



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Demografía para la conservación de *Strombocactus
disciformis* (DC.) Britton & Rose, en la localidad Agua del
Ángel en el municipio de Peñamiller, Querétaro, México**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

VANIA REBECA OLMOS LAU



**DIRECTORA DE TESIS:
DRA. MARÍA DEL CARMEN MANDUJANO
SÁNCHEZ
2016**



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

DATOS DEL JURADO

Alumno:

Vania Rebeca Olmos Lau
stikish@ciencias.unam.mx
412059924
Facultad de Ciencias, UNAM

Sinodal 1:

Dra.
María del Carmen
Mandujano
Sánchez

Sinodal 2:

Dra.
Mariana
Hernández
Apolinar

Sinodal 3:

Dr.
Víctor Daniel
Ávila
Akerberg

Sinodal 4:

M. en C.
Iván Israel
Castellanos
Vargas

Sinodal 5:

M. en C.
Gabriel
Arroyo
Cosultchi

AGRADECIMIENTOS OFICIALES

Mi más grato agradecimiento a la Dra. María del Carmen Mandujano Sánchez por la dirección de esta tesis y su apoyo académico durante todo el proceso de desarrollo e investigación. Al Laboratorio de Genética y Ecología del Departamento de Ecología de la Biodiversidad del Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), que prestó sus instalaciones para realizar este trabajo.

Este proyecto se realizó gracias al financiamiento del proyecto PAPIIT-UNAM IN207411-3, SEP-CONACyT 221362 y del presupuesto operativo del Instituto de Ecología, UNAM, otorgados a la Dra. María del Carmen Mandujano Sánchez.

Esta tesis se llevó a cabo dentro del Taller: “Ecología Terrestre y Manejo de Recursos Bióticos”, de la Facultad de Ciencias, UNAM, bajo la asesoría de los profesores que allí participan: el Dr. Zenón Cano Santana, el Dr. Víctor López, la M. en C. Irene Pisanty, el M. en C. Iván Castellanos Vargas, la M. en C. Rosa Mancilla Ramírez, la Dra. Mónica Elisa Queijeiro Bolaños, la Dra. Mariana Hernández Apolinar y el M. en C. Juan Carlos Flores Vázquez.

Agradezco la disposición y tiempo que brindó el Dr. Jordan Golubov, el M. en C. Gabriel Arroyo Colsultchi y el Biol. Óscar Sandino Guerrero, quienes me ayudaron en el trabajo de campo y en elaborar análisis.

Al Ejido de Agua del Ángel, Peñamiller, Querétaro, por el apoyo y las facilidades otorgadas. Igualmente se agradece al personal del Jardín Botánico Regional de Cadereyta “Ing. Manuel González de Cosío” por las facilidades de trabajo, información sobre la localidad de estudio y registros geográficos de la especie.

A la Dra. Mariana Rojas Aréchiga, y la Lic. Anabel Domínguez Reyes por el apoyo en la logística de las salidas de campo y trabajo de laboratorio.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A Dios, por la fuerza, la paciencia, la sabiduría y el camino.

A mi mamá por su incondicional apoyo ya fuera cerca o lejos y por habernos llevado a viajar y ver tantas cosas, maravillas que inspiraron mi amor por la naturaleza.

A mi papá por darme un hogar todos estos años y aguantar mi filosofía de vida tan distinta a la suya.

A mi hermano por ser el mejor ejemplo de que cuando va a hacer las cosas las va a hacer bien y con todo.

A Elva por ser mi segunda madre.

A México por ser un país que inspira.

A mis primos Olmos por mantenerme cuerda con su presencia y diversión cuando ya no quería más escuela.

A mis primos Lau por todas sus particularidades que en conjunto me han enseñado mucho.

A Oma por ser el mejor ejemplo de una mujer fuerte y de fe.

A Sirykit por que la amo.

A todos mis amigos en todas partes que con sus diferentes estilos de vida me mantienen con una amplia perspectiva del mundo.

A Grace, por ser mi ejemplo a seguir en el proceso de hacer una tesis.

A la música y el baile por mantenerme cuerda también.

A la UNAM por existir.

Citar como:

Olmos Lau, V. 2016. Demografía para la conservación de *Strombocactus disciformis* (DC.) Britton & Rose, en la localidad de Agua del Ángel, Peñamiller, Querétaro, México. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 75 pp.

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN	10
1.1 Importancia de las cactáceas en las zonas xerofíticas de México	10
1.2 Amenazas	12
1.2.1 Amenazas extrínsecas	12
1.2.2 Amenazas intrínsecas	13
1.2.3 Saqueo y comercio ilegal de las cactáceas mexicanas y sus semillas	14
1.3 Estatus de protección nacional e internacional	15
1.3.1 NOM-059-SEMARNAT-2010	15
1.3.2 Lista Roja IUCN	15
1.3.3 CITES	16
1.4 Problemática sobre la conservación de <i>Strombocactus disciformis</i> en México	17
1.4.1 Conservación <i>ex situ</i> e <i>in situ</i>	17
1.4.2 Gestión y aprovechamiento	18
1.4.3 Lagunas en la investigación	20
1.5 Justificación	21
II. OBJETIVOS	23
III. ESPECIE DE ESTUDIO	24
3.1 Descripción morfológica	24
3.2 Distribución geográfica y filogenia	25
3.3 Usos	26
IV. SITIO DE ESTUDIO	27
4.1 Ubicación geográfica	27
4.2 Vegetación	27
V. MATERIALES Y MÉTODOS	28
5.1 Colecta de datos	28
5.2 Reintroducción en campo	29
5.3 Germinación en laboratorio y campo	30
5.4 Matriz de transición	31
5.5 Simulaciones numéricas	34
5.6 Búsqueda de comercio en Internet	34
VI. RESULTADOS	36
6.1 Dinámica poblacional	36
6.1.1 Ciclo de vida	36
6.1.2 Estructura de tamaños	36
6.1.3 Éxito de reintroducción	38
6.1.4 Actividad reproductiva	38
6.1.5 Germinación	40
6.2 Matriz de frecuencias observadas y matriz de transición	41
6.3 Simulaciones numéricas	43
6.3.1 Simulaciones de saqueo	47
6.3.2 Simulaciones para incrementar λ	47
6.4 Comercio en Internet	48
6.4.1 Análisis de base de datos de comercio CITES	48
6.4.2 Análisis de comercio en línea	49
VII. DISCUSIÓN	53
7.1. Propuestas de conservación con evidencia de demografía poblacional	53
7.1.1 Conservación <i>in situ</i>	54
7.1.2 Protección del hábitat para conservar la especie	55
7.1.3 Extracción de semillas para reintroducción	57
7.1.4 Extracción para aprovechamiento	60
7.2 Implicaciones de comercio en línea	61
7.2.1 Propuesta de regulación	62
VIII. CONCLUSIONES	64
LITERATURA CITADA	66

ÍNDICE DE CUADROS Y FIGURAS

CUADROS

Cuadro 1. Categorías, intervalos de tamaño y los criterios biológicos para la separación de categorías.	34
Cuadro 2. Datos demográficos y reproductivos de la población de <i>S. disciformis</i> en Agua del Ángel de 2014 a 2015.	38
Cuadro 3. Frecuencia de estructuras reproductivas de <i>S. disciformis</i> entre 2014 y 2015.	40
Cuadro 4. Matriz de frecuencias observadas en campo.	42
Cuadro 5. Matriz A de transición de la población de <i>S. disciformis</i> en Agua del Ángel del 2014-2015.	42
Cuadro 6. Matriz de sensibilidad de la matriz A de transición.	43
Cuadro 7. Matriz de elasticidad de la matriz A de transición.	43
Cuadro 8. Comparación de valores de λ al modificar los valores de la matriz A .	44
Cuadro 9. Valores de elasticidad de las simulaciones realizadas sobre la matriz A original.	44
Cuadro 10. Matriz de simulación de <i>S. disciformis</i> en Agua del Ángel.	46
Cuadro 11. Matriz de sensibilidad de la matriz de simulación.	46
Cuadro 12. Matriz de elasticidad de la matriz de simulación.	46
Cuadro 13. Modificaciones realizadas sobre los valores de transición de la matriz de simulación.	47
Cuadro 14. Precio comercial de las diferentes especies y variedades del género <i>Strombocactus</i> reconocidas por vendedores en el mercado en línea.	51
Cuadro 15. Localidades donde se recolectan semillas del medio silvestre de <i>S. disciformis</i> para su venta en línea y el número de tiendas que las ofertan.	52

FIGURAS

Figura 1. Mapa de distribución de <i>Strombocactus disciformis</i> .	18
Figura 2. <i>Strombocactus disciformis</i> con flor.	25
Figura 3. Sitio de estudio Agua del Ángel, Peñamiller, Querétaro, México.	27
Figura 4. Burros ferales observados en el sitio de estudio Agua del Ángel.	29
Figura 5. <i>Fouquieria splendens</i> utilizada como nodriza para el experimento de germinación en campo.	31
Figura 6. Ciclo de vida de <i>Strombocactus disciformis</i> en Agua del Ángel.	36
Figura 7. Comparación de la estructura poblacional entre 2014 y 2015.	37
Figura 8. Relación del tamaño con la producción de estructuras reproductivas.	39
Figura 9. Semillas germinadas en campo dentro del contenedor experimental.	41
Figura 10. Países con tiendas en línea que venden <i>Strombocactus</i> .	50
Figura 11. Alta densidad de <i>Strombocactus disciformis</i> sobre una pared de suelo en la ladera del sitio Agua del Ángel.	57

RESUMEN

Las cactáceas son prioritarias para la conservación en México por que alberga una alta riqueza de especies, muchas de ellas catalogadas en alguna categoría de riesgo; así como un alto número de endemismos. Las amenazas para las cactáceas globosas son tanto extrínsecas, (saqueo y pastoreo) como intrínsecas a características propias de la especie (bajo reclutamiento de nuevos individuos y edad de madurez tardía). La colecta ilegal ha sido una de las mayores amenazas que enfrentan los cactus globosos, pues tienen alta demanda como plantas ornamentales lo que se refleja en precios atractivos en el mercado internacional. En este trabajo, se realizó un estudio demográfico en Querétaro, México, de una población de *Strombocactus disciformis* (DC.) Britton & Rose, especie en el Apéndice I CITES, Vulnerable en IUCN y Amenazada bajo la NOM-ECOL-059-2010 en México. Se aplican modelos matriciales para evaluar el estado de conservación de *S. disciformis* (Cactaceae). Los resultados del modelo demográfico se usaron para evaluar escenarios de manejo a través de simulaciones numéricas (saqueo de individuos o reintroducción) interpretando la tasa de crecimiento poblacional (λ) como la medida de éxito (si la población crece o se mantiene) o fracaso (si la población decrece). El modelo demográfico para el caso de estudio demuestra que la población está decreciendo ($\lambda = 0.91 \pm 0.62$), se encontró que el proceso demográfico más importante fue la permanencia, en particular la supervivencia de los individuos más grandes de la población (A3, >40 mm). Las simulaciones indican que aumentar el reclutamiento ($\lambda = 1.01-1.47 \pm 0.13$) y la protección de los individuos de mayor tamaño (A3, >40 mm) permitiría que la población crezca a largo plazo ($\lambda = 1 \pm 0.99$). También, se desarrolla un método para evaluar el comercio en Internet. Durante marzo 2014 había 35 tiendas en línea donde se ofertaba la especie de estudio de las cuales tan solo 5 mencionaron un permiso CITES como requisito para el comercio internacional. A través de la base de datos UNEP-WCMC para las especies CITES, encontramos que México es un país importador de semillas y representa un exportador minoritario a nivel internacional (2% del mercado) de individuos autorizados de *S. disciformis*, siendo esta especie endémica del país. El manejo de la población de *S. disciformis* se puede lograr a través de un plan de cosecha de las semillas con dos objetivos: 1) reintroducción de plántulas cultivadas bajo condiciones *ex situ* durante 4-6 años, y 2) el aprovechamiento económico de la especie para la creciente demanda en el mercado internacional de esta cactácea.

ABSTRACT

The cacti family is a conservation priority in Mexico which holds a great richness of species, many under risk categories, as well as a great number of endemic species. The threats for globose cacti are extrinsic, looting and grazing, and intrinsic to the species' characteristics, such as low recruiting of new individuals and late reproductive age. Illegal harvesting has been one of the greatest threats faced by globose cacti due to their high demand in the ornamental plant industry reflected by their attractive prices in the international market. A demographic study was carried out for a population of *Strombocactus disciformis* in Queretaro, Mexico. The species is listed under CITES Appendix I, as Vulnerable by IUCN and as 'threatened' under Mexico's list (NOM-059-ECOL-2010). Matrix models are used to evaluate the conservation status of *S. disciformis*. The results of the demographic model were used to evaluate management scenarios through numerical simulations (reintroduction and looting of individuals) interpreting the population growth rate (λ) as the measure of success (if the population grows or remains stable) or failure (if the population declines). The demographic model for the case studied shows that the population is currently decreasing ($\lambda = 0.91 \pm 0.62$), we found that stasis is the most important demographic process, in particular the survival of the biggest individuals ($A_3 > 40$ mm). The numerical simulations show an increase in recruitment ($\lambda = 1.01-1.47 \pm 0.13$) and the protection of individuals bigger than 40 mm in diameter will allow the population to grow in the long run ($\lambda = 1 \pm 0.99$). This research also presents a new method to diagnose the online trade of *S. disciformis*. A total of 35 online stores offer *S. disciformis* for sale, out of which only five mention a CITES permit is mandatory for international trade. Through the UNEP-WCMC database for CITES species, we found that Mexico is an importer country for seeds and represents a minor exporter in the international trade of legal individuals (2% of the market) of *S. disciformis*, considering this species is endemic to the country. The correct management of the *S. disciformis* population can be achieved through a seed harvesting plan with two goals: 1) reintroduction of plants after 4-6 years under managed *ex situ* conditions and 2) economic exploitation of the species to meet the demand of international trade with legally and sustainably sourced individuals.

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Importancia de las cactáceas en las zonas xerofíticas de México

La familia *Cactaceae* es nativa al continente americano (Bravo-Hollis, 1978). Evolutivamente, el origen biogeográfico de las cactáceas se ubica en los Andes (Wallace, 1995; Hershkovitz y Zimmer, 1997; Nyffeler, 2002; Mandujano, 2010). Actualmente las especies de la familia se distribuyen desde el norte de Canadá hasta el sur de la Patagonia (Bravo-Hollis, 1978; Anderson, 2001; Ortega-Baes et al. 2010), desde el nivel del mar hasta los 5 000 m snm. Si bien se pueden encontrar algunas especies en las selvas tropicales, la mayor diversidad de las cactáceas se encuentra en regiones áridas y semi-áridas localizadas entre latitudes 35° norte y sur (Oldfield, 1997; Anderson, 2001; Ortega-Baes et al. 2010). En las clasificaciones más recientes la familia abarca entre 121-127 géneros con cerca de 1-500 - 2,000 especies (Anderson, 2001; Wallace y Gibson, 2002; Hunt, 2006). La forma de crecimiento y la morfología de los cactus son diversas, incluyendo plantas de hoja ancha, arborescentes, columnares, candelabroiformes, globosas, y epífitas (Gibson y Nobel, 1990; Bravo-Hollis y Scheinvar, 1995; Suzán-Azpiri et al. 2011).

Los cactus tienen un papel importante en los ecosistemas desérticos de América. Sus caracteres florales están bien adaptados al comportamiento animal, por lo que son un grupo especializado en la zoopolinización. De esta manera proveen alimento en forma de néctar y polen a los visitantes de sus flores que incluyen murciélagos, pájaros, abejas (nativas e introducidas), avispas, palomillas, escarabajos, grillos y hormigas (Gibson y Nobel, 1990; Mandujano et al. 1996; Valiente-Banuet et al. 1996, 2002; Mandujano et al. 2010). Los depredadores de los individuos y frutos de esta familia son principalmente insectos como *Cactoblastis cactorum* (Lepidoptera: Pyralidae), roedores y, en menor frecuencia, hormigas, pájaros, lagartijas y algunos otros mamíferos (González-Espinosa y Quintana-Ascencio, 1986; Wendelken y Martin, 1988; Figueira et al. 1994; Silvius, 1995; Zimmerman y Granata, 2002; Martínez-Avalos et al. 2007; Suzán-Azpiri et al. 2011).

Debido a sus adaptaciones para vivir en condiciones extremas, y su habilidad para crecer en suelos degradados, algunas cactáceas (como las del género *Opuntia*) han sido utilizadas para contrarrestar la desertificación y la erosión del suelo (Khalafalla et al. 2007; Shedbalkar et al. 2010; Lema-Ruminska y Kulus, 2014).

Las cactáceas son ampliamente utilizadas por los humanos como alimento, cosméticos, material de construcción para bardas, cerco vivo, y muebles (Hegwood, 1990; Nobel, 2002). Son populares como plantas ornamentales, a 46% (674) de las especies reconocidas por la IUCN

(1478) se les da este uso (Goettsch et al. 2015). En menor medida, se han utilizado para la obtención y producción de compuestos químicos para medicamentos (Lema-Rumniska y Kulus, 2014) y su capacidad para subsistir con poca disponibilidad de agua, puede ser una fuente de información sobre genes de la tolerancia al estrés para otras plantas (Cruz-Hernández y Paredes-López 2010; Shedbalkar et al. 2010; Lema-Rumniska y Kulus, 2014), un ejemplo de la importancia de salvaguardar los recursos genéticos de Cactaceae (Lema-Rumniska y Kulus, 2014).

En México la familia de las cactáceas es particularmente importante por su alta riqueza de especies (aprox. 680) y endemismos (Hernández y Bárcenas, 1995; Arias y Guzmán, 2003) con 84% de las cactáceas siendo endémicas (Arias, 1993; Mandujano et al. 2007). Esto sitúa a México como el país con el mayor número de endemismos seguido por Brasil, Argentina, Bolivia y Perú (Ortega-Baes y Godínez-Álvarez, 2006, 2007; Ortega-Baes et al. 2010). Lamentablemente, aunado a su alta diversidad dentro del territorio también se encuentran las concentraciones más altas de cactus amenazados del mundo (Hernández y Bárcenas 1995, 1996; Bárcenas, 2003).

El Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) reconoce a la Zona Árida Querétaro-Hidalgense (QHAZ) como una zona xerófila importante por su riqueza de especies y su alto grado de endemismo de cactáceas dentro del país (Bárcenas, 2003). La QHAZ está ubicada en las regiones áridas de Guanajuato, Querétaro e Hidalgo, siendo los últimos dos, junto con Nuevo León, los estados con mayor riqueza de especies de México (85, 72 y 109 respectivamente de acuerdo a IUCN, 2015) y con la mayor cantidad de especies geográficamente restringidas (del Conde Juárez et al. 2009), como *Cephalocereus senilis*, *Lophophora diffusa*, *Turbincarpus pseudomacrolele* y la especie en la que se enfoca este estudio, *Strombocactus disciformis*. En particular, el estado de Querétaro es reconocido como uno de los puntos principales de cactus amenazados a nivel mundial (Goettsch et al. 2015).

1.2 Amenazas

Aunque comúnmente se dice que muchas especies están amenazadas, la mayoría no han sido evaluadas (Ortega-Baes et al. 2010). Tan solo 11% de las especies de cactus habían sido evaluadas para la Lista Roja de IUCN antes del 2013 (Goettsch et al. 2015). En total 31% (458) de las 1 478 especies evaluadas por IUCN (2015) se encuentran amenazadas [99 (6.7%) se encuentran bajo Peligro Crítico, 177 (12%) en Peligro y 140 (9.4%) como Vulnerables]. Esta evaluación coloca a las cactáceas como el quinto grupo taxonómico más amenazado después de las cícadas, anfibios, corales y coníferas (Goettsch et al. 2015). Las amenazas para los cactus globosos son tanto extrínsecas, ocasionadas por factores externos, como intrínsecas, resultado de las características propias de la especie.

1.2.1 Amenazas extrínsecas

Las principales amenazas extrínsecas a las que se enfrentan las cactáceas son la destrucción de hábitat por cambio de uso de suelo para agricultura, desarrollo habitacional y comercial, extracción de materiales, ganadería extensiva y más recientemente acuicultura en los desiertos del noroeste mexicano (Goettsch et al. 2015), la erosión del suelo, la construcción de presas y los tendidos de líneas eléctricas y telefónicas, el uso de pesticidas contra polinizadores, y la colecta de ejemplares para su comercio ilegal (Reyes y Terrazas, 1991; Álvarez et al. 2004; Carrillo-Ángeles et al. 2005; Chávez et al. 2007; Martínez-Peralta y Mandujano, 2009; Goettsch et al. 2015). Se reconoce que en el centro de México, en comparación con otras áreas de distribución de esta familia, todas las amenazas mencionadas anteriormente actúan al mismo tiempo (Goettsch et al. 2015).

La presencia de fauna de pastoreo en las zonas áridas de México ha causado una importante disminución de la biomasa vegetal, tanto de esta familia como de sus nodrizas, ocasionando pérdida de diversidad y erosión de los suelos (Manzano y Návar, 2000). El pastoreo y la agricultura anual de pequeños propietarios afectan al 31% y 24% de las especies de cactus amenazadas, respectivamente; la primera siendo de particular relevancia para la zona central de México (Goettsch et al. 2015).

En la misma zona, recientemente la construcción del Acueducto II, que corre del Río Moctezuma a la ciudad de Querétaro atravesando la Sierra de El Doctor en Cadereyta, afectó varias poblaciones de cactáceas incluyendo a *Strombocactus disciformis* y *S. corregidorae*, siendo la segunda la más afectada por explosiones realizadas para la elaboración de zanjas, que cubrieron

de suelo a varias poblaciones de cactáceas (Bayona-Celis y Chávez-Martínez, 2013). Esto es crítico considerando que la distribución de *S. corregidora* sólo se circunscribe a esta zona en tres localidades. En el caso de *S. disciformis* su limitado rango geográfico la hace especialmente susceptible a variaciones ambientales y cambios de uso de suelo.

Estas amenazas extrínsecas son de alta preocupación para las cactáceas, debido a su escasa capacidad para recuperar el tamaño de sus poblaciones después de una perturbación (Jiménez-Sierra y Torres-Orozco, 2003).

1.2.2 Amenazas intrínsecas

El ciclo de vida en los cactus presenta diferentes etapas limitantes que vulneran su supervivencia ante diversos disturbios naturales y antropogénicos (Hernández y Godínez, 1994; Álvarez et al. 2004). Son plantas de lento crecimiento con ciclos de vida largos, que habitan sitios con condiciones edáficas específicas, y muchas presentan patrones de distribución restringida (Hernández y Godínez, 1994; Godínez-Álvarez et al. 2003; Álvarez et al. 2004). En particular, la diversidad de las cactáceas globosas como la de este caso de estudio, está asociada con la precipitación en el verano, características del sustrato en micrositios y pedregosidad del suelo (Mourelle y Ezcurra, 1996; Ortega-Baes et al. 2010).

Las cactáceas son capaces de producir una gran cantidad de semillas que se dispersan principalmente por animales y viento y, en algunos casos, por agua (Suzán-Azpiri et al. 2011). Sin embargo, el reclutamiento de nuevos individuos en las poblaciones es escaso (Godínez-Álvarez et al. 2003; Álvarez et al. 2004; Mandujano et al. 2007; Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackerman, 2013), asimismo, presentan una alta mortalidad en etapas juveniles (Mandujano et al. 2001; 2007; Valiente-Banuet et al. 2002; Jiménez-Sierra et al. 2007) al ser afectadas fuertemente por las condiciones microambientales locales y la presencia de plantas nodrizas (Álvarez et al. 2004; Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackermann, 2013). Las condiciones en las que se desarrollan las primeras fases del ciclo de vida de los cactus son decisivos, ya que sólo germinará una proporción de la producción de semillas anuales, y una fracción todavía más pequeña de las plántulas podrá sobrevivir el primer año (Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackermann, 2013). Se ha estimado que sólo una semilla en 13 millones de *Opuntia rastrera* puede llegar a establecerse y reproducirse (Mandujano et al. 2001).

La precipitación es el principal factor que afecta la supervivencia de plántulas (Jordan y Nobel, 1981; Álvarez et al. 2004). Se ha reportado que variaciones espaciales y temporales de

precipitación explican los patrones de establecimiento de las cactáceas (Ortega-Baes et al. 2010), donde se presentan pulsos de reclutamiento en años de precipitación alta, seguida por años donde hay poco o nada de reclutamiento (Parker, 1993; Mourelle y Ezcurra, 1996; Pierson y Turner, 1998; Ortega-Baes et al. 2010; Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackerman, 2013).

1.2.3. Saqueo y comercio ilegal de las cactáceas mexicanas y sus semillas

En las últimas décadas las cactáceas se han convertido en un nuevo producto para consumidores que buscan plantas más duraderas y de bajo manejo (Villavicencio-Gutiérrez et al. 2011). La colecta de plantas vivas y semillas para el comercio como plantas ornamentales afecta al 46% de las especies de cactáceas amenazadas (Goettsch et al. 2015).

En las últimas décadas del siglo XX, millones de cactáceas silvestres salieron de México hacia los EUA, Europa (en particular al Reino Unido y Alemania) y Japón, todas de manera ilegal (Bárceñas, 2003). Se han presentado casos donde el comercio ilegal es obvio, en los que plantas recién descubiertas por la ciencia eran propagadas y ofrecidas en viveros extranjeros antes de que se describieran al público en general, este es el caso de *Mammillaria luethyi* y *Astrophytum (Digitostigma) caput-medusae* (Bárceñas, 2003). Un ejemplo del efecto nocivo del tráfico y su magnitud es el de *Echinocereus ferrierianus* var. *Lindsay* en Nuevo León. Después de su descubrimiento en 1975 y la publicación de su localización, fue colectada de forma desmedida de modo que para 1990 se declaró como extinta (Sánchez y Cantú, 1999). Igualmente, un estudio muestra que la población de *Ariocarpus scaphirostris* ha decrecido 80% en 20 años por saqueo de plantas (Mandujano et al. 2007). Casos como los anteriores llevó a los residentes de Nuevo León a restringir el acceso de visitantes para prevenir una mayor colecta ilegal (Bárceñas, 2003). En el caso de *S. disciformis*, en los noventa se interceptaron cargamentos enteros de esta especie en lugares como Morelos, Nuevo León y Holanda (Álvarez et al. 2004).

En la actualidad muchas poblaciones de cactáceas continúan siendo frecuentemente visitadas para coleccionar frutos y semillas (Álvarez y Godínez-Álvarez, obs. pers.) y, aparentemente, el tráfico ilegal interno ya es mucho mayor que el tráfico internacional (Sánchez y Cantú, 1999), probablemente para abastecer el mercado mundial.

Recientemente, la colecta ilegal de semillas se ha convertido en una de las principales amenazas para la supervivencia de las poblaciones de estas especies, al limitar el reclutamiento (Álvarez et al. 2004; CITES, 2015). Además, Esparza-Olguín et al. (2005) sugieren que las especies raras *per se* tienen baja fecundidad (i.e., menor producción de frutos y semillas) y una

alta mortalidad de individuos adultos en comparación a especies comunes, por lo que la cosecha indiscriminada de semillas que resulta en un menor número de propágulos podría ser una causa, que ha pasado desapercibida, de la reducción de poblaciones locales. Actualmente, Goettsch et al. (2015) encontraron que 86% de las cactáceas amenazadas utilizadas para la horticultura provienen de poblaciones silvestres.

1.3 Estatus de protección nacional e internacional

1.3.2. Lista Roja IUCN

En el ámbito internacional, la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (IUCN <http://www.iucnredlist.org/>, por sus siglas en inglés), provee un tipo de categorización basada en el riesgo relativo de extinción a nivel global. Incluye la evaluación de 596 especies de cactus con distribución en México (IUCN, 2015). La IUCN considera a *S. disciformis* como vulnerable, de acuerdo a la última revisión en el 2009 (IUCN, 2016), debido a su rango de distribución limitado a diez localidades dentro de aproximadamente 4,500 km² (Gómez-Hinostrosa et al. 2013).

1.3.3. CITES

La Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) es un acuerdo internacional entre gobiernos para promover que el comercio internacional de las especies silvestres no comprometa su supervivencia en el medio silvestre, a través de un sistema de permisos y certificados. El acuerdo tiene un poder vinculante, por lo que los países miembro deben crear leyes nacionales con base al marco que brinda el acuerdo. Actualmente 180 países forman parte de CITES; México pasó a formar parte en 1991. Todos los miembros de CITES, deben designar autoridades de manejo: encargados del trámite de permisos (la Dirección General de Vida Silvestre en el caso de México), y autoridades científicas: aquellos que aconsejan sobre los efectos del comercio en el estado de las especies (la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad en el caso de México).

Todas las especies de la familia Cactaceae están incluidas en el Apéndice II desde 1975 y las semillas de cactus nativos recogidas de poblaciones silvestres en México están incluidas en el Apéndice II desde 1997 (Bárceñas, 2003). *S. disciformis* está incluida en el Apéndice I de CITES desde 1983, cuando se cambió del Apéndice II gracias a una propuesta de los EUA, debido a su

alta presión de comercio internacional. Esto indica que su comercio está prohibido, y sólo se permite bajo circunstancias excepcionales (CITES, 2015). Aún bajo estas circunstancias la Autoridad Científica tiene que determinar y avalar que la extracción del medio silvestre no vaya en detrimento de la supervivencia de la especie en cuestión (Smith et al. 2010; CITES, 2015). Si una especie del Apéndice I es reproducida artificialmente se considera como especie del Apéndice II. A pesar de esta regulación, el comercio de plantas cultivadas actúa como frente para el comercio de plantas silvestres (Oldfield 1997; Ortega-Baes et al. 2010), y los viveros de México no han incrementado la disponibilidad de semillas para los mercados internacionales (Bárceñas, 2003). Actualmente hay cinco viveros registrados para propagación de la especie *S. disciformis*, dos en Alemania, dos en República Checa y uno en Suiza (Lüthy, 2001).

1.3.1. NOM-059-SEMARNAT-2010

El gobierno mexicano ha tomado diversas líneas de acción para la conservación de especies bajo riesgo, como la prohibición de la colección y exportación de plantas amenazadas recolectadas en ambientes silvestres, así como regulaciones estrictas y numerosos procedimientos para el cultivo y la exportación de plantas propagadas (Bárceñas, 2003). El artículo 420 fracción IV y V del Código Penal Federal modificado en 2002, castiga con pena de uno a nueve años de prisión y por el equivalente de trescientos a tres mil días multa, y una pena adicional hasta de tres años más de prisión y hasta mil días multa adicionales a quien realice actividades comerciales, sin autorización, con cualquier especie de flora o fauna considerada amenazada o en peligro de extinción dentro de la Norma Oficial Mexicana NOM-ECOL-059-2010.

En los listados de la NOM-059 encontramos que actualmente hay 275, poco más del 30% de las especies mexicanas de cactáceas. Por lo tanto la exportación de plantas y semillas de estas especies está prohibida, al menos que se cuente con los permisos adecuados. En el listado de 1991, solamente se consideraban 111 especies, lo cual nos señala que en 20 años se duplicó el número de especies dentro de alguna categoría de riesgo.

Strombocactus disciformis está enlistada bajo la categoría de amenazada, en peligro de desaparecer a mediano plazo (10% de probabilidad de extinción en el medio silvestre en los próximos 100 años), si siguen operando los factores que inciden negativamente en su viabilidad, al ocasionar el deterioro o modificación de su hábitat o disminuir directamente el tamaño de sus poblaciones (SEMARNAT, 2010).

1.4 Problemática sobre la conservación de cactus en México

1.4.1 Conservación *ex situ* e *in situ*

La conservación puede ser *in situ* o *ex situ*. En el caso de la conservación *ex situ*, los bancos de semillas y jardines botánicos son las estrategias más comunes de la conservación de plantas (Ortega-Baes et al. 2010). Por un lado, se propone que los bancos de semillas permiten la conservación de la diversidad genética en espacios reducidos (Gold et al. 2004), pero no se ha demostrado que las semillas preservadas tengan en realidad una oportunidad de establecerse y llegar a conformar una población en condiciones naturales. Otra propuesta es la criopreservación tanto del polen como de las semillas de cactáceas en nitrógeno líquido (a -196°C) sin efecto en su potencial de germinación (Metz et al. 2000; Veiga-Barbosa et al. 2010; Lema-Rumniska y Kulus, 2014). En cuanto a los jardines botánicos, es una alternativa cuyo potencial no ha sido cuantificado, dado que el espacio es limitado y las poblaciones de las especies ocupan grandes extensiones.

Por otro lado, las Áreas Naturales Protegidas son una manera de lograr la conservación *in situ*. Ortega-Baes y Godínez-Álvarez (2006) sugieren que hay una necesidad urgente de enfocar la conservación en áreas establecidas de los ecosistemas desérticos donde hay una gran diversidad de cactus. Algunos trabajos demuestran que pocas especies están protegidas en las Áreas Naturales, por ejemplo, de las siete especies del género *Ariocarpus*, todas listadas en CITES apéndice I y en la NOM-ECOL-059-2010, solamente una *A. fissuratus* se encuentra en un área protegida (Aguilar-Morales et al. 2011) y es similar el caso de varias especies de Agavaceae (Feria-Arroyo et al. 2010).

S. disciformis se puede encontrar dentro de dos Áreas Naturales Protegidas: la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda en los estados de Querétaro y Guanajuato, y el Parque Nacional Los Mármoles en Hidalgo (Figura 1).

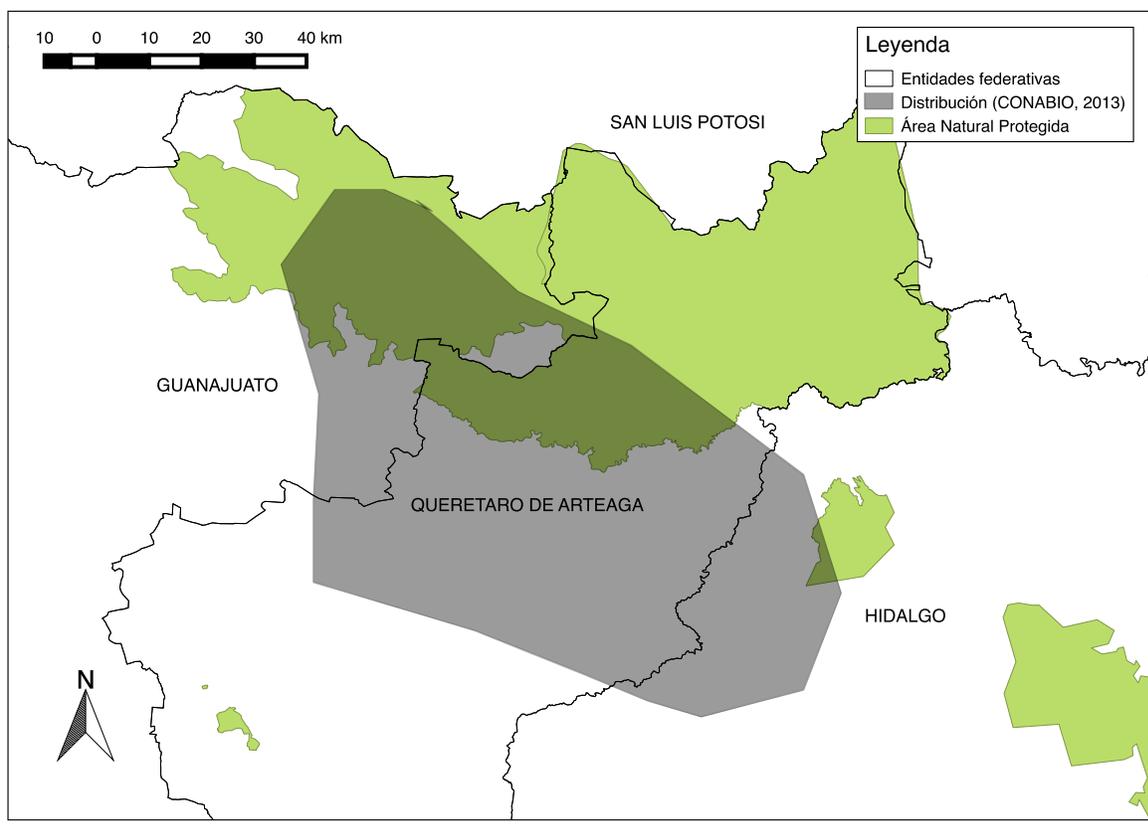


Figura 1. Mapa de distribución de *Strombocactus disciformis* (CONABIO, 2013). La especie se distribuye dentro de dos Áreas Naturales Protegidas, Sierra Gorda al Norte y Los Mármoles hacia el Este.

1.4.2 Gestión y aprovechamiento

La extracción sustentable de recursos naturales consiste en aprovechar niveles de materia natural lo suficientemente bajos para asegurar la supervivencia a largo plazo de la especie de interés y que los mismos niveles de explotación se puedan mantener indefinidamente (Campbell, 1998; Struhsaker, 1998).

La prohibición de la exportación de bienes naturales es difícil de aplicar (USFWS, 2003; Lema-Rumniska y Kulus, 2014), especialmente en el caso de semillas que por su pequeño tamaño es casi imposible reconocer a portadores una vez extraídas de su medio natural. El conocimiento morfológico de las especies es de suma importancia para que puedan ser reconocidas por oficiales de aduana y otros involucrados en el comercio. Los códigos de barras de ADN se plantean como una herramienta prometedora que presenta una solución hacia este reto, permitiendo diferenciar especies de gran parecido morfológico sin la necesidad de un taxónomo experto y así poder detectar correctamente la exportación e importación ilegal logrando aplicar la ley de la manera correspondiente (Armstrong y Ball, 2005; Lahaye et al. 2008;

Yesson et al. 2011); sin embargo, esta técnica tiene costos altos difíciles de asumir por instituciones aduaneras a nivel internacional. No obstante, otro reto que potencialmente podría abordarse con este método es probar el origen silvestre de material vegetal *ex situ* (Pfab y Scholes, 2004).

Cuando se tratan temas de conservación, no puede ser ignorado el fuerte impacto que tiene sobre los ecosistemas el crecimiento poblacional (Pickett, 1997) y hábitos de consumo del ser humano, por lo que en los planes de manejo es indispensable tener en cuenta la situación social, económica y por supuesto, ambiental de la zona donde se desean implementar. Es importante investigar los beneficios para las diferentes partes interesadas en el aprovechamiento de la especie. Investigaciones donde colaboren científicos, autoridades administrativas, y comunidades locales, probablemente sean la manera más efectiva de realizar este tipo de estudios (Smith et al. 2010).

Se han elaborado planes de manejo para especies de suculentas que permiten la propagación y venta de plantas obtenidas a partir de semillas de poblaciones silvestres considerando: una cuota de extracción que no afecte su crecimiento poblacional con la condición de que los usuarios locales protejan el hábitat y reintroducción algunas de las plántulas obtenidas al hábitat silvestre (Smith et al. 2010). No obstante, estos proyectos no tienen seguimiento, lo cual imposibilita concluir si son exitosos. En el caso de plantas adultas es importante determinar el tamaño mínimo (o máximo) de las plantas cosechadas (Smith et al. 2010), de acuerdo a los resultados de fertilidad obtenidos de estudios demográficos. Esto es importante porque, para algunas especies el tamaño de la planta está fuertemente correlacionada con el aumento en la fecundidad (Godínez-Álvarez et al. 2003; Coates et al. 2006; Bustamante y Búrquez, 2008; Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackerman, 2013). Sin embargo, después de décadas las investigaciones científicas para establecer cuotas de sustentabilidad aún son escasas (Godoy y Bawa, 1993; Olmsted y Alvarez-Buylla, 1995; Struhsaker, 1998; Pfab y Scholes, 2004).

Conocer las ventajas y desventajas de las distintas alternativas de propagación es importante para las cactáceas donde muchas especies se encuentran bajo alguna categoría de protección y son valiosos ejemplares en el mercado de las plantas de ornato. Para muchas especies con alto grado de vulnerabilidad, el cultivo *ex situ* podría ser la única manera de lograr un uso sustentable (Cunningham, 1994; Van On et al. 2001; Pfab y Scholes, 2004), disminuyendo la demanda por especímenes silvestres (Rojas-Aréchiga y Vázquez-Yanes, 2000). Tal es el caso de los esfuerzos de micro propagación en el Jardín Botánico Regional de

Cadereyta que han resultado en acciones importantes en el camino hacia la disminución de la colecta de poblaciones silvestres y que igualmente ha colaborado en la creación del “Manual práctico para la conservación y restauración de cactáceas y otras plantas suculentas mexicanas” publicado por la Comisión Nacional Forestal (2013).

La propagación artificial de cactus se pueden hacer de tres maneras: cultivo de tejidos *in vitro*, propagación vegetativa, o germinación de semillas (Rojas-Aréchiga y Vázquez-Yanes, 2000). No obstante, los altos costos de producción y el tiempo requerido para que las plantas completen su ciclo de vida regularmente se consideran obstáculos. No obstante, se ha reportado que la propagación masiva reduce los costos de producción y con técnicas especializadas es posible reducir el tiempo para completar el ciclo de vida (Rubluo et al. 1993), así como prolongar el tiempo de floración, haciendo a las plantas más deseables que las plantas silvestres e incrementando ventas (Lema-Rumniska y Kulus, 2014). Actualmente, a pesar de la riqueza vegetal en México, Corea del Sur es el líder en la producción de cactáceas (Taylor, 1997) y China es el mayor exportador de esta familia (CITES, 2015).

1.4.3 Lagunas en la investigación

La evaluación y estudios demográficos de poblaciones son la mejor manera de determinar el estado de conservación de las especies de cactus y son utilizados para la categorización de especies en listados como la IUCN. Caswell (2001) propone una clasificación sobre el riesgo de extinción con base en los criterios de la IUCN usando resultados de modelos demográficos de poblaciones.

Una mejor percepción de los patrones de colecta pueden ser utilizados por ecólogos y conservacionistas para entender el grado de impacto de la cosecha de cactáceas en México (Yesson et al. 2011). En el caso de especies en peligro, una aproximación demográfica es fundamental para entender el estado actual y futuro de las poblaciones naturales y para implementar programas de manejo y conservación efectivos (Schemske et al. 1994; Caswell, 2001; Mandujano et al. 2007; Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackerman, 2013). Establecer tiempos o áreas determinadas para la cosecha, así como estableciendo cuotas e identificando la etapa del ciclo de vida menos vulnerable a la cosecha pueden ser medidas para un plan de conservación exitoso (Smith et al. 2010). En ausencia de esta información vital, autoridades responsables del manejo de recursos naturales, comúnmente implementan programas de aprovechamiento sustentable en áreas de conservación en respuesta a la merma de recursos fuera de estas áreas

(Cunningham, 1994; Dzerefos y Witkowski, 2001). No obstante, es necesario mantener estas áreas protegidas como reservas nucleares de recursos e implementar fuentes alternativas de recursos afuera de áreas destinadas a la conservación (Pfab y Scholes, 2004) *in situ* de las especies en peligro, ninguna medida de manejo es más efectiva que la conservación de las poblaciones en sus hábitats naturales.

Mediante la aplicación de estudios demográficos se puede determinar la tasa de colecta sustentable de las especies, como en el caso de *Agave pegerae* que para mantener su población estable, sólo se puede colectar una planta al año en poblaciones de 1000 o más individuos (Pfab y Scholes, 2004). Así, entendemos cómo estos estudios poblacionales son sumamente importantes para tener datos claros de lo que actividades como la colecta, por mínima que sea, pueden actuar en detrimento de la supervivencia de las especies.

La historia de vida de muchas especies de cactáceas actualmente se desconoce, y a la vez se carece de la información necesaria para evaluar la sustentabilidad de su aprovechamiento (Cunningham, 1994). De las cerca de 60 especies de cactáceas incluidas en el Apéndice I de CITES, de las cuales 35 se encuentran en México, solo el 7% cuentan con estudios demográficos (Valverde y Zavala-Hurtado, 2006; Mandujano et al. 2007; Martínez-Avalos, 2007; Portilla-Alonso y Martorell, 2011; Coles et al. 2012, Arroyo-Cosultchi et al. 2016). Varias especies en todas las listas de protección están en necesidad de alguna evaluación de su estado poblacional (Arias et al. 2005; Mandujano et al. 2007).

1.5 Justificación

Como se describió previamente, las cactáceas son importantes por su riqueza, utilidad y papel en los ecosistemas áridos, pero enfrentan un conjunto de amenazas (Goettsch et al. 2015). Específicamente, *Strombocactus disciformis* se encuentra amenazada por la pérdida de hábitat, el pastoreo y el saqueo ilegal de individuos y semillas.

Existe una brecha en la literatura en cuanto a los diversos aspectos ecológicos de la especie amenazada *S. disciformis* que proporcionen un panorama general de su dinámica poblacional (Schemske et al. 1994) con sus oportunidades de aprovechamientos y las posibilidades que esto puede aportar a su conservación. Información demográfica puede ser empleada para llevar a cabo monitoreos para cuantificar los cambios ocurridos en las poblaciones a lo largo del tiempo (Álvarez et al. 2004), calcular el tiempo de extinción (Golubov et al. 2009) y los factores que podrían afectar el reclutamiento de individuos. A pesar de lo anterior, tan solo se han realizado estudios demográficos para el 2% de las especies de cactáceas

mexicanas (Godínez-Álvarez et al. 1999; Mandujano et al. 2001; Contreras y Valverde, 2002; Esparza-Olguín et al. 2002, Navarro y Flores-Martínez, 2002; Valverde y Zavala-Hurtado, 2006; Mandujano et al. 2010).

Ya que en México la mayoría de las cactáceas, como *Strombocactus disciformis*, son endémicas, constituyen un grupo en inmediata necesidad de esfuerzos de conservación y ofrece un gran campo de estudio académico.

Los métodos descritos en este trabajo permiten la evaluación del estado de las poblaciones de especies de cactáceas amenazadas y una estimación de sus volúmenes de comercio internacional. Los resultados obtenidos permiten emprender acciones concretas con metas específicas para la conservación de las especies a corto y largo plazo con base en los parámetros estimados. Estas acciones pueden incorporarse dentro de las políticas públicas para la gestión de la biodiversidad en México.

II. OBJETIVOS

El objetivo general de este trabajo fue determinar la dinámica poblacional de *Strombocactus disciformis* en el municipio de Peñamiller, Querétaro, México y evaluar la magnitud del comercio de la especie para proponer acciones específicas para su conservación, enfocando los esfuerzos de protección o reintroducción en la etapa de ciclo vida que mayor impacte de manera positiva la tasa de crecimiento de la población.

Los objetivos particulares son:

1. Elaborar un estudio demográfico de la población de *Strombocactus disciformis* mediante modelos matriciales basados en censos demográficos.
2. Evaluar la germinación *in situ* y *ex situ* de *S. disciformis*.
3. Determinar experimentalmente el reclutamiento de *S. disciformis*.
4. Determinar el efecto potencial de la colecta de semillas y cosecha de individuos para el comercio sobre la población usando modelos matriciales.
5. Determinar experimentalmente el éxito de reintroducción *in situ* de individuos desplazados por el tránsito de ganado.
6. Conocer la magnitud del comercio de plantas y semillas de la especie con base en búsquedas en Internet.

III. ESPECIE DE ESTUDIO

3.1 Descripción morfológica

Strombocactus disciformis (A.P. de Candolle) Britton y Rose 1922 es una cactácea globosa con raíz axonomorfa, de tallo pequeño color verdoso grisáceo de 5 a 10 cm de ancho, que generalmente sale tan solo algunos centímetros del suelo (Bravo-Hollis, 1978), aunque hay individuos con una altura de hasta diez centímetros (obs. pers.). La especie tiene tubérculos romboidales arrugados, en espiral y muy próximos entre sí, de 4 a 7 mm de largo, 7 a 11 mm de ancho y 4 a 7 mm de altura. Las areolas nacen en la punta de los tubérculos, tienen cuatro o cinco espinas sedosas (Britton y Rose, 1963). El ápice presenta lana blanca y espinas, donde brotan las flores blanco cremosas y miden hasta 3 cm de diámetro (Figura 2), son diurnas y permanecen abiertas por varios días, siendo polinizadas principalmente por abejas (Álvarez et al. 2004). La floración comienza a principios de primavera, entre febrero y marzo, y pueden florecer varias veces por estación. Posterior a la polinización se produce un fruto cilíndrico de aproximadamente 7 mm de alto, café y dehiscente (Bravo-Hollis, 1978). La primera reproducción ocurre cuando las plantas tienen de 17-18 mm (Álvarez et al. 2004). Las semillas presentan fotoblastismo positivo y son de las semillas más pequeñas (0.545 mm) de la familia Cactaceae (Rojas-Aréchiga et al. 2013), tienen forma de pera color marrón, son tuberculadas y con estrofiolo por lo que se sugiere que las hormigas son los principales dispersores de las semillas (Bregman, 1988; Nobel, 2002; Álvarez et al. 2004), aunque factores abióticos como el agua o el viento también dispersan las semillas (Álvarez et al. 2004).



Figura 2. *Strombocactus disciformis* con flor.

3.2 Distribución geográfica y filogenia

Strombocactus disciformis es conocida coloquialmente como biznaga trompo -por su forma similar al juguete- endémica de los estados Guanajuato, Querétaro e Hidalgo (Figura 1). En Querétaro, *S. disciformis* se puede encontrar en los valles intermontanos de los municipios de Tolimán, Cadereyta y Peñamiller (Bravo-Hollis, 1978). Hasta el año 2010, el género *Strombocactus* se consideraba como un género monoespecífico, el cual ahora se compone de dos especies *Strombocactus disciformis* (con la subespecie *esperanzae*, con flores más pequeñas color magenta) y *S. corregidora* (Arias y Sánchez, 2010). El género está relacionado filogenéticamente con los géneros *Turbincarpus*, *Ariocarpus* y *Pediocactus* (Bárcenas et al. 2011).

S. disciformis presenta un patrón restringido de distribución geográfica, aunque dentro de éste se pueden encontrar en grandes colonias (Gómez-Hinostrosa et al. 2013). Las condiciones

necesarias para su supervivencia y crecimiento son muy específicas, se encuentran en hábitats como laderas de origen calcáreo o lutitas con pendientes pronunciadas (Reyes y Gutiérrez, 1992), cerca de arroyos en condiciones de sequía extrema casi desprovistas de vegetación (Ramos-Parra et al. 2010) entre los 1 020 y 1 950 m snm (V. Olmos Lau, datos no publicados obtenidos de MEXU).

3.3 Usos

Scheinvar (2004) le atribuye a *S. disciformis* un papel importante por la función ecológica relacionada con la retención y formación de suelo, dado su crecimiento en terrenos con fuerte pendiente. La autora agrega que esta cactácea contiene alcaloides. Smith (2003) corrobora lo anterior, citando sus posibles efectos narcóticos o medicinales. Asimismo, la especie es ampliamente representada en el mercado internacional como una especie de uso ornamental (Bárcenas, 2003; Goettsch et al. 2015).

IV. SITIO DE ESTUDIO

4.1 Ubicación geográfica

Este estudio se llevó a cabo en el ejido Agua del Ángel, Qro., ubicada en los límites de los municipios Cadereyta de Montes y Peñamiller, entre los 1460 – 1485 m s.n.m. Esta zona presenta clima seco semicálido (BS1k) con un intervalo de temperatura de 12 - 22°C y un intervalo de precipitación de 400-1100 mm (INEGI, 2014). Los suelos en una zona aledaña al municipio de Vizarrón, Querétaro, son de origen calcáreo del tipo Calcisol y Leptosol con pH de 6.5 a 8.5, pedregosos de clase textural media (Franco Arcillosa) con escasa materia orgánica (1.3%) (Álvarez et al. 2004). La orientación de las parcelas fue 120° SE, 90° E y 100° E.

4.2 Vegetación

El principal tipo de vegetación es el matorral xerófilo (Rzedowski, 2006) en el que algunas de las especies dominantes son *Jatropha dioica*, *Larrea tridentata*, *Myrtillocactus geometrizans*, *Cylindropuntia imbricada*, *Fouquieria splendens* y *Acacia vernicosa* son algunas de las especies dominantes (Figura 3). En este sitio se encontró a *S. disciformis* asociado con *Corypantha radians*, *Mammillaria elongata*, *M. parkinsoni*, *Lophophora diffusa*, *Thelocactus leucacanthus* y *Opuntia microdasys* (Mandujano et al. datos no publicados). El sitio es cercano a una pequeña zona de agricultura del lado de Cadereyta y una planta de extracción de materiales.



Figura 3. Sitio de estudio Agua del Ángel, Peñamiller, Querétaro, México.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Colecta de datos

Se trazaron seis parcelas de 1×1 m entre el 9 y 10 de abril de 2014. El estudio se limita a seis parcelas debido a la alta densidad de individuos de *S. disciformis* en el sitio y la dificultad para acceder al terreno por las pendientes pronunciadas. Las parcelas se ubicaron apartadas de los senderos sobre la pendiente del cerro para asegurar la menor perturbación posible por paso de ganado durante un año. Cada parcela fue georreferenciada con un GPS Garmin GPSMAP 60s para su localización posterior.

En las parcelas establecidas se etiquetaron a todos los individuos de *S. disciformis*, para su posterior identificación, con cuentas de colores, en el que cada color correspondía a un dígito y las cuales fueron insertadas con un clavo en el suelo al lado del ejemplar. Los individuos etiquetados se mapearon dentro de las parcelas con base en coordenadas X , Y , y a cada uno se le midió diámetro (mm) y altura (mm) y se registró la presencia y número de estructuras reproductivas (flores, frutos y abortos). Mensualmente, de septiembre de 2014 a abril de 2015, se registró la presencia de flores como corroboración empírica de la capacidad reproductiva de los individuos etiquetados. El censo demográfico para evaluar la supervivencia y el crecimiento se realizó de forma anual y con estos datos se procedió a construir el modelo de demográfico. Se utilizó el diámetro de las plantas como la medida de crecimiento, ya que debido al crecimiento a nivel del suelo de las plantas y la porosidad del suelo las medidas de altura podían ser alteradas por la remoción del suelo alrededor de los individuos.

La densidad por unidad de área se estimó al dividir el total de individuos dentro de cada cuadro entre el área del cuadro. El valor de densidad promedio se obtuvo obteniendo un promedio de las diferentes densidades de los cuadros.

Se colectaron aleatoriamente 64 frutos maduros de *S. disciformis* el día 9 de abril del 2014 con el objetivo de utilizar las semillas para los experimentos de germinación. En el laboratorio se tomó la longitud (mm) y diámetro (mm) de cada fruto. Se contaron todas las semillas en un solo fruto y se obtuvo el peso total del conjunto de semillas [Formula 1], para calcular el peso aproximado individual de una semilla. Se pesaron el conjunto de semillas de cada uno de los 63 frutos restantes colectados y se calculó el número total de semillas de cada fruto [Formula 2]:

$$[1] \text{ Peso de una semilla} = \text{Peso total de todas las semillas del fruto} / \text{número total de semillas en un fruto}$$

$$[2] \text{ Número total estimado de semillas en un fruto} = \text{Peso de una semilla} * \text{Peso total de todas las semillas de un fruto}$$

5.2 Reintroducción en campo

El 9 de abril del 2014, en la localidad se encontraron nueve individuos vivos (de entre 2.7 a 6.3 cm de diámetro) con la raíz expuesta sobre el sendero, posiblemente removidos por el paso de burros ferales (obs. personal Figura 4). Con el objetivo de determinar si existe la posibilidad de una reintroducción exitosa de individuos desbarrancados o si son pérdidas definitivas de la población una vez que fueron extraídos del suelos, las plantas se reubicaron en un séptimo cuadro de 73×66 cm desprovisto de vegetación, orientado 90° E en la ladera del cerro (1460 – 1485 m s.n.m.). Las plantas reintroducidas se fijaron al sustrato con rocas alrededor para que no fueran removidos por la lluvia u otros factores abióticos. Al año se volvió a la localidad para observar la supervivencia de los individuos reubicados.



Figura 4. Burros ferales dentro del sitio Agua del Ángel.

5.3 Germinación en laboratorio y campo

El experimento de germinación en laboratorio comenzó el 17 de octubre del 2014 usando semillas colectadas en abril del mismo año. Se sembraron cien semillas, 10 por caja en 10 cajas (10×) Petri en agar bacteriológico al 1% y se mantuvieron en una cámara ambiental Lab-Line Instruments, Inc., modelo 844L, IL, USA en el Instituto de Ecología, UNAM, a una temperatura media de 24°C y con fotoperiodos 12/12. El éxito de germinación se consideró con la exposición de la radícula.

Se estableció un experimento de germinación en campo de octubre de 2014, con una duración de siete meses. Las unidades experimentales fueron 20 contenedores de plástico de aproximadamente 44 ml de volumen, rellenos con suelo de la localidad. Se colocó el total de semillas contenidas en un fruto en cada unidad experimental, el contenido total de semillas de cada fruto había sido previamente contado en el laboratorio [Formulas 1 y 2]. Debido al diminuto tamaño de las semillas esta fue la manera más eficaz de saber el número dentro de cada unidad experimental. En total, se colocaron 20 232 semillas a germinar en campo repartidas en 20 contenedores de plástico.

Los veinte contenedores se colocaron debajo de veinte plantas nodrizas de las especies *Fouquieria splendens* (Figura 5), *Larrea tridentata* y un arbusto no identificado, las cuales estaban cercanas a individuos de *S. disciformis*. Para ubicar fácilmente la posición de los contenedores en cada visita, se escogió una planta nodriza central a partir de la cual se escogieron otras cuatro nodrizas respecto a los cuatro puntos cardinales (Norte, Sur, Este y Oeste) de la central. Se escogieron cuatro puntos centrales distintos para ubicar los veinte contenedores.



figura 5. *Fouquieria splendens* utilizada como nodriza para el experimento de germinación en campo. Se observan individuos de *S. disciformis* alrededor de la planta.

5.4 Matriz de transición

La demografía es el estudio estadístico de los procesos vitales de las poblaciones (Pianka, 1988). Los estudios demográficos permiten conocer la estructura poblacional, dinámica poblacional y estimación de tasa de crecimiento usando una matriz de proyección (Mandujano et al. 2007) y así elaborar estrategias para la conservación adecuadas para la población evaluada.

Es posible calcular la tasa finita de crecimiento (λ), empleando una matriz de transición que muestra las probabilidades de crecimiento, permanencia o retrogresión de los individuos dentro de una categoría de tamaño (Caswell, 2001). Este método hace posible calcular las tendencias de cambio en el tamaño de una población a través del tiempo (Jiménez-Sierra y Torres-Orozco, 2003) y proyectar el destino de la población en el tiempo (de Kroon et al. 2000; Caswell, 2001; Morris y Doak, 2002; Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackerman, 2013). Si $\lambda > 1$ la población está creciendo, decrece si $\lambda < 1$ y se mantiene estable si $\lambda = 1$ (Caswell 2001).

Se utilizó una matriz de Lefkovitch (Lefkovitch, 1965) para construir una matriz de transición, ya que permite obtener estimados sobre la dinámica poblacional de acuerdo a categorías de tamaño en lugar de categorías de edades (Caswell, 2001).

Las entradas de la matriz de transición (donde las categorías en el tiempo t están en las columnas y en el tiempo $t+1$ en los renglones) representan la contribución promedio *per capita* de una categoría a otra del año 2014 al siguiente año 2015 (Caswell, 2001).

La matriz de transiciones representa diferentes procesos demográficos de la especie y se dividieron en cuatro siguiendo a Silvertown et al (1996) y Caswell (2001):

1. La **fecundidad** como el reclutamiento de semillas al banco de semillas y la producción de semillas anual (primer renglón).
2. La **retrogresión** debido al achicamiento de diámetro de la plantas (supradiagonales).
3. La **permanencia** de un año a otro en la misma categoría (diagonal).
4. El **crecimiento** a la siguiente categoría por aumento de diámetro, aquí se incluyó el establecimiento de plántulas de la producción de semillas actual (subdiagonales).

Silvertown et al (1996) señala que los esfuerzos de conservación pueden generalizarse para grupos taxonómicos con estrategias de historias de vida similares, enfocándose en maximizar el aspecto demográfico (fecundidad, permanencia o crecimiento) que sea más efectivo para aumentar el valor de λ . De acuerdo a las estrategias de historia de vida de Grime (1977) la selección en las especies tolerantes a estrés, como las cactáceas, favorece la permanencia (Enright et al. 1995).

Es importante entender que un análisis de elasticidad no indica la sensibilidad relativa de esas transiciones a la perturbación ambiental (Silvertown et al. 1996). Una gran perturbación a una transición con un valor de elasticidad pequeño puede tener un impacto en λ más grande, que una perturbación pequeña en una transición con un valor de elasticidad mayor, por ello los valores resultantes de este tipo de análisis no deben ser considerados de manera aislada para implementar medidas de conservación (Silvertown et al. 1996). También se debe tomar en cuenta el contexto actual de la especie en su hábitat y las presiones externas tanto naturales como antropogénicas a las que se ve expuesta.

Considerando que la población surgió bajo un ambiente específico, en el cual se ha mantenido de manera natural; se puede inferir que los cambios demográficos observados contemplan las perturbaciones ambientales a las que esta constantemente sometida la población del tiempo t a $t+1$. Perturbaciones diferentes, podrían considerarse un evento aleatorio fuera de la historia natural bajo la que ha evolucionado la población. Estos disturbios pueden ser por causas antropogénicas, por ejemplo, la colecta de semillas o lluvias torrenciales causadas por el cambio climático.

Las categorías (Cuadro 1) se definieron con base en criterios biológicos de la siguiente manera: semillas; plántulas (< 2 mm) que correspondieron a cualquier nuevo recluta que aún no tiene presencia de espinas; juveniles 1 (J1 $2 \leq x < 4.99$ mm) caracterizados como una planta pequeña que ya tienen presencia de espinas y la forma característica redonda y aplanada de la especie; juveniles 2 (J2 $5 \leq x < 9.49$ mm), plantas pequeñas no reproductivas; adultos 1 (A1 $9.5 \leq x < 19.99$ mm), plantas en las que hay presencia de estructuras reproductivas pero que son poco comunes; adultos 2 (A2 $19.99 \leq x < 39.99$ mm), fueron individuos donde la mayoría ya presentan una estructura reproductiva; y adultos 3 (A3 > 40 mm), que incluyo los individuos más fértiles, es decir que presentan más de tres estructuras reproductivas.

Cuadro 1. Categorías de *Strombocactus disciformis*, su correspondiente intervalo de tamaño (mm) y los criterios biológicos para la separación de categorías, en la localidad Agua del Ángel (etapas pre-reproductivas: J1= juveniles 1, J2= juveniles 2; etapas reproductivas: A1= adultos 1; A2= adultos 2 y A3= adultos 3).

Clase	Diámetro (mm)	Criterio
J1	2 - 4.99	Presencia de espinas y la forma característica redonda y aplanada de la especie
J2	5 - 9.49	Planta pequeña no reproductiva
A1	9.5 - 19.99	Primeras plantas reproductivas
A2	20 - 39.99	La mayoría de las plantas presentan una estructura reproductiva
A3	>40	Plantas más fértiles

5.5 Simulaciones numéricas

Se realizaron una serie de simulaciones numéricas modificando las entradas de la matriz **A** de transición original para estimar el efecto de extracción y conservación de individuos en la población. Las simulaciones consistieron en 1) remover individuos dentro de las tres categorías de adultos (A1, A2 y A3), 2) disminuir o eliminar el número de semillas (para lo cual se modificaron los valores de fecundidad) y 3) modificar las entradas que no fueron observadas en el campo durante el año de censo en el campo, como permanencia de plántulas (P-P) y transición de plántula a la primera etapa de juvenil (P-J1, 2-4.99 mm de diámetro). La finalidad

fue evaluar el efecto que la modificación de éstas entradas tiene sobre la tasa de crecimiento poblacional. Los análisis se realizaron utilizando el paquete estadístico **popbio** incluido en el programa R 3.1.2 (R Development Core Team, 2014) con apoyo de la plataforma R Studio version 0.98.1102.

5.6 Búsqueda de comercio en Internet

Se realizó una búsqueda en línea de la oferta de plantas adultas y semillas del género *Strombocactus*, usando el buscador www.google.com durante el periodo de marzo – abril de 2014. La búsqueda se realizó en cuatro idiomas utilizando las siguientes palabras: “compra *Strombocactus*” (español), “buy *Strombocactus*” (inglés), “acheter *Strombocactus*” (francés), y “*Strombocactus kaufen*” (alemán). Se visitó cada página mostrada en el buscador para identificar si se trataba de páginas que ofrecieran plantas a la venta, hasta que las páginas visitadas dejaran de ser relevantes a la venta de los cactus.

Se realizó un cuadro donde se dividió la información en las siguientes categorías: tienda, página (liga en la red), tipo (planta o semilla), cantidad (# de semillas o tamaño de planta), especie, país de procedencia de la página, tipo de moneda en la que se mostraban los precios, si tramitan documentos CITES y otras observaciones. En el caso de páginas WEB de tiendas se buscaba información referente a CITES, la cual por lo general se encontraba bajo las opciones de: términos y condiciones o pestañas referentes al envío. También se contactó vía correo electrónico a todas las tiendas y publicaciones en grandes tiendas en línea (ej. eBay, Amazon) que no declaraban contar con documentos CITES para la venta de los especímenes.

VI. RESULTADOS

6.1 Dinámica poblacional

6.1.1 Ciclo de vida

Se censaron un total de 704 individuos y se clasificaron en siete categorías de tamaño, incluyendo a las semillas (Figura 6). Se encontró un amplio intervalo de tamaños desde los 2.69 mm hasta los 134.59 mm. La densidad promedio dentro de las parcelas fue de 121 ± 64 individuos/m².

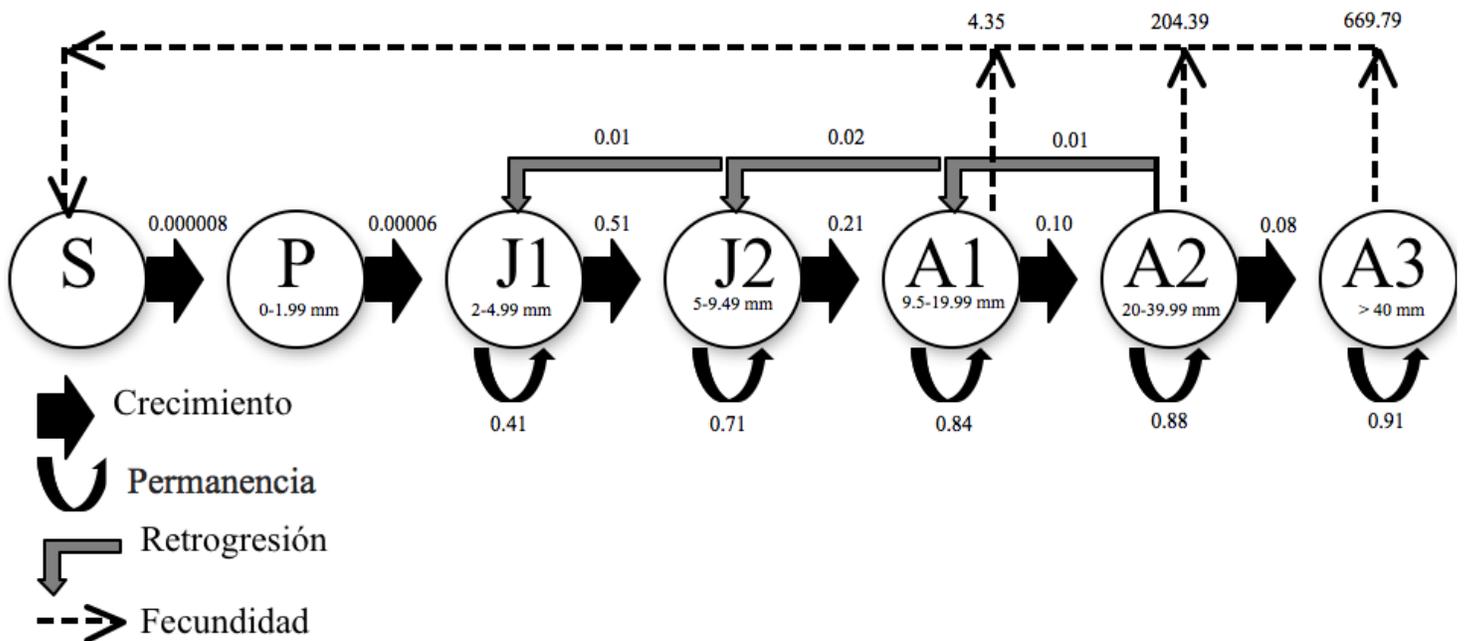


Figura 6. Ciclo de vida de *Strombocactus disciformis* en Agua del Ángel, municipio de Cadereyta Querétaro. Se muestra una categoría de semillas (S) y 6 categorías de tamaño [plántulas (P), juveniles (J1, J2), adultos (A1, A2, A3)], así como las transiciones para cada fase del ciclo de vida.

6.1.2 Estructura de tamaños

La población mantuvo casi la misma estructura de tamaños (Figura 7) entre años ($p[x^2 > 9.49] = 0.05$), aunque las categorías de juveniles J1 y J2, muestran la mayor probabilidad de transición de crecimiento (Cuadro 4). Es importante recordar que las clases se determinaron con base en criterios biológicos (Cuadro 1) por lo que una transferencia de clase no hace referencia solo al incremento de tamaño pero a una fase diferente del ciclo de vida (ej. primeras plantas

reproductivas, plantas con más estructuras reproductivas). En el primer año (2014) el 27% de las plantas eran juveniles mientras que para el segundo censo (2015) 23% de las plantas eran juveniles. El crecimiento promedio para la población en Agua del Ángel fue de $1.31 \text{ mm} \pm 2.27 \text{ mm}$ entre los años de 2014 – 2015 (Cuadro 2).

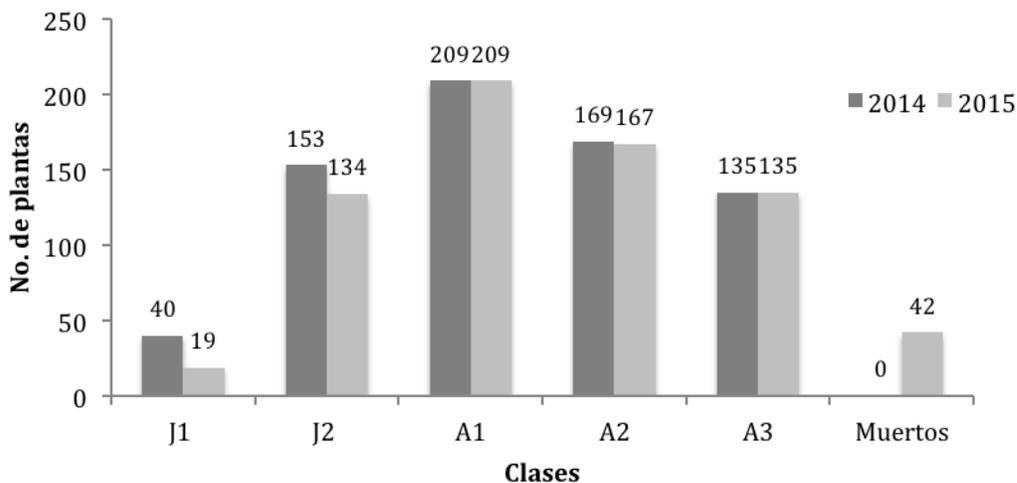


Figura 7. Comparación de la estructura poblacional (J1: 2-4.99 mm, J2: 5-9.49 mm, A1: 9.5-19.99 mm, A2: 20-39.99 mm, A3: >40 mm) de *Strombocactus disciformis* en Agua del Ángel entre abril de 2014 y abril de 2015.

La intensidad promedio de la mortalidad en la población fue del 6% (42 individuos) en la población de *S. disciformis* en Agua del Ángel (Cuadro 2). En la categoría de muertas se consideró a plantas de las cuales se encontró un cadáver con su respectiva marca en las parcelas 45% (19 plantas) y también se incluyó aquellas plantas de las cuales al segundo censo (abril 2015) solo se encontró la marca y no el individuo 55% (23 plantas). Esto se atribuye al paso de ganado feral que resulta en individuos desbarrancados fuera del suelo (Figura 4) y posiblemente también a incidentes de saqueo. La proporción de plantas muertas en todas las categorías fue menor al 10%. La mortalidad es mayor en las categorías de juveniles (J1 y J2) y en la última categoría de adultos (A3) (Cuadro 2). Dado lo anterior, el riesgo de mortalidad es menor entre individuos con un tamaño de 9.5 a 40 mm de diámetro.

Cuadro 2. Datos demográficos y reproductivos de la población de *S. disciformis* en Agua del Ángel de 2014 a 2015. Se muestran los porcentajes de plantas reproductivas y muertas junto con el promedio de crecimiento en mm de las plantas dentro de cada clase (J1, J2, A1, A2, A3).

Clase	n	Crecimiento (en mm)	±	Reproductivas	Muertas
J1 (2-4.99 mm)	40	1.24	0.97	0%	7.50%
J2 (5-9.49 mm)	153	0.91	1.46	0%	7.19%
A1 (9.5-19.99 mm)	209	1.22	1.33	11.43%	4.78%
A2 (20-39.99 mm)	169	1.65	2.81	43.26%	2.96%
A3 (>40 mm)	133	1.65	2.69	78.32%	9.02%
Total	704	1.31	2.27	20%	6%

6.1.3 Éxito de reintroducción

El 66% de los nueve individuos desbarrancados reintroducidos en la ladera del sitio sobrevivieron después de un año. Todos los sobrevivientes presentaron alguna estructura reproductiva un año después de su reubicación.

6.1.4 Actividad reproductiva

Durante el mes de abril de 2014, 12% (94) del total de 704 plantas muestreadas presentaban alguna estructura reproductiva (botón, flor o fruto). El número promedio de semillas por fruto fue de 909 ± 409 y se encontró un intervalo de 212 a 1955 semillas por fruto. Se obtuvo un aproximado de 55 475 semillas de los 64 frutos colectados.

Al extraer las semillas de los frutos se notaron tres frutos (4.6%) que contenían semillas con una consistencia diferente a los demás, se acomodaban en cúmulos y eran difíciles de separar. No obstante, bajo el microscopio las semillas dentro de estos frutos aparentaban las mismas características que las semillas de frutos normales. Un lote de 30 de estas semillas (10 semillas \times caja Petri) se sometieron a un experimento de germinación bajo las mismas condiciones que las semillas normales. En este caso ninguna semilla germinó por lo que estos frutos se consideraron como no viables, posiblemente inmaduros.

Las plantas más pequeñas que presentaron alguna estructura reproductiva (flor) midieron más de 9.5 mm, por lo que este tamaño se considero para la primera categoría de adultos A1. El individuo más pequeño que presentó un fruto midió 11.77 mm. Este tamaño es menor a lo reportado para Álvarez et al. (2004) quien observó las primeras plantas reproductivas entre los 17 y 18 mm. El tamaño promedio de las plantas con alguna estructura reproductiva (flor o fruto) fue de $47 \text{ mm} \pm 16$ de diámetro (Figura 8). Los individuos más fértiles (Clase A3) tuvieron un

diámetro promedio de 53 ± 12 mm (Figura 8). El individuo con mayor número de frutos tenía un diámetro de 66.91 mm y presentó siete frutos (Figura 8). Se encontró que después de los 80 mm el éxito reproductivo de *S. disciformis* en la población disminuye, no se hizo una categoría separada para las plantas de este tamaño ya que solamente cinco plantas se podían integrar a esta sexta clase (Figura 8).

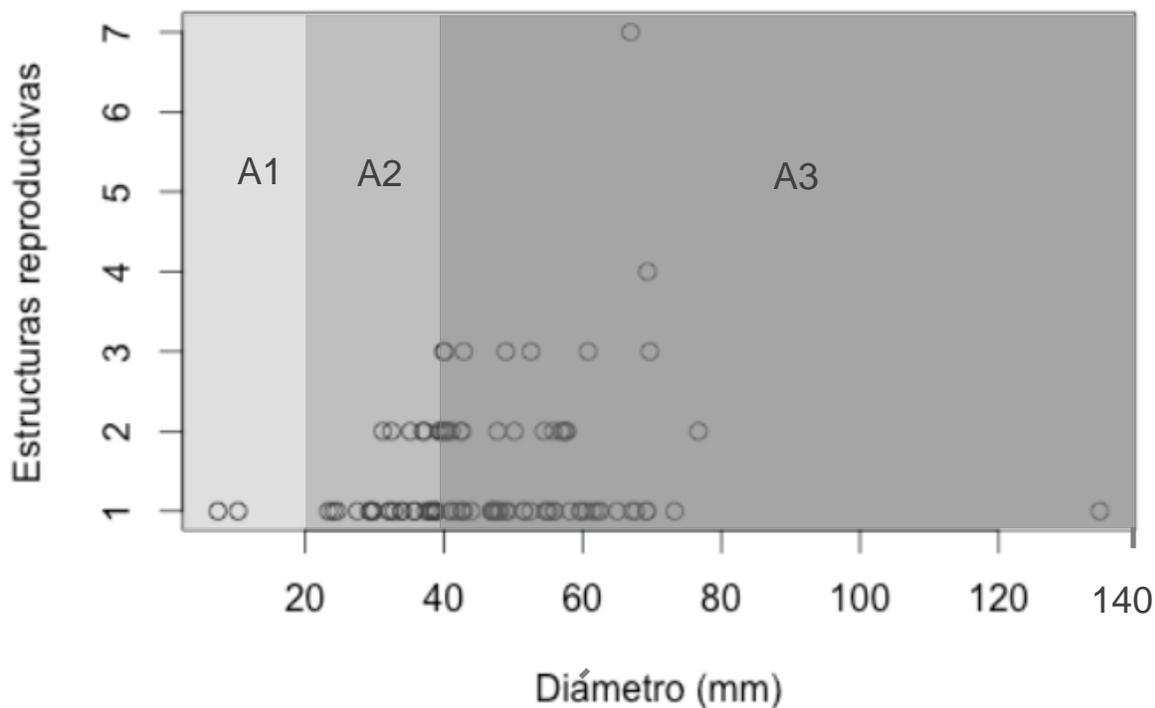


Figura 8. Relación del tamaño de plantas de *S. disciformis* en Agua del Ángel con la producción de estructuras reproductivas durante el censo en abril de 2014. Las primeras plantas reproductivas se encuentran dentro de la categoría A1 ($2 - 19.99$ mm), A2 ($19.99 \leq x < 39.99$ mm) son plantas donde la mayoría presentan una estructura reproductiva; A3 ($A3 > 40$ mm) son las plantas más fértiles.

Durante las visitas mensuales de octubre de 2014 a abril de 2015, se observó que la floración comienza en noviembre y continúa hasta abril. Febrero fue el mes donde se registraron más botones y frutos en la población (Cuadro 3).

Cuadro 3. Frecuencia de estructuras reproductivas de la población de *Strombocactus disciformis* en Agua del Ángel en la primera visita en abril 2014, y las visitas mensuales a partir de octubre de 2014 a abril 2015 (exceptuando enero 2015 cuando no se visitó la población). Un mismo individuo podía presentar más de un tipo de estructura reproductiva al mismo tiempo.

Visita	Botones	Flores	Frutos	Abortos
Abril-2014	4	42	93	-
Noviembre-2015	23	0	0	0
Diciembre-2015	48	3	3	2
Febrero-2015	86	15	177	39
Marzo-2015	22	28	80	53
Abril-2015	11	1	37	29

6.1.5 Germinación

Las cien semillas en el experimento de laboratorio tuvieron un valor de germinación de 69%, el éxito de germinación por caja fue de una semilla germinada a diez semillas germinadas. Todas las plántulas sobrevivieron en agar después de un año; sin embargo, ninguna plántula sobrevivió después de ser trasplantada a tierra (una mezcla 1:1 de tepojal y tierra negra esterilizada) comúnmente usada para el cultivo de cactáceas pero que sin embargo no es similar al sustrato en el cual crece la especie en su hábitat natural.

El promedio de germinación en campo de 18 180 semillas repartidas en veinte contenedores fue de $0.09\% \pm 0.32$, con un valor máximo de 0.16% (32 semillas germinadas) durante el mes de noviembre. El alto valor de desviación estándar se debe a que no se observó germinación en 16 de los 20 contenedores. En marzo del 2015, seis meses después del comienzo del experimento, solo sobrevivían 44% ($n = 14$) de las semillas que lograron germinar (Figura 9).



Figura 9. Semillas germinadas en campo dentro del contenedor experimental, se puede apreciar su diminuto tamaño (<2 mm).

6.2 Matriz de frecuencias observadas y matriz de transición

La matriz de frecuencias observadas (Cuadro 4) muestra que sí hubo un movimiento demográfico en la población de Agua del Ángel del año 2014 al 2015, se observó retrogresión, permanencia, crecimiento y mortalidad. El registro de semilla a plántula se basó en el hallazgo de una sola plántula en abril del 2015 dentro de una de las parcelas.

$$1 / \text{total de semillas recolectadas en campo} = 1 / 124\,533$$

El registro de la transición de plántula (P) a juvenil (J1) se basó en el evento hipotético que una sola plántula del experimento de germinación en campo logrará alcanzar el tamaño de 2 mm.

$$1 / \text{total de semillas en experimento de germinación en campo} = 1 / 18\,180$$

Cuadro 4. Matriz de frecuencias observadas en campo para *S. disciformis* en Agua del Ángel. El código de color indica la región de la matriz a la que pertenecen los distintos procesos demográficos (pg. 11).

Matriz de Observaciones en Campo		Categoría (<i>nt</i>)							Total (<i>nt+1</i>)
		S	P	J1 (2-4.99 mm)	J2 (5-9.49 mm)	A1 (9.5-19.99 mm)	A2 (20-39.99 mm)	A3 (> 40 mm)	
Categoría (<i>nt+1</i>)	S	0	0	0	0	909	34542	89082	124533
	P	1	0	0	0	0	0	0	1
	J1 (2-4.99 mm)	0	1	17	2	0	0	0	19
	J2 (5-9.49 mm)	0	0	21	108	4	0	0	133
	A1 (9.5-19.99 mm)	0	0	0	32	175	2	0	209
	A2 (20-39.99 mm)	0	0	0	0	20	148	0	168
	A3 (> 40 mm)	0	0	0	0	0	14	121	135
Muertos	0	0	4	11	10	5	12	42	
Total (<i>nt</i>)	1	1	41	153	209	169	133		

: Fecundidad
 : Crecimiento
 : Permanencia
 : Retrogresión
 : Mortalidad

Cuadro 5. Matriz **A** de transición de la población de *S. disciformis* en Agua del Ángel del 2014-2015. En la primera fila se muestra la fecundidad (frutos * promedio de semillas por fruto / total de individuos en esa clase), la diagonal muestra la probabilidad de permanencia, arriba de la diagonal se muestra la probabilidad de retrogresión de una clase a otra y debajo de la diagonal se muestra la probabilidad de crecimiento de una clase a otra. El código de color indica la región de la matriz a la que pertenecen los distintos procesos demográficos (pg. 11).

Matriz A de Transición		Categoría (<i>nt</i>)							w	v
		S	P	J1 (2-4.99 mm)	J2 (5-9.49 mm)	A1 (9.5-19.99 mm)	A2 (20-39.99 mm)	A3 (> 40 mm)		
$\lambda = 0.91$										
Categoría (<i>nt+1</i>)	S	0	0	0	0	4.35	204.39	669.79	0.99	1.00
	P	0.000008	0	0	0	0	0	0	0.01	539.26
	J1 (2-4.99 mm)	0	0.000006	0.41	0.01	0	0	0	0.000001	2184386.28
	J2 (5-9.49 mm)	0	0	0.51	0.71	0.02	0	0	0.000004	2124607.45
	A1 (9.5-19.99 mm)	0	0	0	0.21	0.84	0.01	0	0.000018	1965528.28
	A2 (20-39.99 mm)	0	0	0	0	0.1	0.88	0	0.000046	1125616.22
	A3 (> 40 mm)	0	0	0	0	0	0.08	0.91	0.001263	220478.89
	Mortalidad	0	0	0.07	0.07	0.05	0.03	0.09		

: Fecundidad
 : Crecimiento
 : Permanencia
 : Retrogresión
 : Mortalidad

Cuadro 6. Matriz de sensibilidad de la matriz **A** de transición de la población de *S. disciformis* en Agua del Ángel del 2014-2015.

	S	P	J1	J2	A1	A2	A3
S	0	0	0	0	0	0	0
P	0.65	0	0	0	0	0	0
J1	0	0.09	0.00001	0.00006	0	0	0
J2	0	0	0.00001	0.00006	0.0003	0	0
A1	0	0	0	0.00005	0.0003	0.0008	0
A2	0	0	0	0	0.0002	0.0004	0
A3	0	0	0	0	0	0.0001	0.999

Cuadro 7. Matriz de elasticidad de la matriz **A** de transición de la población de *S. disciformis* en Agua del Ángel del 2014-2015.

	S	P	J1	J2	A1	A2	A3
S	0	0	0	0	8.31 ⁻¹³	1.10 ⁻¹⁰	5.72 ⁻⁰⁶
P	0.000006	0	0	0	0	0	0
J1	0	0.000006	0.000006	0.0000009	0	0	0
J2	0	0	0.000007	0.00005	0.000007	0	0
A1	0	0	0	0.00001	0.0003	0.00001	0
A2	0	0	0	0	0.00002	0.0004	0
A3	0	0	0	0	0	0.000006	0.999

La tasa finita de crecimiento para la matriz **A** descrita anteriormente fue de $\lambda = 0.91 \pm 0.62$ (Cuadro 5) y presentó los siguientes valores de elasticidad: fecundidad- 0.0006%, crecimiento-0.0016%, permanencia-99%, y retrogresión 0.0018% (Cuadro 7). En términos de la permanencia la elasticidad se concentra en la categoría A3. Mientras que los valores de sensibilidad más altos fueron la permanencia de A3, y las transiciones de semilla a plántula y de plántula a J1 (Cuadro 6).

6.3 Simulaciones numéricas

Las primeras simulaciones consistieron en modificar los valores de transición S-S (banco de semillas), S-P (germinación) y P-P (permanencia de plántulas) de las matriz **A** con base en los resultados de los experimentos de germinación en campo y laboratorio; ya que estas entradas raramente son observadas en campo (Arroyo-Cosultchi et al. 2016). En el cuadro 8 se observa el efecto sobre el valor de λ al modificar estos valores de transición (S-S, S-P y P-P); se obtuvieron cuatro grupos distintos divididos con base en valores de λ similares: filas en gris ($\lambda = 0.91$), filas en cursivas ($\lambda = 0.913$), filas en negritas ($\lambda = 0.97$) y filas en blanco ($\lambda = 0.95$). El proceso demográfico más importante en todas las simulaciones continuó siendo la permanencia (Cuadro

9). En todos los casos el valor de elasticidad más alto se encontró en la permanencia de la última categoría de adultos A3.

Cuadro 8. Comparación de valores de λ al modificar los valores de la matriz **A** (Cuadro 5) para la población de *S. disciformis* en Agua del Ángel. El valor S-P representa la transición de semilla a plántula y el valor P-P la permanencia de plántulas. En todas las simulaciones el valor de elasticidad más alto fue el de la permanencia, en particular la permanencia de la última categoría de adultos A3 (>40 mm). Los valores de transición en blanco indican que se mantuvo el valor de transición original de la matriz **A**.

Simulación	λ	Banco de Semillas (0.05)	Valor S-P	Valor P-P	Valor de elasticidad de la categoría A3
Matriz original	0.910	NO			99.92%
1	0.910	SI		0.69	99.64%
2	0.913	SI	0.0016	0.69	72.88%
3	0.910	SI		0.0016	99.91%
4	0.910	NO		0.69	99.66%
5	0.913	NO	0.0016	0.69	73.54%
6	0.910	NO		0.0016	99.92%
7	0.910	SI			99.91%
8	0.975	SI	0.69	0.69	26.58%
9	0.950	SI	0.69	0.0016	34.90%
10	0.974	NO	0.69	0.69	26.87%
11	0.949	NO	0.69	0.0016	35.25%

Cuadro 9. Valores de elasticidad de las simulaciones (Cuadro 8) realizadas sobre la matriz **A** original. La permanencia se mantiene como el proceso demográfico con más contribución a λ .

Simulación	Elasticidades			
	Fecundidad	Crecimiento	Permanencia	Retrogresión
Matriz original	0.0006%	0.0016%	99.9924%	0.0018%
1	0.0026%	0.0070%	99.9668%	0.0078%
2	0.2604%	0.5560%	97.1629%	0.5515%
3	0.0006%	0.0017%	99.9919%	0.0019%
4	0.0024%	0.0067%	99.9687%	0.0074%
5	0.2380%	0.5418%	97.2567%	0.5398%
6	0.0006%	0.0016%	99.9924%	0.0018%
7	0.0006%	0.0017%	99.9919%	0.0019%
8	2.4883%	2.5954%	82.4149%	0.7034%
9	1.8565%	2.0930%	86.1522%	0.8356%
10	2.3334%	2.5719%	82.7100%	0.7085%
11	1.7312%	2.0694%	86.4260%	0.8397%

Con base en lo anterior, vemos que la inclusión de un banco de semillas de 0.05 no tiene un efecto sobre el valor de λ (0.91). Modificar el valor de germinación usando el valor de germinación obtenido en campo (0.0016) no modificó el valor de λ (0.913); sin embargo, modificar el valor de germinación (S-P) al valor observado en laboratorio de 0.69 sí aumento el valor de λ (0.95-0.97) y aunque el valor de elasticidad más alto se mantuvo en la última categoría de adultos A3 este valor disminuyó considerablemente de 99% a 26-34%.

Con base en los resultados anteriores se definió una matriz de transición hipotética (Cuadro 10) que incorpora los valores experimentales. Se decidió incluir un valor para el banco de semillas ya que las semillas de *S. disciformis* cuentan con las características necesarias para formar un banco: tamaño pequeño, fotoblastismo positivo y longevidad ecológica (Rojas-Aréchiga y Batis, 2001). Se decidió utilizar el valor de germinación 0.0016 (S-P) ya que es la máxima germinación potencial que se observó en campo. Puede ser que la falta de registro de plántulas en condiciones naturales (fuera del experimento) se deba a su pequeño tamaño; por lo que para el valor de permanencia de plántulas (P-P), se decidió utilizar este el valor 0.69 ya que se basa en las plántulas germinadas en laboratorio que sobrevivieron en agar después de un año antes de ser trasplantadas a tierra. El resto de los valores se mantuvieron como en la matriz **A** original (Cuadro 5). La tasa de crecimiento finita y los valores de elasticidad (fecundidad- 0.26%, crecimiento-0.56%, permanencia-97%, y retrogresión 0.55%) de la matriz de simulación no variaron respecto a la matriz **A** original (pg. 21). La matriz de simulación (Cuadro 10) se usó como base para el resto de las simulaciones numéricas.

Cuadro 10. Matriz de simulación de *S. disciformis* en Agua del Ángel, se modificaron los valores de transición de banco de semillas (S-S), de germinación (S-P) y de permanencia de plántulas (P-P), respecto a la matriz **A** original (Cuadro 5). Estos nuevos valores se marcan con negritas y se basan en los valores obtenidos experimentalmente a través de los experimentos de germinación en campo y en el laboratorio.

Matriz de Simulación $\lambda = 0.91$	S	P	J1 (2-4.99 mm)	J2 (5-9.49 mm)	A1 (9.5-19.99 mm)	A2 (20-39.99 mm)	A3 (> 40 mm)	w	v
S	0.05	0	0	0	4.35	204.39	669.79	0.99	1.00
P	0.0016	0.69	0	0	0	0	0	0.01	539.26
J1 (2-4.99 mm)	0	0.00006	0.41	0.01	0	0	0	0.000001	2184386.28
J2 (5-9.49 mm)	0	0	0.51	0.71	0.02	0	0	0.000004	2124607.45
A1 (9.5-19.99 mm)	0	0	0	0.21	0.84	0.01	0	0.000018	1965528.28
A2 (20-39.99 mm)	0	0	0	0	0.1	0.88	0	0.000046	1125616.22
A3 (> 40 mm)	0	0	0	0	0	0.08	0.91	0.001263	220478.89
Mortalidad	0	0	0.07	0.07	0.05	0.03	0.09		

Cuadro 11. Matriz de sensibilidad de la matriz de simulación de *S. disciformis* en Agua del Ángel.

	S	P	J1	J2	A1	A2	A3
S	0.003	0	0	0	0.00000005	0.0000001	0.000003
P	1.40	0.01	0	0	0	0	0
J1	0	40.84	0.005	0.02	0	0	0
J2	0	0	0.005	0.02	0.10	0	0
A1	0	0	0	0.02	0.09	0.24	0
A2	0	0	0	0	0.05	0.14	0
A3	0	0	0	0	0	0.03	0.73

Cuadro 12. Matriz de elasticidades de la matriz de simulación de *S. disciformis* en Agua del Ángel.

	S	P	J1	J2	A1	A2	A3
S	0.0001	0	0	0	0.0000002	0.00003	0.0024
P	0.0025	0.008	0	0	0	0	0
J1	0	0.002	0.002	0.0003	0	0	0
J2	0	0	0.003	0.0166	0.002	0	0
A1	0	0	0	0.0046	0.085	0.003	0
A2	0	0	0	0	0.006	0.131	0
A3	0	0	0	0	0	0.002	0.73

6.3.1 Simulaciones de saqueo

La segunda serie de simulaciones consistió en simular el efecto de la extracción de plantas y frutos modificando el número de individuos, valores de transición de permanencia y los valores de fecundidad en las tres categorías de adultos (A1, A2 y A3). Al simular la desaparición de todos los individuos de la categoría A3, los cuales serían los más cotizados en el mercado por su gran tamaño, observamos que el valor de λ disminuyó a 0.902 ± 0.0001 y se mantuvo aún si se removían los individuos adultos junto con las semillas. Al modificar el número de individuos o de frutos para las clases A1 y A2, se obtuvo el mismo valor de λ (0.91 ± 0.001). El saqueo de individuos y semillas resulta en cambios mínimos en el valor de la tasa finita de crecimiento ($\lambda = 0.902 - 0.91$ respecto al valor original $\lambda = 0.91$); no obstante, la extracción de individuos de la categoría A3 resulta en una disminución de 0.001 en λ . La remoción de frutos (disminuir los valores de fecundidad) no tuvo efecto sobre λ .

6.3.2 Simulaciones para incrementar λ

La tercera serie de simulaciones consistió en modificar los valores de transición para incrementar λ arriba de la unidad, y así determinar como la población puede crecer a largo plazo. Para cada simulación se modificó solo un valor de transición mostrado en el Cuadro 13, el resto de los valores de la matriz de simulación (Cuadro 10) se mantuvieron iguales.

Cuadro 13. Modificaciones realizadas sobre los valores de transición de la matriz de simulación (Cuadro 10) para la población de *S. disciformis* en Agua del Ángel. Se muestran los valores de λ resultado de las modificaciones y las elasticidades correspondientes a cada modificación.

Simulación	λ	Elasticidades			
		Permanencia	Retregresión	Crecimiento	Fecundidad
S-P = 0.69	0.97	0.83	0.01	0.14	0.02
P-J1 = 0.5	1.08	0.70	0.005	0.25	0.04
P-J1 = 0.1	1.01	0.77	0.01	0.19	0.03
A3 = 1	1.00	0.999999	0.00000002	0.00000059	0.00000009
A3 = 0.99	0.99	0.999999	0.00000003	0.00000073	0.00000012
A3 = 0.98	0.98	0.999999	0.00000004	0.00000091	0.00000014
A2 = 0.91	0.92	0.96	0.02	0.02	0.000004
S-P = 0.69 y P-J1 = 0.1	1.43	0.48	0.002	0.43	0.08

Al incrementar la probabilidad de las plántulas de sobrevivir hasta la primera categoría de juveniles (P-J1) a 0.5 es decir que cada año el 50% de las plántulas crezca hasta los 2 mm, incrementa el valor de λ arriba de la unidad ($\lambda = 1.08$) permitiendo que la población crezca. En este caso la permanencia sigue siendo el proceso demográfico más importante con un valor de 0.7; sin embargo, la relevancia del crecimiento como un proceso demográfico que contribuye a la tasa finita de crecimiento incrementa a 0.25 (Cuadro 13).

El mínimo porcentaje de plántulas que deben pasar a la primera etapa de juveniles (P-J1) anualmente es el 10% para que la población se estabilice con un valor de $\lambda = 1.01$ (Cuadro 13). Cualquier porcentaje de plántulas mayor permitirá el crecimiento de la población a largo plazo. Cabe destacar que en este caso los valores de elasticidad en la permanencia (Cuadro 13) se distribuyeron equitativamente entre las categorías de adultos con 17% para A1, 21% para A2 y 20% para A3. Lo anterior indica que al aumentar la proporción de plántulas que se convierten en juveniles disminuye la presión sobre la permanencia de los individuos A3 para mantener λ .

Incrementar el valor de germinación al valor obtenido en laboratorio de 69% incrementa $\lambda = 0.97$ sin llegar a la unidad. Sin embargo, al combinar esta modificación con el valor mínimo de plántulas que deben pasar a la primera etapa de juvenil (P-J1 = 0.1) el valor de λ incrementa a 1.43 (Cuadro 13) garantizando el crecimiento de la población. Dado lo anterior, asistir artificialmente en el proceso de germinación y establecimiento de plántulas en el medio silvestre es una estrategia viable para mantener las poblaciones de *S. disformis* a largo plazo.

Considerando los altos valores de elasticidad que presenta la permanencia de la categoría A3, también se realizaron simulaciones en las que ningún individuo A3 muere y se obtuvo $\lambda=1$; si muere solo un individuo A3 $\lambda = 0.99$ y si se mueren dos A3 $\lambda=0.98$ (Cuadro 13). En la caso de la simulación de la supervivencia de todos los individuos A2, $\lambda= 0.92$ (Cuadro 13).

6.4 Comercio en Internet

6.4.1 Análisis de base de datos de comercio CITES

De acuerdo a la base de datos CITES de comercio (UNEP-WCMC), hasta 1984 sólo se comercializaban ejemplares vivos completos, a partir de esta fecha comienza el comercio de semillas de esta especie. El comercio de semillas se vuelve más común que el de individuos vivos a partir de 1987. Cabe destacar que desde 1990 México importa semillas de los Estados Unidos de América.

A principios de siglo, en el mundo existían nueve viveros registrados bajo la CITES que propagan *S. disciformis*: tres en Italia, tres en República Checa, dos en Alemania y uno en Suiza (Lüthy, 2001), hasta la fecha aún no hay un vivero mexicano registrado antes CITES para propagación artificial (<https://cites.org/eng/common/reg/nu/summary.html>). Desde que la CITES entró en vigor en 1976 se ha autorizado la exportación de 326 879 individuos vivos y la importación de 21 304.

Entre 1994 y el año 2000, 320 plantas extraídas del medio silvestre fueron comerciadas, 83 para reintroducciones, 70 para aplicación de la ley, 80 por motivos científicos, y 87 por razones desconocidas.

En cuanto a las semillas, desde el año de 1985 se ha autorizado la exportación de 325 433 semillas. Del total 283 643 semillas se exportaron con motivos comerciales, donde los Estados Unidos de América es el mayor exportador, seguido por Malta, Alemania y Canadá. Se han exportado 120 semillas para jardines botánicos, donde Mónaco es el principal exportador, responsable de 80. De 1995 a 1999 se exportaron 39 690 semillas de origen artificial con motivo de propagación artificial, los EUA es el único país exportador de semillas para este fin (<http://trade.cites.org/>).

México no reporta la exportación de ninguna semilla pero ha exportado un total de 6 675 individuos vivos, la mayoría a EUA con motivos comerciales. Por otro lado, México ha importado 280 ejemplares vivos de países como Alemania, Bélgica, EUA, Holanda y Francia. De estos, 117 individuos vivos (13 de Alemania, 34 de Francia y 70 de Holanda) fueron importados con motivos de reintroducción al medio silvestre, y 80 (provenientes de Bélgica) importados por motivos científicos. También, ha importado 11 850 semillas, la mayoría desde EUA. Dado lo anterior, la exportación de individuos vivos de *S. disciformis* por México representa tan solo el 2% del mercado internacional y no figura en el mercado internacional de semillas (<http://trade.cites.org/>).

6.4.2 Análisis de comercio en línea

Los resultados del análisis de la venta en línea de *S. disciformis* mostraron que hay una gran oferta de la especie. Encontramos especímenes y semillas disponibles en grandes tiendas en línea como eBay, Amazon, cactusplaza.com, y Mercado Libre. La megatienda en línea eBay contiene el mayor número con un total de 27 publicaciones ofertando la especie; de estas solo una

publicación fue de un vivero registrado ante CITES, y otras cuatro, declaran que los especímenes (plantas y semillas) provienen de viveros.

Estudios previos reportaron un total de 161 portales en línea con información de *S. disciformis* (Álvarez et al. 2004). Los portales encontrados pertenecen a países como Alemania, Estados Unidos, Francia, Inglaterra, Italia y Japón, entre otros (Álvarez et al. 2004); contenían información detallada de las localidades en las que crece esta especie (Álvarez et al. 2004). Otra información que se puede encontrar en línea es datos para el cultivo de *S. disciformis* proporcionada principalmente por aficionados, horticultores y trabajadores de viveros. Esta información facilita la extracción de ejemplares y semillas, por ejemplo en la página <http://lophophora.blogspot.mx/2005/01/strombocactus-from-seed.html> se pueden encontrar datos del sitio de colecta así como información para germinar las semillas en casa

El precio de las plantas va de €6.00 a €30.00, más el costo de envío (Cuadro 14). Las plantas también se ofertaron en línea de países como USA, Francia, Alemania, Australia, República Checa, Reino Unido, y otros (Figura 10).

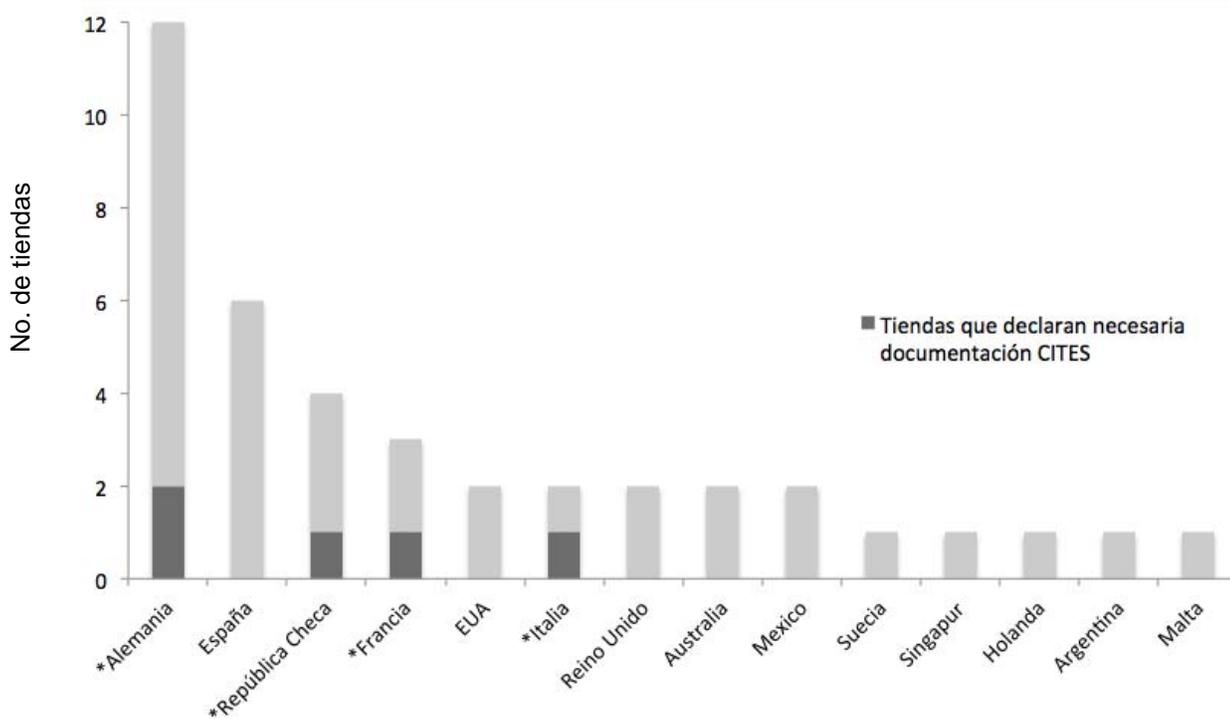


Figura 10. Países con tiendas en línea que venden *S. disciformis* con base en una búsqueda en línea realizada en abril del 2014. Los países con asterisco (*) son aquellos en donde alguna tienda en línea declara que es necesario un certificado CITES para el comercio internacional.

Se localizaron 32 tiendas en línea que ofrecían especímenes del género *Strombocactus*, tanto plantas completas como semillas. Sólo seis (19%) mencionan vender plantas obtenidas por viveros certificados en CITES y proveerán la documentación necesaria: Duben Kaktus on eBay, Seeds Cactus, B&T World Seeds, Kakteen-Haage, Uhlig-Kakteen, y Mesa Garden. Dentro del resto que no mencionan la certificación CITES, cinco (16%) mencionan que es necesario para la exportación pero no se hacen responsables de adquirirlo, cuatro (13%) no hacen envíos fuera de Europa, doce (38%) describen que los especímenes (tantos plantas como semillas) son cultivados en vivero por medio de semilla, injerto o *in vitro*; y ocho (25%) admiten abiertamente que las semillas en venta provienen de una localidad de colección, de estas últimas, 3 (9%) incluyen registros de colecta (Cuadro 15). Estas categorías no son excluyentes.

En general, la mayoría de las tiendas que comercializan sin la documentación de CITES, no se hacen responsables pero declaran no tener ningún problema con envíos internacionales y que los realizan comúnmente. Esto es particularmente sencillo con las semillas por su pequeño tamaño, varias tiendas declararon enviarlas dentro de sobres sin mayor problema. Igualmente, muchas de las tiendas Europeas que hacen envíos, sólo lo hacen dentro de la Unión Europea y por lo tanto quedan exentas de necesitar estos documentos.

Cuadro 14. Precio comercial de las diferentes especies y variedades del género *S. strombocactus* reconocidas por vendedores en el mercado en línea durante abril del 2014. El precio de las plantas varía según el tamaño. El precio de las semillas se homogenizó con los costos por la venta de cien semillas.

Especie	Precio Semillas (x100)	Precio Plantas
<i>Strombocactus disciformis</i>	2 – 10 euros	6 – 30 euros
<i>Strombocactus corregidorae</i>	7 – 12 euros	13 euros
<i>Strombocactus disciformis</i> var. <i>jarmilae</i>	2.5 – 15 euros	-
<i>S. pulcherrimus</i> (<i>S. disciformis</i> ssp. <i>esperanzae</i>)	2 – 12 euros	21 - 26 euros
<i>Strombocactus disciformis</i> var. <i>seidelli</i>	2.7 – 3.6 euros	-

Cuadro 15. Localidades donde se recolectan semillas del medio silvestre de *S. disciformis* para su venta en línea y el número de tiendas que las ofertan, de acuerdo a la información encontrada en tiendas en línea durante abril del 2014.

No. de tiendas	Localidad
5	Xichú, Gto.
5	Peñamiller, Qro.
3	Las Adjuntas, Gto.
3	Peña Blanca, Qro.
1	Maconi, Qro.
1	Jalpán, Qro.
1	Vizarrón, Qro.

Es principalmente preocupante en el caso de las semillas, ya que varias tiendas admiten vender semillas extraídas de plantas silvestres. Las plantas se envían sin mayor problema en cajas marcadas con códigos de registro de las tiendas, o en sobres como cartas en el caso de las semillas.

Se recalca que la mayoría de las tiendas también ofertan otras cactáceas (cerca de 60 especies) incluidas en el Apéndice I de CITES. Por ejemplo, *Aztekium ritteri*, *Obregonia denegrii* y varias especies de *Ariocarpus* y *Astrophytum*, por mencionar algunas de las más destacadas. Este comercio necesita ser regulado para promover la conservación de la especies.

Es importante tomar en cuenta que el mercado asiático es grande (Taylor, 1997; Jeong et al. 2004; CITES, 2015) y que en este estudio se presentó un sesgo hacía los países europeos por cuestiones de idioma.

VII. DISCUSIÓN

7.1. Propuestas de conservación con evidencia de demografía poblacional

El estudio de la dinámica poblacional es crítico para determinar el estado de conservación de una especie, así como para determinar las categorías del ciclo de vida que tienen el mayor efecto en el crecimiento poblacional y subsistencia de una especie (Silvertown et al. 1993; Caswell 2001; Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackerman, 2013).

Aunque la población mostró una alta densidad (121 ind/m²), característica de la especie (Gómez-Hinostrosa, 2013), los resultados de este estudio demográfico ($\lambda=0.91\pm 0.62$) indican que la población de *S. disciformis* se encuentra decreciendo y corroboran que está correctamente incluida en la Lista Roja de IUCN bajo la categoría de Vulnerable de acuerdo a los criterios desarrollados por Caswell (2001), que indica que una especie con un valor de λ menor a 0.978 pertenece en esta categoría.

Los resultados de este estudio son consistentes con los resultados para *Ariocarpus* (una cactácea filogenéticamente relacionada con *Strombocactus*) y para otros estudios de la familia Cactaceae donde el establecimiento de las plántulas, aunada a la mortalidad de adultos reproductivos tienen efectos significativos en la dinámica de la población mientras que la fecundidad y el crecimiento son los procesos demográficos que tienen las elasticidades más bajas (Godínez-Álvarez et al. 1999; Rosas y Mandujano, 2002; Esparza-Olguín et al. 2005; Mandujano et al. 2007; Flores-Martínez et al. 2010; Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackerman, 2013; Arroyo-Cosultchi et al. 2016).

La supervivencia de los adultos fue la etapa que tuvo mayor contribución al crecimiento finito de la población (λ). La supervivencia de los adultos de *S. disciformis* ($A_3 = >40$ mm) es clave para la subsistencia de la población, ya que son los que más contribuyen a la fecundidad poblacional al producir más flores y más fruto. Los resultados de diversos estudios muestran que en especies perennes, como las cactáceas, la permanencia o estasis es el proceso demográfico con las elasticidades más altas (Godínez-Álvarez et al. 1999; Contreras y Valverde, 2001; Esparza-Olguín et al. 2002 ; 2005; Rosas y Mandujano, 2002; Godínez-Álvarez et al. 2003; Jiménez-Sierra y Torres-Orozco, 2003; Méndez et al. 2004; Mandujano et al. 2001; 2007) y el reclutamiento es el proceso que presenta la mayor presión de selección natural (Rosas y Mandujano 2002; Arroyo-Cosultchi et al. 2016), ya que son pocos los individuos que

naturalmente logran llegar a la etapa reproductiva (en este estudio solo se observó una plántula en campo durante abril del 2015).

Es importante tener presente que para especies de lento crecimiento como lo son las cactáceas, la relevancia de los procesos demográficos sucede en lapsos de tiempo mayores a un año (Pierson y Turner, 1998; Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackerman, 2013), especialmente la evidencia de reclutamiento (Parker 1993; Pierson y Turner 1998; Mandujano et al. 2001; 2007; Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackerman, 2013). Dado lo anterior se recomienda que este tipo de estudios duren más de un año (Rubluo et al. 1993). Silvertown et al. (1996) además recomienda monitoreo de los efectos de manejo y en lo posible diseñar experimentos con controles. Así, recabar información demográfica de manera continua permitiría considerar el efecto de variaciones temporales en la dinámica de la población y esta información puede incluirse en las acciones de manejo.

Sin embargo, la temporalidad no debe ser una limitante, ya que las tendencias demográficas son similares entre cactáceas que tienen la misma forma de vida (Rosas y Mandujano, 2002). La información ya disponible a través de estudios demográficos como el presente, pueden extrapolarse a poblaciones de cactáceas con hábitos similares. Por ejemplo, para *Aztekium ritteri* (Anderson y Skillman, 1984), otra cactácea mexicana catalogada como Amenazada por la NOM-059-SEMARNAT-2010, es muy parecida a *S. disciformis* en sus hábitos en cuanto a tipo de hábitat, crecimiento en colonias y forma de semillas. Así, se pueden formular acciones inmediatas para la conservación que incluyan estrategias de manejo que aumenten el establecimiento de plántulas y la supervivencia de ejemplares adultos, antes de tener estudios de todas las especies. Si se obtienen resultados de parámetros demográficos similares entre diferentes especies de cactáceas globosas no se espera que varíen entre poblaciones de la misma especie.

7.1.1 Conservación *in situ*

Con base en los valores de λ obtenidos de las simulaciones para este trabajo, cuidar y mantener vivos los individuos mayores de 40 mm es vital para asegurar a largo plazo el crecimiento de la población en el sitio Agua del Ángel. Considerando que el alto porcentaje (55%) de plantas no encontradas al segundo censo respecto al de muertes naturales (45%), refleja que el paso de ganado feral (obs. pers.) y posiblemente el saqueo son causas importantes en la mortalidad de la población, estas causas deben de ser atendidas.

Dado lo anterior, se recomiendan proyectos turísticos encaminados a la apreciación de las cactáceas dentro del Semidesierto Queretano. Sugerimos que las visitas a poblaciones naturales como turismo se realicen dentro de poblaciones que ya experimentan saqueo, para evitar exponer poblaciones bien conservadas y aprovechar que estas actividades resulten en una mayor supervisión de las poblaciones por los habitantes locales debido al derrame económico resultante de este tipo de turismo. Esta nueva apreciación, igualmente puede ser un fuerte incentivo para el control del ganado feral que habita en la zona. De esta manera el alto crecimiento poblacional (CONAPO, 2015) y económico (Forbes, 2015) que experimenta actualmente el estado de Querétaro puede ser utilizado a favor de la conservación de uno de sus importantes recursos naturales.

Idealmente, estas actividades deben ir acompañadas de la alternativa de comprar material vegetal legal para que el visitante no recurra a la extracción de material vegetal silvestre.

7.1.2 Protección del hábitat para conservar la especie

Las políticas de conservación poco a poco se han dirigido más hacia las redes de especies que interactúan en ecosistemas de gran escala de los cuales estas especies dependen, en lugar de concentrar los esfuerzos de conservación en una sola especie y su hábitat específico (Pickett, 1997). Este nuevo enfoque considera los ecosistemas, incluyendo el hábitat, donde muchas especies se desarrollan.

En la conservación es muy importante contar con planes de manejo que incluyan la relación de las especies con las características del hábitat. Un *estatus* favorable de conservación se da cuando para cada característica definida de una especie (área de dispersión, cantidad de especies asociadas; por citar algunas) hay suficiente hábitat para mantener a la población a largo plazo (Vernik et al. en Alexander, 2008). La pérdida de hábitat significa la pérdida del ecosistema donde dicha especie se ha adaptado para sobrevivir y mantener una adecuada variación genética, la cual tiene un papel fundamental en la conservación para mantener una población viable. No obstante, si una población es lo suficientemente grande para amortiguar los efectos de fluctuación y disturbios estará bien genéticamente (Vernik et al. en Alexander, 2008). En el caso de *S. disciformis* se pueden encontrar grandes poblaciones restringidas a localidades muy específicas, por lo que para esta especie la protección del hábitat es prioritaria.

Cuidar las nodrizas y entender su dinámica poblacional y respuestas a los cambios del clima es vital en un programa de manejo *in situ* de cactáceas, ya que su presencia es necesaria

para el reclutamiento de los cactus (Turner, 1990). En este sentido, es importante cuidar la estructura vegetal de los desiertos para que haya nodrizas y se puedan establecer las semillas de las cactáceas (Álvarez et al. 2004; Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackermann, 2013). Se debe promover la conservación de las comunidades a fin de conservar las características del suelo y la presencia de microhábitats adecuados para el establecimiento y supervivencia de las plántulas. Así como los bancos de semillas que en ellos se encuentran para que este reservorio sea útil durante años con una alta precipitación que permiten los pulsos de reclutamiento de las cactáceas (Parker, 1993; Mourelle y Ezcurra 1996; Pierson y Turner 1998; Ortega-Baes et al. 2010; Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackerman, 2013). Turner (1990) mostró que sequías prolongadas afectan el reclutamiento de cactáceas, lo cual resulta en varios años en los que no hay establecimiento de nuevas plantas para mantener a la población en un nivel constante. También mostró que las sequías ocasionan un intercambio rápido en la estructura vegetal de nodrizas que no permite la supervivencia de plántulas de cactus hasta que son lo suficientemente maduras para sobrevivir bajo los rayos directos del sol.

En algunos casos el manejo de un ecosistema se puede ver guiado por la necesidad de una especie, o un taxón particular, como es el caso de las especies bandera o paraguas. Las cactáceas pueden funcionar como un grupo de especies bandera para otras plantas y animales de los ecosistemas áridos, ya que son un grupo en el que se ha enfocado la conservación (Ortega-Baes et al. 2010) y por su belleza y rareza llaman la atención del público en general. En el caso de *S. disciformis*, esto se puede llevar a cabo enfocando la atención en sus altas densidades llamativas cuando cubren paredes enteras de suelo en el desierto (Figura 11).



Figura 11. Alta densidad de *Strombocactus disciformis* sobre una pared de suelo en la ladera del sitio Agua del Ángel.

7.1.3 Extracción de semillas para reintroducción

Las simulaciones numéricas indican que la población puede estabilizarse en el tiempo con la reintroducción anual de tan solo 13 plántulas (modificación P-J1 en Cuadro 13), de acuerdo a los procesos demográficos observados entre el año 2014 y 2015, cualquier número mayor de plántulas reintroducidas resultará en un crecimiento de la población. La propagación artificial puede contribuir a la reintroducción de plantas que están desapareciendo de sus hábitats naturales. Dada la rapidez del incremento de las amenazas latentes para las cactáceas en contraste con sus tasas de reclutamiento naturalmente bajas, los programas de asistencia artificial para la germinación y establecimiento de plántulas en el medio silvestre son una estrategia viable para mantener las poblaciones a largo plazo. La germinación de las semillas se puede maximizar artificialmente para la reintroducción de las plántulas a la vida silvestre, maximizando las probabilidades de supervivencia de las plántulas.

Esta especie presenta la ventaja de producir una alta cantidad de semillas anualmente. Durante este estudio la colecta de un día resultó en alrededor de 55 000 semillas, considerando el valor de germinación en el laboratorio (0.69%) anualmente podríamos tener 37 950 individuos

nuevos con un esfuerzo de colecta de un día. Dado que las semillas deben cumplir una función ecológica (ej. alimento) no se deben extraer todos los frutos del sitio.

En lo referente a los programas de reintroducción, este tipo de estudios y acciones han sido poco utilizados para esfuerzos de conservación de cactus. Dentro de éstos se destaca que el monitoreo del desempeño de las plantas reintroducidas es de vital importancia para evaluar el desempeño de los individuos, particularmente su éxito reproductivo por ser esencial para determinar el éxito de un futuro programa masivo de reintroducción (Rubluo et al. 1993).

No obstante, se reporta que la mortalidad natural en campo es mayor en plantas de clases menores (Mandujano et al. 2001; 2007; Valiente-Banuet et al. 2002; Jiménez-Sierra et al. 2007; Martínez-Ávalos et al. 2007). En un experimento de reintroducción se mostró que 50 plántulas reintroducidas de *S. disciformis* permanecieron vivas por menos de veinte días en condiciones de campo, su nula supervivencia se atribuye al pequeño tamaño de las plántulas recién emergidas (0.5 mm) y su lento crecimiento (Álvarez et al. 2004). Dado lo anterior, se recomienda que las plántulas reintroducidas al medio silvestre midan más de 10 mm, ya que con base en los datos de mortalidad obtenidos esta fue la categoría (A1 = 9.5-19.99 mm) donde se presentó la menor mortalidad en campo y la categoría donde se presentan las primeras estructuras reproductivas (Cuadro 2).

Se ha observado empíricamente que para asegurar el establecimiento de plantas reintroducidas éstas necesitan ya tener desarrolladas raíces secundarias. Bajo condiciones de invernadero esto se da cuando las plántulas tienen una edad de 4 a 6 años (entre 10 a 20 mm), con probabilidades de disminuir el tiempo con un manejo intensivo de las plántulas en invernadero pero no se puede reducir a menos de tres años (com. pers. Omar González Zorzano, 2015; centro de propagación Jardín Botánico, Instituto de Biología, UNAM). Igualmente, las plántulas deben ser sometidas a un tratamiento de aclimatación antes de ser expuestas a condiciones de campo (Birnbaum et al. 2011; com. pers. Omar González Zorzano, 2015) y se recomienda realizar la germinación de semillas bajo un ambiente controlado utilizando suelo del sitio para así minimizar la mortalidad debido al trasplante observado durante este estudio.

Considerando lo anterior y que los eventos de reclutamiento son escasos de manera natural, cualquier tipo de manejo de la población debe ser un plan a largo plazo y es necesario que contemple el cuidado de las plántulas reintroducidas hasta que estén bien establecidas en el sitio (Birnbaum et al. 2011). Debido a la baja germinación que presenta esta especie de manera

natural en el campo; la extracción de semillas para la germinación *ex situ* para la posterior reintroducción de las plantas es un plan de manejo viable para asegurar la persistencia de la población a largo plazo. Siendo metodológicamente correctos, las plántulas reintroducidas pueden someterse a un proceso de selección artificial y así continuar propagando y reintroduciendo plántulas de semillas de plantas que mostraron mayor supervivencia a la reintroducción.

Entendiendo lo anterior, incrementar el valor de λ no puede solo enfocarse en garantizar la permanencia de los individuos si no hay reclutamiento, como es el caso comúnmente con las poblaciones que están decreciendo (Silvertown et al. 1996). La remoción de frutos debe permitirse con motivos de propagación artificial a través de un programa de reintroducción estricto como el descrito anteriormente en esta sección. Esto solo será posible si existe la infraestructura y el personal para monitorear un programa de esta índole; de otra manera la extracción solo beneficiará a aquellos que quieren aprovechar la oportunidad de colecta sin el compromiso de la reintroducción y conservación de la especie en el medio silvestre.

Otra posibilidad es realizar un estudio para determinar si efectivamente los individuos mayores a 80 mm de diámetro pierden su fertilidad. Esto podría hacerlos candidatos perfectos para ser subastadas a coleccionistas o visitantes, ya que no aportan nuevos individuos a la población y tienen un tamaño solicitado por los coleccionistas, a través del esquema de turismo descrito en la sección 7.1.1 puede permitir obtener el dinero para promover la supervisión por parte de los habitantes locales y para la infraestructura necesaria para la reintroducción.

Ya muchos estudios previos de cactáceas han demostrado que para mejorar el desempeño de poblaciones se debe enfocar en aumentar el reclutamiento, ya sea por la introducción de juveniles al hábitat o aumentando las probabilidades de supervivencia de plantas establecidas naturalmente (Flores-Martínez et al. 2010; Rojas-Sandoval y Meléndez-Ackerman, 2013). Viendo que lo anterior es una recomendación repetitiva para la conservación de las cactáceas, es vital comenzar a realizar experimentos de reintroducción en campo, preferentemente trabajando con habitantes locales interesados, y así obtener los métodos más eficientes y exitosos.

7.1.4 Extracción para aprovechamiento

Un plan de manejo que incluya el aprovechamiento económico de las semillas es sumamente importante para contar con el material vegetal legal suficiente de abastecimiento al mercado de

plantas ornamentales para coleccionistas y otros consumidores. Los resultados obtenidos indicaron que con una tasa de germinación de 69% en el laboratorio, anualmente se podrían tener 37 950 individuos nuevos con un esfuerzo de colecta de un día y tomando en cuenta que un mínimo de 13 plántulas necesitan ser reintroducidas anualmente y que la mortalidad natural en la categoría cuando se recomienda la reintroducción ($A1 = 9.5 - 19.99$) es de 5%, se deben reintroducir 14 plántulas asumiendo que una plántula morirá. Con base en los datos de mortalidad obtenidos para las categorías consecutivas ($A2$ y $A3$) y para lograr que estas plántulas logren llegar a la categoría con más fecundidad ($A3 = >40$ mm), se deben reintroducir 20 plántulas anualmente. Esto nos deja 37 930 nuevos individuos que pueden ser aprovechados por habitantes dentro del área de distribución de la especie para que sirva como incentivo para su conservación al generar un ingreso económico real.

La venta de individuos obtenidos por propagación asistida puede enfocarse hacia un público clave, en este caso los coleccionistas extranjeros, mediante la visita al sitio y elección de individuos de acuerdo a los resultados de modelos como el utilizado en este estudio. Igualmente, se deben mejorar las técnicas de propagación (Rubluo et al. 1993) por los cultivadores mexicanos, ya que los coleccionistas privados frecuentemente eligen como blanco especímenes silvestres en ausencia de material cultivado (Bárcenas, 2003).

Un aspecto importante asociado a la propagación asistida es la certificación de viveros ante CITES, ya que es impresionante que a la fecha México no cuenta con un vivero certificado por esta Convención. Mucha de la información que se requiere para el registro de los viveros bajo CITES ya es obligatoria bajo la ley mexicana (Resolución de la Conferencia 9.19, 1994 de la CITES; Bárcenas, 2003). Los cactus del Apéndice I son candidatos fuertes para la propagación; al ya contar con un mercado en el comercio internacional que es necesario cubrir con individuos legales. Las especies de cactáceas enlistadas en CITES deben ser prioritarias para su propagación aprovechando su fuerte atractivo ante los coleccionistas y cada vez más entre el público en general.

Conforme las poblaciones desaparecen y estas se hacen más raras, la demanda resulta en un incremento en el valor comercial fomentando un mayor comercio (Sánchez-Mejorada, 1982). La implementación del cultivo de las especies cotizadas pueden significar una entrada de divisas para el país y una opción de autoempleo para la gente del campo (Ramos-Parra et al. 2010). El cultivo de cactáceas dentro de México puede permitir la conservación de las formas de

crecimiento de las plantas por ser el territorio nacional centro de origen y por lo tanto de la diversidad genética de muchos géneros.

Otra línea de acción posible es hacer campañas para incrementar el conocimiento público sobre la conservación de los cactus en zonas prioritarias de conservación en México o bien como especies prioritarias, dando a conocer las características ecológicas, funciones y estatus de los cactus, así como resumiendo las leyes mexicanas concernientes a su recolección y comercio (Bárcenas, 2003). Aunque ésta última alternativa no ha resultado muy eficiente en el pasado, por lo que es de suma importancia considerar una alternativa de ingreso real para los habitantes del campo (Hernández et al. 2007).

Esta vía de acción puede ser la única forma efectiva de reducir la colecta ilegal de especímenes silvestres para satisfacer la demanda de las cactáceas (Goettsch et al. 2015). Hay un comercio activo de especies de *Strombocactus* y otras cactáceas enlistadas en CITES que necesita ser regulado para promover la conservación de las especies.

Siguiendo esta línea de pensamiento, Bárcenas (2003) da las siguientes recomendaciones: un escrutinio más cercano de los establecimientos comerciales nacionales e internacionales para enfocar los esfuerzos de la aplicación de la ley en puntos clave del comercio de las especies; práctica que ha sido efectiva en reducir el comercio clandestino (Clayton et al. 2000), y dirigir los recursos implementados a controlar el comercio de cactus raros como *S. disciformis*, en lugar de los de baja prioridad que se cultivan ampliamente en todo el país como *Cephalocereus senilis*.

7.2 Implicaciones de comercio en línea

El análisis de comercio internacional de la especie nos muestra que ahora este negocio puede hacerse de forma remota sin ninguna interacción humana real. Las grandes tiendas en línea son una amenaza particular ya que con el ir y venir de nuevos usuarios, localizar a los vendedores se vuelve un mayor reto en ausencia de un lugar físico donde se tengan que establecer (y se puedan encontrar) para las ventas. La disponibilidad de semillas colectadas de especímenes silvestres es particularmente alarmante.

El comercio en línea se ha convertido en una nueva amenaza para las especies CITES. El uso de tiendas en línea crece día a día, conforme la tecnología se vuelve más accesible y familiar a personas de todas las edades e intereses.

Ya existe una preocupación por la regulación de venta de bienes en Internet. Actualmente, eBay ofrece la opción de reportar artículos a la venta de acuerdo a su lista de

artículos prohibidos o restringidos, que incluye plantas y semillas. Sin embargo; esta política se enfoca en limitar la propagación de pestes y hierbas nocivas y no en la protección de la vida Silvestre (eBay, 2015). Su política de comercio internacional supone que el vendedor es consciente de las leyes internacionales de comercio antes de enlistar un artículo y advierte que puede ser removido si estas leyes no se respetan; lo mismo aplica para su política de productos animales y de vida silvestre. En este estudio vemos que aunque las políticas existen no están reflejadas en la práctica del comercio en línea; particularmente existe un vacío en el caso de las plantas en lo que se refiere al comercio de especies protegidas.

Investigaciones como la presente enfocada en *S. disciformis* son relevantes ya que permiten el uso de una herramienta accesible y gratis como el internet para entender la magnitud del comercio de una especie. La base de datos UNEP-WCMC para especies CITES puede ser utilizada para determinar la consistencia entre importaciones y exportaciones (D’Cruze et al. 2015). Podemos averiguar cuales son las especies más valoradas, cotizadas y/o disponibles. Lo anterior resulta útil para determinar si la producción de plantas cultivadas satisface la demanda de plantas en el mercado. Incluso podemos rastrear la aparición de especies recientemente descritas en el mercado internacional de plantas ornamentales. Respuestas a estas preguntas son vitales para la creación de políticas públicas de cumplimiento de la ley, de conservación de la naturaleza y de comercio sustentable, así como para futuras enmiendas a la ley (Kepel, 2004). Los países con los volúmenes más grandes de comercio pueden ser identificados, y aún más importante permite saber cuales localidades son las más visitadas para saqueo, especialmente de semillas.

7.2.1 Propuesta de regulación

Una vez que las localidades de colecta han sido determinadas, pueden elaborarse planes de acción para la vigilancia de estas localidades durante la temporada de producción de frutos. Estas localidades también pueden ser áreas de estudio para entender la dinámica poblacional bajo presiones de cosecha.

En el caso de las grandes tiendas en línea como eBay, Mercado Libre y Amazon se propone una regulación basada en filtrar las publicaciones que contienen el nombre de especies CITES; por ejemplo a través de un formato descargable, firmado por el vendedor asumiendo responsabilidad por el origen legal del producto y/o una ventana emergente que permita al comprador entender que es una especie CITES y lo que su adquisición involucra. Ya que

muchas veces la falta de documentación para el comercio de vida silvestre es una cuestión de ignorancia más que de desobediencia (Kepel, 2004). Esto es importante ya que los compradores comúnmente asumen que si un producto está a la venta en un servidor reconocido, debe ser legal.

VIII. CONCLUSIONES

- *Strombocactus disciformis* está incluida correctamente en la Lista Roja de la IUCN como Vulnerable, ya que aunque presenta una alta densidad (121 ind/m²), la especie está restringida a un hábitat específico dentro de menos de 10 localidades y en la localidad de estudio la población está decreciendo ($\lambda = 0.91 \pm 0.62$).
- En Agua del Ángel el intervalo de tamaños de *S. disciformis* varió desde los 2.69 mm hasta los 134.59 mm en función del diámetro. La reproducción de esta especie inicia en los individuos cuyo diámetro está en la categoría de 9.5 a 19.99 mm y estos son los más abundantes en el sitio de estudio (n = 209); mientras que por su parte, los individuos con un tamaño de entre 40 a 70 mm de diámetro son los que presentan mayor esfuerzo y éxito reproductivo.
- La permanencia es el proceso demográfico que más aporta a la tasa de crecimiento poblacional, en particular la supervivencia de individuos en la categoría A3 (>40 mm).
- Un factor limitante importante para el crecimiento de la población de *S. disciformis* en Querétaro, incluso dentro de áreas conservadas, es el reclutamiento de plántulas, ya que sólo se observó una nueva plántula en campo.
- Un total del 66% de individuos de *S. disciformis* desbarrancados fueron capaces de restablecerse y sobrevivir cuando se les reintrodujo en suelo dentro del sitio.
- La presencia de ganado feral, como burros, representa una amenaza para la especie, ya que se observaron varios ejemplares de *S. disciformis* desbarrancados en el sitio de estudio.
- Hay evidencia de comercio ilegal con saqueo de semillas de las poblaciones naturales. La mayoría de plantas y semillas de *Strombocactus* ofrecidas en línea no mencionan o siguen las regulaciones de comercio internacional CITES, por lo que su origen legal asegurando que el

aprovechamiento no fue perjudicial para la supervivencia de la especie en el medio silvestre, puede ser cuestionado.

- A través de la base de datos UNEP-WCMC para las especies CITES, encontramos que México es un país importador de semillas y representa un exportador minoritario a nivel internacional (2% del mercado) de individuos de *S. disciformis*, siendo esta especie endémica del país.
- Se deben mantener y reforzar políticas de protección así como crear iniciativas de gestión y manejo para incrementar la disponibilidad de plantas cultivadas. Así como, hacer estudios aplicados de reintroducción en campo debe ser una prioridad para la conservación práctica de esta familia representativa de México.
- La restricción temporal de floración y fructificación de las poblaciones de *S. disciformis* facilitaría un programa de supervisión durante los meses de floración en las localidades reconocidas para cosecha y así evitar la extracción ilegal de semillas.
- La alta producción de semillas de la especie permite que ésta pueda ser sometida a una estrategia de aprovechamiento como incentivo para la conservación de la especie en el medio silvestre por los habitantes del área de distribución al generar un ingreso económico real por su venta, junto con una estrategia de reintroducción monitoreada a largo plazo.
- Las plántulas reintroducidas deben tener un tamaño mayor a los 10 mm de diámetro o haber estado bajo condiciones de cultivo *ex situ* de 4-6 años antes de su reintroducción.
- Dado que incrementar el reclutamiento es una recomendación repetitiva entre varios estudios, comenzar estudios prácticos de reintroducción debe ser una prioridad para las especies amenazadas de cactáceas.

Literatura citada

- Aguilar-Morales, G., Martínez-Peralta, C., Feria-Arroyo, T.P., Golubov, J. y Mandujano M.C. 2011. Distribución geográfica del género *Ariocarpus* Scheidweiler (Cactaceae). *Cactáceas y Suculentas Mexicanas*. 56 (2) : 49 – 63
- Álvarez, R., Guzman, U. y Dávila, P. 2004. Aspectos ecológicos de dos cactáceas mexicanas amenazadas: Implicaciones para su conservación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 75: 7-16
- Arias, S. 1993. Cactáceas: conservación y diversidad en México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*. 44: 109–115
- Arias, S., y Guzmán, U. 2003. *Catálogo de cactáceas mexicanas*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Arias, S., Guzmán, U., Mandujano, M. C., Galván, M. S. y Golubov, J. 2005. Las especies mexicanas de cactáceas en riesgo de extinción. I. *Una comparación entre los listados NOM-059-ECOL-2001 (México), La lista Roja (IUCN) y CITES*. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas*. 50: 100-125.
- Arias, S. y Sánchez-Martínez, E. 2010. Una especie nueva de *Strombocactus* (Cactaceae) del río Moctezuma, Querétaro, México. *Revista mexicana de biodiversidad*. 81(3): 619-624.
- Arroyo-Cosultchi, G., Golubov, J. y Mandujano, M.C. 2016. Pulse seedling recruitment on the population dynamics of a columnar cactus: Effect of an extreme rainfall event. *Acta Oecologica*. 71: 52-60
- Anderson, E. y Skillman, S. 1984. A Comparison of *Aztekium* and *Strombocactus* (Cactaceae). *Systematic Botany*. 9(1): 42-49
- Anderson, E.F. 2001. The cactus family. *Portland, Oregon: Timber Press 776p.- illus., col. illus.*. ISBN, 881924989.
- Armstrong, K.F. y Ball, S.L. 2005. DNA barcodes for biosecurity: invasive species identification. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Biological Sciences*. 360(1464):2373.
- Bárceñas, R.T. 2003. Parte II: Los cactus del Desierto Chihuahuense en México. Una evaluación del comercio, la administración y las prioridades de conservación. En: C.S. Robbins (ed.). Comercio Espinoso: Comercio y Conservación de Cactus en el Desierto Chihuahuense. TRAFFIC Norteamérica y Fondo Mundial para la Naturaleza Washington, DC.
- Bárceñas, R.T., Yesson, C. y Hawkins, J.A. 2011. Molecular systematics of the Cactaceae. *Cladistics*. 27:470–489.

- Bayona-Celis, A. y Chávez-Martínez, R.J. 2013. Cuantificación de las áreas afectadas durante la construcción de un acueducto en una zona de alta diversidad biológica en Querétaro, México; habitat prioritario para la conservación de cactáceas y suculentas amenazadas y endémicas. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas*. 58 (2):49-63
- Birnbaum, S., Poole, J. y Williamson, P. 2011. Reintroduction of star cactus *Astrophytum asterias* by seed sowing and seedling transplanting, Las Estrellas Preserve, Texas, USA. *Conservation Evidence*. 8: 43-52
- Bravo-Hollis, H. 1978. Las Cactáceas de México. Volumen 1. Universidad Nacional Autónoma de México. Dirección General de Publicaciones. Pp 101.
- Bravo Hollis, H. y Scheinvar, L. 1995. El interesante mundo de les Cactaceas. *Mexico.: Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y Fondo de Cultura Económica*. 92-96.
- Bregman, R. 1988. Forms of seed dispersal in Cactaceae. *Acta Botanica Neerlandica*, 37(3): 395-402.
- Britton, N.L. y Rose, J.N. 1963. *The Cactaceae: descriptions and illustrations of plants of the cactus family* (3). Courier Corporation.
- Bustamante, E. y Búrquez, A. 2008. Effects of plant size and weather on the flowering phenology of the Organ pipe cactus (*Stenocereus thurberi*). *Annals of Botany*. 102:1019–1030
- Campbell, L.M. 1998. Use them or lose them? Conservation and the consumptive use of marine turtle eggs at Ostional, Costa Rica. *Environmental Conservation*. 25 (4): 305–319.
- Caswell, H. 2001. *Matrix population models: construction, analysis and interpretation*. Sinauer Associates, Sunderland. M. A. 722 p.
- Carrillo-Ángeles, I. G., Golubov, J., Rojas-Aréchiga, M. y Mandujano, M. C. 2005. Distribución y estatus de conservación de *Ferocactus robustus* (Pfeiff.) Britton et. Rose. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas*. 50(2): 36-55.
- Chávez, R., Hernández, J. y Sánchez, E. 2007. Documentación de Factores de amenaza para la flora cactológica del semidesierto Queretano. *Bol. Nakari*. 18(3): 89-95
- CITES. 2011. PC11 Doc. 21.2 *Comercio de cactus mexicanos: venta de cactus en internet*. Eleventh reunion of the Flora Committee Langkawi (Malaysia), septiembre 3-7 of 2001.
- CITES. 2013. A guide to using the CITES Trade Database, Version 8. UNEP World Conservation Monitoring Centre. Cambridge, UK. http://trade.cites.org/cites_trade_guidelines/en-CITES_Trade_Database_Guide.pdf (March, 2015)
- CITES. 2014. Appendices. <http://www.cites.org/eng/app/appendices.php#flora4> (13 June 2014)

- CITES. 2015. CITES trade statistics derived from the CITES Trade Database, UNEP World Conservation Monitoring Centre. Cambridge, UK. (March, 2015).
- Coates, F., Lunt, I.D y Tremblay, R.L. 2006. Effects of disturbance on population dynamics of the threatened orchid *Prasophyllum correctum* D.L. Jones and implications for grassland management in south-eastern Australia. *Biological Conservation*. 129:59–69
- Coles, J.J., Decker, K.L. y Naumann, T.S. 2012. Ecology and population dynamics of *Sclerocactus mesae-verdae* (Boissev. & C. Davidson) L. D. Benson. *West North American Natural*. 72: 311-322.
- CONABIO. *Strombocactus disciformis*. 2013. Catálogo de metadatos geográficos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/stdis_dcgw.xml? httpcache=yesy_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&indent=no
- CONAPO. 2015. Consejo Nacional de Población. México.
- Contreras, C. y Valverde, T. 2002. Evaluation of the conservation status of a rare cactus (*Mammillaria crucigera*) through the analysis of its population dynamics. *Journal of Arid Environments*. 51(1): 89-102.
- Cruz-Hernandez, A. y Paredes-Lopez, O. 2010. Enhancement of economical value of nopal and its fruits through biotechnology. *Journal of the Professional Association for Cactus Development*. 12 : 110-126.
- Cunningham, A.B. 1994. Integrating local plant resources and hábitat management. *Biodiversity and Conservation*. 3: 104–115.
- Del Conde Juarez, H. S., Contreras-Medina, R. y Luna- Vega, I. 2009. Biogeographic analysis of endemic cacti of the Sierra Madre Oriental, Mexico. *Biological Journal of the Linnean Society*. 97 (2): 373-389.
- D’Cruze, N., Singh, B., Morrison, T., Schmidt-Burbach, J., Macdonald, D.W. y Mookerjee A. 2015. A star attraction: The illegal trade in Indian Star Tortoises. *Nature Conservation*. 13: 1-19.
- De Kroon, H., Van Groenendael, J. y Ehrlén, J. 2000. Elasticities: a review of methods and model limitations. *Ecology*. 81(3): 607-618.
- Dzerefos, C.M. y Witkowski, E.T.F. 2001. Density and potential utilisation of medicinal grassland plants from Abe Bailey Nature Reserve, South Africa. *Biodiversity and Conservation*. 10(11): 1875-1896.
- eBay 2015. Prohibited and restricted items - overview. <http://pages.ebay.com/help/policies/items-ov.html>. (20 November 2015).

- Enright, N.J., Franco, M. y Silvertown, J. 1995. Comparing plant life histories using elasticity analysis: the importance of lifespan and the number of life cycle stages. *Oecologia*. 104:79–84.
- Esparza-Olguín, L., Valverde, T. y Vilchis-Anaya, E. 2002. Demographic analysis of a rare columnar cactus (*Neobuxbaumia macrocephala*) in the Tehuacan Valley, Mexico. *Biological Conservation*. 103(3), 349-359.
- Esparza Olguín, L., Valverde, T. y Mandujano, M. C. 2005. Comparative demographic analysis of three *Neobuxbaumia* species (Cactaceae) with differing degree of rarity. *Population Ecology*. 47 (3): 229-245
- Feria-Arroyo, T.P., Solano, E. y García-Mendoza, A. 2010. Reevaluación del riesgo de extinción de cinco especies del género *Polianthes* L. (Agavaceae). *Acta Botánica Mexicana*. 92 : 11-28
- Figueira, J.E.C., Vasconcellos-Neto, J., Garcia, M. A. y de Souza, A.L.T. 1994. Saurocory in *Melocactus violaceus* (Cactaceae). *Biotropica*. 295-301.
- Flores-Martínez, A., Manzanero-Medina, G.I., Golubov, J., Montaña, C. y Mandujano, M.C. 2010. Demography of an endangered rupicolous cactus. *Plant Ecology*. 210 (1) : 53-66
- Forbes. 2015. Los estados con mayor crecimiento económico en México. Gerardo Villafranco.
- Gibson, A.C. y Nobel, P. S. 1990. *The cactus primer*. Harvard University Press.
- Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*. 1169-1194.
- Godoy, R.A. y Bawa, K.S. 1993. The economic value and sustainable harvest of plants and animals from the tropical forest: assumptions, hypotheses, and methods. *Economic Botany*. 47 (3): 215–219.
- Goettsch, B., Hilton-Taylor, C., Cruz-Piñón, G., Duffy, J. P., Frances, A., Hernández, H. M. y Taylor, N. P. 2015. High proportion of cactus species threatened with extinction. *Nature Plants*. 1: 15-142.
- Godínez-Alvarez, H., Valiente-Banuet, A. y Banuet, L.V. 1999. Biotic interactions and the population dynamics of the long-lived columnar cactus *Neobuxbaumia tetetzo* in the Tehuacán Valley, Mexico. *Canadian Journal of Botany*. 77(2): 203-208.
- Godínez-Alvarez H., Valverde T. y Ortega-Baes P. 2003. Demographic trends in the Cactaceae. *Botanical Review*. 69:173-203

- Godínez-Alvarez, H. y P. Ortega-Baes. 2007. Mexican cactus diversity: environmental correlates and conservation priorities. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 81: 81-87.
- Gold, K., León-Lobos, P. y Way, M. 2004. Manual de recolección de semillas de plantas silvestres. *Boletín INLA*, 110.
- González-Espinosa, M., & Quintana-Ascencio, P. F. (1986). Seed predation and dispersal in a dominant desert plant: *Opuntia*, ants, birds, and mammals. In *Frugivores and seed dispersal* (pp. 273-284). Springer Netherlands.
- Gómez-Hinostrosa, C., Sánchez, E., Guadalupe Martínez, J. y Bárcenas Luna, R. 2013. *Strombocactus disciformis*. En: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <www.iucnredlist.org>. Descargado el 13 de Marzo 2014.
- Golubov J., Mandujano M.C. y Aguilar G. 2009. The Conservation Massacre: Much More Than Meets the Eye. *Cactus and Succulent Journal*. 81(2):56-58. Cactus and Succulent Society of America
- Gotelli, N. J. 1995. *A Primer of Ecology*. Sinauer. Massachusetts, 205 pp.
- Hegwood, D.A. 1990. Human health discoveries with *Opuntia* sp.(prickly pear). *HortScience*. 25(12), 1515-1516.
- Hernández, H. M. y Godínez A. H. 1994. Contribución al conocimiento de las cactáceas mexicanas amenazadas. *Acta Botánica Mexicana*. 26: 33-52
- Hernández, H. M. y Bárcenas, R.T. 1995. Endangered cacti in the Chihuahuan Desert. I. Distribution Patterns. *Conservation Biology*. 9(5): 1176–88.
- Hernández, J.G., Chávez, R.J. y Sánchez M. 2007. Diversidad y estrategias para la conservación de cactáceas en el semidesierto Queretano. CONABIO. *Biodiversitas*. 70:6-9
- Herskovitz, M.A. y Zimmer, E.A. 1997. On the evolutionary origins of the cacti. *Taxon*. 217-232.
- Hunt, D. 2006. The new cactus lexicon: descriptions and illustrations of the cactus family. *Milborne Port, Dorset: David Hunt Books*, 2.
- IUCN 2015. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. <<http://www.iucnredlist.org>>.
- Jiménez-Sierra, C. y Torres-Orozco, R. 2003. Estado actual de las poblaciones de la biznaga dulce *Echinocactus platyacanthus* (Cactaceae) en el SE de Puebla. *Contactos*. 47: 28-24
- Jiménez-Sierra, C., Mandujano, M. C. y Eguiarte, L.E. 2007. Are populations of the candy barrel cactus (*Echinocactus platyacanthus*) in the Desert of Tehuacán, México at risk? Population projection matrix and life table response analysis. *Biological Conservation*. 135:278-292.

- Jordan, P. y Nobel, P.S. 1981. Seedling establishment of *Ferocactus acanthodes* in relation to drought. *Ecology*. 62 (4): 901-906.
- Kepel, A., Grebieniow, A. y Kala B. 2004. Species Disappearing through the net: illegal trade in animals on the Internet in Poland. *Salmandra*, Polish Society for Nature Protection.
- Khalafalla, M.M., Abdellatef, E., Mohameed-Ahmed, M.M. y Osman, M. 2007. Micropropagation of cactus (*Opuntia ficus-indica*) as strategic tool to combat desertification in arid and semi arid regions. *International Journal of Sustainable Crop Production*. 2 (4) :1-8.
- Lahaye, R., Van der Bank, M., Bogarin, D., Warner, J., Pupulin, F., Gigot, G., Maurin, O., Duthoit, S., Barraclough, T. y Savolainen, V. 2008. DNA barcoding the floras of biodiversity hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 105 (8) 2923-2928.
- Lefkovich, L. P. 1965. The study of population growth in organisms grouped by stages. *Biometrics*, 1-18.
- Lema-Ruminska J. y Kulus, D. 2014. Micropropagation of Cacti—a Review. *Haseltonia*. 19:46-63.
- [Lüthy, J. 2001. The cacti of CITES Appendix I. Bundesamt für Veterinärwesen. Suiza.](#)
- Mandujano, M.C., Montana, C. y Eguiarte, L. E. 1996. Reproductive ecology and inbreeding depression in *Opuntia rastrera* (Cactaceae) in the Chihuahuan Desert: Why are sexually derived recruitments so rare?. *American Journal of Botany*. 63-70.
- Mandujano, M.C., Montaña, C., Golubov, J. y Flores-Martínez, A. 2001. Integration of demographic annual variability in a clonal desert cactus. *Ecology*. 82: 344-359.
- Mandujano, M. C., Golubov, J. y L. Huenneke. 2007. Effect of reproductive modes and environmental heterogeneity in the population dynamics of a geographically widespread clonal desert cactus. *Population Ecology*. 49:141–153.
- Mandujano, M. C., Verhulst, J.A.M., Carrillo-Angeles I. G. y Golubov J. 2007. Population dynamics of *Ariocarpus scaphirostris* Bödeker (Cactaceae): evaluating the status of a threatened species. *International Journal of Plant Sciences*. 168(7):1035-1044.
- Mandujano M.C., Carrillo-Angeles I., Martínez-Peralta C. y Golubov J. 2010. Chapter 10: Reproductive Biology of Cactaceae. K.G. Ramawat (ed.), *Desert Plants*, 197, Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Pp 197-230
- Manzano M. G. y Návar, J. 2000. Processes of desertification by goats overgrazing in the Tamaulipan thornscrub (matorral) in northeastern Mexico. *Journal of Arid Environments*. 44: 1-17.
- Martínez-Ávalos, J.G. 2007. Dinámica poblacional del falso peyote *Astrophytum asterias* (Zucc) Lem. (Cactaceae), una especie amenazada del Noreste de México. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Forestales. UANL, Linares. México.

- Martínez-Ávalos J. G., Golubov J., Mandujano M. C. y Jurado E. 2007. Causes of individual mortality in the endangered star cactus *Astrophytum asterias* (Cactaceae): the effect of herbivores and disease in Mexican populations. *Journal of arid environments*. 71(2) : 250-258.
- Martínez-Peralta, C. y Mandujano, M. C. 2009. Saqueo en poblaciones naturales *Ariocarpus*: el caso de *A. agavoides*. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas*. 54 (2):60-62.
- Méndez, M., Durán, R., Olmsted, I. y K. Oyama. 2004. Population Dynamics of *Pterocereus gaumeri*, a Rare and Endemic Columnar Cactus of Mexico. *Biotropica*. 36 (4): 492-504.
- Metz, C., Nerd, A. y Mizrahi, Y. 2000. Viability of pollen of two fruit crop cacti of the genus *Hylocereus* is affected by temperature and duration of storage. *HortScience*. 35 (1): 22-24.
- Mourelle, C. y Ezcurra, E. 1996. Species richness of Argentine cacti: a test of biogeographic hypotheses. *Journal of Vegetation Science*. 7:667–680
- Morris, W.F. y Doak, D.F. 2002. Quantitative conservation biology. *Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA*.
- Navarro, C.M. y Flores-Martínez, A. 2002. Aspectos demográficos de *Echinocereus pulchellus* var. *pulchellus* en el municipio de Chignahuapan, Puebla. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas*. 47 : 24-32.
- Nyffeler, R. 2002. Phylogenetic relationships in the cactus family (Cactaceae) based on evidence from trnK/matK and trnL-trnF sequences. *American Journal of Botany*. 89(2): 312-326.
- Nobel, P.S. 2002. *Cacti: biology and uses*. Univ of California Press.
- Oldfield, S. 1997. *Cactus and succulent plants: status survey and conservation action plan*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN).
- Olmsted, I. y Alvarez-Buylla, E.R. 1995. Sustainable harvesting of tropical trees: demography and matrix models of two palm species in Mexico. *Ecological Applications*. 5 (2): 484–500.
- Ortega-Baes, P. y Godínez-Alvarez, H. 2006. Global diversity and conservation priorities in the Cactaceae. *Biodiversity and Conservation*. 15: 817-827.
- Ortega-Baes, P., Sühring, S., Sajama, J., Sotola, E., Alonso-Pedano, M., Bravo, S. y Godínez-Alvarez, H. 2010. Chapter 8: Diversity and Conservation in the Cactus Family. K.G. Ramawat (ed.), *Desert Plants*, 157, Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Pp 157-173.
- Parker, K.C. 1993. Climatic effects on regeneration trends for two columnar cacti in the northern Sonoran Desert. *Annals of the Association of American Geographers*. 83(3): 452-474.
- Pfab Michèle, F. y Scholes Mavis, A. 2004. Is the collection of *Aloe peglerae* from the wild sustainable? An evaluation using stochastic population modelling. *Biological Conservation*. 118: 695–701.
- Pianka, E. R. 1988. *Evolutionary Ecology*. Harper y Row. Nueva York. 668 pp.

- Pierson, E.A. y Turner, R.M. 1998. An 85-year study of saguaro (*Carnegiea gigantea*) demography. *Ecology*. 79(8): 2676-2693.
- Pickett S.T.A., Ostfeld R.S., Shachak M. y Likens G.E. 1997. The ecological basis of Conservation. Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity. Chapman Hall, International Thomson Publishing: USA.
- Portilla-Alonso, R.M. y Martorell, C. 2011. Demographic consequences of chronic anthropogenic disturbance on three populations of the endangered globose cactus *Coryphantha werdermannii*. *Journal of Arid Environments*. 75: 509-515.
- R Development Core Team, 2014. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>.
- Reyes, J. y Terrazas, T. 1991. Cactáceas raras, amenazadas y en peligro de extinción de las colecciones del Jardín Botánico, IB-UNAM. *Boletín Amaranto*. 4:7-10.
- Ramos-Parra, M., Ulín-Montejo, F., Aguilar-Nieto, J.A., Solís-Trápala, I.L. y Fierro-Carbajal, J.B. 2010. Modelación y estimación del volumen de tejido vegetal in vitro de *Strombocactus disciformis* basada en mediciones no intrusivas. *Universidad y ciencia*. 26 (2) Villahermosa Ago.
- Reyes, S.J. y Gutiérrez S.A. 1992. *Strombocactus disciformis*: una especie en riesgo de extinción. *Boletín Amaranto*, Año 5, Número 3, Julio-Septiembre. Asociación Mexicana de Jardines Botánicos A.C. http://www.amjb.unam.mx/pdf/pdf_amaranto/Ano_5_N_3_Julio-septiembre_1992.pdf
- Rojas-Aréchiga, M. y Batis, A. 2001. Las semillas de cactáceas....¿Forman bancos en el suelo? *Cactáceas y Suculentas Mexicanas*. 46(4): 76-82.
- Rojas-Aréchiga, M. y Vázquez-Yanes, C. 2000. Cactus seed germination: a review Instituto de Ecología, UNAM, México. *Journal of Arid Environments* 44: 85-104
- Rojas-Aréchiga, M., Mandujano, M.C. y Golubov J. 2013. Seed size and photoblastism in species belonging to tribe Cacteeae (Cactaceae). The Botanical Society of Japan and Springer Japan 2012. *Journal of Plant Research*. 126:373-386
- Rojas-Sandoval, J. y Meléndez-Ackerman, E. 2013. Population dynamics of a threatened cactus species: general assessment and effects of matrix dimensionality. The Society of Population Ecology and Springer Japan. *Population Ecology*. 55:479-491
- Rosas, M.D. y Mandujano, M.C. 2002. La diversidad de historias de vida de cactáceas, aproximación por el triángulo demográfico. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas*. 47: 33-41.
- Rubluo, A., Chávez V., Martínez, A.P. y Martínez-Vázquez, O. 1993. Strategies for the Recovery of Endangered Orchids and Cacti Through In-vitro Culture. *Plant Biotechnology and Genetics*

- Laboratory, The Botanical Garden, Institute of Biology, UNAM. *Biological Conservation*. 63: 163-169 .
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México, 1ra Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 pp.
- Sánchez, M. E. y Cantú, J.C. 1999. La guerra de las cactáceas. *Este País*. 102, Septiembre.
- Sánchez-Mejorada, H. 1982. Mexico's problems and programmes monitoring trade in common and endangered Cacti . *The Cactus and Succulent Journal of Great Britain*. 44 (2): 36-38
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. 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, 30 de Diciembre de 2010.
- Shedbalkar, U.U., Adki, V.S., Jadhav, J.P. y Bapat, V.A. 2010. Opuntia and other cacti: applications and biotechnological insights. *Tropical plant biology*. 3(3), 136-150.
- Scheinvar, L. 2004. Flora cactológica del estado de Querétaro: diversidad y riqueza. México, DF: *Fondo de Cultura Económica*. 390p
- Schemske, D.W., Husband, B.C., Ruckelhaus, M.H., Goodwillie, C., Parker, I.M. y Bishop, J.H. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology*. 75:584–606
- Silvertown, J., Franco, M., Pisanty, I. y Mendoza, A. 1993. Comparative Plant Demography-Relative Importance of Life-Cycle Components to the Finite Rate of Increase in Woody and Herbaceous Perennials. *Journal of Ecology*. 81 (3) : 465-476
- Silvertown, J., Franco, M. y Menges, E. 1996. Interpretation of Elasticity Matrices as an Aid to the Management of Plant Populations for Conservation. *Conservation Biology*. 10 (2): 591-597
- Silvius, K.M. 1995. Avian consumers of carbon fruits (*Stenocereus griseus*: Cactaceae) on Margarita Island, Venezuela. *Biotropica*. 96-105.
- Smith-Matthew J., Benítez-Díaz H., Clemente-Muñoz, M.A., Donaldson, J., Hutton, J., McGough H. N., Medellín, R.A., Morgan, D.H.W., O'Críodain, C., Oldfield, T.E.E., Schippmann, U. y Williams, R.J. 2010. Assessing the impacts of international trade on CITES-listed species: Current practices and opportunities for scientific research. *Biological Conservation*. 144(1), 82-91.
- Struhsaker, T.T. 1998. A biologist's perspective on the role of sustainable harvest in conservation. *Conservation Biology*. 12 (4): 930–932.

- Suzán-Azpíri, H., Malda, G., Caicerros, A., Sánchez, A., Guevara, A. y García, O. 2011. Spatial Analysis for Management and Conservation of Cactaceae and Agavaceae Species in Central Mexico. *Procedia Environmental Sciences*. 7: 329-334.
- Taylor, N.P. 1997. Brazilian Cacti, Appendix 15. *Cactus and Succulent Plants Status survey and Conservation Action Plan*. 199-202.
- Turner, R.M. 1990. Long-Term Vegetation Change at a Fully Protected Sonoran Desert Site. *Ecology*. 71(2): 464-477
- Valiente-Banuet, A., Arizmendi, M. D. C., Rojas-Martínez, A. y Domínguez-Canseco, L. (1996). Ecological relationships between columnar cacti and nectar-feeding bats in Mexico. *Journal of Tropical Ecology*. 12(01): 103-119.
- Valiente-Banuet A., Arizmendi MC., Rojas-Martínez A., Casas C., Silva C. y Dávila P. 2002. Biotic interactions and population dynamics of columnar cacti. En Fleming TH. Valiente-Banuet A (eds) *Columnar cacti and their mutualists: evolution, ecology and conservation*. The University of Arizona Press, Tucson, AZ, pp 225-240
- Valverde, P.L. y Zavala-Hurtado, J.A. 2006. Assessing the ecological status of *Mammillaria pectinifera* Weber (Cactaceae), a rare and threatened species endemic of the Tehuacán Cuicatlán region in central Mexico. *Journal of Arid Environments*. 64: 193-208.
- Van On, T., Quyen, D., Bich, L.D., Jones, B., Wunder, J. y Russell-Smith, J. 2001. A survey of medicinal plants in Ba Vi National Park, Vietnam: methodology and implications for conservation and sustainable use. *Biological Conservation*. 97: 295–304.
- Veiga-Barbosa, L., González-Benito, M.E., Assis, J.G.A. y Pérez-García, F. 2010. Germination and cryopreservation of several cactus species from NE Brazil. *Seed Science and Technology*. 38(1): 218-224.
- Vernik, M. y GulicJurij, A.M. 2008. Case Study 3: The Relationship Between Species and Habitat Features. EC (2003). Interpretation Manual of European Union Habitats. European Commission DG Environment. En Mike Alexander. Management Planning for Nature Conservation. A Theoretical Basis and Practical Guide. Springer: UK.
- Villavicencio-Gutiérrez, E.E., González-Cortés, A., Arredondo-Gómez, A., Iracheta-Donjuan, L., Comparan-Sánchez, S. y Casique-Valdés, R. 2011. Micropropagación de *Turbinicarpus knuthianus* (boed.) John & Riha cactácea ornamental del Desierto Chihuahuense, en estatus de riesgo. *Revista mexicana de ciencias forestales*. 2(6): 37-54.

- Wallace, R.S. 1995. Molecular systematic study of the Cactaceae: using chloroplast DNA variation to elucidate cactus phylogeny. *Bradleya* 13:1–12
- Wallace, R. S., & Gibson, A. C. 2002. Evolution and systematics. *Cacti: biology and uses*. University of California Press, Berkeley, 1-21.
- Wendelken, P. W. y Martin, R. F. 1988. Avian consumption of the fruit of the cacti *Stenocereus eichlamii* and *Pilosocereus maxonii* in Guatemala. *American Midland Naturalist*. 235-243.
- Yesson, C., Bárcenas, R.T., Hernández, H.M., Ruiz-Maqueda, M., Prado, A., Rodríguez, V.M. y Hawkins, J. 2011. DNA barcodes for Mexican Cactaceae, plants under pressure from wild collecting. *Molecular Ecology Resources*. 11: 775–783
- Zimmermann, H. y Granata, G. 2002. Insect pests and diseases. In: Nobel, P.S. (Ed.), *Cacti: biology and uses*. University of California Press, pp. 235–254.