## Ecología / Ecology

# Efecto de la edad de las semillas en la germinación de especies nativas de los pastizales del altiplano del norte de México

# Effect of aging in seed germination of native Northern Mexican Plateau grassland species

<sup>®</sup> Andrea Sobrevilla-Covarrubias<sup>1</sup>, <sup>®</sup> Mariana del Rocío Contreras-Quiroz<sup>2</sup>, <sup>®</sup> Maritza Gutiérrez-Gutiérrez<sup>1</sup> y <sup>®</sup> Marisela Pando-Moreno<sup>1</sup>\*

#### Resumen

Antecedentes: La siembra directa de especies nativas puede ser una buena alternativa en términos de beneficio/costo para la restauración en ecosistemas semiáridos. En esos casos, es indispensable contar con datos sobre la germinabilidad, porcentaje y tiempo medio de germinación para definir estrategias que aseguren la cantidad de planta suficiente y oportuna.

Preguntas: ¿Cambia la germinabilidad y tiempo medio de germinación de semillas representativas del Altiplano mexicano, en un lapso de dos años? ¿Qué porcentaje de germinación presenta cada especie?

Especies de estudio: Frankenia gypsophila, Machaeranthera pinnatifida, Muhlenbergia villiflora, Scleropogon brevifolius, Dasyochloa pulchella y Zinnia anomala.

Sitio y años de estudio: pastizales de la RTP El Tokio y Laboratorios de la Facultad de Ciencias Forestales del 2017 al 2019.

**Métodos:** Se evaluó la germinabilidad de semillas, mediante ensayos de germinación, de seis especies nativas de los pastizales de la RTP El Tokio, después de cero, ocho, 24 y 27 meses de recolectadas en campo.

**Resultados:** Solo una especie (*Frankenia gypsophila*) se mantuvo viable hasta los 27 meses y para esa fecha su porcentaje de germinación fue tres veces menor con respecto a las dos primeras fechas. Todas las especies evaluadas presentaron valores de t<sub>re</sub> inferiores a siete días.

Conclusiones: El porcentaje y tiempo medio de germinación de las especies estudiadas permitirán estimar la cantidad de semilla para obtener la densidad deseada en una siembra con propósitos de restauración. Los resultados sugieren que no son especies adecuadas para preservarse en un banco de semillas ex-situ almacenadas bajo condiciones ambientales semi-controladas.

Palabras claves: Germinación, latencia, pastizales halófitos, pastizales gipsófilos, t<sub>so</sub>

#### Abstract

**Background:** Direct seeding of native species can be a good alternative in terms of benefit / cost for restoration in semi-arid ecosystems. In these cases, it is essential to have data on the germinability, percentage and mean germination time to define strategies that ensure a sufficient and timely quantity of plant.

**Questions and / or Hypotheses:** Do the germinability and mean germination time of representative seeds of the Mexican Altiplano change, in a period of two years? What percentage of germination does each species present?

**Studied species:** Frankenia gypsophila, Machaeranthera pinnatifida, Muhlenbergia villiflora, Scleropogon brevifolius, Dasyochloa pulchella and Zinnia anomala.

Study site and dates: Grasslands of the RTP El Tokio and the Forest Sciences Faculty Labs from 2017 to 2019.

**Methods:** The germinability of seeds was evaluated, by means of germination tests, of six species of the grasslands of the RTP El Tokio, after zero, eight, 24 and 27 months of field collection.

**Results:** Only one species (*Frankenia gypsophila*) remained viable after 27 months and by that date its germination percentage was three times lower with respect to the first two dates. All the evaluated species presented  $t_{s_0}$  values lower than seven days.

**Conclusions:** The percentage and mean germination time of the studied species will allow estimating the number of seeds required to obtain the desired density in a sowing for restoration purposes. The results suggest that these species are not suitable for preservation in an ex-situ seed bank stored under semi-controlled environmental conditions.

**Keywords:** Dormancy, germination, gypsophylous grasslands, halophyte grasslands, t<sub>so</sub>



<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, CAC Ecosistemas Terrestres, Linares, México.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Promotoría Local de Desarrollo Forestal Lerdo de la Comisión Nacional Forestal, Lerdo, México.

<sup>\*</sup>Autor de correspondencia: marisela.pandomr@uanl.edu.mx

os pastizales de la Región Terrestre Prioritaria (RTP) El Tokio, en el noreste de México, albergan una gran diversidad de especies, muchas de distribución restringida (Rzedowski 2006). Hoy en día, la existencia de estos pastizales se encuentra amenazada ya que la superficie ocupada por los mismos ha sufrido un fuerte impacto en las últimas décadas debido, principalmente, a su rápida transformación a terrenos de agricultura de riego (McCready *et al.* 2005, Gutiérrez 2008).

La degradación del suelo tras varios años de agricultura puede ser tan severa que dificulte grandemente la restauración de estas áreas como hábitat de pastizal saludable. Los pastizales desmontados son cultivados durante tres o cuatro años consecutivos y después se abandonan por periodos de cinco hasta 20 años. Durante el periodo de descanso estas áreas son colonizadas por malezas (Estrada-Castillón *et al.* 2010). Las especies invasoras constituyen una amenaza para la biodiversidad (Hejda *et al.* 2009) particularmente en aquellas áreas con cierto aislamiento y que cuentan con una alta proporción de especies endémicas (Patiño *et al.* 2017) como es el caso de los pastizales de la RTP El Tokio.

Las especies vegetales nativas son desplazadas por plantas introducidas, lo que ocasiona una reducción en la superficie ocupada por las primeras y constituye una amenaza para la biodiversidad del área (Estrada-Castillón *et al.* 2010, Zaragoza-Quintana *et al.* 2012). Una vez abandonadas como terrenos de cultivo, estas áreas son utilizadas para pastoreo, por lo regular sobrepastoreadas, lo que genera compactación del suelo e impacta negativamente en las condiciones para el establecimiento de plántulas (Bassett *et al.* 2005); debido a ello, se erosiona el suelo y se dificulta la recuperación del pastizal (Echavarría-Cháirez & Rubio-Aguirre 2020).

La revegetación con especies nativas constituye un elemento clave para la restauración del ecosistema. Éstas ayudan a incrementar la población local de otras especies nativas, además de brindar beneficios como asociaciones específicas de micorrizas con plantas, polinizadores con flores y aves con un hábitat específico de las plantas nativas (Dorner 2002).

Para realizar proyectos de restauración ecológica, con revegetación a gran escala, ya sea mediante siembra directa o plantación, es necesario contar con una gran cantidad de semillas capaces de germinar (Hernández & Pérez 2021). Para ello, se requiere conocer el porcentaje y velocidad de germinación de las semillas a fin de utilizar la cantidad adecuada de semilla para lograr la densidad deseada y hacer que su germinación coincida con las ventanas hidrotérmicas favorables del área (Commander *et al.* 2017). La falta de conocimientos sobre las características de germinación de las especies de interés limita fuertemente las posibilidades de éxito en la restauración.

La germinación es una transición arriesgada, especialmente bajo climas áridos, por lo que el tiempo requerido para la germinación después de la imbibición de las semillas es diferente entre las plantas del desierto (Escudero *et al.* 1997). Si una semilla es viable y no presenta dormancia germinará cuando se encuentre en las condiciones adecuadas de humedad, luz y temperatura. Por ello se acepta que la capacidad germinativa de un lote de semillas es un reflejo directo de su viabilidad (Pérez-García & Villamil 2001). La latencia tiene muchas maneras de impactar en la germinación, la más notable es que la presencia de latencia puede contribuir a subestimar la calidad de la semilla y dar la impresión de que el potencial del lote es más bajo de lo que realmente es (Elías *et al.* 2012).

La importancia de contar con germoplasma adecuado para la revegetación de áreas degradadas es ampliamente reconocida. A pesar de ello, es poco lo que se han estudiado las especies características de los pastizales gipsófilos de México, aun cuando varias de ellas se encuentran enlistadas en la NOM-059 (SEMARNAT 2010), con la actualización del Anexo III (CONABIO 2020) como especies endémicas o sujetas a protección especial.

El objetivo de esta investigación es evaluar si las semillas de las especies estudiadas disminuyen su germinabilidad y/o tiempo medio de germinación al término de dos años y medio de haber sido colectadas, o si presentan mecanismos para retardar su germinación y esto se ve reflejado en un aumento de porcentaje de germinación al término de ese lapso. Esta información resulta clave si se pretende implementar bancos de germoplasma para futuras revegetaciones de áreas degradadas.

#### Materiales y métodos

*Área de estudio.* La recolecta de semillas se llevó a cabo en áreas de pastizales halófilos y gipsófilos, en la Región Terrestre Prioritaria "El Tokio" (23° 36' 43" a 25° 13' 51" N y 100° 02' 56" a 101° 17' 28" W). Los sitios de colecta

se ubicaron en las Áreas Naturales Protegidas: La Soledad, La Hediondilla y La Trinidad en el estado de Nuevo León las cuales cubren una superficie de 152.71 km² (Zaragoza-Quintana *et al.* 2012).

El clima es seco-templado, BS0kx', con escasa precipitación todo el año y verano cálido (INEGI 1981). Los datos de temperatura promedio, precipitación y evaporación, tanto históricos como los correspondientes al año de colecta de la semilla (2017) se muestran en la <u>Tabla 1</u>. Los datos fueron obtenidos en la Estación Climatológica San Rafael, de Galeana, Nuevo León (CNA 2021) por ser la más cercana y representativa en altitud del área de estudio (25° 01' 35" N, 100° 32' 55" W; altitud 1,887 m snm).

**Tabla 1.** Valores de temperatura mensual promedio, máximas y mínimas mensuales (°C) y precipitación anual (mm) históricos (1956-2018) y los correspondientes al año de colecta de la semilla (2017). Estación climatológica San Rafael, Galeana, Nuevo León, México.

Meses	Datos históricos (1956-2018)				Año de colecta de semilla (2017)	
	Precipitación	Temperatura promedio	Temperatura máxima promedio	Temperatura mínima promedio	Precipitación	Temperatura
enero	20.3	9.88	12.39	6.65	3.5	10.43
febrero	19.8	11.85	13.88	8.73	2.0	12.95
marzo	18.6	14.58	17.79	11.19	63.5	14.52
abril	23.6	17.28	20.33	12.62	25.0	16.57
mayo	49.3	19.78	22.29	17.41	80.5	20.18
junio	50.6	20.60	23.22	19.00	18.5	20.77
julio	57.7	20.08	25.85	17.49	51.0	19.85
agosto	58.4	19.87	21.18	16.11	32.5	19.99
septiembre	61.6	18.63	20.60	16.34	135.5	18.95
octubre	34.8	16.25	18.98	13.77	16.0	16.30
noviembre	17.5	12.95	16.07	10.67	0	14.18
diciembre	19.1	10.33	12.72	7.21	43.50	9.86
Total anual	381.9				471.50	
Promedio mensual		15.80				16.20

Los suelos del área se caracterizan por su alto contenido de yeso, desde 38 % en la Hediondilla hasta 52 % en La Soledad y La Trinidad. Son suelos de textura franco limosa, moderadamente alcalinos (pH de 8) y un contenido de materia orgánica que fluctúa desde 1.24 en La Trinidad, 1.59 en La Soledad hasta 5.05 en La Hediondilla (Pando-Moreno *et al.* 2018).

Los elementos principales de la vegetación corresponden a las familias Poaceae, Chenopodiaceae y Frankeniaceae (Rzedowski 2006). Con base en las 50 especies vegetales que tuvieron los mayores valores de cobertura, Estrada-Castillón *et al.* (2010) determinan, que en el área se presentan nueve asociaciones vegetales con tres gramíneas dominantes: *Muhlenbergia villiflora* Hitchc. var. *villiflora* (liendrilla salina), *Scleropogon brevifolius* Phil. (cola de zorro) y *Bouteloua dactyloides* Nutt. (zacate búfalo). Asimismo, reportan entre las especies con las mayores frecuencias relativas a *Frankenia gypsophila*, *Machaeranthera pinnatifida* (Hook.) Shinners (árnica), *Muhlenbergia villiflora*, *Scleropogon brevifolius* y *Zinnia anomala* A. Gray. (cinia).

Es un área importante para la conservación por la existencia de especies endémicas de fauna como por ejemplo, *Cynomys mexicanus* Merriam (perrito de la pradera), con condiciones también para la anidación de *Aquila chrysae*-

tos Linnaeus (águila real) y endemismos de especies vegetales como Frankenia gypsophila I.M.Johnst. (flor de cal), Bouteloua chasei Swallen (navajita salina), Dicranocarpus sp. y Nerisyrenia sp. (Arriaga et al. 2000).

Selección de las especies. Las especies se determinaron por la representatividad de las mismas en el área; se eligieron las de mayores frecuencias relativas y con disponibilidad de semilla en los meses de colecta (mayo-junio del 2017). Solo se utilizó este lote de semillas en la investigación. Las especies fueron las siguientes: Frankenia gypsophila, Machaeranthera pinnatifida, Muhlenbergia villiflora, Scleropogon brevifolius, Dasyochloa pulchella (Kunth) Willd. ex Rydb. (zacate borreguero) y Zinnia anomala.

Diseño experimental. El lote de semillas provino de por lo menos cinco plantas madre por especie, con un total de 500 semillas por especie aproximadamente. Una vez seleccionadas las semillas de apariencia sana se formaron cuatro grupos (uno para cada fecha de siembra) de 50 semillas por especie, con el fin de asegurar características homogéneas en las cuatro siembras. Las semillas se almacenaron en frascos cerrados herméticamente, con poca luz y a temperatura ambiente al interior.

En el transcurso de dos años y medio se efectuaron cuatro pruebas de germinación (recién colectadas las semillas, a los ocho meses de colectadas, a los 24 meses y a los 27 meses) para cada una de las seis especies vegetales que se evaluaron. La siembra se realizó en cajas Petri con 10 semillas por caja, un total de cinco repeticiones por especie (n = 5). Para la siembra, se utilizó como sustrato agar bacteriológico (Bioxon) al 16 %. Las cajas Petri fueron colocadas en germinadora (Seedburo®, serie 123509101), en el Laboratorio de zonas áridas, con 14 horas luz a una temperatura de 28 °C y 10 horas oscuridad a una temperatura de 18 °C, a fin de representar las condiciones de temperatura y horas luz promedio en el área de estudio en las fechas que se colectó la semilla (Tabla 1).

Se contabilizaron las semillas germinadas durante 30 días posteriores a la siembra y, con esta información, se determinó el porcentaje de germinación. Se evaluó también el tiempo medio de germinación ( $t_{50}$ ), el cual indica el número de días en que germinó el 50 % de las semillas que hayan germinado en los 30 días que duró el experimento (Díaz 1993).

Unicamente los datos de F. gypsophila cumplieron con la distribución normal y homogeneidad de varianza, por lo que la comparación entre los porcentajes de germinación de las diferentes fechas se hizo mediante análisis de varianza (ANOVA) seguido de una prueba de Tukey ( $P \le 0.05$ ). Los valores de porcentaje de germinación de M. pinnatifida, D.punchella y Z. anomala tuvieron distribución normal, pero no varianzas homogéneas por lo que, para estas especies, se optó por la prueba de Games Howell (Casas & Veitía 2008) para la comparación de medias. Las dos especies restantes, Muhlenbergia villiflora y villiflora

El tiempo medio de germinación ( $t_{50}$ ) se determinó solamente en las especies con un porcentaje de germinación mayor al 10 %, ya que esta prueba no es representativa en bajos porcentajes de germinación (Díaz 1993). Por ello, para este parámetro, se analizaron únicamente cuatro especies: *Frankenia gypsophila*, *Zinnia anomala*, *Machaeranthera pinnatifida* y *Dasyochloa pulchella*.

### Resultados

En cuatro de las seis especies estudiadas, el porcentaje de germinación disminuyó a través de los 2.5 años de esta investigación: *Frankenia gypsophila*, *Machaeranthera pinnatifida*, *Dasyochloa pulchell*a y *Zinnia anomala*. Las dos especies restantes (*Scleropogon brevifolius* y *Muhenbergia villiflora*) no germinaron en ninguna de las fechas.

Frankenia gypsophila tuvo porcentajes de germinación iguales en las dos primeras fechas de prueba, así como entre la tercera y la cuarta (F = 15.534; P = 0.949 y 0.998 respectivamente) (Tabla 2). Machaeranthera pinnatifida mostró el mismo porcentaje de germinación en las primeras dos siembras (F = 41.171; P = 0.814) y, a partir de la tercera siembra, es decir a los dos años, no se presentó germinación.

A pesar de la aparente diferencia en el porcentaje de germinación de Dasyochloa pulchella entre la primera y la

segunda fecha (44 y 14 %), éstas fueron estadísticamente iguales (F = 11.325; P = 0.814) (<u>Tabla 2</u>) y no presentó germinación en las siguientes dos siembras.

**Tabla 2.** Porcentaje promedio de germinación y desviación estándar para cada siembra. Letras diferentes en las líneas indican diferencias significativas ( $P \le 0.05$ ).

Especie	Tiempo de almacenamiento en meses					
	0	8	24	27		
Dasyochloa pulchella	44 (±25.1) a	14 (±11.4) a	0 <i>b</i>	0 <i>b</i>		
Frankenia gypsophila	86 (±11.4) a	92 (±8.3) a	36 (±27.9) b	34 (±27.0) b		
Machaeranthera pinnatifida	54 (±11.4) a	46 (±16.7) a	0 <i>b</i>	0 <i>b</i>		
Muhlenbergia villiflora	6 (±5.4) a	6 (±5.4) a	0 <i>a</i>	0 <i>a</i>		
Scleropogon brevifolius	6 (±5.4) a	4 (±5.4) a	0 <i>a</i>	0 <i>a</i>		
Zinnia anomala	70 (±15.8) a	12 (±10.9) b	0 <i>b</i>	0 <i>b</i>		

Scleropogon brevifolius tuvo porcentajes de germinación del 6 % en la primera y 4 % en la segunda siembra, después de ésta no se reporta germinación. El análisis de los datos para esta especie revela que los porcentajes de las primeras dos siembras son estadísticamente iguales a las siembras en donde no hubo germinación ( $\chi^2 = 6.840$ ; P = 0.077).

Una situación similar se observó con *Muhlenbergia villiflora*, la cual presentó una diferencia, aunque marginal ( $\chi^2 = 8.143$ ; P = 0.043) en los porcentajes de germinación entre fechas de siembra. En la primera y la segunda fecha tuvo 6 % de germinación y en la tercera y cuarta fecha fue nula. Sin embargo, el análisis por pares (primera vs segunda fecha, primera vs tercera, primera vs cuarta, etc.) no mostró diferencias significativas entre grupos, lo que indica que el porcentaje de germinación fue nulo en las cuatro siembras.

La especie *Zinnia anomala* presentó una diferencia significativa entre la primera siembra y el resto de las siembras (F = 60.59; P = 0.001). En la primera siembra el porcentaje de germinación fue de 70 %, bajó a 12 % para la segunda fecha y a 0 % en la tercera y cuarta fecha de siembra.

Análisis del tiempo medio de germinación ( $t_{50}$ ). El tiempo medio de germinación varió entre las fechas de siembra para dos de las especies: F. gypsophila (P = 0.016) y M. pinnatifida (P = 0.008) (Tabla 3). En el caso de F. gypsophila, el tiempo medio de germinación fue menor conforme las semillas tenían más tiempo de haber sido colectadas, contrario a lo que ocurrió con M. pinnatifida que incrementó los días a la germinación en la segunda siembra (Tabla 3).

D. pulchella y Z. anomala mantuvieron la misma velocidad de germinación (P = 0.84; 0.76) en las dos fechas de siembra que fue posible evaluarlas, antes de que el porcentaje de germinación fuera igual a cero (<u>Tabla 3</u>).

**Tabla 3.** Valores de  $t_{50}$  para las especies analizadas. En porcentajes de germinación inferiores a 10 % no se analizó  $t_{50}$ . Letras diferentes en las líneas indican diferencias significativas ( $P \le 0.05$ ).

Especie	Número de siembra				
	1 día	<b>2</b> <i>dí</i> as	3 días	4 días	
Frankenia gypsophila	6.9±11.8 a	2.9±7.4 a	2.3±14.0 b	1.4±10.5 b	
Machaeranthera pinnatifida	2.6±3.7 a	4.2±6.5 b			
Dasyochloa pulchella	1.0±6.9 a	0.6±5.3 a			
Zinnia anomala	3.7±6.2 a	2.1±4.5 a			

#### Discusión

Las semillas pueden mantener su viabilidad durante largos períodos como una adaptación de éstas para sobrevivir en condiciones desfavorables y adversas, aunque no indefinidamente (Montejo *et al.* 2002). Esta adaptabilidad se manifiesta i) cuando las semillas no germinan debido a que las condiciones ambientales no son apropiadas (latencia impuesta) y ii) cuando las condiciones ambientales para germinar son óptimas, pero condiciones propias de las semillas se lo impiden (latencia innata o dormancia) (Prisco *et al.* 1992).

La importancia ecológica de la latencia de las semillas reside primordialmente en evitar la germinación cuando las condiciones ambientales son adecuadas para ésta, pero las perspectivas de un establecimiento exitoso y crecimiento de las plántulas no parecen adecuadas (Eira & Caldas 2000).

La germinabilidad de las seis especies aquí estudiadas, expresada mediante porcentajes de germinación, fue menor a los dos años que recién colectada la semilla y, en cinco de ellas, hubo nulo porcentaje de germinación a los dos años. Estos resultados avalan la hipótesis planteada de que la germinabilidad y/o el tiempo medio de germinación de estas especies sería menor al término de dos años y medio de haber sido colectadas.

Esta pérdida de germinabilidad de las semillas con el paso del tiempo no se presenta de manera generalizada, sino que está en función de la estrategia de germinación que tenga la especie. En algunas especies de cactáceas como *Opuntia streptacantha* Lem. es común observar que requieren cierto tiempo después de almacenarse para germinar y poder romper su latencia fisiológica (Mandujano *et al.* 2005) y se ha observado que ciertos hongos (*Penicillium chrysogenum*, *Phoma* sp., *Trichoderma koningii* y *T. harzanium*) contribuyen a reducir su resistencia mecánica a la germinación (Delgado-Sánchez *et al.* 2011). Para semillas de otras cactáceas como *Stenocereus zopilotensis* (Arreola-Nava & Terrazas 2004), conservadas a temperatura ambiente, existen reportes de que los porcentajes de germinación fueron mayores a los 273 días después de colectadas las semillas que a los 70 días tras su colecta para todos los tratamientos pre-germinativos, excepto el testigo y el remojo en agua por 24 horas (Monteon-Ojeda *et al.* 2021).

El promedio de germinación reportado por Contreras-Quiroz *et al.* (2015) para *F. gypsophila* es ligeramente inferior (75.4 %) al obtenido en esta investigación (86 %) con un tiempo medio de germinación ( $t_{50}$ ) similar al del presente estudio, en ambos casos con semillas recién colectadas.

En especies de pastos, la latencia que se presenta comúnmente es la fisiológica (Baskin & Baskin 1998); esto podría explicar los bajos porcentajes de germinación (6 %) de *M. villiflora* desde la primera fecha de siembra. Sin embargo, Contreras-Quiroz *et al.* (2015) reportan una germinación promedio de 67 % para esa misma especie. Es posible que las temperaturas utilizadas durante la germinación hayan tenido un efecto en romper la latencia de estas semillas. Contreras-Quiroz *et al.* (2015) utilizaron una máxima de 30 °C y una mínima de 16 °C y en el presente estudio éstas fueron de 28 °C y 18 °C. Si bien las temperaturas utilizadas por Contreras-Quiroz *et al.* (2015) no fueron notablemente diferentes de las usadas en este estudio, pudieron haber causado un efecto en las semillas de *M. villiflora* si éstas poseen dormancia física. La dormancia física se debe a la presencia de capas de células de palizada, impermeables al agua, en las semillas. Esta dormancia puede romperse mediante fluctuaciones de temperatura (Baskin *et al.* 2000), con periodos cortos de temperaturas bajas seguidos de altas temperaturas para acelerar la germinación (Khurana & Singh 2001).

La estrategia de multiplicación vegetativa por estolones es conocida en *Scleropogon brevifolius* y esto podría ser una explicación para el bajo porcentaje de germinación que presentó (Anton *et al.* 1998). Sin embargo, en el caso de *Zinnia anomala*, la diferencia significativa del porcentaje de germinación entre la primera siembra y el resto de las siembras podría indicar que esta especie produce semillas que necesitan germinar rápido debido a su pérdida de germinabilidad.

Mediante el método aquí utilizado, sería incierto afirmar qué especies presentaron latencia y cuáles perdieron su viabilidad, ya que la ausencia de germinación no necesariamente significa latencia (Finch-Savage & Leubner-Metzger 2006). El presente estudio no es definitivo, pero los resultados sugieren que estas especies no tienen potencial para almacenamiento bajo condiciones ambientales, lo que limita las posibilidades de contar con un banco de semillas *ex-situ* para hacer revegetaciones. Lo anterior deberá tomarse en consideración cuando se diseñen programas de restauración para esas áreas.

Aún falta mucho por conocer sobre la biología reproductiva de estas especies como restauradoras potenciales de comunidades gipsófilas, así como sus mecanismos de respuesta a factores ambientales, especialmente para especies de distribución restringida a ámbitos locales (Martínez Sánchez *et al.* 2008) como son las especies aquí estudiadas. Sin embargo, la hipótesis de que algunas de las especies presentan mecanismos para diferir su germinación y esto se ve reflejado en un aumento de porcentaje de germinación al término de los dos años no se cumple, ya que ninguna de las especies estudiadas mostró mayor porcentaje de germinación a los dos años que recién colectadas sus semillas.

Las semillas de las especies *Frankenia gypsophila*, *Machaeranthera pinnatifida* y *Dasyochloa pulchella* se pueden mantener viables hasta ocho meses en almacenamiento con escaso control de las condiciones ambientales. *F. gypsophila* mantuvo su germinabilidad hasta los 27 meses, aunque con un porcentaje de germinación alrededor de tres veces menor al presentado a los ocho meses.

Entre los mecanismos de supervivencia más importantes de las plantas desérticas está la velocidad de germinación (Jurado *et al.* 2000, Flores *et al.* 2005) ya que, particularmente en las zonas áridas, la cantidad y tiempo de precipitación son impredecibles, por lo que la rapidez con que una semilla germine y logre establecerse puede ser determinante para la supervivencia de la especie. El tiempo medio de germinación ( $t_{50}$ ) de las cuatro especies que pudieron ser evaluadas fue siempre inferior a siete *días*, lo cual es relativamente rápido si se compara con los tiempos de germinación de especies de ambientes más húmedos.

*F. gypsophila* tuvo una velocidad de germinación rápida en todas las fechas de siembra, excepto en la primera que tuvo un valor de t<sub>50</sub> de 6.9 días, considerado como germinación lenta de acuerdo con la clasificación hecha por Jurado & Westoby (1992). Conforme disminuyó el porcentaje de germinación, la velocidad de germinación (expresada por t50) fue más rápida. Una situación semejante se presentó con las semillas de *Z. anomala*, en las cuales el porcentaje de germinación fue mayor en la primera siembra y su tiempo medio de germinación fue más lento (3.7 días) que en la segunda siembra (2.1 días). *D. pulchella* no mostró diferencias estadísticas en los porcentajes, ni en los valores de t<sub>50</sub> entre las dos fechas en que presentó germinación. Sin embargo, tanto el porcentaje como el tiempo medio de germinación presentaron una tendencia a disminuir con el tiempo, similar a los resultados encontrados en este estudio para otras de las especies.

Los resultados encontrados en esta investigación son coincidentes con lo reportado por Jurado & Westoby (1992), quienes mencionan que una baja germinabilidad suele estar asociada con una rápida y media velocidad de germinación, mientras que una alta germinabilidad tiende a estar asociada con media y lenta velocidad de germinación como fue el caso de las especies aquí estudiadas. Puede interpretarse que las plantas arriesgan muchas semillas solamente cuando las condiciones son favorables, por ejemplo, después de varios días de lluvia o en un sitio bajo, que mantiene un alto contenido de humedad en el suelo y permitiría el establecimiento de las plántulas.

Los conocimientos aportados por esta investigación sobre el porcentaje y velocidad de germinación de las especies estudiadas permitirán estimar la cantidad adecuada de semilla para lograr la densidad deseada en una siembra con miras a la restauración del área y hacer que su germinación coincida con las condiciones de precipitación y temperatura favorables del área.

### Agradecimientos

A la Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales.

## Literatura citada

Anton AM, Connor HE, Astegian ME. 1998. Taxonomy and floral biology of *Scleropogon* (Eragrostideae: Gramineae). *Plant Species Biology* **13**: 35-50. DOI: <a href="https://doi.org/10.1111/j.1442-1984.1998.tb00246.x">https://doi.org/10.1111/j.1442-1984.1998.tb00246.x</a>

Arreola-Nava HJ, Terrazas T. 2004. *S. zopilotensis* Arreola-Nava and Terrazas (Cactaceae), a new species from México. *Brittonia* **56**: 96-100. DOI: <a href="https://doi.org/10.1663/0007-196X(2004)056[0096:SZAATC]2.0.CO;2">https://doi.org/10.1663/0007-196X(2004)056[0096:SZAATC]2.0.CO;2</a>

Arriaga L, Espinoza JM, Aguilar C, Martínez E, Gómez L, Loa E. coords. 2000. Regiones terrestres prioritarias de

- *México*. *Escala de trabajo 1:1 000 000*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. <a href="http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rtp">http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rtp</a> 080.pdf (accessed August 8, 2020).
- Bassett I, Simcock R, Mitchell N. 2005. Consequences of soil compaction for seedling establishment: Implications for natural regeneration and restoration. *Austral Ecology* **30**: 827-833. DOI: <a href="https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01525.x">https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01525.x</a>
- Baskin CC, Baskin JM. 1998. Ecology of seed dormancy and germination in grasses. *In*: Cheplick, GP, eds. *Population biology of grasses*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, pp. 30-83. ISBN: 978-0521572057
- Baskin JM, Baskin CC, Li X. 2000. Taxonomy, anatomy, and evolution of physical dormancy in seeds. *Plant Species Biology* **15**: 139-152. <a href="https://doi.org/10.1046/j.1442-1984.2000.00034.x">https://doi.org/10.1046/j.1442-1984.2000.00034.x</a>
- Casas G, Veitía N. 2008. Aplicación de métodos de comparaciones múltiples en Biotecnología Vegetal, *Biotecnología Vegetal* **8**: 67-71.
- CNA [Comisión Nacional del Agua]. 2021. *Proyecto De Bases De Datos Climatológicos, San Rafael, Galeana*. CDMX, México: Coordinación General del Servicio Meteorológico Nacional. <a href="https://smn.conagua.gob.mx/tools/RESOURCES/Mensuales/nl/00019057.TXT">https://smn.conagua.gob.mx/tools/RESOURCES/Mensuales/nl/00019057.TXT</a> (accessed October 12, 2021).
- Commander LE, Golos PJ, Miller BP, Merritt DJ. 2017. Seed germination traits of desert perennials. *Plant Ecology* **218**: 1077-1091. DOI: <a href="https://doi.org/10.1007/s11258-017-0753-7">https://doi.org/10.1007/s11258-017-0753-7</a>
- CONABIO [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad]. 2020. *Biodiversidad mexicana*. *Categorías de riesgo en México*. <a href="https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/catRiesMexico">https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/catRiesMexico</a> (accessed January 14, 2021).
- Contreras-Quiroz MR, Pando-Moreno M, Jurado E. 2015. Seed germination of plant species from semiarid zones after hydration-dehydration treatments. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas* **14**: 41-50.
- Delgado-Sánchez P, Ortega-Amaro MA, Jiménez-Bremont JF, Flores J. 2011. Are fungi important for breaking seed dormancy in desert species? Experimental evidence in *Opuntia streptacantha* (Cactaceae). *Plant Biology* **13**: 154-159. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2010.00333.x
- Díaz LZ. 1993. Observaciones sobre el comportamiento en la germinación de las semillas de *Asphodelus* L. (Asphodelaseae). *Lagascalia* 17: 329-352.
- Dorner J. 2002. *An introduction to using native plants in restoration projects*. Seatle, Washington: Plant Conservation Alliance. <a href="https://www.fs.fed.us/wildflowers/Native\_Plant\_Materials/documents/intronatplant.pdf">https://www.fs.fed.us/wildflowers/Native\_Plant\_Materials/documents/intronatplant.pdf</a> (accessed February 26, 2021).
- Echavarría-Cháirez FG, Rubio-Aguirre FA. 2020. Deterioro de los pastizales por agricultura y ganadería. *In*: CONA-BIO, eds. *La biodiversidad en Zacatecas*. *Estudio de Estado*. México. pp. 407-411. ISBN 978-607-8570-37-9.
- Eira MT, Caldas LS. 2000. Seed dormancy and germination as concurrent processes. *Revista Brasileira de Fisiología Vegetal* **12**: 85-104.
- Elías SG, Copeland LO, McDonald MB, Baalbaki RZ. 2012. *Seed testing: Principles and practices*. Michigan, USA: Michigan State University Press. ISBN: 978-1611860399
- Escudero A, Carnes LF, Pérez-García F. 1997. Seed germination of gypsophytes and gypsovags in semi-arid central Spain. *Journal of Arid Environments* **36**: 487-497. DOI: <a href="https://doi.org/10.1006/jare.1996.0215">https://doi.org/10.1006/jare.1996.0215</a>
- Estrada-Castillón E, Scott-Morales L, Villarreal-Quintanilla JA, Jurado-Ybarra E, Cotera-Correa M, Cantú-Ayala C, García-Pérez J. 2010. Clasificación de los pastizales halófitos del noreste de México asociados con perrito de las praderas (*Cynomys mexicanus*): diversidad y endemismo de especies. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 401-416. DOI: <a href="http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2010.002.231">http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2010.002.231</a>
- Finch-Savage WE, Leubner-Metzger G. 2006. Seed dormancy and the control of germination. *New Phytologist* **171**: 501-523. DOI: <a href="https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01787.x">https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01787.x</a>
- Flores J, Arredondo A, Jurado E. 2005. Comparative seed germination in species of *Turbinicarpus*: an endangered cacti genus. *Natural Areas Journal* **25**: 183-187.
- Gutiérrez M. 2008. *Impacto antropogénico en la región prioritaria para la conservación "El Tokio"*, en el altiplano *mexicano*. MSc Thesis. Universidad Autónoma de Nuevo León.

- Hejda M, Pyšek P, Jarošík V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* **97**: 393-403. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x
- Hernández JA, Pérez DR. 2021. Tratamientos germinativos para restauración ecológica en gran escala en tierras secas: avances en *Larrea cuneifolia* Cav. *SEMIÁRIDA Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam* **31**: 45-54. DOI: <a href="http://dx.doi.org/10.19137/semiarida.2021(01).45-54">http://dx.doi.org/10.19137/semiarida.2021(01).45-54</a>
- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 1981. *Carta estatal. Climas escala 1:1000000*. DF, México. Jurado E, Aguirre O, Flores J, Navar J, Villalón H, Wester D. 2000. Germination in Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Journal of Arid Environments* **46**: 413-424. DOI: https://doi.org/10.1006/jare.2000.0684
- Jurado E, Westoby M. 1992. Germination biology of selected Central Australian plants. *Australian Journal of Ecology* 17: 341-348. DOI: <a href="https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1992.tb00816.x">https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1992.tb00816.x</a>
- Khurana E, Singh JS. 2001. Ecology of tree seed and seedlings: implications for tropical forest conservation and restoration. *Current Science* **80**: 748-757.
- Mandujano MC, Montaña C, Rojas-Aréchiga C. 2005. Breaking seed dormancy in *Opuntia rastrera* from the Chihuahuan desert. *Journal of Arid Environments* **62**: 15-21. DOI: <a href="https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.10.009">https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.10.009</a>
- Martínez Sánchez JJ, Franco Leemhuis JA, Vicente Colomer MJ, Muñoz Muñoz M, Bañón Arias S, Conesa Gallego E, Fernández Hernández JA, Valdés Illán R, Miralles Crespo J, Ochoa Rego J, Aguado López M, Esteva Pacual J, López Marín, J, Aznar Morell L. 2008. *Especies silvestres mediterráneas con valor ornamental. Selección, producción viverística y utilización en jardinería*. Murcia, España: Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad, Consejería de Agricultura y Agua, Región de Murcia. ISBN: 978-84-691-8182-9
- McCready B, Mehlman D, Kwan D, Abel B. 2005. The nature conservancy's prairie wings project: a conservation strategy for the grassland birds of the Western Great Plains. In: Ralph CJ, Rich, TD, eds. Bird conservation Implementation and integration in the Americas: proceedings of the third international partners in flight conference, 2002 March 20-24; Asilomar, California, Volume 2 Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191. Albany, CA: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, pp. 1158-1161. DOI: <a href="https://doi.org/10.2737/PSW-GTR-191">https://doi.org/10.2737/PSW-GTR-191</a>
- Montejo LA, Sánchez JA, Muñoz B. 2002. Incremento de la germinación en semillas de fruta bomba por aplicación de tratamientos pregerminativos de hidratación-deshidratación. *Cultivos Tropicales* **23**: 27-31.
- Monteon-Ojeda A, Piedragil-Ocampo B, García-Escamilla P, Durán-Trujillo Y, Romero-Rosales T. 2021. Effect of imbibition treatments on the germination of *Stenocereus zopilotensis* (Cactaceae) native from Guerrero, Mexico. *Terra Latinoamericana* **39**: 1-8. e827. DOI: <a href="https://doi.org/10.28940/terra.v39i0.827">https://doi.org/10.28940/terra.v39i0.827</a>
- Pando-Moreno M, Reyna L, Scott L, Jurado E. 2018. Caracterización del suelo en colonias de *Cynomys mexicanus* Merriam, 1892 en el noroeste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4: 98-105. DOI: <a href="https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i17.424">https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i17.424</a>
- Patiño J, Whittaker RJ, Borges PAV, Fernández-Palacios JM, Ah-Peng C, Araújo MB, Ávila SP, Cardoso P, Cornuault J, de Boer EJ, de Nascimento L, Gil A, González-Castro A, Gruner DS, Heleno R, Hortal J, Illera JC, Kaiser-Bunbury CN, Matthews TJ, Papadopoulou A, Pettorelli N, Price JP, Santos AMC, Steinbauer MJ, Triantis KA, Valente L, Vargas P, Weigelt P, Emerson BC. 2017. A roadmap for island biology: 50 fundamental questions after 50 years of the theory of island biogeography. *Journal of Biogeography* 44: 963-983. DOI: <a href="https://doi.org/10.1111/jbi.12986">https://doi.org/10.1111/jbi.12986</a>
- Pérez-García F, Villamil JM. 2001. Viabilidad, vigor, longevidad y conservación de semillas. Hojas Divulgadoras, 2112 HD. España: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. <a href="https://www.coiaclc.es/wp-content/up-loads/2016/05/Viabilidad.pdf">https://www.coiaclc.es/wp-content/up-loads/2016/05/Viabilidad.pdf</a> (accessed April 23, 2021).
- Prisco JT, Haddad CR, Bastos JLP. 1992. Hydration-dehydration seed pre-treatment and its effects on seed germination under water stress conditions. *Revista Brasileña de Botánica* **15**: 31-35.
- Rzedowski J. 2006. *Vegetación de México* 1ª Edición Digital. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- SEMARNAT [Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales]. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-

059-SEMARNAT-2010: 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*. 2da Sección, 30 de diciembre de 2010.

Zaragoza-Quintana EP, Cotera-Correa M, Scott-Morales LM, Pando-Moreno M. 2012. Uso histórico del pastizal en las áreas naturales protegidas para el perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*) en Nuevo León, México. *In*: Cervantes F, Ballesteros-Barrera C, eds. *Estudio sobre la Biología de Roedores Silvestres Mexicanos*. DF, México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, pp. 105-115. ISBN: 978-607-02-3779-9

Editor de sección: Joel Flores

Contribución de los autores: ASC preparación del borrador original, trabajo de laboratorio, análisis y conservación de datos originales; MRCQ ajuste de la metodología, revisión y edición del primer borrador; MGG supervisión del trabajo de laboratorio, revisión de análisis estadísticos, revisión y edición del primer borrador; MPM conceptualización, financiamiento, revisión, edición, supervisión y dirección del proyecto.