante aclarar que en todos los experimentos se utilizó el mismo lote de semillas.

Results and discussion

The results of the experiment initiated in July 2017 show that ironwood seeds germinated more in nursery than those planted in degraded soil patches (68 % germination, $\chi^2 = 92.72$, $P < 0.0001$; Table 2). Ironwood plants in the nursery had a survival rate of 60 % at one year, while plants in degraded soil were unable to reach 365 days. This mortality was in a period of less than 90 days, except for one plant in degraded soil under a tree. Plants in nursery had regular watering, which may explain their high survival, while the plants in the degraded soil patches died in the first weeks, due to the low humidity in the first centimeters of the soil and the herbivory observed. Rainfall in July 2017 was extraordinary for that month (164 mm; Table 1); however, from August to December of the same year it was only 77.7 mm followed by dry months from January to May 2018. For degraded soil patches, plant growth was not included because there was no survival (Table 2).

The results of the experiment initiated in June 2018 show that ironwood seeds under irrigated agricultural soil conditions and soil conserved under tree germinated better than those sown in the other soil patches (84 and 74 %, respectively) (Table 3), despite good rainfall from July to October 2018 (Table 1).

Survival at 90 days was zero in many patches studied, including bare soil of the degraded and conserved ecosystem, with grass of degraded and conserved ecosystem, and in accumulation zone of degraded ecosystem. The survival of the bare patch with branches of the conserved ecosystem, the patch under tree of the conserved ecosystem and the agricultural soil with irrigation was 2, 32 and 84 %, respectively. At 365 days the highest survivals were from agricultural soil with irrigation (74 %), soil under tree in conserved ecosystem (30 %) and bare soil with branches in

Las variables de respuesta evaluadas fueron germinación y crecimiento (altura de la planta). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa JMP versión 10 (Lehman et al., 2013). Con los datos de supervivencia, se realizó una tabla de contingencia con la prueba de ji cuadrada (χ^2) de acuerdo con Infante-Gil y Zarate-de Lara (2000). La información correspondiente al crecimiento (altura de las plantas al año) se contrastó mediante análisis de varianza, previo análisis de normalidad con la prueba de Shapiro-Wilk, y se realizó una comparación de medias de Tukey. En todos los casos, se estableció una significancia estadística menor o igual al 5 % ($P \leq 0.05$).

Resultados y discusión

Los resultados del experimento iniciado en julio de 2017 muestran que las semillas de palo fierro germinaron más en vivero que las sembradas en parches de suelo degradado (68 % de germinación, $\chi^2 = 92.72$, $P < 0.0001$; Cuadro 2). Las plantas de palo fierro en vivero tuvieron una supervivencia de 60 % al año, mientras que las plantas en suelo degradado no lograron llegar a los 365 días. Esta mortalidad fue en un periodo menor a 90 días, con excepción de una planta que se encontraban en suelo degradado bajo árbol. Las plantas en vivero tuvieron riegos periódicos, lo cual puede explicar su supervivencia alta, mientras que las plantas de los parches de suelo degradado murieron en las primeras semanas, producto de la poca humedad en los primeros centímetros del suelo y la herbivoría observada. Las lluvias en julio de 2017 fueron extraordinarias para ese mes (164 mm; Cuadro 1); sin embargo, de agosto a diciembre del mismo año fueron solo 77.7 mm y continuaron meses secos de enero a mayo de 2018. En los parches de suelo degradado, no se incluyó el crecimiento de las plantas debido a que no hubo supervivencia (Cuadro 2).

Los resultados del experimento iniciado en junio de 2018 muestran que las semillas de palo fierro en

Table 2. Germination and survival of ironwood seeds sown in soil patches with degraded ecosystem and nursery in July 2017. Cuadro 2. Germinación y supervivencia de semillas de palo fierro sembradas en parches de suelo con ecosistema degradado y vivero en julio de 2017.

| Ecosystem / Ecosistema | Characteristics / Características | Germination (%) / Germinación (%) | Survival (%) / Supervivencia (%) | |
|------------------------|---|-----------------------------------|----------------------------------|---------------------|
| | | | 90 days / 90 días | 365 days / 365 días |
| Degraded / Degradado | Bare soil / Suelo desnudo | 4 | 0 | 0 |
| Degraded / Degradado | Under grass / Bajo zacate | 8 | 0 | 0 |
| Degraded / Degradado | Under tree / Bajo árbol | 16 | 2 | 0 |
| Degraded / Degradado | Accumulation zone / Zona de acumulación | 6 | 0 | 0 |
| Nursery / Vivero | Shade netting / Malla sombra | 68 | 60 | 60 |

The chi-square test was used for germination ($\chi^2 = 92.72$, $P < 0.0001$).

Para la germinación se empleó la prueba de ji cuadrada ($\chi^2 = 92.72$, $P < 0.0001$).

Table 3. Germination, survival and growth of ironwood seeds sown in soil patches with degraded, conserved and agricultural ecosystem in June 2018.**Cuadro 3. Germinación, supervivencia y crecimiento de semillas de palo fierro sembradas en parches de suelo con ecosistema degradado, conservado y agrícola en junio de 2018.**

| Ecosystem / Ecosistema | Characteristics / Características | Germination (%) / Germinación (%) | Survival (%) / Supervivencia (%) | | Annual height (cm) / Altura anual (cm) |
|----------------------------|--|--------------------------------------|----------------------------------|------------------------|---|
| | | | 90 days / 90 días | 365 days / 365 días | |
| Degraded / Degradado | Bare / Desnudo | 2 | 0 | 0 | NA |
| Conserved / Conservado | Bare / Desnudo | 4 | 0 | 0 | NA |
| Degraded / Degradado | Bare + branches / Desnudo + ramas | 0 | NA | NA | NA |
| Conserved / Conservado | Bare + branches / Desnudo + ramas | 4 | 2 | 2 | 12.7 b |
| Degraded / Degradado | Grass / Zacate | 2 | 0 | 0 | NA |
| Conserved / Conservado | Grass / Zacate | 4 | 0 | 0 | NA |
| Degraded / Degradado | Tree / Árbol | 0 | NA | NA | NA |
| Conserved / Conservado | Tree / Árbol | 74 | 32 | 30 | 20.2 (2.1) b |
| Degraded / Degradado | Accumulation zone / Zona de acumulación | 12 | 0 | 0 | NA |
| Conserved / Conservado | Accumulation zone / Zona de acumulación | 0 | NA | NA | NA |
| Agricultural / Agrícola | Irrigated / Con riego | 84 | 80 | 74 | 84.7 (7.5) a |
| Agricultural / Agrícola | No irrigation / Sin riego | 0 | NA | NA | NA |

NA = not applicable. The chi-square test was used for germination ($\chi^2 = 378.07$, $P < 0.0001$). Annual height is mean \pm standard deviation. Means with the same letter in annual height were not statistically different (Tukey, $P < 0.0001$).

NA = no aplica. Para la germinación se empleó la prueba de ji cuadrada ($\chi^2 = 378.07$, $P < 0.0001$). La altura anual es la media \pm desviación estándar. Medias con la misma letra en la altura anual no difieren estadísticamente (Tukey, $P < 0.0001$).

conserved ecosystem (2 %) (Table 3). Regarding growth, few data were available for comparison due to survival in most patches, only plants from agricultural soil with drip irrigation were significantly ($P < 0.0001$) taller at 365 days than plants grown under tree in a conserved ecosystem (84.7 and 20.2 cm, respectively)

In August 2018, limiting herbivory access with the use of netting in degraded soil patches led to increased germination, exceeding bare soil without netting, accumulation zone (72 %), bare soil (64 %), and soil with native grass (64 %) ($\chi^2 = 30.11$, $P < 0.0001$; Table 4). The bare soil patch without netting showed the lowest germination (20 %). Germination, like survival, increased when the net was placed in several patches, especially in the accumulation zone, bare soil, soil under tree and with native grass, reaching one year

condiciones de suelo agrícola con riego y en terreno conservado bajo árbol germinaron más que las sembradas en los demás parches de suelo (84 y 74 %, respectivamente) (Cuadro 3), a pesar de las buenas precipitaciones de julio a octubre de 2018 (Cuadro 1).

La supervivencia a los 90 días fue cero en muchos parches estudiados, incluyendo el suelo desnudo del ecosistema degradado y conservado, con zacate de ecosistema degradado y conservado, y en zona de acumulación del ecosistema degradado. La supervivencia del parche desnudo con ramas del ecosistema conservado, del parche bajo árbol del ecosistema conservado y del suelo agrícola con riego fue de 2, 32 y 84 %, respectivamente. A los 365 días, las mayores supervivencias fueron del suelo agrícola con riego (74 %), del suelo bajo árbol en ecosistema conservado (30 %) y del suelo desnudo con ramas en ecosistema conservado

of survival. However, significant differences ($P < 0.05$) were found in the average plant height at 365 days (Table 4).

The results of the July 2019 experiment showed that protection with netting improved germination ($\chi^2 = 57.43$, $P < 0.0001$; Table 5), compared to unprotected and irrigated treatments. In 2019, the accumulated rainfall was 250 mm from July to September, which is uncommon (Table 1). This may explain the little difference between soil patches with netting, with and without irrigation.

(2 %) (Cuadro 3). En cuanto al crecimiento, se tuvieron pocos datos para comparar debido a la supervivencia en la mayoría de los parches, únicamente las plantas del suelo agrícola con riego por goteo fueron significativamente ($P < 0.0001$) más altas a los 365 días que las plantas que crecieron bajo árbol en un ecosistema conservado (84.7 y 20.2 cm, respectivamente).

En agosto de 2018, limitar el acceso de la herbivoría con el uso de mallas en parches de suelo degradado resultó en el incremento de la germinación, superando al suelo desnudo sin malla, zona de acumulación (72 %),

Table 4. Germination, survival and growth of ironwood seeds sown in soil patches under degraded ecosystem with protection netting against herbivory in August 2018.

Cuadro 4. Germinación, supervivencia y crecimiento de semillas de palo fierro sembradas en parches de suelo bajo ecosistema degradado con malla protectora de herbivoría en agosto de 2018.

| Characteristics/ Características | Protection/ Protección | Germination (%)/ Germinación (%) | Survival (%)/ Supervivencia (%) | | Annual height (cm)/ Altura anual (cm) |
|---|---------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|-------------------|--|
| | | | 90 days/90 días | 365 days/365 días | |
| Bare/Desnudo | No netting/Sin | 20 | 6 | 0 | NA |
| Bare/Desnudo | Netting/Malla | 64 | 52 | 48 | 17.3 (2.5) a |
| Bare + branches/ Desnudo + ramas | Netting/Malla | 60 | 44 | 0 | NA |
| Native grass/ Zacate nativo | Netting/Malla | 64 | 20 | 20 | 14.8 (2.5) a |
| Buffelgrass/ Zacate buffel | Netting/Malla | 28 | 0 | 0 | NA |
| Tree/Árbol | Netting/Malla | 48 | 40 | 38 | 16.5 (2.3) a |
| Adcumulation zone/ Zona de acumulación | Netting/Malla | 72 | 56 | 50 | 17.4 (1.2) a |

NA = not applicable. The chi-square test was used for germination ($\chi^2 = 30.11$, $P < 0.0001$). Annual height is the mean \pm standard deviation. Means with the same letter in annual height were not statistically different (Tukey, $P < 0.0001$).

NA = no aplica. Para la germinación se empleó la prueba de ji cuadrada ($\chi^2 = 30.11$, $P < 0.0001$). La altura anual es la media \pm desviación estándar. Medias con la misma letra en la altura anual no difieren estadísticamente (Tukey, $P < 0.0001$).

Table 5. Germination, survival and growth of ironwood seeds sown in soil patches with degraded ecosystem, with and without protection netting from herbivory, with and without irrigation, in July 2019.

Cuadro 5. Germinación, supervivencia y crecimiento de semillas de palo fierro sembradas en parches de suelo con ecosistema degradado, con y sin malla protectora de herbivoría, con y sin riegos, en julio de 2019.

| Characteristics/ Características | Protection/ Protección | Irrigation/ Riego | Germination (%)/ Germinación (%) | Survival (%)/ Supervivencia (%) | | Annual height (cm)/ Altura anual (cm) |
|-------------------------------------|---------------------------|----------------------|-------------------------------------|------------------------------------|-----------------------|--|
| | | | | 90 days/ 90 días | 365 days/ 365 días | |
| Bare/Desnudo | No netting/Sin | No irrigation/Sin | 26 | 16 | 8 | 12.2 (1.2) b |
| Bare + branches/ Desnudo + ramas | No netting/Sin | Irrigated/Con | 16 | 0 | 0 | NA |
| Bare/Desnudo | Netting/Malla | No irrigation/Sin | 68 | 14 | 12 | 10.9 (2.0) b |
| Bare/Desnudo | Netting/Malla | Irrigated/Con | 78 | 40 | 28 | 30.3 (6.0) a |

NA = not applicable. The chi-square test was used for germination ($\chi^2 = 57.43$, $P < 0.0001$). Annual height is the mean \pm standard deviation. Means with the same letter in annual height were not statistically different (Tukey, $P < 0.0001$).

NA = no aplica. Para la germinación se empleó la prueba de ji cuadrada ($\chi^2 = 57.43$, $P < 0.0001$). La altura anual es la media \pm desviación estándar. Medias con la misma letra en la altura anual no difieren estadísticamente (Tukey, $P < 0.0001$).

Several investigations highlight the importance of ironwood as a nurse plant, favoring the establishment of other species under its canopy (Hutto et al., 1986; Carrillo-García et al., 1999; Carrillo-García et al., 2000; Tewksbury & Lloyd 2001; Suzán-Azpiri & Sosa, 2006; Hinojo-Hinojo et al., 2013). However, no studies were found regarding the germination of ironwood seeds in degraded soils. In general terms, some authors mention that ironwood seeds do not require pre-germination treatment, and that under natural conditions their germination has been observed after rainfall (Shreve & Wiggins, 1964). These seeds begin to germinate 18 to 24 h after rainfall saturates the soil, and seedlings emerge in approximately six days (Bonner & Karrfalt, 2008).

Seed germination rate was 26 % or lower (Tables 2, 3, 4 and 5) for unprotected degraded ecosystem patches evaluated from 2017 to 2019. Something similar occurred in the conserved ecosystem patches, except for the under-tree system, where 74 % germination was recorded (Table 3). In 2018, there was seed production, and it was observed that in the conserved ecosystem there were ants displacing seeds, prior to the start of the experiment. Perhaps the needs of the ants near the tree in the conserved ecosystem were covered by the natural productivity of the ecosystem, which reduced the extraction of seeds sown at this site. Nevertheless, in patches of the degraded ecosystem, ants were observed scavenging and removing swollen seeds, as well as seedlings with herbivory damage and holes in the soil. To the north of the study area, excavation by rodents to remove buried seeds has been reported, and the application of rodenticides to prevent seed loss has even been suggested (Archer & Pyke, 1991). In Asian deserts, excavations made by mammals to remove seeds from the soil have been reported (Guterman, 2012).

In deserts, seeds represent a valuable resource for rodents, ants and birds (Keddy, 1989; Phillips & Comus, 2000). About 70 % of seeds in deserts are removed by granivores such as mammals, birds and insects, mainly ants (Archer & Pyke, 1991; Guterman, 2012). The main granivores in arid areas of North America are rodents, while in South America, Australia and Africa are ants (Archer & Pyke, 1991).

The species of ants that inhabit the Sonoran Desert, some of which harvest seeds to feed their larvae, preferring seeds of annual species, although they eventually consume perennial plants (Phillips & Comus, 2000). This could be occurring in degraded lands, such as the study area, where ants and rodents consumed part of the ironwood seeds that were sown. Levels of seed predation by rodents are particularly high in disturbed sites (Archer & Pyke, 1991). Determining predation levels in degraded soils by small mammals, ants or other biota may be an interesting aspect for future research.

suelo desnudo (64 %) y suelo con zacate nativo (64 %) ($\chi^2 = 30.11$, $P < 0.0001$; Cuadro 4). El parche de suelo desnudo sin malla presentó la germinación más baja (20 %). La germinación, al igual que la supervivencia, incrementó al colocar la malla en varios parches, destacando la zona de acumulación, el suelo desnudo, el suelo bajo árbol y con zacate nativo, llegando al año de supervivencia. No obstante, se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$) en la altura promedio de las plantas a 365 días (Cuadro 4).

Los resultados del experimento de julio de 2019 mostraron que la protección con malla mejoró la germinación ($\chi^2 = 57.43$, $P < 0.0001$; Cuadro 5), a diferencia de los tratamientos sin protección y con riego. En 2019 el agua de lluvia acumulada fue de 250 mm de julio a septiembre, lo cual es poco común (Cuadro 1). Esto puede explicar la poca diferencia entre los parches de suelo con malla, con y sin riego.

Diversas investigaciones señalan la importancia del palo fierro como planta nodriza, ya que facilita el establecimiento de otras especies bajo su dosel (Hutto et al., 1986; Carrillo-García et al., 1999; Carrillo-García et al., 2000; Tewksbury & Lloyd 2001; Suzán-Azpiri & Sosa, 2006; Hinojo-Hinojo et al., 2013). Sin embargo, no se encontraron estudios sobre la germinación de semillas de palo fierro en suelos degradados. En términos generales, algunos autores mencionan que las semillas de palo fierro no requieren tratamiento pregerminativo, y que en condiciones naturales se ha observado su germinación después de las lluvias (Shreve & Wiggins, 1964). Estas semillas inician su germinación de 18 a 24 h posteriores a las lluvias que saturan el suelo, y las plántulas emergen en aproximadamente seis días (Bonner & Karrfalt, 2008).

En parches de ecosistemas degradados desprotegidos evaluados de 2017 a 2019, la germinación de semillas fue de 26 % o menos (Cuadros 2, 3, 4 y 5). Algo similar ocurrió en los parches de ecosistemas conservados, con excepción del sistema bajo árbol, donde se obtuvo una germinación de 74 % (Cuadro 3). En 2018, hubo producción de semillas, y se observó que en el ecosistema conservado había hormigas desplazando semillas, previo al inicio del experimento. Quizás las necesidades de las hormigas cercanas al árbol del ecosistema conservado fueron cubiertas con la productividad natural del ecosistema, lo cual redujo la extracción de las semillas sembradas en este sitio. No obstante, en parches del ecosistema degradado se observaron hormigas escarbando y sacando semillas hinchadas, así como plántulas con daño de herbivoría y hoyos en el suelo. Al norte del área de estudio se ha reportado la excavación por roedores para sacar semillas enterradas, incluso ha sido sugerida la aplicación de rodenticidas para evitar las pérdidas de semillas (Archer & Pyke, 1991). En desiertos de Asia, se

Seed viability was tested by germination in nursery (68 %; Table 2) and agricultural soil (84 %; Table 3); however, there was no germination in agricultural soil without irrigation, despite rainfall from July to October 2018 (Table 1). This may be due to seed predation by rodents or ants. When protection netting was placed in the patches with degraded ecosystem, germination was between 60 and 78 %, except for the system under buffelgrass, which was 28 % and 48 % under tree (Tables 4 and 5). Therefore, it is believed that there were seed extraction or herbivory of recently germinated seedlings, making it impossible to account for germination.

No published data were found on ironwood growth under direct seeding, only data from nursery-grown plants have been published. Martín et al. (2017) reported an average plant height of 40 cm in flat soil and 58 cm in water retention furrows two years after transplanting.

At 365 days, survival was observed in three of the four patches studied, and was higher in the bare soil with netting and irrigation (Table 5). In none of the experiments in degraded soil was survival at the first year (Tables 2, 3, 4 and 5). Plants under controlled conditions in nursery and agricultural land with drip irrigation showed 68 and 84 % survival at one year, respectively (Tables 2 and 3). There was 2 % annual survival in the conserved soil when the soil was covered with branches and a microclimate was created, while under the tree canopy survival was 30 % (Table 3). When protection netting was placed on the degraded soil, survival was 20 to 50 %, except for bare soil patches with branches and buffel, both without annual survival (Table 4). Bare soil without netting but irrigated had a survival rate of 8 %, while the treatment with netting and without irrigation had a survival rate of 12 %, and when netting with irrigation was used, survival was 28 % (Table 5).

No publications were found on the survival of ironwood under direct seeding, but Martín-Rivera et al. (2001), when evaluating eight transplanted shrub species in Sonora, including ironwood, found an annual survival rate of 55 to 85 %, with 317 mm of rainfall that year. In addition, these authors report that the four-year survival rate for ironwood was 27 %.

In 2001, during the creation of the botanical garden at the DAG, several nursery-developed shrub and tree species, including ironwood, were transplanted. For this, the plants received drip irrigation for one year and survival was 100% (Celaya-Michel et al., 2019). This coincides with the survival rate achieved in agricultural soil with drip irrigation (84 %), although in this case it was direct sowing.

han reportado excavaciones hechas por mamíferos para sacar semillas del suelo (Gutterman, 2012).

En los desiertos, las semillas constituyen un recurso valioso para roedores, hormigas y pájaros (Keddy, 1989; Phillips & Comus, 2000). Alrededor del 70 % de las semillas en los desiertos son removidas por granívoros como mamíferos, aves e insectos, principalmente hormigas (Archer & Pyke, 1991; Gutterman, 2012). Los principales granívoros de las zonas áridas de Norteamérica son los roedores, y en Sudamérica, Australia y África son las hormigas (Archer & Pyke, 1991).

Existen varias especies de hormigas que habitan el desierto sonorense, y algunas cosechan semillas para alimentar sus larvas, donde prefieren semillas de especies anuales, aunque eventualmente consumen de plantas perennes (Phillips & Comus, 2000). Esto podría estar ocurriendo en terrenos degradados, como el área de estudio, donde las hormigas y roedores consumieron parte de las semillas de palo fierro que se sembraron. Los niveles de predación de semillas por roedores son particularmente altos en lugares con disturbio (Archer & Pyke, 1991). Determinar los niveles de predación en terrenos degradados por pequeños mamíferos, hormigas u otros elementos de la biota puede ser un aspecto interesante para investigar en el futuro.

La viabilidad de las semillas se comprobó mediante la germinación en vivero (68 %; Cuadro 2) y en suelo agrícola (84 %; Cuadro 3); sin embargo, no hubo germinación en suelo agrícola sin riego, a pesar de las precipitaciones de julio a octubre de 2018 (Cuadro 1). Esto se puede deber a la predación de las semillas por roedores u hormigas. Cuando se colocó malla protectora en los parches con ecosistema degradado, la germinación obtenida fue de 60 a 78 %, con excepción del sistema bajo el zacate buffel que fue de 28 % y de 48 % bajo árbol (Cuadros 4 y 5). Por lo anterior, se cree que hubo extracción de semillas o herbivoría de plántulas recién germinadas, lo cual no permitió contabilizar dicha germinación.

No se encontraron datos publicados sobre el crecimiento de palo fierro bajo siembra directa, únicamente se han reportado datos de plantas desarrolladas en vivero. Martín et al. (2017) reportaron una altura promedio de planta de 40 cm en terreno plano y de 58 cm en surcos de retención de agua después de dos años de su trasplante.

A los 365 días se observó supervivencia en tres de los cuatro parches estudiados, y fue mayor en el suelo desnudo con malla y riego (Cuadro 5). En ningún experimento en suelo degradado hubo supervivencia al primer año (Cuadros 2, 3, 4 y 5). Las plantas bajo condiciones controladas en vivero y terreno

Limited information was found on the survival of ironwood in reforestation. However, Sosa-Castañeda et al. (2019) observed a survival of 34 to 56 % in jelly bean tree (*Parkinsonia microphylla* Torr.) transplanted with different protections against herbivory and 1.8 % in plants transplanted without protection. In Arizona, USA, Bowers et al. (2004) found 3.7 % survival per year in 15 perennial species from the Sonoran Desert, germinated directly in soil and irrigated with local rainfall. The causes of mortality in this area were herbivory and desiccation.

Ironwood plants that germinated under buffelgrass had a survival of zero at 90 days (Table 4), which could be due to competition with buffelgrass for available moisture, as reported by Eilts and Huxman (2013) in an adult tree legume, which showed branch sacrifice when individuals of buffelgrass grew under its canopy. The survival rate of the plants surviving the first year (Table 3) was 80 to 100 % at the end of the study (i.e., when they were two and a half years old), while in 2018 the survival rate was 0 to 52 %, being the plants in bare soil with netting where the value was 0. The growth of surviving plants at 365 days was significantly ($P < 0.0001$) higher for ironwood plants grown in degraded soil protected with netting and irrigated (30.3 cm vs. 12.2 cm in plants irrigated and without netting, and 10.9 cm for unprotected and irrigated plants) (Table 5).

The growth of the plants that survived the year ranged from 12.7 to 30.3 cm in the different patches studied, and the growth under agricultural conditions with drip irrigation was 84.7 cm (Tables 2, 3, 4 and 5).

The Mexican ironwood has been described as a slow-growing plant with a longevity of hundreds of years once it becomes an adult plant (Nabhan & Carr, 1994). However, no records were found on the annual growth rates of ironwood from plants germinated directly on soil. In a study in north-central Sonora, they report nursery growth of eight shrub species for one year, including ironwood, from 25 to 75 cm, and subsequent growth in 4 years from 30 to 68 cm (Martín-Rivera et al., 2001). In the botanical garden of the DAG, ironwood established with drip irrigation during its first post-transplanting year had an average growth of 39 cm per year during the 14 subsequent years, where irrigations were seasonal rains (Celaya-Michel et al., 2019).

Natural revegetation of degraded land on the coast of Hermosillo is very difficult, as it requires a combination of factors, such as seed production (Shreve & Wiggins, 1964), above average rainfall for several years (Bonner & Karrfalt, 2008), soil patches with suitable conditions, and overcoming herbivory (Celaya-Michel et al., 2019). Artificial revegetation through direct

agrícola con riego por goteo mostraron 68 y 84 % de supervivencia al año, respectivamente (Cuadro 2 y 3). En el terreno conservado hubo 2 % de supervivencia anual cuando se cubrió el suelo con ramas y se creó un microclima, mientras que bajo el dosel del árbol la supervivencia fue de 30 % (Cuadro 3). Cuando se colocó malla protectora al suelo degradado, la supervivencia fue de 20 a 50 %, con excepción de los parches de suelo desnudo con ramas y buffel, ambos sin supervivencia anual (Cuadro 4). El suelo desnudo sin malla pero con riego logró una supervivencia de 8 %, mientras que el tratamiento con malla y sin riego presentó una supervivencia de 12 %, y cuando se utilizó malla con riego la supervivencia fue de 28 % (Cuadro 5).

Aunque no se encontraron publicaciones sobre la supervivencia de palo fierro bajo siembra directa, Martín-Rivera et al. (2001), al evaluar en Sonora ocho especies arbustivas trasplantadas, incluido el palo fierro, obtuvieron una supervivencia anual de 55 a 85 %, con 317 mm de lluvia ese año. Además, dichos autores señalan que la supervivencia de palo fierro a los cuatro años fue de 27 %.

En 2001, en la creación del jardín botánico en el DAG, se trasplantaron varias especies arbustivas y arbóreas desarrolladas en vivero, incluido el palo fierro. Para ello, las plantas recibieron riego por goteo durante un año y la supervivencia fue de 100 % (Celaya-Michel et al., 2019). Lo anterior coincide con la supervivencia obtenida en suelo agrícola con riego por goteo (84 %), aunque en este caso fue siembra directa.

Se encontró poca información sobre la supervivencia de palo fierro en reforestación. Sin embargo, Sosa-Castañeda et al. (2019) observaron una supervivencia de 34 a 56 % en palo verde (*Parkinsonia microphylla* Torr.) trasplantado con diferentes protecciones a la herbivoria y de 1.8 % en las plantas trasplantadas sin protección. En Arizona, EUA, Bowers et al. (2004) encontraron 3.7 % de supervivencia al año en 15 especies perennes del desierto sonorense, germinadas directamente en suelo y regadas con las precipitaciones del lugar. Las causas de mortalidad en esta zona fueron herbivoria y desecación.

Las plantas de palo fierro que germinaron bajo zacate buffel tuvieron una supervivencia de cero a los 90 días (Cuadro 4), lo cual se podría deber a la competencia con este zacate por la humedad disponible, como lo reportado por Eilts y Huxman (2013) en una leguminosa arbórea adulta, la cual presentó sacrificio de ramas cuando individuos de zacate buffel crecían bajo su dosel. De las plantas que sobrevivieron el primer año (Cuadro 3), se tuvo una supervivencia de 80 a 100 % al cierre del estudio (es decir, cuando tenían dos años y medio), mientras que en 2018 la supervivencia fue de

seeding can be supported with soil decompaction, seed sowing (CONAFOR, 2010), seed protection on soil, microclimate generation and soil maintenance to have water accumulation zones (Martín-Rivera et al., 2001). Commercial forest plantations in abandoned agricultural fields could be another alternative for the inclusion of native plants, such as ironwood, with seasonal drip irrigation support to increase their annual growth rate (CONAFOR, 2010).

Conclusions

Ironwood seed germination is mainly affected by herbivory, which is more frequent in degraded soils than in conserved ones. The survival of ironwood seedlings depends on herbivory activity, soil water availability and protection provided by conserved ecosystems. Netting increases germination, survival and height of ironwood seedlings in degraded soils. Growth in the first year in arid lands is significantly below the potential growth in agricultural soils and with drip irrigation. It is possible to initiate ironwood forest plantations in agricultural soil with drip irrigation.

Acknowledgments

Thanks to the University of Sonora, the División de Investigación y Posgrado, the División de Ciencias Biológicas y de la Salud, and the Departamento de Agricultura y Ganadería funding support through projects USO313002719 and USO313003110.

End of English version

References / Referencias

- Archer, S., & Pyke, D. A. (1991). Plant-animal interactions affecting plant establishment and persistence on revegetated rangeland. *Rangeland Ecology & Management/ Journal of Range Management Archives*, 44(6), 558-565. <https://doi.org/10.2307/4003036>
- Bonner, F. T., & Karrfalt, R. P. (2008). *The woody plant seed manual*. Forest Service. https://www.fs.usda.gov/nsl/nsl_wpsm.html
- Bowers, J. E., Turner, R. M., & Burgess T. L. (2004). Temporal and spatial patterns in emergence and early survival of perennial plants in the Sonoran Desert. *Plant Ecology*, 172(1), 107-119. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000026026.34760.1b>
- Canfield, R. H. (1941). Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry*, 39(4), 388-394. <https://doi.org/10.1093/jof/39.4.388>
- Carevic, F. S., Delatorre-Herrera, J., & Delatorre-Castillo, J. (2017). Inter- and intrapopulation variation in the response of tree seedlings to drought: physiological adjustments

0 a 52 %, siendo las plantas en suelo desnudo con malla donde el valor fue 0.

El crecimiento de las plantas sobrevivientes a los 365 días fue significativamente ($P < 0.0001$) mayor en las plantas de palo fierro que crecieron en suelo degradado protegido con malla y que además tuvieron riego (30.3 vs 12.2 cm en plantas con riego y sin malla, y 10.9 cm en plantas sin protección y con riego) (Cuadro 5). El crecimiento de las plantas que sobrevivieron al año fue de 12.7 a 30.3 cm en los diferentes parches estudiados, y el crecimiento en condiciones agrícolas con riego por goteo fue de 84.7 cm (Cuadros 2, 3, 4 y 5).

El palo fierro ha sido descrito como una planta de crecimiento lento y longevidad de cientos de años una vez que llega a ser una planta adulta (Nabhan & Carr, 1994). Sin embargo, no se encontraron registros sobre las tasas de crecimiento anual de palo fierro de plantas germinadas directamente en suelo. En un trabajo al norte-centro de Sonora, reportan el crecimiento en vivero durante un año de ocho especies arbustivas, incluido el palo fierro, de 25 a 75 cm, y crecimientos posteriores en 4 años de 30 a 68 cm (Martín-Rivera et al., 2001). En el jardín botánico del DAG, el palo fierro establecido con riego por goteo durante su primer año postrasplante tuvo un crecimiento promedio de 39 cm anuales durante los 14 años posteriores, donde los riegos fueron las lluvias estacionales (Celaya-Michel et al., 2019).

La revegetación natural de terrenos degradados en la costa de Hermosillo es muy difícil, ya que es necesaria la combinación de factores, como producción de semillas (Shreve & Wiggins, 1964), precipitaciones por encima del promedio durante varios años (Bonner & Karrfalt, 2008), parches de suelo con condiciones favorables y superar la herbivoría (Celaya-Michel et al., 2019). La revegetación artificial mediante la siembra directa se puede apoyar con la descompactación del suelo, siembra de las semillas (CONAFOR, 2010), protección de semillas en el suelo, generación de microclima y mantenimiento del suelo para tener zonas de acumulación de agua (Martín-Rivera et al., 2001). Las plantaciones forestales comerciales en campos agrícolas abandonados podrían ser otra alternativa para la inclusión de plantas nativas, como el palo fierro, con apoyo estacional de riego por goteo para incrementar su tasa de crecimiento anual (CONAFOR, 2010).

Conclusiones

La germinación de semillas de palo fierro se ve afectada, principalmente, por la herbivoría que se da más en terrenos degradados que en conservados. La supervivencia de plántulas de palo fierro depende de la actividad de la herbivoría, la disponibilidad de agua en el suelo y la protección que ofrecen ecosistemas

- based on geographical origin, water supply and species. *AoB PLANTS*, 9(5). <https://doi.org/10.1093/aobpla/plx037>
- Carrillo-García, Á., León-de la Luz, J. L., Bashan, Y., & Bethlenfalvai, G. J. (1999). Nurse plants, mycorrhizae, and plant establishment in a disturbed area of the Sonoran Desert. *Restoration Ecology*, 7(4), 321-335. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1999.72027.x>
- Carrillo-García, Á., Bashan, Y., Rivera, E. D., & Bethlenfalvai, G. J. (2000). Effects of resource-island soils, competition, and inoculation with *Azospirillum* on survival and growth of *Pachycereus pringlei*, the giant cactus of the Sonoran Desert. *Restoration Ecology*, 8(1), 65-73. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80009.x>
- Castellanos, V. A., Celaya-Michel, H., Rodríguez, J. C., & Wilcox, B. P. (2016). Ecohydrological changes in semiarid ecosystems transformed from shrubland to buffelgrass savanna. *Ecohydrology*, 9(8), 1663-1674. <https://doi.org/10.1002/eco.1756>
- Castellanos-Villegas, A. E., Bravo, L. C., Koch, G. W., Llano, J., López, D., Méndez, R., Rodríguez, J. C., Romo, R., Sisk, T. D., & Yanes-Arwayo, G. (2010). Impactos ecológicos por el uso del terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semi-áridos. In: Molina-Freaner, F. E., & Van Devender, T. R. (Eds.), *Diversidad biológica de Sonora* (pp. 157-186). CONABIO-UNAM. <https://dagus.unison.mx/publicaciones/libros>
- Celaya-Michel, H., García, O. F., Rodríguez, J. C., & Castellanos, V. A. (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 Latinoamericana*, 33(1), 79-94. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792015000100079
- Celaya-Michel, H., Caughey-Espinoza, D. M., Rodríguez, J. C., Bautista-Olivas, A. L., Castellanos-Villegas, A., Hinojo-Hinojo, C., Sosa-Castañeda, J., & Barrera-Silva, M. A. (2019). Desempeño post-trasplante de 17 leñosas forrajeras nativas de Sonora, México. *Agrociencia*, 53(3), 371-380. <https://www.agrociencia-colpos.mx/index.php/agrociencia/article/view/1790>
- Comité Estatal de Sanidad Vegetal de Sonora – El Sistema de Alerta Fitosanitaria del Estado de Sonora (CESAVE – SIAFESON). (2020, December 31). *Red de Estaciones Meteorológicas Automáticas de Sonora*. www.siafeson.com/remas
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2010). *Prácticas de reforestación: Manual Básico*. Comisión Nacional Forestal. https://www.conafor.gob.mx/BIBLIOTECA/MANUAL_PRACTICAS_DE_REFORESTACION.PDF
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2014). *Estadísticas del Agua en México*. Comisión Nacional del Agua. <http://www.conagua.gob.mx/conagua07/publicaciones/publicaciones/eam2014.pdf>
- del Campo, A. D., Segura-Orenga, G., Bautista, I., Ceacero, C. J., González-Sanchis, M., Molina, A. J., & Hermoso, J. (2021). Assessing reforestation failure at the project scale: conservados. La protección con malla incrementa la germinación, supervivencia y altura de plantas de palo fierro en terrenos degradados. En terrenos de zonas áridas, el crecimiento durante el primer año está muy por debajo del crecimiento potencial en suelo agrícola y con riego por goteo. Es posible iniciar plantaciones forestales de palo fierro en suelo agrícola con riego por goteo.
- ### Agradecimientos
- A la Universidad de Sonora, la División de Investigación y Posgrado, la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, y al Departamento de Agricultura y Ganadería por el apoyo a través de los proyectos USO313002719 y USO313003110.
- ### Fin de la versión en español
-
- The margin for technical improvement under harsh conditions. A case study in a Mediterranean Dryland. *Science of The Total Environment*, 796, 148952. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148952>
- Dorado, O., & Arias, D. (2006). Reforestar o restaurar para la recuperación ambiental. *Inventio, Génesis de la Cultura Universitaria en Morelos*, 2(3), 34-38. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2540867.pdf>
- Eilts, J. A., & Huxman, T. E. (2013). Invasion by an exotic, perennial grass alters responses of a native woody species in an arid system. *Journal of Arid Environments*, 88, 206-212. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.08.002>
- Food And Agriculture Organization of The United Nations (FAO). (2015). *World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. FAO. <https://www.fao.org/3/i3794en/I3794en.pdf>
- Forster, P. M., Forster, H. I., Evans, M. J., Gidden, M. J., Jones, C. D., Keller, C. A., & Schleussner, C. F. (2020). Current and future global climate impacts resulting from COVID-19. *Nature Climate Change*, 10(10), 913-919. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0904-z>
- Gutterman, Y. (2012). *Seed germination in desert plants*. Springer Science & Business Media.
- Hinojo-Hinojo, C., Trujillo-López, C., Calva-Pérez, O., Galza-García, O., & Castellanos-Villegas, A. (2013). Association between nurse plants and saguaros (*Carnegiea gigantea*) in the western Sonora. *Merging science and management in a rapidly changing world: Biodiversity and management of the Madrean Archipelago III and 7th Conference on Research and Resource Management in the Southwestern Deserts*, 67, 477-478. https://www.fs.usda.gov/rm/pubs/rmrs_p067/rmrs_p067_477_478.pdf
- Hutto, R. L., McAuliffe, J. R., & Hogan, L. (1986). Distributional associates of the saguaro (*Carnegiea gigantea*). *The*

- Southwestern Naturalist*, 31(4), 469-476. <https://doi.org/10.2307/3671701>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2014). *Anuario estadístico y geográfico de Sonora 2014*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/pais/aepef/2014/702825063986.pdf
- Infante-Gil, S., & Zarate-de Lara, G. P. (2000). *Métodos estadísticos: un enfoque interdisciplinario*. Trillas. <https://biblioteca.ecosur.mx/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=000000550>
- Keddy, P. A. (1989). *Competition. Population and community biology*. Chapman & Hall.
- Lehman, A., O'Rourke, N., Hatcher, L., & Stepanski, E. (2013). *JMP for basic univariate and multivariate statistics: methods for researchers and social scientists*. SAS Institute. https://li.dikpora.sumbawabaratkab.go.id/jmp-for-basic-univariate-and-multivariate-statistics_YToxNjo2.pdf
- Li, Y. M., & Gornish, E. S. (2020). General attributes and practice of ecological restoration in Arizona and California, U.S.A., revealed by restoration stakeholder surveys. *Restoration Ecology*, 28(5), 1296-1307. <https://doi.org/10.1111/rec.13221>
- Martín-Rivera, M., Ibarra-Flores, F., Guthery, F. S., Kublesky, W. P., Camou-Luders, G., Fimbres-Preciado, J., & Johnson-Gordon, D. (2001). Habitat improvement for wildlife in north-central Sonora, Mexico. In: McArthur, E. D. & Fairbanks D. J. (Eds), *Shrubland ecosystem genetics and biodiversity. US Department of Agriculture, Forest Service* (pp. 356-360). Rocky Mountain Research Station. <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/44617>
- Martín, R. M. H., Ibarra, F. F. A., Moreno, M. S., & Ibarra, M. F. A. (2017). Transplanting brush species for the rehabilitation of Sonoran Desert degraded rangelands in Mexico. *Grassland resources for extensive farming systems in marginal lands: major drivers and future scenarios*, 22, 363. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20173250691>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human Well-Being: Desertification Synthesis*. World Resources Institute. Washington. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- Mirzabaev, A., Wu, J., Evans, J., García-Oliva, F., Hussein, I. A., Iqbal, M. H., & Weltz, M. (2019). Desertification. In: Shukla, P. R., Skea, J., Calvo-Buendia, E., Masson-Delmotte, V., Pörtner, H. O., Roberts, D. C., Zhai, P., Slade, R., Connors, S., van Diemen, R., Ferrat, M., Haughey, E., Luz, S., Neogi, S., Pathak, M., Petzold, J., Portugal Pereira, J., Vyas, P., Huntley, E., Kissick, K., Belkacemi, M., & Malley, J. (Eds.), *Climate change and land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* (pp. 249-343). Intergovernmental Panel on Climate Change. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/4/2019/11/06_Chapter-3.pdf
- Moreno, M., Bashan, L. E., Hernández, J. P., López, B. R., & Bashan, Y. (2017). Success of long-term restoration of degraded arid land using native trees planted 11 years earlier. *Plant and Soil*, 421(1), 83-92. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3438-z>
- Nabhan, G. P., & Carr, J. L. (1994). *Ironwood: an ecological and cultural keystone of the Sonoran Desert*. *Conservation International*.
- Phillips, S. J., & Comus, P. W. (2000). *A natural history of the Sonoran desert, Arizona-Sonora desert museum*. University of California Press. <https://www.ucpress.edu/book/9780520287471/a-natural-history-of-the-sonoran-desert>
- Rechkemmer, A., O'Connor, A., Rai, A., Decker-Sparks, J. L., Mudliar, P., & Shultz, J. M. (2016). A complex social-ecological disaster: Environmentally induced forced migration. *Disaster health*, 3(4), 112-120. <https://doi.org/10.1080/21665044.2016.1263519>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2010). *Norma Oficial Mexicana NOM-059: Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio -Lista de especies en riesgo*. Diario Oficial de la Federación. <https://www.gob.mx/profepa/documentos/norma-oficial-mexicana-nom-059-semarnat-2010#:~:text=Esta%20Norma%20Oficial%20Mexicana%20tiene,riesgo%20para%20las%20especies%20o>
- Shreve, F., & Wiggins, I. L. (1964). *Vegetation and flora of the Sonoran Desert*. Stanford University Press.
- Smith, P., Calvin, K., Nkem, J., Campbell, D., Cherubini, F., Grassi, G., Korotkov, V., le Hoang, A., Lwasa, S., McElwee, P., Nkonya, E., Saigusa, N., Soussana, J., Taboada, M. A., Manning, F. C., Nampanzira, D., Arias-Navarro, C., Vizzarri, M., House, J., & Arneith, A. (2020). Which practices co-deliver food security, climate change mitigation and adaptation, and combat land degradation and desertification? *Global Change Biology*, 26(3), 1532-1575. <https://doi.org/10.1111/gcb.14878>
- Sosa-Castañeda, J., Montiel-González, C., Hinojo-Hinojo, C., Barrera-Silva, M. A., López-Robles, G., Osuna-Chávez, R. F., Ibarra-Zazueta, C., & Celaya-Michel, H. (2019). Protección contra herbivoría en reforestación de terreno árido degradado, con palo verde (*Parkinsonia microphylla* Torr.). *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 6(18), 549-556. <https://doi.org/10.19136/era.a6n18.2037>
- Suzán, H., Nabhan, G. P., & Patten, D. T. (1996). The importance of *Olneya tesota* as a nurse plant in the Sonoran Desert. *Journal of vegetation science*, 7(5), 635-644. <https://doi.org/10.2307/3236375>
- Suzán-Azpiri, H., & Sosa, V. J. (2006). Comparative performance of the giant cardon cactus (*Pachycereus pringlei*) seedlings under two leguminous nurse plant species. *Journal of Arid Environments*, 65(3), 351-362. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.08.002>
- Tewksbury, J. J., & Lloyd, J. D. (2001.) Positive interactions under nurse-plants: spatial scale, stress gradients and

- benefactor size. *Oecologia*, 127(3), 425-434. <https://doi.org/10.1007/s004420000614>
- The Lancet Planetary Health. (2018). Land degradation: a solution is possible. *The Lancet Planetary Health*, 2(5), 184. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(18\)30064-0](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(18)30064-0)
- Turner, R. M., Bowers, J. E., & Burgess, T. L. (1995). *Sonoran desert plants: An ecological atlas*. The University of Arizona Press.
- Van Devender, T. R., Felger, R. S., Fishbein, M., Molina-Freaner, F. E., Sánchez-Escalante, J. J., & Reina-Guerrero, A. L. (2010). Biodiversidad de las plantas vasculares. In: Molina-Freaner, F. E. & Van Devender, T. R. (Eds.), *Diversidad biológica de Sonora* (pp. 229-261). Universidad Nacional Autónoma de México. https://cals.arizona.edu/herbarium/sites/cals.arizona.edu/herbarium/files/old_site/assoc/people/rfelger/Flora_Sonora_VanD_RSFeetc.pdf
- Whitford, W. G. (2002). *Ecology of desert ecosystems*. Elsevier Science Ltd. <https://www.elsevier.com/books/ecology-of-desert-systems/whitford/978-0-12-747261-4>