



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**DEMOGRAFÍA Y ESTADO DE CONSERVACIÓN DE
Tillandsia mauryana (BROMELIACEAE) EN LA
REGIÓN DE METZTITLÁN, HIDALGO**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G A

P R E S E N T A:

VALERIA PETRONE MENDOZA



**DIRECTORA DE TESIS:
DRA. MARÍA TERESA VALVERDE VALDÉS
2014**

Ciudad Universitaria, D. F.



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.

Hoja de datos del Jurado

1. Datos del alumno
Petrone
Mendoza
Valeria
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
30759835-2
2. Datos del Tutor
Dra.
Valverde
Valdés
María Teresa
3. Datos de sinodal 1
Dr.
Zúñiga
Vega
José Jaime
4. Datos del sinodal 2
Dr.
Golubov
Figueroa
Jordan Kyril
5. Datos del Sinodal 3
Dr.
Espejo
Serna
Mario Adolfo
6. Datos del Sinodal 4
Dra.
Hernández
Apolinar
Mariana
7. Datos del Trabajo
Demografía y estado de conservación de *Tillandsia mauryana* (Bromeliaceae) en la región de Metztitlán, Hidalgo.
76 pp
2015

“Ultimately, however, rarity is a biological phenomenon.”

Schemske *et al.*, 1994.

ÍNDICE

1.	Resumen	5
	<i>Abstract</i>	6
2.	Presentación	8
3.	Introducción	9
3.1.	Rareza biológica	9
3.2.	Riesgos que enfrentan las especies biológicamente raras	10
3.3.	Conservación de las especies raras	12
3.4.	La demografía como herramienta para el estudio de la rareza biológica	14
4.	Objetivos	16
5.	Sistema de estudio	17
5.1.	Especie de estudio	17
5.2.	Sitio de estudio	20
6.	Método	22
6.1.	Estudio a nivel nacional	23
6.2.	Estudio a nivel regional	23
6.2.1.	Análisis de la densidad y abundancia	24
6.2.2.	Índice de disturbio	25
6.3.	Estudio a nivel local	26
6.3.1.	Construcción de la matriz de proyección poblacional	26
6.3.2.	Análisis de sensibilidad y elasticidad	29
6.3.3.	Simulaciones numéricas: Análisis de Viabilidad Poblacional	29
6.4.	Aplicación del Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER)	30
7.	Resultados	31
7.1.	Estudio a nivel nacional	31
7.2.	Estudio a nivel regional	34
7.2.1.	Análisis de la densidad y abundancia	34
7.2.2.	Índice de disturbio	38
7.3.	Estudio a nivel local	41
7.3.1.	Modelo matricial de proyección poblacional.	42
7.3.2.	Análisis de sensibilidad y elasticidad	45
7.3.3.	Simulaciones numéricas: Análisis de Viabilidad Poblacional	47
7.4.	Método de Evaluación del Riesgo (MER) para <i>Tillandsia mauryana</i>	49
8.	Discusión	50
8.1.	Estudio a nivel nacional	50

8.2.	Estudio a nivel regional	53
8.3.	Estudio a nivel local	56
8.4.	Conservación de <i>Tillandsia mauryana</i>	58
9.	Conclusiones	61
10.	Referencias	62
11.	Anexos	
1)	Categorías de riesgo según el Método de Evaluación de Riesgo para Especies Silvestres en México (MER)	69
2)	Registros de distribución geográfica de <i>Tillandsia mauryana</i>	70
3)	Descripción del hábitat de las poblaciones de <i>Tillandsia mauryana</i>	71
4)	MER aplicado a <i>Tillandsia mauryana</i>	74
5)	Análisis de condiciones ambientales	76

1. RESUMEN

La rareza biológica es una característica de ciertos taxa que consiste en que presentan un área de distribución restringida, una baja abundancia y/o una alta especificidad de hábitat. Para estudiar el estado de conservación de las especies raras, la demografía es una herramienta de gran utilidad que permite identificar las categorías y los procesos demográficos que son más importantes para que las poblaciones se mantengan en el tiempo. *Tillandsia mauryana* es una especie rara, de hábito rupícola, que presenta una distribución geográfica restringida, pues se le encuentra únicamente en las barrancas de Metztlán y Tolantongo, en el estado de Hidalgo, México. Esta especie está enlistada en el Apéndice II de la CITES desde 1992. En este trabajo se evaluó su estado de conservación a nivel nacional, regional y local. Se realizaron búsquedas de poblaciones de *T. mauryana* en los estados y localidades donde se había reportado su presencia (Jalisco, Zacatecas, Oaxaca, Guerrero, Morelos e Hidalgo). Se localizaron 30 poblaciones, todas en el estado de Hidalgo (27 en Metztlán, dos en Zimapán y una en El Cardonal). Estas poblaciones se evaluaron con respecto a su estado de conservación a partir de un Índice de Disturbio construido con base en diferentes elementos (i.e. presencia de ganadería, agricultura, zonas urbanas, caminos y/o actividades de extracción de roca). En nueve de estas poblaciones se determinó la abundancia y la densidad de individuos de *T. mauryana* a partir de un análisis fotográfico, y posteriormente se relacionaron estas variables con el índice de disturbio.

Además, en una de las poblaciones se llevó a cabo un estudio demográfico (de junio de 2012 a junio de 2013). A partir del seguimiento anual de 307 individuos de *T. mauryana* se construyó una matriz tipo Lefkovitch que permitió calcular la tasa finita de crecimiento poblacional (λ). Ésta tuvo un valor proyectado de 0.9813, con un intervalo de confianza al 95 % de [0.9365 – 1.0165], sugiriendo que la población estudiada se encuentra en equilibrio numérico. La matriz de elasticidad muestra que el proceso demográfico más relevante para la dinámica poblacional es la estasis de los individuos de *T. mauryana* en la categoría 5, seguida de la estasis en la categoría 3. Las simulaciones numéricas que se realizaron para explorar el comportamiento hipotético de λ bajo

diferentes escenarios mostraron que el tiempo a la extinción (t_e) de la población, dado el valor de λ , es de 161 años y que la única manera de evitar la extinción de la población (con una tasa de crecimiento poblacional superior a 1) es disminuyendo la mortalidad de todas las categorías de tamaño en una proporción del 20 %. Por el contrario, el aumento de la mortalidad de los individuos es un factor que modifica drásticamente el valor de λ y de t_e . Por último, con los datos obtenidos se aplicó el Método de Evaluación de Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER), del cual se obtuvo que *T. mauryana* debe incluirse en la categoría de *Sujeta a Protección Especial* (Pr).

ABSTRACT

Biological rarity is a feature that characterizes certain taxa because it has a reduced geographic range, low abundance and/or high habitat specificity. In order to study the conservation status of rare species, demography is a useful tool that helps identify the most important demographic categories and processes for the maintenance of populations over time. *Tillandsia mauryana*, a lithophyte, presents biological rarity because of its narrow distribution range since it is only found in ravines of Metztitlán and Tolantongo, in Hidalgo, Mexico. The species is listed in Appendix II of CITES since 1992. This project consisted of the evaluation of the conservation status of *T. mauryana* at three levels: the national, a regional and a local level. Populations of *T. mauryana* were sought for at the localities where it had been reported (Jalisco, Zacatecas, Oaxaca, Guerrero, Morelos and Hidalgo). Thirty populations were found (27 in Metztitlán, two in Zimapán and one in El Cardonal), all in Hidalgo. These populations were evaluated by using a Disturbance Index which considered different elements (agriculture, cattle, urbanization, roads and rock extraction). In nine of those populations, abundance and density of individuals of *T. mauryana* was determined by a photographic analysis, variables which were later related with the Disturbance Index.

A demographic analysis was also conducted in one population from June, 2012 to June, 2013, during which 307 individuals of *T. mauryana* were used to construct a Lefkovitch matrix. The growth population rate (λ) was 0.9813 [0.9365-1.0165], which

indicated that this population is numerically stable. The elasticity matrix showed that stasis of individuals in category 5, followed by stasis in category 3, was the most relevant demographic process for the population dynamics. Numerical simulations were also conducted in order to explore the hypothetical behavior of λ under different scenarios and calculate the time to extinction (t_e) given those circumstances. The results revealed that the t_e under the current population growth rate was 161 years and that the only way to avoid extinction is decreasing mortality by 20 % in all size categories. On the other hand, by increasing the mortality of individuals, λ decreases significantly, accelerating the t_e .

Lastly, the method to assess extinction risk (MER) was applied and *T. mauryana* resulted to be a candidate to be listed in the category of *Special Protection* (Pr).

2. PRESENTACIÓN

Esta tesis formó parte del proyecto “Evaluación de la situación de *Tillandsia mauryana* en el Apéndice II de la CITES, según su estado de conservación y comercio” (KE003), financiado por CONABIO y bajo la responsabilidad de la Dra. María Teresa Valverde Valdés. La finalidad del proyecto fue realizar una recomendación sobre el estatus de *Tillandsia mauryana* en el Apéndice II de la CITES para ser presentada en la reunión de las partes, que se llevó a cabo en mayo de 2014 (Veracruz, México). Dicho proyecto involucró un análisis demográfico, una evaluación del hábitat de *Tillandsia mauryana*, un análisis de la distribución real y potencial de la especie y una evaluación de su comercio a nivel nacional e internacional. Esta tesis abarca los dos primeros aspectos: el análisis demográfico y la evaluación del hábitat de *Tillandsia mauryana*.

Por otra parte, como *Tillandsia mauryana* es una especie rara y sujeta a cierto nivel de comercio, fue indispensable describir su dinámica poblacional y las etapas clave en su ciclo de vida para poder realizar recomendaciones y llevar a cabo planes de manejo que eviten poner en riesgo a sus poblaciones y que faciliten el restablecimiento de aquellas que ya han sido dañadas. A la vez, toda esta información puede utilizarse para que, en

caso de ser necesario, se le incluya en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT bajo la categoría que sea apropiada, y así sea protegida a nivel nacional.

3. INTRODUCCIÓN

3.1. Rareza biológica

La rareza biológica es la característica de un taxón (especie, género, familia) que se asocia con una distribución geográfica restringida, con la existencia de poblaciones poco abundantes o de bajas densidades y/o con una alta especificidad de hábitat (Rabinowitz, 1981; May, 1988; Gastón, 1994). Estas tres variables, al combinarse y considerarse simplemente en sus dos niveles extremos, dan como resultado la existencia de siete tipos de rareza (Cuadro 1).

Cuadro 1. Los siete tipos de rareza, según Rabinowitz (1981). Las palabras en *itálicas* muestran la(s) característica(s) que determina la rareza en cada uno de los tipos identificados.

Abundancia del taxón	Área de distribución	Especificidad de hábitat
Alta	Amplia	<i>Alta</i>
Alta	<i>Restringida</i>	Baja
Alta	<i>Restringida</i>	<i>Alta</i>
<i>Baja</i>	Amplia	Baja
<i>Baja</i>	Amplia	<i>Alta</i>
<i>Baja</i>	<i>Restringida</i>	Baja
<i>Baja</i>	<i>Restringida</i>	<i>Alta</i>

Los factores que determinan que un taxón sea raro biológicamente son múltiples y cambiantes, pues son inherentes y específicos al grupo estudiado (Rabinowitz, 1981; Bevil y Louda, 1999). Por esta razón, resulta muy complejo determinarlos, generalizar y diferenciar entre aquellos que son causas y los que son consecuencias de la rareza

biológica (Fiedler y Ahouse, 1992). Diversos autores como Stebbins (1980) y Fiedler y Ahouse (1992) han clasificado las causas de rareza en distintas categorías, entre las que entran en juego factores como edad del taxón, su historia evolutiva, la historia geológica del área de distribución, la historia de vida, la dinámica poblacional, la biología reproductiva, la estructura genética y la estocasticidad ambiental. A la gran diversidad de estos factores se suma la complejidad de que cada uno puede abordarse de distintas maneras.

La mayoría de los estudios referentes a la rareza biológica abordan el tema a partir de sus causas a nivel de la biología reproductiva, las historias de vida y las dinámicas poblacionales, encontrándose rasgos compartidos entre taxa raros, tales como una baja producción de semillas, una limitada capacidad de dispersión, sistemas reproductivos en los que predomina la autoincompatibilidad, una alta frecuencia de propagación vegetativa y un bajo desempeño reproductivo (Harvey, 1985; Kunin y Gaston, 1993; Bevill y Louda, 1999; Gabrielová *et al.*, 2013). Sin embargo, no deben descartarse los factores evolutivos y filogenéticos, pues a partir de éstos es que puede explicarse la especialización de determinado taxón hacia un tipo de hábitat en particular, así como la imposibilidad de ampliar su área de distribución, dado tal nivel de especificidad (Hunter, 1996).

Lo que hace a la rareza biológica un tema interesante es el reto de desentrañar cómo es que las poblaciones de las especies raras, a pesar de sus aparentes restricciones naturales, pueden permanecer a través del tiempo. Sin duda, este reto puede empezar a abordarse principalmente a través del análisis de las dinámicas poblacionales y los patrones demográficos, más que a través del conocimiento de su estructura genética (Bevill y Louda, 1999).

Que un taxón sea raro biológicamente no implica necesariamente que sus poblaciones sean inestables o estén en peligro. Sin embargo, pequeños cambios en sus dinámicas poblacionales podrían fácilmente llevarlas a un fuerte desequilibrio ecológico que, dada su vulnerabilidad natural, podría desembocar en su extinción local o total (Primack, 1993; Hunter, 1996). De ahí el interés de la ecología de la conservación por las especies raras.

3.2. Riesgos que enfrentan las especies biológicamente raras

Las especies raras por su naturaleza, así como por las acciones antropogénicas, pueden estar sujetas a un alto riesgo de extinción. A continuación se exploran algunos de los factores que pueden ponerlas en peligro:

Efecto Alleé Antropogénico: El efecto Alleé, también conocido como densodependencia negativa (Rockwood, 2006; Krohne, 1998; Primack, 1993), consiste en que una población que se encuentra a bajas densidades decrece, en lugar de crecer activamente (que es lo que se esperaría de acuerdo con el comportamiento numérico que predice el modelo logístico de crecimiento poblacional). El decrecimiento poblacional que describe el efecto Alleé está relacionado, por ejemplo, con problemas en la reproducción, endogamia, asincronía reproductiva, o estocasticidad demográfica, entre otros. Éste puede ser de origen antropogénico, cuando las actividades humanas son las que causan una reducción en el número de individuos en una población, forzando a que ésta llegue al valor umbral en el cual su tasa de crecimiento deja de ser positiva, para convertirse en negativa, propiciando que el tamaño poblacional se reduzca cada vez más hasta llegar a la extinción (Courchamp *et al.*, 2006).

- Uno de los factores antropogénicos que puede propiciar este fenómeno es la extracción de individuos para colecciones, como trofeos de caza o como artículos de lujo (Courchamp *et al.*, 2006).
- Afectación del área de distribución: Una de las grandes amenazas de estos tiempos es la transformación de los ecosistemas naturales por acción antropogénica, sobre todo a causa del cambio climático, la fragmentación y/o el cambio de uso de suelo (SEMARNAT, 2011; Grimm *et al.*, 2008; Hester y Harrison, 2007; Tilman *et al.*, 2001). Las especies que son raras debido a que tienen una distribución geográfica restringida enfrentan cierto riesgo por esa misma causa; pero si sus ya de por sí limitadas áreas de distribución se ven afectadas por actividades humanas, puede aumentarse gravemente su probabilidad de extinción.

- Variación ambiental: La incidencia de fenómenos estocásticos, como variaciones extremas de la temperatura o la humedad, disturbios naturales catastróficos, deslizamientos, o incendios, entre otros, también pueden poner en riesgo la persistencia de las poblaciones de especies raras. En este caso, el riesgo dependerá de la frecuencia con la que ocurran los eventos estocásticos, así como de la variación temporal y espacial con que se presenten en el área de distribución de la especie en cuestión (Gastón, 1994).
- Atributos particulares de las especies raras: Hay ciertas características biológicas propias de las especies raras que las ponen en riesgo de manera intrínseca, como por ejemplo, atributos de sus ciclos e historias de vida, sus dinámicas poblacionales o sus patrones demográficos característicos, como una alta mortalidad, una baja tasa reproductiva, baja capacidad germinativa o alto requerimiento de cuidados parentales (Harper, 1977; Gaston, 1994). Las actividades antrópicas también pueden contribuir a que estos atributos se vuelvan aún más riesgosos.

3.3. Conservación de las especies raras

Las especies raras, al igual que las comunes, aportan diversidad a los ecosistemas y, por lo tanto, son un importante eslabón en la compleja cadena de interacciones ecológicas que determinan su dinámica (Fiedler y Ahouse, 1992). De esta manera, la pérdida de una especie de un ecosistema, aunque se trate de una especie rara, puede contribuir a la pérdida de otras (extinción en cadena) o llevar al ecosistema a un desequilibrio (Primack, 1993). La pérdida de biodiversidad, en cualquiera de sus niveles -genes, especies, o ecosistemas- es uno de los problemas ecológicos más graves que enfrentamos en la actualidad (Perrings *et al.*, 1995) y cuyas causas inmediatas son el crecimiento de la población humana, el desarrollo industrial, el cambio de uso de suelo y la alta tasa de pérdida y deterioro de los hábitats naturales que está provocando daños irreversibles (Vitousek *et al.*, 1997).

Tanto a nivel local como internacional se llevan a cabo diferentes esfuerzos para detener la pérdida de la biodiversidad, en particular en lo que se refiere al nivel de la

extinción de especies. Uno de estos esfuerzos, en México, es la NOM-059-SEMARNAT, en la cual se enlistan las especies que se encuentran en algún grado de riesgo y se establecen los lineamientos para su protección. En el plano internacional existe la Lista Roja de Especies Amenazadas, creada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (SEMARNAT, 2011; IUCN, 2012), así como la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). Esta convención fue establecida en 1963 para regular el comercio de flora y fauna a nivel internacional, y entró en vigor en 1975. Su funcionamiento se basa en la participación voluntaria de diferentes países (llamados partes), los cuales se comprometen a promover legislaciones nacionales que lleven al cumplimiento de los señalamientos de este acuerdo. Hasta el día de hoy, la CITES está conformada por 175 partes (países); su finalidad es vigilar el comercio de especies que están en algún grado de peligro, ubicándolas en alguno de sus tres apéndices (CITES, 2011):

- Apéndice I: regula y limita el comercio de aquellas especies que se encuentran en peligro de extinción; se autoriza el comercio sólo en ocasiones excepcionales.
- Apéndice II: regula el comercio de especies que actualmente no están en peligro de extinción, pero que podrían ponerse en riesgo si su comercio fuera indiscriminado.
- Apéndice III: incluye a especies que están protegidas al menos por un país, el cual solicita apoyo del resto de las partes para cumplir con su protección.

Tillandsia mauryana, la especie objeto de estudio de esta tesis, está enlistada en el Apéndice II de la CITES desde el año 1992 (CITES, 2011; Luther, 1994). Por esta razón, su comercio requiere de permisos o certificados especiales de exportación o reexportación, los cuales se obtienen únicamente si esta actividad no pone en riesgo la supervivencia de la especie, bajo los acuerdos de la convención. Para que su comercio se autorice, se debe garantizar que éste se realice adecuadamente para evitar poner en riesgo a sus poblaciones naturales.

Una condición indispensable para que funcionen este tipo de listas y normas es poder diferenciar entre la rareza, por un lado, y el verdadero riesgo o amenaza en sus

diferentes categorías, por el otro. Una vez más hay que enfatizar la diferencia fundamental entre las especies que de manera natural son raras biológicamente y aquellas que se encuentran amenazadas o en alguna categoría de riesgo (Harvey, 1985): las especies naturalmente raras pueden mantener poblaciones numéricamente estables en el tiempo, mientras las especies amenazadas o en riesgo están en declive, ya sea porque cada vez hay menos poblaciones, o porque las poblaciones tienen cada vez menos individuos, como resultado directo o indirecto de las actividades humanas. A su vez, una especie rara biológicamente puede estar en alguna categoría de riesgo debido a que su rareza se ha acentuado por efectos antrópicos.

Las categorías de riesgo bajo las cuales la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) cataloga a las especies son: Vulnerables (VU; 'vulnerable'), En peligro de extinción (EN; 'endangered') y Amenazadas Críticamente (CR; 'critically endangered'); existen además las categorías de Preocupación menor (LC; 'least concern') y de Casi amenazada (NT; 'near threatened') (IUCN, 2014). Las categorías con las cuales trabaja la NOM-059-SEMARNAT son: Probablemente extinta en el medio silvestre (E); En peligro de extinción (P); Amenazada (A); y Sujetas a protección especial (Pr). La categoría de En peligro de extinción de la NOM-059-SEMARNAT es equivalente a las categorías Amenazada críticamente (CR) y En peligro de extinción (En) de la UICN, pues considera a especies cuyas poblaciones, número de individuos o áreas de distribución se han reducido considerablemente, poniendo en riesgo su existencia. La categoría de Amenazadas es semejante a la categoría Vulnerable (VU) de la UICN, pues existen factores que imponen presión negativa en poblaciones. Y por último, la categoría de Sujetas a protección especial se compara con las categorías de Preocupación menor (LC) y Casi amenazas (NT), pues considera a especies que, aunque aún no son afectadas, podrían estarlo de continuar bajo las condiciones predominantes (SEMARNAT, 2013).

3.4. La demografía como herramienta para el estudio de la rareza biológica

La demografía es la ciencia que permite describir y comprender la dinámica de una población (Krohne, 1998) a partir del estudio de sus tasas vitales, entre las que se cuentan

la tasa de nacimientos, de muertes, de migraciones y de crecimiento (Caswell, 2010). A partir de dichas tasas, es posible estimar la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) y saber si la población en estudio está creciendo, decreciendo, o se mantiene estable. A su vez, la demografía estudia la estructura de una población, tanto en el corto como en el largo plazo (Caswell, 2001), y permite identificar las etapas limitantes para el crecimiento poblacional en el ciclo de vida de las especies. Estos últimos aspectos convierten a la demografía en una herramienta sumamente útil para identificar a las especies raras y comprender las causas de su rareza (Harvey, 1985; Fiedler y Ahouse, 1992).

Los modelos matriciales de proyección poblacional, tales como las matrices de Lefkovitch (Skalski *et al.*, 2005; Menges, 1992), son una representación de la estructura y la dinámica de una población tomando en cuenta que no todos los individuos que la conforman son iguales, sino que su comportamiento y aportación demográfica cambia según la etapa del ciclo de vida en la cual se encuentren (Heppell *et al.*, 2000). Para ello, es importante identificar diferentes categorías o clases de edad, o de tamaño, o de estadio, que denoten dichas diferencias en el comportamiento demográfico de las distintas etapas del ciclo de vida por las que pasan los organismos de una población (Lefkovitch, 1965).

De la construcción de matrices de proyección poblacional se deriva el cálculo de matrices de sensibilidad y elasticidad, que evalúan el impacto relativo de los distintos parámetros demográficos sobre la tasa de crecimiento poblacional (de Kroon *et al.*, 1986; Heppell *et al.*, 2000). Además, las matrices de elasticidad permiten comparar la importancia relativa de las etapas y los procesos demográficos (crecimiento, permanencia y reproducción) entre poblaciones y en distintos momentos, lo que a su vez nos permite evaluar en mayor detalle las diferencias entre especies raras y especies comunes (Harvey, 1985; Esparza-Olguín *et al.*, 2005).

Otra aportación muy importante de la demografía son los Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP) con los que, a partir de datos empíricos, estimaciones, proyecciones y simulaciones numéricas, se puede modelar el comportamiento de una población bajo distintos escenarios (Menges, 2000). Este tipo de ejercicios son útiles para proyectar el futuro probable de las poblaciones de especies raras o amenazadas bajo las condiciones

en las que se encuentran o bajo planes de manejo y conservación que involucren la manipulación directa o indirecta de procesos demográficos específicos (Ganey *et al.*, 2014; Juárez *et al.*, 2014; Servanty *et al.*, 2014; van der Meer *et al.*, 2013).

4. OBJETIVOS

A) Objetivo general

El objetivo de este trabajo fue evaluar el estado de las poblaciones de *Tillandsia mauryana* a través de un estudio a diferentes escalas espaciales (nacional, regional y local) con el fin de determinar el estado de conservación de la especie, así como proponer acciones para su protección.

B) Objetivos particulares

- Escala Nacional: Corroborar la presencia de poblaciones de *Tillandsia mauryana* en las localidades en las que se le ha reportado, según el conocimiento que existe sobre su distribución geográfica, y geoposicionar las poblaciones encontradas.
- Escala Regional: En la región de Metztlán, evaluar el nivel de disturbio en el que se encuentran las poblaciones de *Tillandsia mauryana*.
- Escala Regional: Estimar la densidad y abundancia de nueve poblaciones de *Tillandsia mauryana* localizadas en Metztlán, Hidalgo.
- Escala Local: Llevar a cabo un estudio demográfico de una población de *Tillandsia mauryana*, para obtener sus parámetros demográficos: la tasa finita de crecimiento poblacional proyectada (λ), la estructura estable de tamaños y los valores reproductivos específicos por categoría.
- Escala Local: Llevar a cabo un análisis de elasticidad y un análisis de viabilidad poblacional a partir de los resultados del análisis demográfico.

- Conservación: Examinar la pertinencia de mantener o reubicar a *Tillandsia mauryana* en los apéndices de la CITES.
- Conservación: Evaluar el estado de *Tillandsia mauryana* de acuerdo con el Método de Evaluación de Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER), según la NOM-059-SEMARNAT.

5. SISTEMA DE ESTUDIO

5.1. Especie de estudio: *Tillandsia mauryana* (L. B. Sm.)

La familia Bromeliaceae es nativa de los trópicos y subtropicos del Continente Americano y está compuesta por 58 géneros y 3352 especies (Luther, 2012; Givnish *et al.*, 2011); uno de los géneros más numerosos es precisamente el género *Tillandsia*. La familia está conformada en su mayoría por plantas con un hábito de crecimiento en forma de roseta, cuyas hojas simples presentan un arreglo espiral alrededor de un eje erecto y corto que generalmente termina con una inflorescencia; las hojas presentan tricomas absorbentes (Sajo *et al.*, 2004).

Las bromelias son la principal familia de plantas que contribuye a la riqueza de plantas epífitas vasculares en los bosques neotropicales (Givnish *et al.*, 2011); a su vez, la familia se subdivide en ocho subfamilias: Brocchinioideae, Bromelioideae, Hechtioideae, Lindmanioideae, Navioidea, Pitcairnioideae, Puyoideae y Tillandsioideae (Givnish *et al.*, 2007). En nuestro país, las bromelias presentan una alta diversidad, encontrándose 18 géneros y 342 especies (Espejo-Serna *et al.*, 2004), particularmente en los bosques mesófilos, siendo el género *Tillandsia* el mejor representado numéricamente (Rzedowski, 1998).

Tillandsia mauryana (Fig. 1) pertenece a la subfamilia Tillandsioideae y al grupo V de la clasificación de Gardner (1986), y hasta hace unos años, se le consideraba parte del complejo *Tillandsia-Vriesea*. Sin embargo, este grupo fue recientemente reclasificado por el Dr. Adolfo Espejo-Serna y considerado como un nuevo género, *Viridantha*, con siete

especies: *V. atroviridipetala*, *V. plumosa*, *V. ignesia*, *V. lepidosepala*, *V. tortilis* y *V. mauryana* (Espejo-Serna, 2002). En este trabajo, sin embargo, nos referimos al nombre original de la especie (el basiónimo), pues el interés central del proyecto del que forma parte fue la evaluación del estado de conservación y de comercio de esta especie, con el objeto de reubicarla en los apéndices de la CITES, en cuyas listas se encuentra como *Tillandsia mauryana*.



Figura 1. Ejemplar de *Tillandsia mauryana* en el que se muestran brácteas de color rosado y las flores color verde oscuro.

Tillandsia mauryana (Fig. 1) es una hierba perenne de hábito rupícola (Fig. 2) que tiene forma de roseta regular esférica con hojas de más de 3.5 mm de ancho en la base. Sus flores son de color verde oscuro y se encuentran cubiertas por brácteas rosadas. Las anteras son de color negro, los frutos son dehiscentes y las semillas plumosas (Espejo-Serna, 2002), lo cual les permite dispersarse por medio del viento y adherirse a superficies rugosas en donde tiene lugar la germinación y posteriormente el desarrollo de sus raíces (Wester y Zotz, 2010).



Figura 2. Ejemplares de *Tillandsia mauryana* sobre una pared rocosa en Metztitlán, Hidalgo. Su preferencia por este tipo de ambientes es lo que la caracteriza como una planta de hábito rupícola.

Tillandsia mauryana es endémica de México. Su distribución geográfica, como se le ha reportado con anterioridad, incluye los estados de Hidalgo, Jalisco, Oaxaca, Zacatecas (Espejo-Serna, 2002), Guerrero y Morelos (según las colecciones de los herbarios MEXU, UAMI, FCME) (Fig. 3). De acuerdo con la descripción original, se le encuentra como epífita y como rupícola, en zonas cubiertas por matorral xerófilo y por bosque tropical caducifolio, en elevaciones que van de los 1300 hasta los 1800 m s.n.m. (Espejo-Serna, 2003).

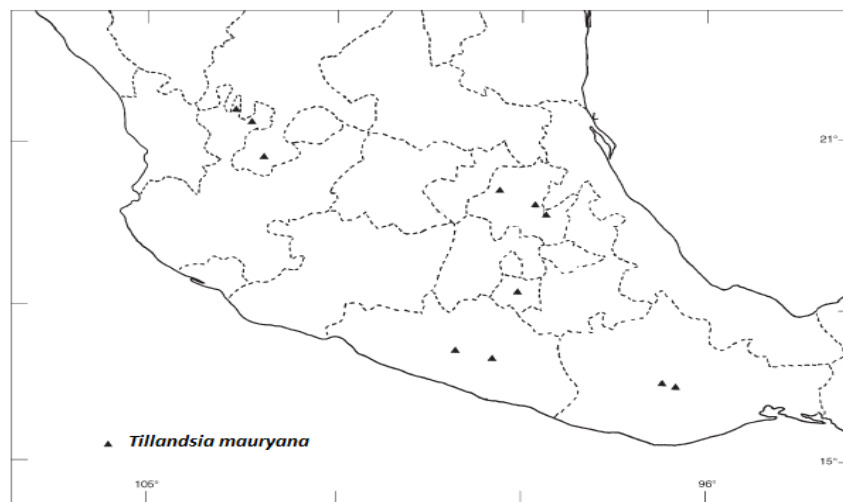


Figura 3. Distribución geográfica reportada para *Tillandsia mauryana*, según Espejo-Serna (2002) y los registros de herbario.

Por su similitud morfológica, *Tillandsia mauryana* puede fácilmente confundirse con *Viridantha atroviridipetala*, pues ambas presentan la misma forma arrosetada, la inflorescencia en panículas, brácteas florales de color rosa y flores verdes. La diferencia más evidente entre ellas radica en el ancho de las hojas a la altura la base (pues en las hojas de *V. atroviridipetala* miden menos de 3.5mm), el color de las anteras (que es negro en *T. mauryana* y amarillo en *V. atroviridipetala*) y el hábito de crecimiento (pues *V. atroviridipetala* es epífita, mientras que *T. mauryana* es rupícola) (Fig. 4). Además, la distribución geográfica reportada para *V. atroviridipetala* es más amplia, encontrándose en los estados de Guanajuato, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Puebla y Zacatecas (Espejo-Serna, 2003).



Figura 4. Individuos de *Viridantha atroviridipetala* sobre un árbol de *Bursera* sp. Destaca lo angosto de sus hojas y su epifitismo.

5.2. Sitio de estudio: Barranca de Metztitlán, Hidalgo

La mayor parte de este estudio se llevó a cabo en la Reserva de la Biósfera “Barranca de Metztitlán”, la cual es un área natural protegida que se localiza en el centro del estado de Hidalgo (Fig. 5) y que presenta un área total de 96,043 ha (SEMARNAT, 2013). Esta reserva se ubica en las zonas Centro y Eje Neovolcánico, según la nomenclatura de la CONANP (CONANP, 2010). Presenta un gradiente altitudinal de 1100 a 2600 m s.n.m., cuenta con

una complejidad topográfica considerable, distinguiéndose tanto llanuras, como pendientes mayores al 15 %. Presenta diferentes tipos de vegetación: matorral xerófilo, matorral submontano, bosque de coníferas, bosque de encino, bosque tropical caducifolio y vegetación ribereña (Ortiz-Pulido *et al.*, 2010).

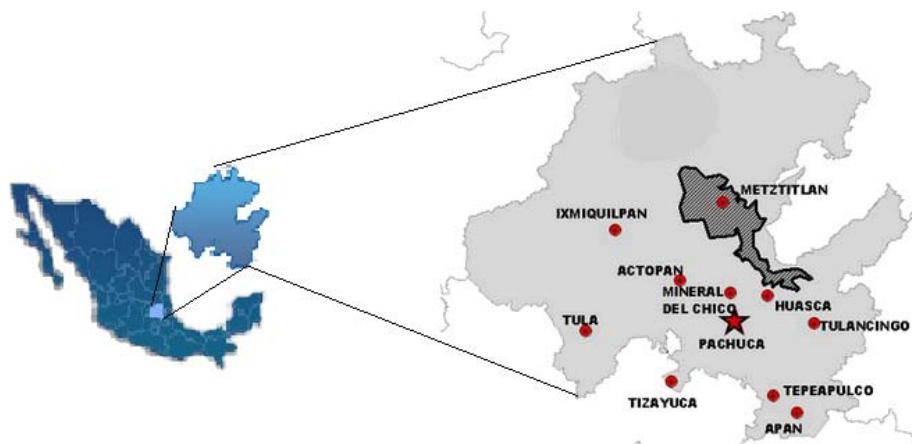


Figura 5. Ubicación de Reserva de la Biósfera “Barranca de Metztitlán” (área sombreada en el cuadro de la derecha) en el centro-este del estado de Hidalgo. Se señala la localización del poblado Metztitlán y de otros centros urbanos relevantes.

Específicamente, la mayor parte del trabajo de campo se llevó a cabo en la zona cercana al poblado Metztitlán, en un gradiente altitudinal de 1100 a 1500 m s.n.m. En esta zona, el clima es seco, semicálido (BS1kw), con lluvias en verano; sólo 5 – 10 % de la precipitación anual, que es de 437 mm, cae durante el invierno (García, 1964; CONANP, 2003) y la temperatura media anual es de 20.2 °C (Ortiz-Pulido *et al.*, 2010). El tipo de vegetación es un ecotono que presenta elementos de matorral xerófilo y de bosque tropical caducifolio (Fig. 6), y entre las especies más abundantes del sitio están: *Bursera morelensis*, *Prosopis laevigata*, *Agave lechuguilla* (Ortiz-Pulido *et al.*, 2010), y distintas especies de cactáceas entre las que predominan los géneros *Coryphantha*, *Ferocactus*, *Mammillaria*, *Opuntia* y *Stenocactus* (CONANP, 2003).



Figura 6. Ladera en la que se ejemplifica la fisionomía general de la vegetación en el sitio de estudio, cercano al poblado de Metztlán, con elementos tanto de matorral xerófilo, como de bosque tropical caducifolio.

Una característica prominente del paisaje en la Barranca de Metztlán es la presencia de enormes acantilados y paredes rocosas de distintas dimensiones y composiciones geológicas (Fig. 7). Las poblaciones de *Tillandsia mauryana* se establecen precisamente en este tipo de ambientes, que fueron en los que se desarrolló este proyecto.



Figura 7. Ejemplo de una pared rocosa como las que son comunes en la región de la Barranca de Metztlán, Hidalgo.

6. MÉTODO

Para evaluar el estado de conservación de *Tillandsia mauryana* se llevaron a cabo estudios en tres escalas distintas: nacional, regional y local. Cada uno proporcionó información específica sobre su estado de conservación en la escala correspondiente.

6.1. Estudio a nivel nacional

La finalidad del estudio a nivel nacional fue localizar y corroborar la presencia de poblaciones de *Tillandsia mauryana* en todo el territorio mexicano, según los registros que se tenían de su distribución. Para ello, se exploraron las bases de datos de diferentes herbarios (Cuadro 2), se consultó al experto en el género *Viridantha* - el Dr. Adolfo Espejo Serna - y se solicitó a la CONABIO información sobre los registros geográficos disponibles para esta especie. Esta búsqueda se realizó utilizando los dos nombres aceptados de la especie: *Tillandsia mauryana* y *Viridantha mauryana*.

Cuadro 2. Herbarios consultados para obtener información de la distribución geográfica de *Tillandsia mauryana*.

Nombre del herbario	Siglas
Herbario Metropolitano "Ramón Riba y Nava Esparza"	UAMIZ
Herbario Nacional de México, Instituto de Biología, UNAM	MEXU
Herbario de la Facultad de Ciencias, UNAM	FCME
Herbario de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN	ENCB
Herbarium at the Royal Botanic Gardens Kew	K

A partir de la información recabada, se llevaron a cabo cinco salidas de campo entre marzo de 2012 y junio de 2013 a todos los sitios en los que se tenía registros de la especie, con el objeto de corroborar su presencia y registrar las coordenadas geográficas de las poblaciones encontradas, así como de llevar a cabo una descripción general del hábitat en el que se encontraba.

6.2. Estudio a nivel regional

El estudio a nivel regional se llevó a cabo en las barrancas de Metztitlán y Tolantongo, en el estado de Hidalgo, que fueron los únicos sitios donde se corroboró la presencia de *Tillandsia mauryana*. Éste consistió de dos partes: un análisis de abundancia-densidad y un análisis del estado de conservación (nivel de disturbio) de cada una de las poblaciones.

6.2.1. Análisis de la densidad y abundancia

Con base en la accesibilidad a cada una de las poblaciones encontradas y a la visibilidad de la pared rocosa donde se encontraban establecidas, se seleccionaron nueve poblaciones en las que fue posible analizar la densidad y abundancia. Para ello, se tomaron fotografías de las paredes rocosas, incluyendo en ellas estadales (uno vertical y otro horizontal) que sirvieron como escalas (Fig. 8).



Figura 8. Ejemplificación del uso de estadales graduados en la toma de fotografías de las paredes rocosas donde se encontraron poblaciones de *Tillandsia mauryana*, en la región de Metztitlán, Hidalgo.

Las fotografías obtenidas se analizaron con el programa Adobe Photoshop CS6, con el cual se construyó una cuadrícula (usando las referencias de longitud de ambos estadales) de 1

m² × 1 m², la cual sirvió como referencia para estimar el área. En cada pared rocosa, considerada como una población, se analizó:

- a) Abundancia: se contabilizó el número total de individuos de *Tillandsia mauryana*.
- b) Densidad: ésta se estimó a partir del número de individuos de *Tillandsia mauryana* por unidad de área. Para calcular esta variable se contabilizaron los individuos por m² (promedio y desviación estándar).
- c) Estructura poblacional: con la finalidad de describir la estructura de tamaños, se categorizaron las plantas en tres categorías relativas, estimadas visualmente: pequeñas (P), medianas (M) y grandes (G). Al mismo tiempo, se contabilizaron los individuos reproductivos de cada población, identificándose a través de la presencia de estructuras reproductivas (flores y frutos). Se llevaron a cabo dos pruebas de homogeneidad (χ^2) para determinar si existían diferencias en: 1) la distribución de individuos de diferentes tamaños entre poblaciones; y 2) la proporción de individuos reproductivos entre las poblaciones.

6.2.2. Índice de disturbio

Para evaluar el nivel de conservación de cada una de las poblaciones de *Tillandsia mauryana* se construyó un Índice de Disturbio (ID) basado en el método propuesto por Martorell y Peters (2005). Para ello, se consideraron todos los factores que podrían afectar a la permanencia de las poblaciones (Cuadro 3), asignándose puntuaciones distintas, estimadas cualitativamente, según el grado de afectación observado a simple vista. Según la construcción de este índice, el valor máximo que puede tener una población es de 10, lo que indicaría que está completamente deteriorada. Como es evidente en el cuadro 3, ninguno de los factores considerados es excluyente de los otros. Se consideró que la extracción de roca es el factor con mayor valor numérico (4), siendo el que más afecta a las poblaciones de *T. mauryana* (debido a su hábito rupícola), mientras que ganadería y agricultura son los factores que se consideró afectan en menor grado su posible permanencia (Cuadro 3).

Cuadro 3. Factores considerados para la construcción del Índice de Disturbio (ID), cada uno con sus posibles grados de afectación.

Factores considerados	Grado	Puntuación	Puntaje Total
		Máxima	Potencial
1) Extracción de roca	1.1 <i>In situ</i>	2.5	4
	1.2 En paredes rocosas cercanas	1.5	
2) Accesibilidad a la pared	2.1 Cercanía con carreteras	1.0	2
	2.2 Cercanía con veredas y caminos	0.5	
	2.3 Remoción de vegetación alledaña	0.5	
3) Desarrollo urbano	3.1 Contiguo a la pared (en contacto)	1.5	2
	3.2 En zonas alledañas	0.5	
4) Ganadería en zonas alledañas		1.0	1
5) Agricultura en zonas alledañas		1.0	1

Una vez que se obtuvieron los datos de abundancia-densidad y del ID de cada población, se evaluó la relación entre el nivel de disturbio del hábitat y la densidad poblacional de *T. mauryana* mediante una correlación.

6.3. Estudio a nivel local

Para el análisis a nivel local se seleccionó una de las poblaciones que se ubicó en la región de Metztlán, Hidalgo. Dicho análisis consistió en un estudio demográfico a través de la construcción de una matriz anual de proyección poblacional (de tipo Lefkovitch), un análisis matricial de sensibilidad y elasticidad, y simulaciones numéricas a través de modificaciones en entradas específicas de la matriz; este último se concibió como un Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP).

6.3.1. Construcción de la matriz de proyección poblacional

Se llevó a cabo un recorrido por la región de Metztitlán, para ubicar poblaciones de *T. mauryana* que pudieran ser estudiadas, con base en su accesibilidad, abundancia de individuos y seguridad para realizar el muestreo.

La población seleccionada para este estudio se localiza cerca del poblado de Metztitlán (20° 35' 22.5" N; 98° 45' 01.8" O; 1297 m s.m.m.). En ésta se marcaron 307 individuos (Fig. 9) en junio del 2012, registrándose para cada individuo el diámetro mayor de la roseta y su diámetro transversal, así como la presencia de estructuras reproductivas (flores, frutos, semillas). Estos individuos se relocalizaron y se volvieron a medir en junio de 2013.



Figura 9. Individuos de *Tillandsia mauryana* marcados para el estudio demográfico, a través de etiquetas metálicas adosadas a las plantas y pintura amarilla sobre la roca.

Con los diámetros de cada individuo se estimaron las áreas de cada roseta, las cuales se utilizaron para categorizar a las plantas de acuerdo con el área de la roseta. Se determinaron seis categorías de tamaño (Cuadro 4) para las cuales se estimaron los parámetros demográficos: mortalidad, crecimiento y fecundidad, a partir de los cuales se construyó una matriz de proyección poblacional de tipo Lefkovitch.

Cuadro 4. Categorización por tamaño de la roseta (área) de los individuos de *Tillandsia mauryana* (datos de junio 2012).

Categoría	Intervalo (área- cm ²)	No. de individuos
1	0.1-1.99	18
2	2.0-9.99	49
3	10.0-49.99	89
4	50.0-99.99	56
5	100-299	73
6	300 en adelante	22

La mortalidad (m_x) de cada categoría se calculó como la proporción de muertes registradas en la categoría x , respecto al total de individuos en dicha categoría. Este procedimiento se realizó para todas las categorías excepto la 6, pues no se registraron muertes; por lo tanto, se estimó una mortalidad de 0.01 para dicha categoría.

Para calcular las probabilidades de crecimiento, decrecimiento y estasis se realizaron conteos para cada categoría en los que se registró la categoría de destino de cada individuo que la conformaba al cabo del año. Después se calculó dicha probabilidad como el número de individuos que iniciaron en la categoría x y que terminaron en la categoría y entre el total de individuos en la categoría x .

En cuanto a los datos de fecundidad, se realizaron visitas a la población en los meses de enero, marzo y mayo (2013), registrándose y contándose todas las estructuras reproductivas de los individuos (flores y frutos). Estos datos se utilizaron posteriormente para determinar el esfuerzo reproductivo por categoría de tamaño, y asignar las nuevas plántulas (observadas en junio de 2013) a cada categoría, según su esfuerzo reproductivo proporcional. Para ello, primero fue necesario determinar la proporción de estructuras reproductivas por categoría (Ec. 1). Después se calculó la contribución de cada categoría al total de plántulas nuevas observadas en junio de 2014, a partir de las estructuras reproductivas observadas en cada categoría (Ec. 2); por último, se calculó la contribución por individuo a ese esfuerzo reproductivo para cada categoría (Ec. 3).

$$per_x = er_x / er_t \quad (Ec. 1)$$

$$p_x = per_x * np \quad (\text{Ec. 2})$$

$$ap_x = p_x / n_x \quad (\text{Ec. 3})$$

donde per_x es la proporción de esfuerzo reproductivo en la categoría x con respecto al total; er_x es el número de estructuras reproductivas observadas en la categoría x ; er_t es el total de estructuras reproductivas observadas en toda la población; p_x es el número de plantas asignadas a cada categoría; np es el número de plántulas nuevas en junio de 2013; ap_x es la aportación reproductiva por individuo de la categoría x ; n_x es el número de individuos en la categoría x .

Una vez que se obtuvo la matriz de Lefkovitch, ésta se multiplicó por el vector original de la estructura poblacional, para poder obtener la Estructura Estable de Tamaños (EET) y la tasa finita de crecimiento poblacional proyectada (λ). A esta última variable se le calculó un intervalo de confianza al 95 % mediante el método de remuestreo con reemplazo (Bootstrap), propuesto por Caswell (2001).

6.3.2. Análisis de sensibilidad y elasticidad

Para obtener las matrices de sensibilidades y elasticidades, primero se obtuvieron los eigen vectores derecho (w) e izquierdo (v) de la matriz. El vector w se calculó iterando la matriz hasta alcanzar la Estructura Estable de Tamaños (EET), obtenida cuando la proporción de individuos de cada categoría se estabiliza. El vector v se calculó llevando a cabo este mismo procedimiento, pero con la matriz traspuesta, para obtener el vector de los valores reproductivos específicos por categoría.

La matriz de sensibilidades se obtuvo según la siguiente ecuación:

$$s_{ij} = (v_i w_j) / \langle v, w \rangle \quad (\text{Ec. 4})$$

donde s_{ij} es la sensibilidad de λ a cambios absolutos, infinitesimales, en la entrada a_{ij} ; v_i es el elemento i del vector v ; w_j es el elemento j del vector w , y $\langle v, w \rangle$ es el producto escalar entre los dos vectores.

La matriz de elasticidades se obtuvo según la siguiente ecuación:

$$e_{ij} = (a_{ij} / \lambda) (s_{ij}) \quad (\text{Ec. 5})$$

donde e_{ij} es la elasticidad de λ como medida proporcional de la sensibilidad, en la entrada a_{ij} ; λ es el valor de la tasa finita de crecimiento poblacional proyectada; y s_{ij} es el valor de sensibilidad en la entrada a_{ij} .

6.3.3. Simulaciones numéricas: Análisis de Viabilidad Poblacional

Se estimó el tiempo esperado a la extinción (t_e) al proyectar el valor de λ obtenido para la población estudiada. Este valor de t_e fue el número de iteraciones necesarias para llevar al tamaño poblacional al 5 % del tamaño inicial (307 individuos), es decir, cuando el tamaño poblacional llegara a 15 individuos (Juárez *et al.*, 2014; Morris y Doak, 2002).

Para simular cómo respondería la población de *T. mauryana* bajo distintos escenarios, se realizaron simulaciones que consistieron en calcular el valor de la tasa de crecimiento poblacional (λ) y el t_e una vez que se realizaron ciertas modificaciones en la matriz original, representando los distintos escenarios potenciales: aumento y decremento en un 10 % y 20 % de mortalidad de todas las categorías, en la supervivencia de plántulas y en la fecundidad.

Además, mediante el método propuesto por Enright y Ogden (1979), se estimó el tiempo que tardan los individuos de *T. mauryana* en alcanzar el tamaño máximo y la edad a la primera reproducción. Para ambos casos, primero se calculó el promedio de crecimiento anual para cada categoría (Ec. 6):

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=0}^n (a_2 - a_1)}{n} \quad (\text{Ec. 6})$$

donde a_2 corresponde al área final y a_1 al área inicial de cada planta y n es el número de individuos por categoría. Después se tomó el tamaño del individuo más pequeño observado en la población, correspondiente a 0.385 cm^2 , y a este valor se le fue sumando (simulando el aumento de tamaño año con año) el valor de crecimiento promedio anual, que varió según la categoría de tamaño (Cuadro 4). Esta operación se iteró hasta que se alcanzó el tamaño del individuo más grande observado en la población (que fue de 617.03 cm^2), estimando así el número de años que tarda un individuo en alcanzar la máxima talla posible. Se siguió este mismo procedimiento para estimar la edad a la primera reproducción (i.e., en individuos con un tamaño mínimo de 5.39 cm^2).

6.4. Aplicación del Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER)

Según la NOM-059-SEMARNAT, el Método de Evaluación de Riesgo de Extinción para plantas silvestres en México (MER) permite determinar el grado de protección al cual deben estar sujetas las especies encontradas en nuestro país. Este método considera aspectos de la biología de la especie, de las características de su hábitat, de su área de distribución, de su dinámica poblacional, de su información genética, de las interacciones bióticas en las que participa y del impacto de las actividades humanas sobre el hábitat y las poblaciones.

La evaluación se contestó a partir de la información recabada mediante los estudios antes descritos (en las tres escalas: nacional, regional y local), así como con información publicada sobre la especie. Esta evaluación está compuesta por preguntas que tienen asociados varios incisos como posibles respuestas, cada inciso con una puntuación distinta. Las preguntas están agrupadas en cuatro categorías: características de distribución geográfica, características del hábitat, vulnerabilidad biológica intrínseca e impacto de la actividad humana. Una vez que se seleccionaron los incisos que respondían a cada pregunta de cada sección, sus puntuaciones asociadas fueron sumadas y ponderadas (siendo 1 el valor máximo para cada criterio). Una vez que se obtuvieron las cuatro puntuaciones ponderadas, correspondientes a cada sección, éstas fueron sumadas para obtener la puntuación final, valor que determinó en qué categoría de riesgo debe ser catalogada *Tillandsia mauryana* (Anexo 1).

7. RESULTADOS

7.1. Estudio a nivel nacional

La información recabada en los herbarios visitados y en la CONABIO señalaba la presencia de *Tillandsia mauryana* en los estados de Jalisco, Zacatecas, Oaxaca, Guerrero, Moleros e

Hidalgo (Anexo 2). Después de visitar cada una de las localidades reportadas, se confirmó la presencia de *T. mauryana* sólo en el estado de Hidalgo, en el que se ubicaron un total de 30 poblaciones (Cuadro 5); de éstas, 27 se localizaron en el municipio de Metztlán, dos en el municipio de Zimapán y una en el de Cardonal (barranca de Tolantongo) (Fig. 10). En todas las poblaciones citadas, *T. mauryana* mostró un hábito rupícola, estableciéndose en paredes de roca caliza. El intervalo de altitudes en las que se le encontró fue de 994 a 1989 m s.n.m. (Cuadro 5). No se observó ninguna preferencia evidente hacia establecerse en superficies con determinada orientación.

En las localidades en las que no se encontró la presencia de *T. mauryana* (en Zacatecas, Jalisco, Guerrero, Morelos y Oaxaca) sí se corroboró la presencia de otras especies de apariencia similar, principalmente cuando se trata de individuos juveniles. Estas especies fueron: *Viridantha atroviridipetala*, *Viridantha plumosa*, *Viridantha ignesia*, *Viridantha lepidosepala*, *Tillandsia ionantha*, *Tillandsia schiedeana* y *Tillandsia recurvata* (Fig. 11). Los individuos de estas especies, aunque parecidos a *T. mauryana*, mostraron un hábito epífita, al encontrarse establecidas sobre árboles o arbustos de diferentes especies.

Cuadro 5. Ubicación de las poblaciones de *Tillandsia mauryana* que se encontraron en Hidalgo. La información precisa puede consultarse en CONABIO.

Sitio	Estado	Municipio	Latitud	Longitud	Altitud
1	Hidalgo	Metztlán	20°25'	98°41'	1764
2	Hidalgo	Metztlán	20°32'	98°43'	1258
3	Hidalgo	Metztlán	20°34'	98°45'	1262
4	Hidalgo	Metztlán	20°35'	98°45'	1287
5	Hidalgo	Metztlán	20°35'	98°45'	1284
6	Hidalgo	Metztlán	20°37'	98°44'	1426
7	Hidalgo	Metztlán	20°34'	98°45'	1274
8	Hidalgo	Metztlán	20°35'	98°48'	1268
9	Hidalgo	Metztlán	20°35'	98°48'	1257
10	Hidalgo	Metztlán	20°36'	98°49'	1274
11	Hidalgo	Metztlán	20°38'	98°49'	1322
12	Hidalgo	Metztlán	20°38'	98°49'	1260
13	Hidalgo	Metztlán	20°40'	98°49'	1251
14	Hidalgo	Metztlán	20°41'	98°48'	1260
15	Hidalgo	Metztlán	20°36'	98°44'	1364
16	Hidalgo	Metztlán	20°36'	98°44'	1270
17	Hidalgo	Metztlán	20°37'	98°44'	1422
18	Hidalgo	Metztlán	20°35'	98°45'	1279
19	Hidalgo	Metztlán	20°35'	98°45'	1350
20	Hidalgo	Metztlán	20°35'	98°45'	1301
21	Hidalgo	Zimapán	20°40'	99°27'	1989
22	Hidalgo	Zimapán	20°34'	99°20'	1620
23	Hidalgo	Cardonal (Tolantongo)	20°38'	98°59'	1769
24	Hidalgo	Metztlán	20°38'	98°55'	1250
25	Hidalgo	Metztlán	20°38'	98°55'	1030
26	Hidalgo	Metztlán	20°37'	98°54'	994
27	Hidalgo	Metztlán	20°37'	98°54'	1001
28	Hidalgo	Metztlán	20°37'	98°54'	1027
29	Hidalgo	Metztlán	20°40'	98°48'	1271
30	Hidalgo	Metztlán	20°34'	98°45'	1286

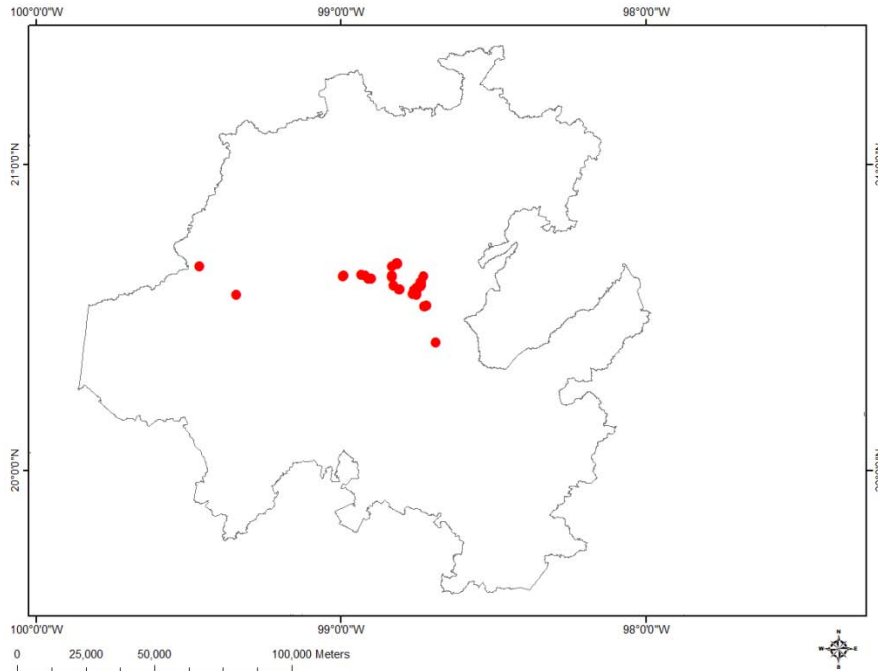


Figura 10. Ubicación geográfica de las 30 poblaciones de *Tillandsia mauryana* encontradas en el estado de Hidalgo, México.

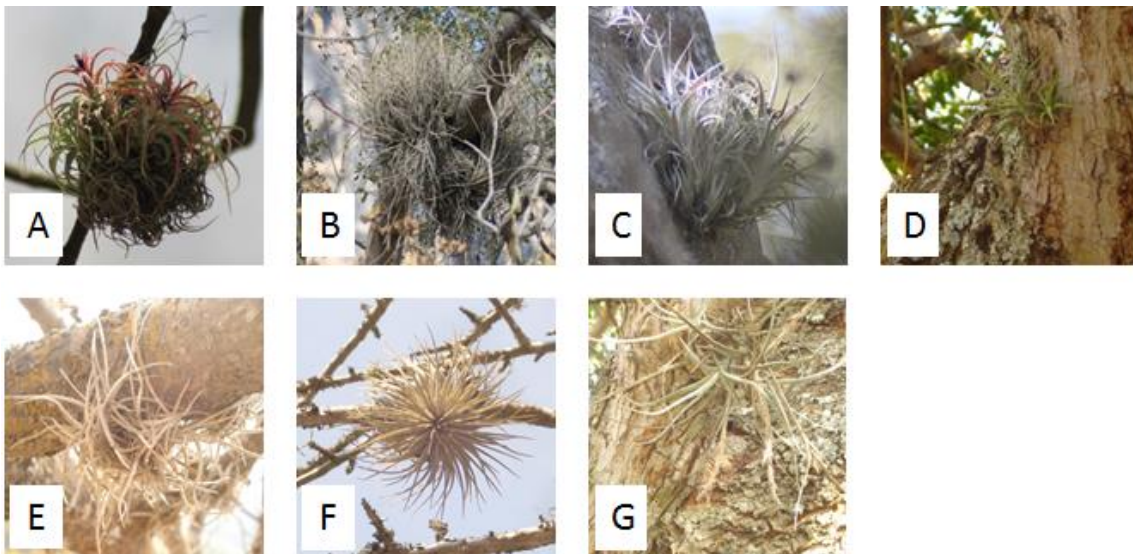


Figura 11. Especies de aspecto similar al de *Tillandsia mauryana*, encontradas en las localidades donde originalmente se había reportado su presencia. A= *Tillandsia ionantha*; B= *Viridantha plumosa*; C= *V. lepidosepala*; D= *V. ignesia*; E= *T. recurvata*; F= *V. atroviridipetala*; G= *T. schiedeana*.

7.2. Estudio a nivel regional

7.2.1. Análisis de densidad y abundancia

Para el análisis de densidad y abundancia se evaluaron nueve sitios, todos en la región de Metztitlán (Cuadro 6). Cada población está establecida sobre una pared de roca caliza y los datos de abundancia y densidad se obtuvieron a partir del análisis de fotografías a las que se integró una escala métrica.

Cuadro 6. Abundancia y densidad poblacional de *Tillandsia mauryana* de los nueve sitios estudiados. Se resaltan en negritas los datos más altos y más bajos.

Sitio	Abundancia (no. de ind.)	Densidad (ind. / m ²)
1	22	0.35
2	3	0.09
3	106	1.61
4	206	3.27
5	160	2.86
6	130	2.20
7	356	4.14
8	304	0.64
9	232	3.68

La abundancia de individuos de *T. mauryana* en cada pared fue altamente variable, existiendo algunas con sólo tres individuos, en contraste con otras de hasta 356 individuos (Cuadro 6). Las densidades poblacionales fluctuaron entre 0.35 ind./m² en el sitio 1 y 4.14 ind./m² en el sitio 7. La densidad fue altamente variable tanto entre poblaciones (Cuadro 6), como al interior de cada población. Esto último se refleja en los amplios valores de la desviación estándar (Fig. 12).

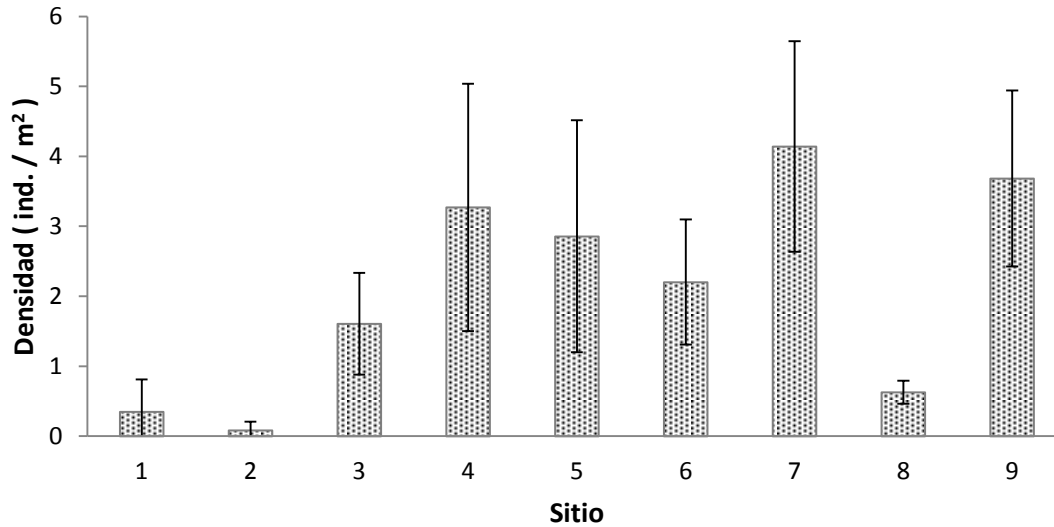


Figura 12. Densidades registradas en los nueve sitios evaluados, asociadas a su desviación estándar (barra negra).

En cuanto a la estructura poblacional, cuatro poblaciones presentaron una mayor proporción de individuos de tamaño grande (G): las poblaciones 1, 2, 3 y 9. Las poblaciones 4, 5, 7 y 8 presentaron mayor proporción de individuos de tamaño mediano (M); y la población 6 fue la única con una mayor proporción de individuos pequeños (P) (Fig. 13). La población 2 estuvo conformada únicamente por tres individuos de tamaño grande; ni esta población, ni la 1, presentaron individuos pequeños, al menos en el nivel de resolución que ofrecieron las fotografías. Tras realizarse la prueba de homogeneidad se determinó que el número de plantas de cada categoría de tamaño entre las poblaciones difiere significativamente ($\chi^2 = 125.363$; $p = 5.08^{-19}$).

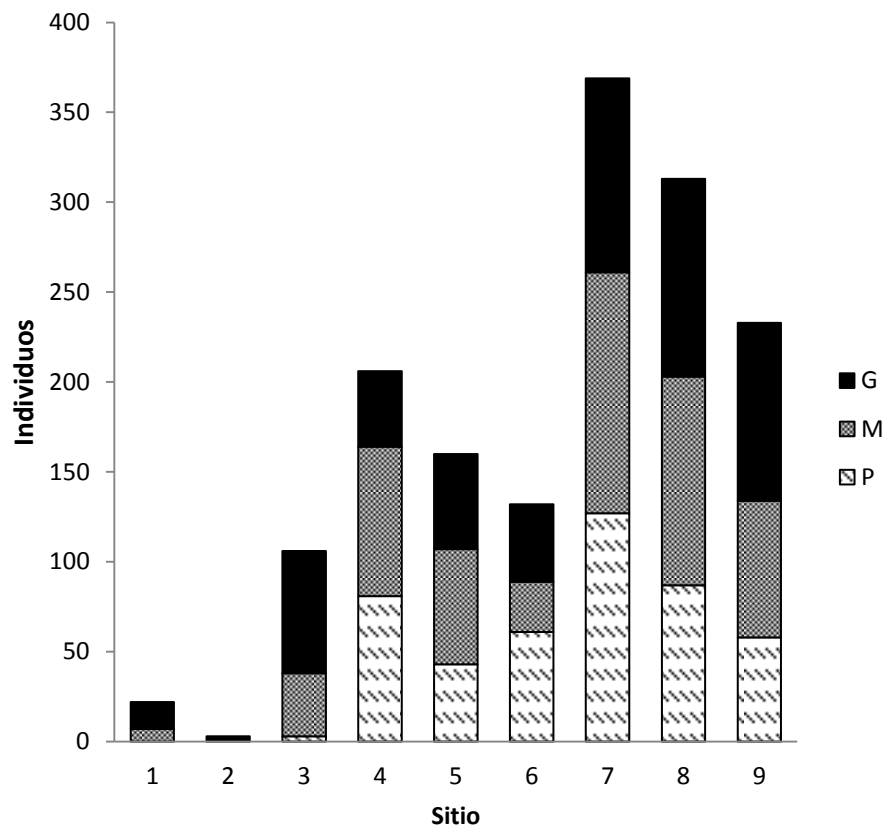


Figura 13. Estructura de tamaños en cada población estudiada mediante análisis fotográfico. Se muestran en verde las plantas grandes (G), en rojo las plantas medianas (M) y en azul las plantas pequeñas (P).

Con respecto a la reproducción (Fig. 14), en las fotografías se contabilizaron 157 individuos reproductivos (i.e., con inflorescencia o con frutos), entre los 1519 individuos incluidos en la muestra, lo cual representa el 10.34 %. La única población donde no se observaron individuos reproductivos fue la 2 (que contaba sólo con 3 individuos). La población 1 fue la que mostró una mayor proporción de individuos reproductivos (con 7 individuos reproductivos, de un total de 22), seguida por la 3 (con 16 reproductivos, de 106 individuos), la 8 (con 43 reproductivos, de 304 individuos), y la 5 (con 21 reproductivos, de 160 individuos). La prueba de homogeneidad realizada señala que existen diferencias significativas entre las poblaciones en la proporción de individuos reproductivos de cada población ($\chi^2 = 33.912$; $p = 0.000042$).

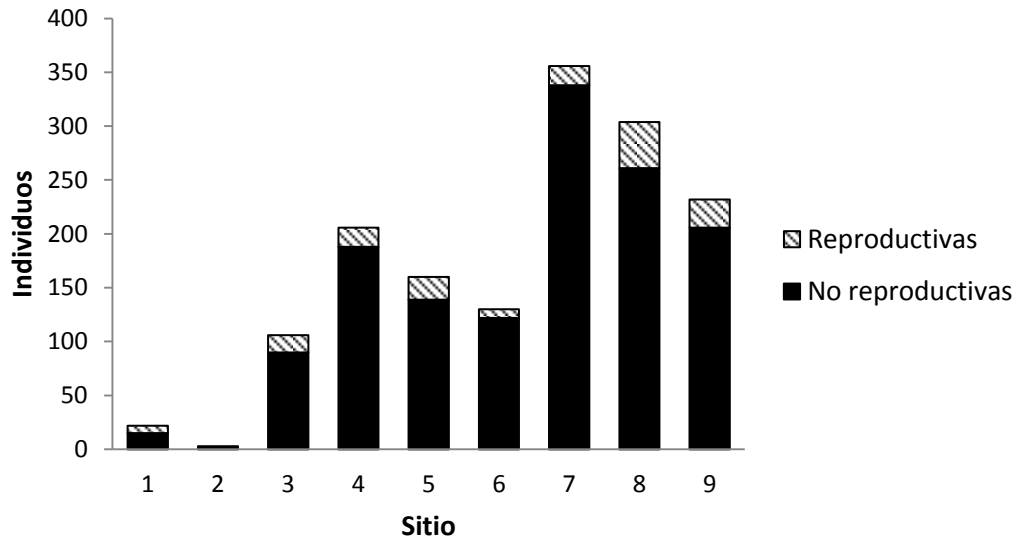


Figura 14. Número de individuos reproductivos y no reproductivos en las poblaciones estudiadas a través del análisis fotográfico. Se muestra en verde a las plantas reproductivas y en rojo a las no reproductivas.

7.2.2. Índice de disturbio

Se llevó a cabo una evaluación del nivel de conservación a través del Índice de disturbio (ID) en las 30 poblaciones de *Tillandsia mauryana* que se encontraron en Metztlán, Zimapán y Tolantongo (ver Anexo 3 para una descripción general del hábitat en cada sitio). Los valores de ID calculados fueron muy variables entre sitios. El sitio con un mayor nivel de conservación fue el 19 (ID = 0.4) y el que mostró un mayor nivel de disturbio fue el 3 (ID = 7.7) (Fig. 15).

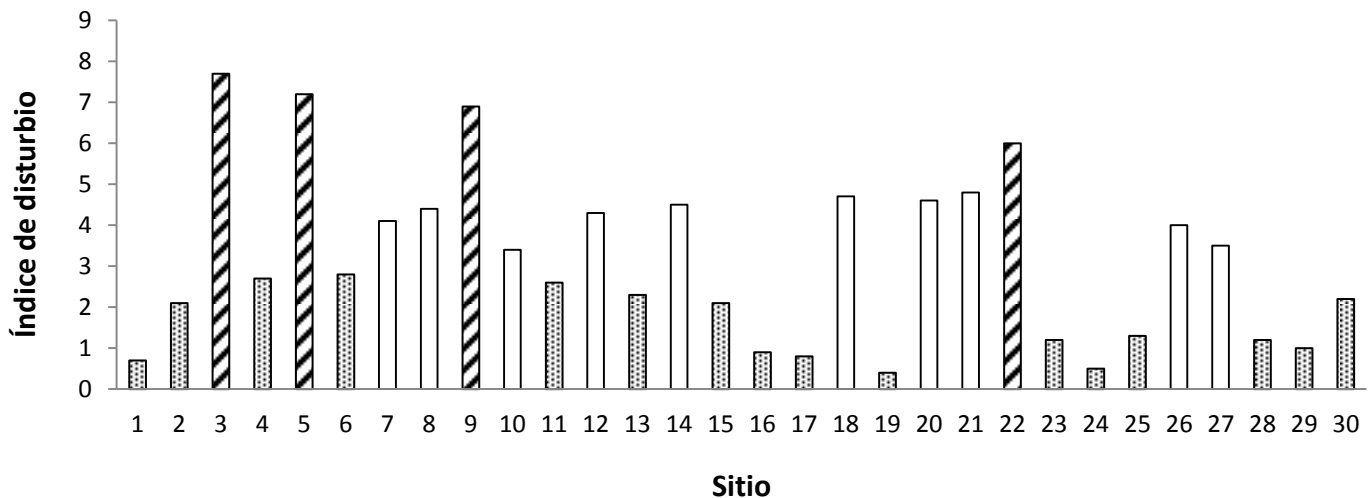


Figura 15. Índice de disturbio (ID) calculado para cada población de *Tillandsia mauryana*. Con diagonales se señalan las poblaciones con índices de disturbio altos ($ID > 6$), en blanco las poblaciones con índices de disturbio intermedio ($3 < ID < 5$), y con puntos aquellas poblaciones con bajo índice de disturbio ($ID < 3$).

Cuatro sitios (13 %) tuvieron valores de ID superiores a 6, considerándose los sitios con mayores niveles de disturbio. El 33 % de los sitios tuvieron niveles intermedios de disturbio (ID de 3 a 5) y el 54 %, más de la mitad, fueron sitios con bajos niveles de disturbio (ID menores de 3).

Las contribuciones de cada factor considerado en el índice de disturbio fueron distintas según el grado de disturbio de las poblaciones (Cuadro 3). En las poblaciones con altos índices de disturbio, todos los factores considerados estuvieron presentes, siendo la extracción de roca y la accesibilidad a la población los que más contribuyeron (Fig. 16). En las poblaciones con menor índice de disturbio no se observó extracción de roca, por lo que el factor más importante fue la accesibilidad a la pared, seguido de la ganadería y el desarrollo urbano. Las imágenes de la figura 17 ejemplifican cada uno de los factores considerados en el ID.



Figura 16. Contribución de cada factor al Índice de disturbio en sitios altamente afectados (rojo) y levemente deteriorados (verde). Se muestran, en orden de importancia (mayor importancia en la base, menor importancia en el ápice), los factores determinantes para el valor del ID en cada caso.

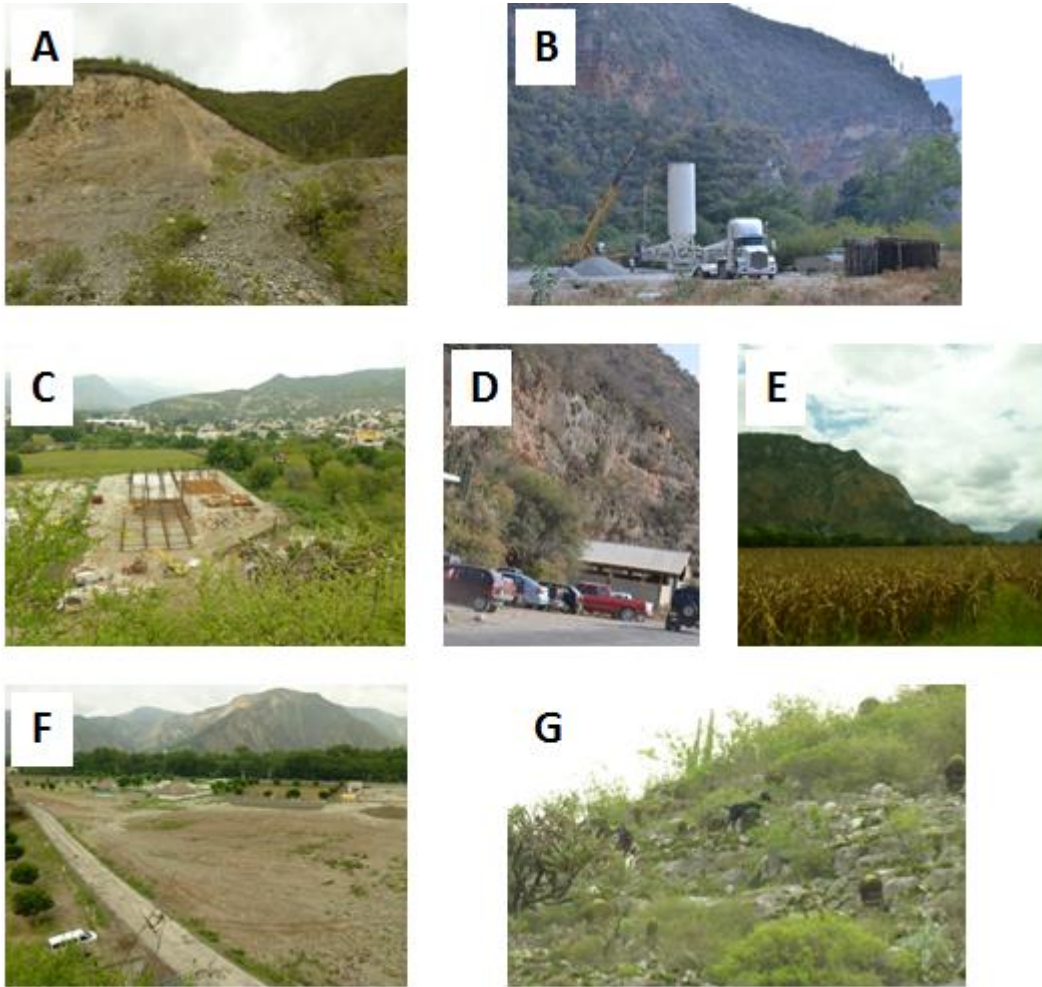


Figura 17. Factores de disturbio considerados en el ID, los cuales representan riesgos a los que se enfrentan las poblaciones de *Tillandsia mauryana* en Metztlán, Hidalgo. A y B= extracción de roca; C y D= desarrollo urbano; E= agricultura; F= accesibilidad; G= ganadería.

Por otro lado, no se encontró una relación significativa entre la densidad poblacional en cada sitio y su índice de disturbio (Fig. 18) ($y = -0.3523x^2 + 3.2527x - 4.5146$; $R^2 = 0.2028$; $p = 0.2137$). Sin embargo, se observa una ligera tendencia a que las mayores densidades estén asociadas a sitios con un nivel intermedio de disturbio (ID entre 4 y 5), mientras que los sitios con niveles de disturbio muy altos y muy bajos presentan poblaciones con densidades menores (Fig. 18)

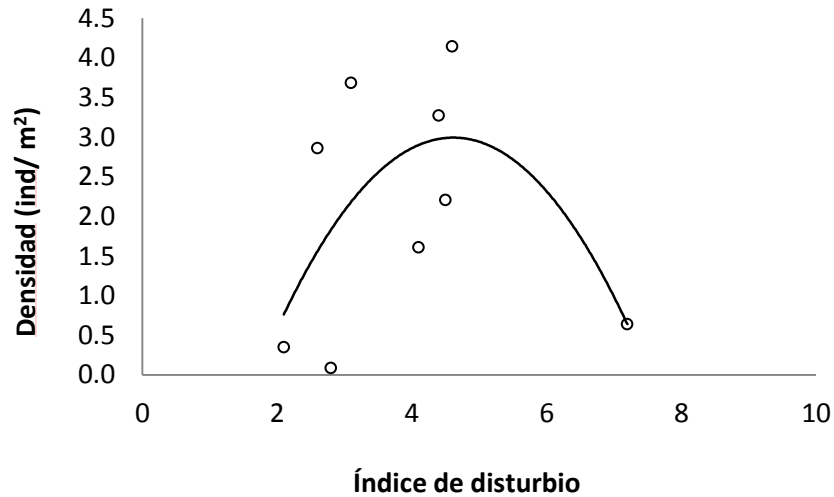


Figura 18. Relación entre el índice de disturbio y densidad de plantas en cada sitio estudiado. La curva ajustada presenta una $R^2=0.2028$, y una $p= 0.2147$.

7.3. Estudio a nivel local

La población escogida para el estudio a nivel local se localiza en Metztitlán ($20^{\circ}35'22.5''N$; $98^{\circ}45'01.8'' O$; 1297 m s.n.m.: Fig. 19). En ésta se marcaron y se midieron 307 individuos en junio de 2012, y posteriormente en junio de 2013.



Figura 19. Población de *Tillandsia mauryana* elegida para el estudio demográfico, en Metztitlán, Hidalgo.

La población estudiada se ubica a un costado de un camino rural de terracería, en una pared de unos 15 m de altura; debido a la accesibilidad limitada, se marcaron y se

midieron sólo los individuos a los que pudimos llegar, la mayoría de ellos situados a una altura menor de 5 m, aunque la mayor densidad se encontraba a una altura superior a los 8 m.

7.3.1. Modelo matricial de proyección poblacional

Con los diámetros registrados en junio de 2012, se calculó el área de cada roseta. El individuo más pequeño midió 0.28 cm², mientras que el más grande fue de 617.03 cm². La categoría de tamaño que tuvo la mayor proporción de individuos fue la 3, seguida de la 5; mientras que la categoría 6 y 1 tuvieron la menor cantidad de individuos (Cuadro 7).

Cuadro 7. Descripción de las categorías de tamaño utilizadas para llevar a cabo el análisis demográfico. Se muestra el área promedio de cada categoría y el número de individuos.

Categoría	Intervalo de área (cm ²)	Área promedio (cm ²)	No. de individuos
1	0.1-1.99	0.805	18
2	2.0-9.99	4.918	49
3	10.0-49.99	27.827	89
4	50.0-99.99	69.217	56
5	100-299	169.674	73
6	300 en adelante	403.271	22

De las seis categorías definidas, la primera agrupó a los individuos no reproductivos, mientras que el resto de las categorías fueron delimitadas agrupando a las plantas de tamaños semejantes. En todas las categorías, con excepción de la 1, se presentaron individuos reproductivos (Cuadro 8). La mayor proporción de éstos se registró en la categoría 6, seguida de la 5; en la categoría 3 se registró la menor proporción de individuos reproductivos. En total, sólo el 13 % de la población muestra se reprodujo durante el periodo de estudio.

Cuadro 8. Número de individuos reproductivos, número de muertes y tasa de mortalidad (q_x) por categoría registrados en la población estudiada de *Tillandsia mauryana* entre junio de 2012 y junio de 2013.

Categoría	No. de individuos reproductivos	Proporción de individuos reproductivos	No. de muertes	q_x
1	0	0	6	0.333
2	2	0.041	4	0.082
3	2	0.022	6	0.067
4	8	0.143	5	0.089
5	17	0.233	5	0.069
6	9	0.409	0	0

En junio de 2013, al realizarse la segunda toma de datos, se encontraron 22 nuevas plántulas y 26 individuos muertos (Cuadro 8). La categoría que presentó la mayor mortalidad fue la primera, con un 33.3 %. A ésta le siguieron la categoría 4 y la 2, con 8.9 % y 8.2 % de mortalidad, respectivamente. Es importante hacer notar que en la categoría 6 no se registró ninguna muerte a lo largo del periodo de estudio.

Los resultados anteriores se utilizaron para construir los valores de fecundidad en la matriz de Lefkovitch, los cuales se estimaron siguiendo el método empírico (ver Métodos). La matriz obtenida presenta los valores de fecundidad (R= Reproducción, marcados en verde) en el primer renglón para las categorías 2 a la 6; las probabilidades de permanencia en la misma categoría o de decrecimiento a categorías más pequeñas (S= Estasis, marcados en morado) y las probabilidades de crecimiento a categorías de mayor tamaño (G= Crecimiento, marcados en azul) (Cuadro 9). Como no se registró mortalidad en la categoría 6, se consideró este parámetro con un valor de 0.01 (marcado en amarillo) para evitar que la matriz sugiriera la existencia de individuos “inmortales”, basándonos en el tiempo que tardan los individuos en alcanzar el tamaño máximo (Enright & Ogden, 1979).

Cuadro 9. Matriz de Lefkovitch obtenida para la población estudiada de *Tillandsia mauryana* durante el periodo de junio de 2012 a junio de 2013 en Metztlán, Hgo. Se señalan en verde las

entradas de fecundidad, en morado las de estasis y en azul las de crecimiento. En la parte de debajo de la matriz aparece el valor de λ con su intervalo de confianza al 95 %.

Categoría	1	2	3	4	5	6
1	0.3972	0.0168	0.0059	0.0668	0.1333	0.3197
2	0.2778	0.5918	0.0112	0	0	0
3	0	0.3265	0.6180	0.0536	0	0
4	0	0	0.2360	0.4107	0.1233	0
5	0	0	0.0674	0.4286	0.7123	0.5850
6	0	0	0	0.0179	0.0959	0.4050
q_x	0.3333	0.0816	0.0674	0.0893	0.0685	0.01

$\lambda = 0.9813$
[0.9365 < λ < 1.0165]

El valor de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) de esta matriz fue de 0.9813, con un intervalo de confianza al 95 % que va de 0.9365 a 1.0165. Este intervalo comprende a la unidad, por lo que puede sugerirse que la población se encuentra relativamente estable en términos numéricos. En aras de una mayor claridad con respecto al ciclo de vida de *T. mauryana* y sus implicaciones demográficas, la figura 20 muestra la gráfica del ciclo de vida asociada con la matriz del Cuadro 9; en dicha gráfica las flechas se refieren a los diferentes procesos demográficos representados en las entradas de la matriz.

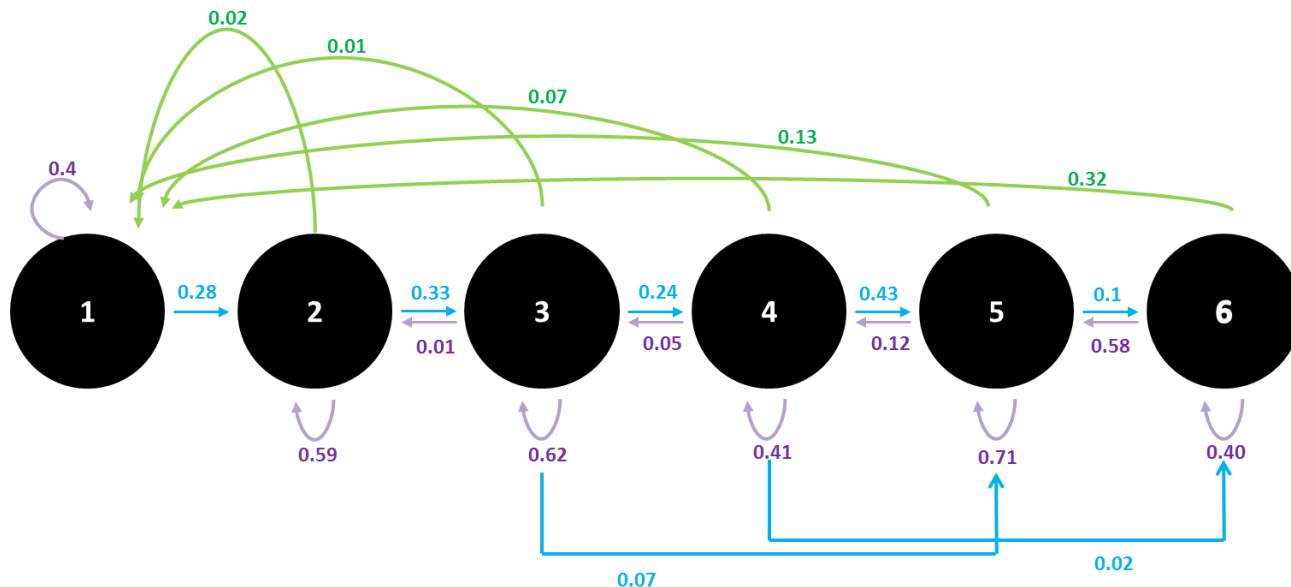


Figura 20. Ciclo de vida de *Tillandsia mauryana*. Se señalan las aportaciones reproductivas en color verde, los procesos de estasis en color morado y los procesos de crecimiento en color azul.

7.3.2. Análisis de Sensibilidad y Elasticidad

A partir de la matriz de Lefkovitch reportada en el Cuadro 9, se obtuvieron las matrices de sensibilidades (Cuadro 10) y de elasticidades (Cuadro 11).

Cuadro 10. Matriz de sensibilidades derivadas del análisis de la matriz de Lefkovitch reportada en el Cuadro 9, para la población de *Tillandsia mauryana* estudiada en Metztlán, Hgo. Se resalta el valor de sensibilidad más alto de la matriz.

Categoría	1	2	3	4	5	6
1	0.0589	0.0434	0.0469	0.0533	0.1572	0.0278
2	0.1239	0.0913	0.0985	0.1121	0.3305	0.0585
3	0.1447	0.1066	0.1151	0.1310	0.3861	0.0683
4	0.1636	0.1205	0.1301	0.1481	0.4365	0.0772
5	0.1815	0.1337	0.1443	0.1643	0.4843	0.0857
6	0.2170	0.1598	0.1725	0.1963	0.5788	0.1024

En la matriz de sensibilidades (Cuadro 10), la transición de la categoría 5 a la 6 es el proceso demográfico con el mayor valor numérico, seguido de la estasis en la categoría 5. En general, los valores más altos se relacionan con procesos demográficos que involucran a la categoría 5, incluyéndose los decrecimientos, la estasis y el crecimiento.

Cuadro 11. Matriz de elasticidades derivada de la matriz de Lefkovitch reportada en el Cuadro 9, para la población de *Tillandsia mauryana* estudiada en Metztlán, Hgo. Se resaltan los tres valores de elasticidad más altos de la matriz.

Categoría	1	2	3	4	5	6
1	0.0238	0.0007	0.0003	0.0036	0.0213	0.0091
2	0.0351	0.0550	0.0011			
3		0.0355	0.0725	0.0071		
4			0.0313	0.0620	0.0548	
5			0.0099	0.0717	0.3516	0.0511
6				0.0036	0.0566	0.0423

En la matriz de elasticidades (Cuadro 11) se observa el valor más alto en la permanencia de los individuos de la categoría 5 (estasis), entrada que explica un 35 % del valor de λ . Los siguientes dos valores más altos son la permanencia en la categoría 3 (7.25 %) y la transición de la categoría 4 a 5 (7.17 %). Puede notarse que el valor más alto es casi cinco veces más grande de los dos que le siguen.

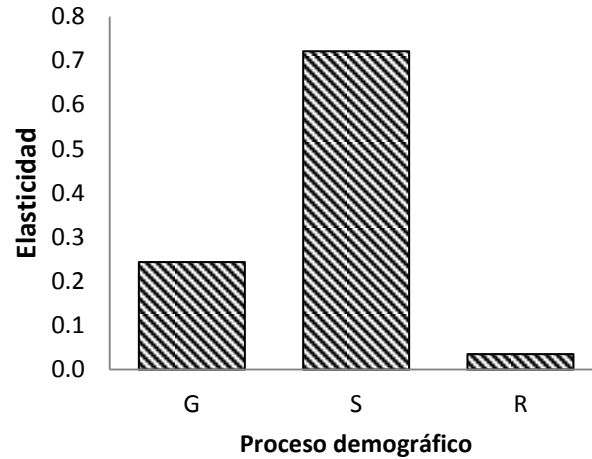


Figura 21. Elasticidades agrupadas por proceso demográfico, para la población de *Tillandsia mauryana* estudiada. G= crecimiento, S = estasis y decrecimiento, R= fecundidad.

En cuanto a las elasticidades por proceso demográfico (Fig. 21), puede verse que la estasis presentó el valor más alto (0.7213), seguida del crecimiento (0.2436) y la reproducción (0.0351).

7.3.3. Simulaciones numéricas: Análisis de Viabilidad Poblacional

El tiempo a la extinción (t_e) que se obtuvo para la población estudiada, dado el valor de la tasa de crecimiento poblacional obtenido ($\lambda = 0.9813$) fue de **161** años. Al modificar algunas de las entradas de la matriz (Cuadro 12) varían tanto λ como t_e . La única simulación con la que se obtuvo un valor de λ mayor que la unidad fue al disminuir la mortalidad de los individuos en un 20 %. Sin embargo, el aumento en la supervivencia de las plántulas (10 % y 20 %), el aumento en la fecundidad (10 % y 20 %) y la disminución de la mortalidad en un 10 % también provocaron un aumento en el valor de la tasa finita de crecimiento poblacional λ , alargando así el tiempo a la extinción hasta los 333 años (Cuadro 12). El resto de las simulaciones provocaron que el valor de λ disminuyera, acelerando el tiempo a la extinción.

Cuadro 12. Valores de la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) y del tiempo estimado a la extinción (t_e) obtenidos mediante simulaciones numéricas llevadas a cabo modificando en la matriz original los parámetros demográficos señalados.

Parámetro modificado	t_e	λ
Aumento de mortalidad (10%)	106	0.9717
Aumento de mortalidad (20%)	79	0.9621
Aumento en la fecundidad (10%)	198	0.9847
Aumento en la fecundidad (20%)	254	0.988
Aumento en la supervivencia de plántulas (10%)	185	0.9837
Aumento en la supervivencia de plántulas (20%)	222	0.9864
Disminución de la fecundidad (10%)	135	0.9777
Disminución de la fecundidad (20%)	115	0.974
Disminución de mortalidad (10%)	333	0.9909
Disminución de mortalidad (20%)	-	1.0006
Disminución en la supervivencia de plántulas (10%)	144	0.9791
Disminución en la supervivencia de plántulas (20%)	131	0.9771

También se llevó a cabo el modelaje de la tasa del crecimiento de los individuos de *Tillandsia mauryana*, según los datos de campo, incluyendo una estimación de la edad a la primera reproducción (Fig. 22). Según esta proyección, los individuos viven aproximadamente **31 años** (i.e., tiempo estimado para que los individuos alcancen la talla más grande observada), y la edad mínima a la reproducción es de **4 años**.

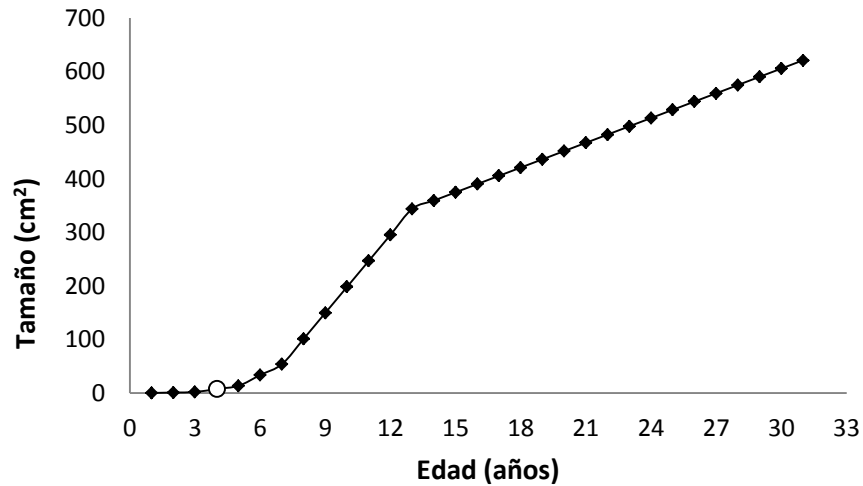


Figura 22. Proyección del tamaño de las plantas de *T. mauryana* según su edad. La edad estimada a la primera reproducción está marcada con un círculo.

7.4. Método de Evaluación del Riesgo (MER) para *Tillandsia mauryana*.

La aplicación del MER para plantas silvestres de México arrojó una puntuación final de 1.6175 (Cuadro 13), siendo su distribución geográfica restringida el elemento que tuvo un mayor peso (ver Anexo 4). Esta puntuación corresponde a las especies que deben estar *Sujetas a Protección Especial (Pr)*, según la NOM-059-SEMARNAT (ver Anexo 1), categoría que se considera adecuada para especies o poblaciones que necesitan recuperarse y/o conservarse, si su viabilidad se pone en riesgo por la incidencia de factores de disturbio.

Cuadro 13. Puntuación obtenida según el MER. Este método considera diferentes factores, cada uno con una puntuación propia que, después, es utilizada para calcular la puntuación total.

Criterio	Puntuación
1. Características de la distribución geográfica	0.64
2. Características del hábitat	0.33
3. Biología de la especie	0.35
4. Impacto de la actividad humana	0.30
Total	1.62

8. DISCUSIÓN

A lo largo de esta sección, se abordarán los diferentes niveles de análisis o escalas espaciales a las que se llevó a cabo este estudio, con la intención de integrar los distintos elementos que se hicieron evidentes durante esta investigación, con respecto al estado de conservación y a los riesgos que enfrenta *Tillandsia mauryana*.

8.1. Estudio a nivel nacional

El primer hallazgo de importancia es que, de acuerdo con los resultados de este trabajo, *Tillandsia mauryana* presenta un área de distribución sustancialmente menor a la que originalmente se sugirió para la especie (Espejo-Serna, 2002; Espejo-Serna, 2003), limitándose a unos cuantos acantilados de dos barrancas en el estado de Hidalgo -la de Metztlán y la de Tolantongo- y acantilados de Zimapán (Cuadro 5; Fig. 10). Durante los recorridos de las localidades reportadas como parte de la distribución de esta especie (en los estados de Jalisco, Zacatecas, Oaxaca, Morelos, Guerrero e Hidalgo) se observó que efectivamente corresponden a los tipos de vegetación de matorral xerófilo o selva baja caducifolia, al igual que las localidades en las que sí se corroboró la presencia de la especie. Sin embargo, en las localidades de Oaxaca, Zacatecas, Jalisco y Guerrero se observó la escasez o incluso la ausencia de formaciones rocosas o acantilados, microambientes en los que se establece *T. mauryana*, dado su hábito rupícola. El único sitio donde se observaron acantilados similares a los encontrados en las barrancas de Metztlán y Tolantongo y en Zimapán fue en la localidad de Tepalcingo, Morelos. Sin embargo, esta región es evidentemente más húmeda que las antes mencionadas; y en los recorridos realizados no se pudo corroborar la presencia de *T. mauryana*.

Dada la especificidad de hábitat de *T. mauryana* (i.e. acantilados y paredes rocosas prácticamente verticales) y las condiciones ambientales que se observaron en las diferentes localidades visitadas, se puede pensar que probablemente *Tillandsia mauryana* nunca habitó en las localidades de los estados de Zacatecas, Jalisco, Oaxaca, Morelos y Guerrero, sino que los individuos que fueron colectados en esos sitios y que se identificaron como *Tillandsia mauryana* o *Viridantha mauryana* quizá correspondían a

otras especies de apariencia muy similar y que efectivamente son de hábito epífita, como *Viridantha atroviridipetala*, *Tillandsia recurvata*, *T. ionantha*, *T. schiedeana*, *Viridantha plumosa*, *V. ignesia* y *V. lepidosepala* (Fig. 11).

Si efectivamente *T. mauryana* está ausente en dichos sitios, esto implica que su área de distribución está limitada sólo a Zimapán y a las barrancas de Metztlán y de Tolantongo, en el estado de Hidalgo, y que su nivel de rareza es mayor de lo que originalmente se creía.

Según Rabinowitz (1981), el primer criterio para calificar la rareza de una especie es la amplitud de su distribución geográfica. Por lo tanto, el resultado de este trabajo resulta fundamental pues delimita con mayor precisión la distribución de *Tillandsia mauryana*, y denota su restringida distribución.

Debido a la naturaleza continua de la variable “área de distribución”, existe un debate sobre cómo distinguir entre un área de distribución amplia y una restringida (Gaston, 1994).

En primer lugar, debe discernirse entre el área de ocupación y el área de extensión de la presencia: la primera se refiere a los sitios en los que se localizan las poblaciones de una especie; mientras que la segunda es el área total en la que está presente una especie, uniendo las áreas de ocupación. El concepto de área de distribución geográfica hace referencia más bien a la extensión de la presencia (Gaston, 1991; Gaston, 1994). En el caso de *T. mauryana*, el área de ocupación equivaldría a cada acantilado rocoso en el que localizamos a las poblaciones, mientras que la extensión de la presencia equivaldría a la región de la barranca de Metztlán, la región de Tolantongo y la región de Zimapán, donde se encuentran dichos acantilados. Es importante hacer notar que la extensión de la presencia claramente contiene sitios en los que la especie no está presente, ya sea porque no reúnen las características de hábitat que requiere, o porque simplemente no se ha dispersado hasta esos puntos (Gaston, 1991). Por lo tanto, bajo estas consideraciones, el área de distribución de una especie tiende a sobreestimarse fácilmente. Además, la escala a la cual se estudie una especie puede influir al definir el tamaño del área de distribución. Dado que esta variable es continua, los límites terminan por ser subjetivos.

Como se explicó antes, la mayoría de las localidades donde no se encontraron poblaciones de *T. mauryana* no presentaban acantilados y paredes rocosas, que son los hábitats que ocupa esta especie rupícola. Lo anterior hace referencia al tercer criterio para determinar la rareza: la especificidad de hábitat. Según Carrasco-Velázquez y colaboradores (2008), la formación de Metztlán está compuesta por rocas ígneas extrusivas en la base, sobre las cuales es posible encontrar rocas sedimentarias marinas provenientes del Albiano-Cenomaniano, clastos derivados de rocas cretácicas y/o rocas calizas. La apreciación en campo de las poblaciones de *T. mauryana* indica que sus poblaciones se establecen principalmente sobre roca caliza, en acantilados prácticamente verticales, con diferentes orientaciones.

Las localidades visitadas en los estados de Zacatecas y Jalisco están comprendidas en la Provincia de la Sierra Madre Occidental, formación que presenta en la superficie rocas volcánicas, principalmente félsicas, provenientes del Cenozoico y por afloramientos de granito cubiertos por rocas volcánicas terciarias (Secretaría de Economía, 2001). Las formaciones de las localidades de Guerrero y Morelos corresponden a la Cuenca Morelos-Guerrero, compuestas por rocas metamórficas, sedimentarias e ígneas, provenientes tanto del Paleozoico como del Terciario. Las rocas sedimentarias marinas contienen sedimentos carbonatados, mientras que las continentales subyacen a formaciones ígneas basálticas y riolíticas (AMPG, 1973). En Oaxaca, las localidades reportadas con presencia de *T. mauryana* se localizan en la zona de los Valles Centrales, sitio cuya composición es de clastos del cenozoico tardío, rodeado de montañas de composición metamórfica e ígnea (de las eras Proterozoica tardía y Cenozoica), rocas sedimentarias marinas (del Cretácico) y rocas volcánicas (del Cenozoico) (Instituto de Geología, 2011).

La formación de Metztlán comparte algunas características con las formaciones de las localidades de Oaxaca, Guerrero, Zacatecas, Morelos y Jalisco, como la composición de origen ígneo, la presencia de rocas sedimentarias marinas y de clastos cretácicos. Sin embargo, ninguna de las formaciones de esos estados presenta rocas calizas.

Como parte del proyecto “Evaluación de la situación de *Tillandsia mauryana* en el Apéndice II de CITES, según su estado de conservación y comercio”, del cual esta tesis

formó parte, se llevó a cabo un análisis de la distribución geográfica potencial de *T. mauryana*. Los resultados de dicho proyecto confirman que la topografía de la superficie terrestre es la principal variable que determina la distribución de *T. mauryana* (Valverde, 2013) indicando que sus poblaciones se restringen a sitios con características topográficas específicas.

Lo anterior permite rectificar la alta especificidad de hábitat de *T. mauryana*. Ya sea por los minerales y composición química de las rocas calizas, por la forma de las rocas o por su porosidad, *T. mauryana* únicamente se establece en estas formaciones.

8.2. Estudio a nivel regional

La dispersión de semillas es el fenómeno a través del cual el establecimiento de nuevos individuos puede ocurrir en un lugar distinto al de la planta madre, por lo tanto, puede determinar un patrón de distribución espacial específico (Bernal, 2006). La forma en que se dispersan las semillas de una planta determina, en gran medida, la distancia máxima que podrán alcanzar; por lo tanto, también juega un papel muy importante en determinar su área de distribución, así como los sitios de colonización (Vittoz y Engler, 2007). La anemocoria (dispersión de semillas por la acción del viento, como ocurre en *T. mauryana*) es un fenómeno con una fuerte influencia del azar, pero afectado a la vez por las características de las corrientes de viento: su velocidad, su dirección, etc. (Bernal, 2006). Esta forma de dispersión, que generalmente se presenta en semillas con apéndices plumosos o alados, ha probado ser bastante efectiva, permitiendo que las semillas recorran grandes distancias (Vittoz y Engler, 2007). La sombra de semillas de las especies anemócoras, caso de *T. mauryana*, generalmente tiene una forma leptocúrtica, pues la mayor parte de las semillas caen relativamente cerca de la planta madre y una proporción cada vez menor llega a distancias cada vez más lejanas (Bernal, 2006).

Como se vio en los resultados, la abundancia de *Tillandsia mauryana* en cada uno de los sitios evaluados depende del área de la pared rocosa (Cuadro 6): en paredes de mayor área, hay más espacio para que se establezcan los individuos de *T. mauryana*. Asimismo, y tomando en cuenta el fenómeno de anemocoria, entre mayor sea una pared,

mayor será la posibilidad de que lleguen semillas a ésta y, eventualmente, se establezca una población (Bernal, 2006). A su vez, entre más cercanos estén los acantilados entre sí, mayor será la probabilidad que se vayan colonizando a partir de semillas provenientes de poblaciones ya establecidas. Esto nos permite entender por qué la mayoría de las poblaciones de *T. mauryana* se encontraron a distancias relativamente cercanas una de la otra (Fig. 10). Por otra parte, las pocas semillas que logran desplazarse mayores distancias tienen la capacidad de colonizar nuevos sitios, sin importar que no haya poblaciones cercanas.

Las poblaciones de *T. mauryana* presentaron una distribución espacial agregada, pues sus individuos se encuentran agrupados en el espacio en el cual se distribuyen (Valverde *et al.*, 2005). Esto parece contraintuitivo, tomando en cuenta que las semillas de *T. mauryana* presentan apéndices plumosos que les permiten ser dispersadas por el viento (Espejo-Serna, 2002; Espejo-Serna, 2003). Sin embargo, cuando el fruto se abre y empieza a liberar las semillas, hemos visto que los apéndices plumosos se tienden a enredar entre sí, determinando que muchas semillas se queden cerca o en las mismas hojas de la planta madre (Bernal, 2006) y originando el patrón agregado de distribución espacial, que se ha visto que es característico de las plantas del género *Tillandsia* (García-Suárez *et al.*, 2003).

Otro factor que puede determinar una distribución espacial agregada es el fenómeno de facilitación, en el cual hay una interacción directa o indirecta entre organismos que lleva al beneficio de al menos uno de ellos (Mccoy *et al.*, 2012). Podemos suponer que cuando los individuos de *T. mauryana* se distribuyen de manera agregada, pueden “protegerse” unos a otros de la insolación y la aridez extrema, lo cual podría resultarles beneficiosos para su establecimiento y crecimiento, sobre todo en las fases tempranas de su desarrollo. Esto se ha observado principalmente en zonas semiáridas, hábitat de *T. mauryana*, donde el agua es un factor limitante (Manor y Shnerb, 2008).

Un resultado de gran interés fue la relación observada entre el nivel de disturbio del hábitat y la densidad de las poblaciones de *T. mauryana*. Curiosamente, las densidades más altas se observaron en hábitats con niveles intermedios de disturbio (Fig. 18). Sin

embargo, esta relación no resultó significativa ($p= 0.215$), lo que podría deberse a que el tamaño de muestra fue muy bajo. Sería necesario incrementar el tamaño de muestra, muestreando principalmente sitios con niveles altos de disturbio (pues sólo incluyó un sitio con esta característica), con el objeto de explorar más a fondo el efecto que tiene el disturbio sobre las poblaciones de *T. mauryana*.

Con respecto a la estructura de las poblaciones de *T. mauryana*, el análisis de las fotografías reveló que sólo alrededor del 10 % de los individuos eran reproductivos, y aunque este porcentaje se mantuvo relativamente constante entre poblaciones, las pruebas estadísticas señalan que sí hay diferencias entre las poblaciones. Esta concordancia en la proporción de individuos reproductivos puede estar relacionada con la semejanza de las condiciones ambientales a las que están sometidas las poblaciones, provocando una cierta sincronía demográfica (Valverde y Bernal, 2010) patente, en este caso, en la proporción reproductiva. Sin embargo, este 10 % de población reproductiva parece ser suficiente para mantener sus poblaciones, y como señala Sarukhán (1974) una especie exitosa tendrá la capacidad de reproducirse aunque sea lo suficiente para reemplazar a sus individuos.

Asimismo, el análisis de las estructuras poblacionales mostró que la mayoría de los individuos eran de tamaño mediano o grande; de hecho, dos poblaciones no tuvieron individuos pequeños (Fig. 13). Esto coincide con lo reportado por García-Suárez *et al.* (2003), que comentan que las poblaciones de plantas de zonas áridas y semiáridas se caracterizan por presentar una menor proporción de plantas pequeñas (o juveniles) que de plantas grandes (o adultas).

Claramente, el estudio de las poblaciones de *T. mauryana* mediante fotografías tiene el problema de que se cuenta con una baja resolución al analizar la imagen, lo cual influye en la detección de individuos, particularmente los más pequeños. Además, la coloración natural de sus hojas (verde-grisáceas) dificulta su apreciación en las fotografías, pues pueden confundirse con la roca sobre la cual están establecidos los individuos. Así, entre mayor sea un individuo, mayor será la probabilidad de que lo observemos en las fotografías, de tal manera que hay un sesgo en las evaluaciones y es muy probable que en

todas las poblaciones estudiadas realmente hubiera una mayor proporción de plantas pequeñas de las que se pudieron detectar. Por otro lado, la distribución espacial agregada de los individuos de *T. mauryana* dificulta distinguir entre individuos, pues en las fotografías a veces sólo se observa un cúmulo de plantas.

Por último, los acantilados verticales en los que vive *T. mauryana* están compuestos por lajas de roca, superpuestas unas sobre otras. Entre estas lajas se forman pequeñas cavidades o protuberancias en las que se pueden establecer individuos de *T. mauryana* (ver Fig. 19, que muestra algunas de estas cavidades). Es común encontrar individuos de *T. mauryana* en los “techos” de estas cavidades, creciendo completamente boca abajo. Esto complica su detección en imágenes fotográficas, pues si se observa un conglomerado creciendo de esta forma, sólo se observan los individuos que quedan en el primer plano, y no los que estén en los siguientes planos. Por esta razón, los análisis fotográficos nos permiten hacer sólo aproximaciones o estimaciones burdas de las variables evaluadas (i.e. densidad, abundancia y estructura poblacional) y no deben interpretarse de manera concluyente.

8.3. Estudio a nivel local

La muestra de la población estudiada de *T. mauryana* estuvo conformada por 307 individuos, agrupados en seis categorías de tamaño, siendo la categoría 1 -la de los individuos más pequeños- la que mostró una menor proporción de individuos (Cuadro 7). Como anteriormente se dijo, es común que las poblaciones del género *Tillandsia* presenten este tipo de estructura poblacional.

La mortalidad registrada durante el año de estudio indica que las plántulas son la categoría con mayores probabilidades de morir, y que éstas decrecen conforme las plantas alcanzan tamaños mayores (Cuadro 8). Lo anterior concuerda con las mortalidades registradas para plantas de hábito epífita y rupícola y, en general, plantas del género *Tillandsia* (Hietz, 1997; Hietz *et al.*, 2002; Valverde y Bernal, 2010). La principal causa de mortandad parece ser la sequía debido al tipo de hábitats que suelen ocupar (semiáridos,

o estacionalmente secos), y a la baja capacidad de retención de agua, aunado a la función meramente de sostén del aparato radicular (Zotz y Hietz, 2001).

Los resultados del análisis matricial indican que la población estudiada tiene una tasa finita de crecimiento poblacional proyectada de 0.9813, con un intervalo de confianza al 95 % que abarca de 0.9365 a 1.0165 (Cuadro 9). Dicho intervalo comprende el valor de la unidad, lo que sugiere que la población se encuentra en equilibrio numérico. Este valor de λ es semejante al reportado para otras especies del género *Tillandsia* (Mondragón *et al.*, 2015). Es importante hacer notar que la tasa de crecimiento poblacional obtenida es válida únicamente para el tiempo durante el cual se estudió la población, bajo las condiciones ambientales que imperaron en ese periodo (Heppell *et al.*, 2000). Según los datos climáticos del año de estudio (junio de 2012 a junio de 2013), las condiciones de este periodo fueron muy similares a las condiciones promedio (ver Anexo 5), por lo que podría sugerirse que los resultados obtenidos podrían interpretarse como la demografía “promedio” de esta población, sin tomar en cuenta otros efectos (tales como los factores de deterioro, que suelen presentarse de manera direccional, no aleatoria).

La matriz de Lefkovich obtenida presenta entradas distintas de cero en varios procesos demográficos: en la permanencia en la misma categoría, el decrecimiento a categorías inferiores y crecimiento a categorías superiores (Cuadro 9; Fig. 20). En general, son mayores las probabilidades de estasis en cada categoría, que las de crecimiento. En las categorías 3 y 4 también se dan “saltos” de crecimiento, sugiriendo que el crecimiento de las plantas de *Tillandsia mauryana* no es lineal, sino que presenta tasas de crecimiento más altas entre los 6 y los 13 años de edad, aproximadamente (Fig. 23).

La matriz de elasticidades (Cuadro 11) indica que la estasis en la categoría 5 es la entrada que más contribuye al valor de λ . De manera global, la estasis en la misma categoría es el proceso demográfico con mayor influencia sobre λ (Fig. 21), lo que parece ser común en especies de zonas áridas, donde las plantas están sujetas a estrés hídrico (Bernal, 2006). La reproducción, por el contrario, es el proceso demográfico que menos influye en λ , lo que también concuerda con lo reportado para otras especies del género *Tillandsia* (Mondragón *et al.*, 2015).

En cuanto a los análisis de viabilidad poblacional, se observó que la única forma de alcanzar un valor positivo de la tasa finita de crecimiento (λ) fue reduciendo la mortalidad de los individuos en un 20 % (Cuadro 12). Lo anterior tiene relevancia en términos de las recomendaciones que pueden hacerse para coadyuvar a la conservación de esta especie.

8.4. Conservación de *Tillandsia mauryana*

De las 30 poblaciones encontradas de *Tillandsia mauryana*, 27 se encuentran dentro de la Reserva de la Biósfera Barrancas de Metztitlán (Cuadro 5). Según UNESCO (2013) y SEMARNAT (2014), las Reservas de la Biósfera son zonas de alta riqueza natural que representan uno o varios ecosistemas no alterados antropogénicamente (marinos, terrestres o ambos) que necesitan ser preservados y restaurados, y dentro de las cuales se intenta llevar a cabo el desarrollo sostenible, permitiendo la coexistencia de poblaciones humanas y poblaciones naturales.

Según el Programa de Manejo de la Reserva, (CONANP, 2003), se permite llevar a cabo actividades económicas, como agricultura temporal y de riego, infraestructura de riego, ganadería, pesca, industria, comercio y comercialización de productos agrícolas en esta área protegida. Dado que *T. mauryana* presenta hábito rupícola, las actividades económicas que pueden tener un impacto en sus poblaciones son, principalmente, la industria minera, el desarrollo de comercios e infraestructura en zonas aledañas a los acantilados, y la ganadería o agricultura que se lleve a cabo también en zonas colindantes con acantilados. Según se establece en dicho programa, la explotación de materiales no metálicos para la construcción (extracción de roca) puede hacerse sólo en los municipios de Metepec y Acatlán (fuera del área núcleo); en el resto del área protegida, la explotación puede hacerse a baja escala. Específicamente, en el municipio de Metztitlán, en el que se encuentran estas 27 poblaciones de *T. mauryana*, puede llevarse a cabo la actividad ganadera, agrícola, comercial, e industrial a pequeña escala.

Según lo observado en campo, la agricultura es una de las actividades más importantes del municipio, y también se observan actividades ganaderas, comercio, desarrollo de infraestructura y extracción de roca (Fig. 17). Aunque el programa de

manejo señala que la extracción de minerales se permite sólo a bajas escalas, la realidad es que varias de las poblaciones observadas de *T. mauryana* están en acantilados cuya roca estaba siendo extraída con maquinaria industrial de gran tamaño, lo que nos hace suponer que dicha extracción se está llevando a cabo a una escala mayor de la permitida (ver Anexo 3 para la descripción del hábitat de las poblaciones).

Las poblaciones de *T. mauryana* están sujetas a niveles de disturbio muy variado (Fig. 15). El 13 % de las poblaciones presentaron niveles altos de disturbio debido, principalmente, a que se encuentran en zonas donde se está llevando a cabo la extracción de roca. El 33 % de las poblaciones tuvieron niveles intermedios de disturbio, debido a la presencia de algún tipo de desarrollo humano o de actividad económica en esos sitios. Más de la mitad de las poblaciones se encuentran sujetas a un bajo nivel de disturbio, siendo éste algún tipo de actividad humana como agricultura y ganadería (Fig. 16).

El hábito rupícola de *T. mauryana* determina que la mayoría de sus poblaciones se encuentren a salvo del deterioro de su hábitat, pues ni la agricultura ni la ganadería afectan directamente los acantilados en los que se establece. Lo mismo sucede con el desarrollo urbano. Por el contrario, la extracción de roca tiene un impacto directo en las poblaciones de *T. mauryana*, pues esta actividad elimina por completo a las poblaciones establecidas en las paredes rocosas en las que se lleva a cabo la extracción.

En cuanto a las tres poblaciones de *T. mauryana* que se encontraron fuera de la reserva, dos de ellas están dentro de territorio federal perteneciente a una presa (y por lo tanto está prohibido llevar a cabo actividades económicas), y la tercera se localiza en una sección prácticamente inaccesible de la barranca de Tolantongo. Por lo tanto, suponemos que no están sujetas a altos niveles de disturbio antropogénico.

Aunque en el Programa de Manejo de la Reserva *T. mauryana* está considerada como una especie endémica de la región (CONANP, 2003), no se considera ninguna acción específica para su conservación. Es por ello que en esta investigación se llevó a cabo una evaluación de riesgo de extinción (MER), con el objeto de obtener información que permitiera realizar recomendaciones a incluir en futuras versiones del Programa de Manejo. El MER arrojó una puntuación de 1.62 (Cuadro 13; Anexo 4), correspondiente a la

categoría de riesgo *Sujetas a protección especial* (Pr) (Anexo 1), en vista de que no se tienen suficientes elementos para asegurar que sus poblaciones están libres de riesgo y su restringida distribución geográfica.

En realidad, son muy pocas las especies de las cuales se tiene un conocimiento ecológico relativamente completo. De la mayoría de las especies generalmente se tiene un conocimiento muy limitado, incluyendo aspectos como su clasificación taxonómica, su distribución geográfica y algunos elementos de su biología reproductiva. El MER considera esta falta de información sobre las especies para realizar la ponderación final de cada uno de sus criterios, al asignar puntuaciones bajas que se reflejan en la calificación final.

En el caso de los criterios de distribución geográfica, características del hábitat e impacto de las actividades humanas, el MER que llevamos a cabo incluyó la información que se recabó mediante la realización de esta tesis y del proyecto “Evaluación de la situación de *Tillandsia mauryana* en el Apéndice II de la CITES, según su estado de conservación y comercio” (KE003). Ahí se detalla la información precisa de la localización y número de poblaciones de *T. mauryana*, las características del hábitat dónde éstas se encuentran, el nivel de conservación y de disturbio de cada población, así como todo lo relacionado con su comercio.

Sin embargo, la información que existe sobre *T. mauryana* (tanto los datos publicados, como los reportados en la presente tesis y en el proyecto de CONABIO mencionado) fue insuficiente para contestar de manera precisa algunas de las preguntas del MER. Tal fue el caso del criterio de vulnerabilidad biológica intrínseca, que incluye aspectos demográficos y genéticos. Aunque en la presente tesis se reportan datos demográficos, debe tomarse en cuenta que éstos corresponden a una sola población; además no se tiene mayor detalle sobre la variabilidad genética de las poblaciones (ver Anexo 4).

Al analizarse en conjunto, se puede observar que el criterio que alcanzó la mayor puntuación (ya ponderada) fue el de las características de la distribución geográfica (Cuadro 13), que fue el que influyó más claramente en el puntaje alcanzado por *T. mauryana*, que la coloca en la categoría de riesgo *Sujetas a protección especial*. El resto de

los criterios mantuvieron puntajes similares, alrededor de 0.3. Por lo tanto, el MER enfatiza que la distribución geográfica restringida de *T. mauryana* y su especificidad de hábitat son las características que determinan que sea una especie rara y que deba protegerse para evitar ponerla en riesgo.

A partir de estas observaciones, se realizó ante la SEMARNAT la solicitud pertinente sobre la categorización de *T. mauryana* en la NOM-059-SEMARNAT. Sin embargo, los comentarios recibidos de la CONABIO sugieren que se la clasifique como *Amenazada*, debido al impacto del disturbio en sus poblaciones. Una vez que se tenga una resolución, sería fundamental comunicarla a CONANP, para que se desarrolle un plan de conservación adecuado en la barranca de Metztitlán y así evitar que las actividades económicas causen la desaparición de sus poblaciones.

9. CONCLUSIONES

Tillandsia mauryana es una especie cuya distribución geográfica es mucho más restringida de lo que se sugería, localizándose únicamente en el estado de Hidalgo (Metztitlán, Tolantongo y Zimapán), donde se han encontrado 30 poblaciones establecidas en acantilados rocosos.

La población de *T. mauryana* estudiada demográficamente se encuentra en equilibrio numérico, registrándose mayores mortalidades en individuos pequeños.

Tillandsia mauryana es una especie rara al cumplir con dos de los criterios considerados por Rabinowitz (1980) para determinar la rareza biológica: una muy restringida distribución geográfica, considerándose una especie endémica del estado de Hidalgo, y una alta especificidad de nicho, estableciéndose únicamente en acantilados rocosos y, aparentemente, sobre roca caliza.

Sin embargo, el estudio de densidad y abundancia permitió determinar que las poblaciones existentes cuentan con suficientes individuos, por lo que el tercer criterio para determinar la rareza no lo cumplen.

Las 30 poblaciones de *T. mauryana* se encuentran sujetas a distintos niveles de disturbio, siendo las más amenazadas aquellas poblaciones ubicadas en zonas donde se practican actividades humanas, como es el caso de la extracción de roca y desarrollo urbano. Sin embargo, debido al hábito de la especie, es difícil acceder hasta las poblaciones.

Debido a la rareza biológica (restringida distribución geográfica y alta especificidad de hábitat) y al riesgo que enfrentan algunas de sus poblaciones, es fundamental que *Tillandsia mauryana* sea enlistada en la NOM-059-SEMARNAT, bajo el criterio de “Sujeta a Protección Especial” con el fin de incluir la protección de los acantilados en el programa de manejo de la Reserva de la Biósfera Barranca de Metztitlán, protegiendo así a sus poblaciones.

10. REFERENCIAS

AMGP, Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros. Ontiveros-Tarango, G. 1973. *Estudio Estratigráfico de la Porción Noroccidental de la Cuenca Morelos-Guerrero*. Disponible en <http://www.amgp.org/ws/articulos/1973/1973_Abr_Jun_02.pdf>. Consultado el 4 de enero de 2015.

Bernal, R. 2006. Estudio metapoblacional de *Tillandsia recurvata* L. en el Valle de Tehuacán, Puebla. Tesis profesional de doctorado. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Bevill, R. L. y S. M. Louda. 1999. Comparisons of related rare and common species in the study of plant rarity. *Conservation Biology*, **13** (3): 493-498.

Carrasco-Velázquez, B. E., E. Martínez-Hernández, E. Ramírez-Arriaga y J. S. Viñas. 2008. Estratigrafía de la formación Metztitlán del Plioceno (estado de Hidalgo, centro-este de México). *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, **60**(1): 83-99.

Caswell, H. 2001. *Matrix Population Models. Construction, analysis, and interpretation*. Sinauer Associated, Inc. Sunderland. Pp: 722.

CITES. 2011. UNEP: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. *Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres*. Disponible en <www.cites.org>. Consultado el 24 de junio de 2012.

CONANP. 2010. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Disponible en <<http://www.conanp.gob.mx/sig/imgmapoteca/mapoteca.htm>>. Consultado el 27 de noviembre de 2012.

Courchamp, E. Angulo, P. Rivalan, R. J. Hall, L. Sigoret, L. Bull y Y. Meinard. 2006. Rarity Value and Species Extinction: The Anthropogenic Allee Effect. *Plus Biology*. Disponible en: <<https://attachment.googleusercontent.com>>. Consultado el 11 de abril de 2013.

Dirección General de Manejo para la Conservación, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2003. *Programa de Manejo Reserva de la Biósfera Barranca de Metztitlán, México*. CONANP. México. 209 pp.

Eright, N. J. y J. Ogden. 1979. Applications of transition matrix models in forest dynamics: *Araucaria* in New Guinea, and *Nothofagus* in New Zealand. *Australian Journal of Ecology*, **4**: 3-23.

Esparza-Olguín, L., T. Valverde y M. C. Mandujó. 2005. Comparative demographic analysis of three *Neobuxbaumia* species (Cactaceae) with differing degree of rarity. *Population Ecology*, **47**: 229-245.

Espejo-Serna, A. 2002. *Viridantha*, un género nuevo de Bromeliaceae (Tillandsioideae) endémico de México. *Acta Botanica Mexicana*, **60**: 25-35.

Espejo-Serna, A. 2003. Sistemática del complejo de especies de *Tillandsia plumosa* Baker (Tillandsioideae: Bromeliaceae). Tesis profesional de doctorado. Universidad Autónoma Metropolitana, México.

Espejo-Serna, A., A. R. López-Ferrari, I. Ramírez-Morillo, B. K. Holst, H. E. Luther y W. Till. 2004. Checklist of Mexican Bromeliaceae with notes on species distribution and levels of endemism. *Selbyana*, **25**: 33-86.

Fiedler, P. L. y J. J. Ahouse. 1992. Hierarchies of cause: Toward and understanding of rarity in vascular plant species. Pp: 23-47, en: Fiedler, P. L. y S. K. Jain (eds.). *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*. Chapman and Hall, New York.

Gabrielová, J., Z. Münzbergová, O. Tackenberg y J. Chrtek. 2013. Can we distinguish plant species that are rare and endangered from other plants using their biological traits? *Folia Geobotanica*, **48**: 257-269.

Ganey, J. L., G. C. White, J. P. Ward, S. C. Kyle, D. L. Apprill, T. A. Rawlinson y R. S. Jonnes. 2014. Demography of Mexican spotted owls in the Sacramento Mountains, New Mexico. *The Journal of Wildlife Management*, **78**: 42-29.

García, E. 1964. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México. Pp: 50.

García-Suárez, M. D., V. Rico-Gray y H. Serrano. 2003. Distribution and abundance of *Tillandsia* spp. (Bromeliaceae) in the Zapotitlán Valley, Puebla, México. *Plant Ecology*, **166**: 207-215.

Gardner, C. S. 1986. Inferences about pollination in *Tillandsia* (Bromeliaceae). *Selbyana*, **9**: 76-87.

Gaston, K. J. 1991. How large is a species' geographic range? *Oikos*, **61**: 434-438.

Gaston, K. J. 1994. *Rarity*. Population and Community Biology series 13. Chapman & Hall. Reino Unido. 205 pp.

Givnish, T. J., M. H. J. Barfuss, B. V. Ee, R. Riina, K. Schutle, R. Horres, P. A. Gonsiska, R. S. Jabaily, D. M. Crayn, J. A. C. Smith, K. Winter, G. K. Brown, T. M. Evans, B. K. Holst, H. Luther, W. Till, G. Zizka, P. E. Berry y K. J. Systma. 2011. Phylogeny, adaptive radiation, and historical biogeography in Bromeliaceae: Insights from an eight-locus plastid phylogeny. *American Journal of Botany*, **98** (5): 872-895.

Givnish, T. J., K. C. Millam, P.E. Berry y K. J. Sytsma. 2007. Phylogeny, adaptive radiation, and historical biogeography of Bromeliaceae inferred from *ndhF* sequence data. *Aliso*, **23**: 3-26.

Grimm, N. B., S. H. Faeth, N. E. Golubiewski, C. L. Redman, J. Wu, X. Bai, J. M. Briggs. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science*, **319**(5864): 756-760.

Harper, J. L. 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press, London. 892 pp.

Harvey, H. J. 1985. Population biology and the conservation of rare species. Pp: 111-123, en: White, J. (Ed.). *Studies on plant demography: A festschrift for John L. Harper*. Academic Press. London.

Heppell, S. S., D. T. Crouse y L. B. Crowder. 2000. Using matrix models to focus research and management efforts in conservation. Pp: 148-168, en: Ferson, S. y M. Borgman (Eds.). 2000. *Quantitative Methods for Conservation Biology*. Springer. New York.

Hester, R. E. y R. M. Harrison. 2007. *Biodiversity Under Threat*. The Royal Society of Chemistry Publishing. Cambridge. 272 pp.

Hietz, P. 1997. Population dynamics of epiphytes in a Mexican humid montane forest. *Journal of Ecology*, **85**: 767-775.

Hietz, P., J. Ausserer y G. Schindler. 2002. Growth, maturation and survival of epiphytic bromeliads in a Mexican humid montane forest. *Journal of Tropical Ecology*, **18**: 177-191.

Hunter, Jr., M. L. 1996. *Fundamentals of Conservation Biology*. Blackwell Science. Maine. 482 pp.

Instituto de Geología, UNAM. 2011. Bazán-Perkins, S. D. y S. Bazán-Barrón. Sucesión litoestratigráfica del Precámbrico de México y la génesis de su metamorfismo regional. Disponible en <http://www.geologia.unam.mx/igl/publs/simposio/DeCserna_Region_Sur.pdf>. Consultado el 4 de enero de 2015.

IUCN, The International Union for Conservation of Nature. The IUCN Red List of Threatened Species. < http://www.iucnredlist.org/static/categories_criteria_3_1>. Consultado el 13 de agosto de 2014.

Juárez, L., C. Montaña y M. Franco. 2014. The viability of two populations of the terrestrial orchid *Cyclopogon luteoalbus* in a fragmented tropical mountain cloud forest: Dormancy delays extinction. *Biological Conservation*, **170**: 162-168.

Krohne, D. T. 1998. *General Ecology*. Wadsworth Publishing Company. United States of America. 722 pp.

de Kroon, H., A. Plaisier, J. van Groenendael y H. Caswell. 1986. Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. *Ecology*, **67**: 1427-1331.

Kunin, W. E. y K. J. Gaston. 1993. The biology of rarity: patterns, causes and consequences. *Trends in Ecology and Evolution*, **8** (89): 298-301.

Lefkovitch, L. P. 1965. The study of population growth in organisms grouped by stages. *Biometrics*, **21**(1): 1-18.

Luther, H. E. 2012. An alphabetical list of bromeliad binomials. Marie Selby Botanical Gardens and Bromeliad Society International. Florida. 114 pp.

Luther, H. E. 1994. A guide to species of *Tillandsia* regulated by appendix II of CITES. *Selbyana*, **15**: 112-131.

Manor, A. y N. M. Shnerb. 2008. Facilitation, competition, and vegetation patchiness: from scale free distribution to patterns. *Journal of Theoretical Biology*, **253**(4): 838-842.

Martorell, C. y E. M. Peters. 2005. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation*, **124**: 199-207.

May, R. M. 1988. How many species are there on earth? *Science*, **247**: 1441-1449.

Mccooy, M. W., C. Holdredge, B. R. Silliman, A. H. Altieri y M. S. Thomsen. 2012. Facilitation. Pp: 276:280, en: Hastings, A. y L. J. Gross (eds.). *Encyclopedia of Theoretical Ecology*. University of California Press, California.

van der Meer, S., J. P. Dahlgren, M. Mildén y J. Ehrlén. Differential effects of abandonment on the demography of the grassland perennial *Succisa pratensis*. *Population Ecology*, **56**: 151-160.

Menges, E. S. 1992. Stochastic modeling of extinction in plant populations. Pp: 253-275, en: Fiedler, P. L. y S. K. Jain (eds.). *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*. Chapman and Hall, New York.

Menges, E. S. 2000. Population viability analyses in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, **15**(2): 51-56.

Mondragón, D., T. Valverde y M. Hernández-Apolinar. 2015. Population ecology of epiphytic angiosperms: A review. *Tropical Ecology*. **56**: 01-39.

Morris, W. F. y D. F. Doak. 2002. *Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts. USA. 480 pp.

Ortiz-Pulido, R., J. Bravo-Cadena, V. Martínez-García, D. Reyes, M. E. Mendiola-González, G. Sánchez y M. Sánchez- 2010. Avifauna de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, **81**: 373-391.

Perrings, C., K. G. Mälere, C. Folke, C. S. Holling y B. O. Jansson (Eds.). 1995. *Biodiversity Loss, Economic and Ecological Issues*. Cambridge University Press. Cambridge. 332 pp.

Poston, D. L. y W. Parker-Frisbie. 2006. Ecological demography. Pp. 601-623, en: Poston, D. L. y M. Micklin (eds.). *Handbook of Population*. Springer. New York.

Primack, R. B. 1993. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc. Massachusetts. 564 pp.

Rabinowitz, D. 1981. Seven forms of rarity. Pp: 205-217, en: Synge, H. (Ed). *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*. Wiley. New York.

Rockwood, L. L. 2006. *Introduction to Population Ecology*. Blackwell Publishing. USA. 352 pp.

Rzedowski, J. 1998. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. Pp: 129-145, en: T. P. Ramamoorthy, R. Bye y A. Lot (Eds.). *Diversidad Biológica de México, Orígenes y Distribución*. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Sajo, M. G., P. J. Rudall y C. J. Prychid. 2004. Floral anatomy of Bromeliaceae, with particular reference to the evolution of epigyny and septal nectaries in commelinid monocots. *Plant Systematics and Evolution*, **247**: 215-231.

Sarukhán, J. 1974. Studies on plant demography: *Ranunculus repens* L., *R. bulbosus* L. and *R. acris* L. *Journal of Ecology*, **62**: 151-177.

SE, Secretaría de Economía. 2001. *Carta Magnética "Zacatecas" F12-6, Escala 1:250000*. Disponible en http://mapserver.sgm.gob.mx/cartas_impresas/productos/cartas/cartas250/geofisica/pdf/63_F13-6_GF_INF.pdf. Consultado el 3 de enero de 2015.

SEMARNAT. 2011. *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales: Biodiversidad*. Disponible en www.semarnat.gob.mx/informacionambiental. Consultado el 1 de junio de 2012.

SEMARNAT. 2013. *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales: Especies Silvestres Mexicanas*. Disponible en www.semarnat.gob.mx/temas/gestion-ambiental/vida-silvestre/especies-silvestres-mexicanas. Consultado el 11 de octubre de 2014.

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2014. *Reservas de la Biosfera*. Disponible en http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/reservas_biosfera.php. Consultado el 12 de enero de 2015.

Servanty, S., S. J. Converse y L. L. Baley. 2014. Demography of a reintroduced population: Moving toward management models for an endangered species, the Whooping Crane. *Ecological Applications*, **24**(5): 927-937.

Skalski, J. R., K. E. Ryding y J. J. Millspaugh. 2005. *Wildlife Demography: Analysis of Sex, Age, and Count Data*. Elsevier Academic Press. USA. 636 pp.

Stebbins, G. L. 1980. Rarity of plant species: A synthetic viewpoint. *Rhodora*, **82**: 77-86.

Stephens, P. A.; W. J. Sutherland y R. P. Freckleton. 1999. What is the Allee Effect? *Oikos*, **87**: 185-190.

Tilman, D., J. Fargione, B. Wolff, C. D'Antonio, A. Dobson, R. Howarth, D. Schindler, W. H. Schlesinger, D. Simberloff, D. Swackhamer. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, **292**: 281-284.

UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. 2013. Gente, biodiversidad y ecología. Programa MAB (El hombre y la biósfera). Disponible en <<http://www.unesco.org.uy/mab/es/areas-de-trabajo/ciencias-naturales/mab/programa-mab/reservas-de-biosfera.html>>. Consultado el 12 de enero de 2015.

Valverde, T. 2013. Evaluación de la situación de *Tillandsia mauryana* en el Apéndice II de CITES, según su estado de conservación y comercio. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. *Informe final SNIB-CONABIO, proyecto KE003*. México, D.F.

Valverde, T. y R. Bernal. 2010. ¿Hay asincronía demográfica entre poblaciones locales de *Tillandsia recurvata*? Evidencias de su funcionamiento metapoblacional. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, **86**: 23-36.

Valverde, T., A. J. Meave, J. Carabias y Z. Cano-Santana. 2005. *Ecología y medio ambiente*. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Pearson Educación. México. 240 pp.

Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco y J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's Ecosystems. *Science*, **277**: 494-497.

Vittoz, P. y R. Engler. 2007. Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Botanica Helvetica*, **117**: 109-124.

Wester, S. y G. Zotz. Seed comas of bromeliads promote germination and early seedling growth by wick-like water uptake. *Journal of Tropical Ecology*, **27**: 115-119.

Zotz, G. y P. Hietz. 2001. The ecophysiology of vascular epiphytes: current knowledge, open questions. *J. Exp. Bot.*, **52**: 2062-2078.

Zotz, G. y P. Hietz. 2001. The physiological ecology of vascular epiphytes: current knowledge, open questions. *Journal of Experimental Botany*, **52**: 2067-2078.

ANEXO 1

Categorías de riesgo según el Método de Evaluación de Riesgo para Especies Silvestres en México (MER). Se muestran los criterios y puntuaciones requeridas para que una especie sea adscrita a alguna de estas categorías.

Categoría de riesgo	Puntaje obtenido
En Peligro de Extinción (P).	a) Mayor o igual que 2 b) Vías directas: I. Cuando en las características de la distribución geográfica, el área de distribución sea menor o igual a 1 km ² . II. Cuando demográficamente, el número total de individuos sea igual o menor que 500; III. Cuando el nivel de impacto de las actividades humanas sobre el hábitat del taxón, el hábitat remanente no permite la viabilidad de las poblaciones existentes; IV. Cuando la especie tenga poblaciones hiperdispersas con una densidad de población de 1 individuo cada 5 ha o menor; y que además la sumatoria del criterio D sea mayor que 0.4
Amenazada (A)	a) Mayor que 1.7 y menor que 2 b) Vía directa: Cuando la especie tenga poblaciones hiperdispersas con una densidad de población de 1 individuo cada 5 ha o menor, y que la sumatoria del criterio D sea mayor que 0.3 y menor que 0.4
Sujetas a Protección Especial (Pr)	a) Mayor o igual que 1.5 y menor que 1.7 b) Mayor o igual que 1 y menor que 1.5 y que la sumatoria del criterio D sea igual o mayor que 0.3

ANEXO 2

Registros de herbarios (UAMIZ, MEXU, FCME, ENCB y K), bases de datos y CONABIO de la distribución geográfica de *Tillandsia mauryana*. A partir de estos datos, se realizaron búsquedas para encontrar poblaciones y corroborar su distribución geográfica.

ID	Año Colecta	Estado	Municipio	Localidad	Latitud	Longitud	Altitud
1	1995	Guerrero	Eduardo Neri	Puerto de Los Tepetates	17° 52' 37" N	99° 45' 39" W	1829
2	2002	Guerrero	Atlixac	Petatlán	17° 35' 35,4" N	99° 0' 8.4" W	1440
3	2002	Guerrero	Atlixac	Santa Isabel	17 ° 35' 20.4" N	99° 0' 16.7" W	1200
4	1988	Guerrero	Eduardo Neri	Xochipala	-	-	1050
5	-	Guerrero	Eduardo Neri	Puerto de los Tepeates	17° 52' 36" N	99° 45' 36" W	-
6	1891	Hidalgo	Metztitlán	Cañada de Meztitlán	20° 35' 52" N	98° 45' 06" W	1300
7	2009	Hidalgo	Metztitlán	Zoquiapan	20° 36' 27" N	98° 44' 10" W	1382
8	2006	Hidalgo	Metztitlán	La Paila	-	-	-
9	1995	Hidalgo	Metztitlán	San Juan	20° 34' 49" N	98' 45' 26" W	1300
10	1951	Jalisco	Mezquitic	Montaña del Este	22° 23' 28" N	103° 44' 8" W	1800
11	-	Jalisco	Mezquitic	Montañas del Este	22° 23' 28" N	103° 43' 8" W	-
12	1994	Morelos	Tepalcingo	El Limón de Cuahuchichinola	18° 32' 22" N	98° 54' 55" W	1440
13	1995	Morelos	Tepalcingo	El Limón de Cuahuchichinola	18° 31' 50" N	98° 54' 40" W	1693
14	-	Morelos	Telpancingo	El Limón de Cuahuchichinola	18° 31' 48" N	98° 54' 35" W	-
15	1920	Oaxaca	Villa Díaz Ordaz	Cerro Soriano, Distrito de Tlacolula	17° 03' 06" N	96° 21' 06" W	1700
16	1979	Oaxaca	San Juan Guelavía	Cerro Macuitlxóchitl	16° 59' 11" N	96° 31' 24" W	1650
17	1980	Zacatecas	Jalpa	Corral de Piedra	21° 37' 53" N	103° 9' 19" W	1800
18	2007	Zacatecas	Tlaltenango de Sánchez Román	Corral de Piedra	21° 39' 36" N	103° 6' 26" W	2020
19	-	Zacatecas	Jalpa	Corral de Piedra	21° 37' 47" N	103° 09' 0" W	-

ANEXO 3

Descripción del hábitat de 30 poblaciones de *Tillandsia mauryana* utilizada para la evaluación de conservación del hábitat a partir del Índice de Disturbio (ID).

Sitio	Características
1	<p>Pared encontrada al inicio de la barranca. No hay desarrollo urbano cercano, ni se aprecia ganado. Las paredes quedan a un costado de la carretera (20 m aproximadamente) y para llegar a éstas es posible seguir una brecha. No se extrae roca de la zona.</p>
2	<p>Este conjunto de paredes se localizan a pegadas a un campo de cultivo trabajado (de grandes dimensiones) y a un camino que se usa para recoger la cosecha. Las paredes son sumamente altas, sólo se ha desgajado roca de partes bajas, aunque no se extrae roca. El riesgo por actividades humanas está en las zonas bajas y zonas cercanas. No se aprecia ganado por la altura e inclinación de las paredes.</p>
3	<p>En esta zona se extrae roca industrialmente, por lo que hay entrada de camiones que levantan polvo (afectando a toda la vegetación). Las paredes son muy grandes y altas, por lo que el daño no se aprecia en toda la zona, aunque sí en buena parte. La vegetación contigua a la pared ha sido removida y no se aprecia ganado. No hay viviendas cercanas, aunque en uno de los costados de la pared hay una barda construida.</p>
4	<p>Paredes aledañas a la carretera, aunque no resultaron afectadas por su construcción. No hay desarrollo urbano ni actividades humanas en la zona. Parece haber ganado pero sólo en las partes menos inclinadas (no hay acceso a las paredes donde se distribuye la planta).</p>
5	<p>Paredes que forman parte del “Santuario de las Cactáceas”. Casi toda la pared está ahora bardeada (a una distancia de 5m) con maya ciclónica, por lo que no puedes acercarte hasta tocarla. La carretera también está a 5 metros de estas paredes. Hay construcciones de casas y negocios pegadas, así como acumulación de materiales de construcción. Como las paredes no son muy altas, las casas sí parecen estar afectando a aquellas plantas que se distribuyen en partes “bajas”. No se observa ganado, pues la carretera está al lado, aunque por arriba de las paredes sí hay cabras. En frente se está construyendo fábrica y hay un parque recreativo.</p>
6	<p>Esta población está alejada de desarrollo urbano. Queda a un costado de una brecha (5m), de la que se levanta polvo. No se observa ganado. La pared no es muy alta y parece desgajada, pero naturalmente.</p>
7	<p>Estas paredes están contiguas a una brecha y a un canal de riego, y tienen vegetación en la base, por lo que no son tan accesibles. Hay una casa en un costado, y gallinas y perros en la base de las paredes. No se ven cabras. No se está extrayendo roca.</p>
8	<p>Paredes a un costado de un camino agrícola (4 m) y de campos de cultivo (15 m). Hay una construcción a 10 m y arena acumulada en un costado. No se observa ganado. El desarrollo urbano afecta la vegetación establecida en la parte baja de la pared.</p>

- 9 Paredes que tienen casas construidas en la parte baja. Hay un camino agrícola cercano (6 m) y zona de cultivo (15 m). Se observan perros y basura en zona baja. No hay ganado.
- 10 Se observa ganado en partes altas de la pared. No hay asentamientos urbanos; un camino pasa rodeando a la pared, aunque sin tocarla. Hay una zona de cultivo al lado opuesto al camino.
- 11 Pared contigua a camino urbano pero sin desarrollo urbano cercano. No se observa ganado. Agricultura del lado opuesto. No hay extracción de roca.
- 12 Hay un convento y algunas casas pegadas a las paredes. No hay ganado a la vista. Las poblaciones de *Tillandsia mauryana* quedan en partes difíciles de acceder. Hay desarrollo urbano y carreteras alrededor de las paredes.
- 13 Paredes muy altas (más de 50 m) con asentamiento urbano, tanto en la parte alta como en la parte baja. Si hay ganado y agricultura en zonas aledañas, pero debido a la altura de la pared, la vegetación no resulta afectada. No hay extracción de roca.
- 14 Paredes rodeadas de vegetación. Aproximadamente a 50 m hay un poblado pequeño. La está bardeada y en ella no se observan rastros de actividades humanas. Hay un río seco del que se saca arcilla. No se ve ganado.
- 15 Brecha contigua a la pared (10 m) de la cual se levanta polvo. Pared muy grande, sin asentamientos humanos cercanos. No se extrae roca, ni se ve ganado.
- 16 Pared alejada de brechas (35 m), que no es tan visible ya que la vegetación es exuberante. No se observa actividad humana, pero el terreno que la rodea está bardeado. No hay explotación de recursos. Hay ligeras evidencias de ganado.
- 17 Pared a 20 m de camino, con vegetación impide llegar hasta ella. Sin actividades humanas a la vista. Difícil acceso hasta el sitio.
- 18 Paredes detrás de campos de cultivo y algunos asentamientos humanos, aunque son muy altas y no afectadas. No se puede llegar hasta ellas por el desarrollo urbano. No se extrae roca y no observa ganado.
- 19 Paredes lejanas de brecha y carretera. Son muy altas y no se llega a ellas fácilmente, pues un río y la vegetación lo impiden. No tiene campos de cultivo cercanos y no se observa actividad humana en la zona.
- 20 Pared a un lado de brecha, las plantas están muy polveadas. Hay una construcción a un costado, aunque no en contacto directo. Hay ganado en la zona. No se extrae roca.
- 21 Pared rodeada de algunas casas y zonas de cultivo, pero son muy altas y no parecen estar siendo afectadas. No se ve ganado y no se extrae roca. Es propiedad privada por lo que no se pueden alcanzar.
- 22 Es zona de extracción de roca. Hay una carretera frente a las paredes, aunque no las toca (10 m). No hay casas ni urbanización cercana. Si hay ganado (cabras).

- 23 Acantilado situado a un costado de río. Hay una carretera y un puente (20 m), que impiden poder llegar hasta las paredes. Hay algunas casas a 50 m de las paredes. No se extrae roca, ni hay ganado o agricultura.
- 24 Zona muy conservada, con paredes muy altas. No hay brechas muy cercanas, no se extrae roca ni hay desarrollo urbano. Las paredes son muy altas y empinadas, por lo que tampoco hay ganado.
- 25 Un camino pasa por atrás de la pared, provocando la presencia de polvo. No se ve ganado en esa zona por la inclinación del terreno, pero en zonas cercanas (50 m) sí lo hay. No hay agricultura, desarrollo urbano ni actividades humanas.
- 26 Paredes altas ubicadas a un costado de campos de cultivo. Hay desarrollo urbano cercano a la pared (100 m); hay ganado, canales de riego, casas. Se extrae roca sólo en las partes bajas (mínima). Se ha removido la vegetación contigua a la pared, pero sólo en partes bajas.
- 27 No se extrae roca de las paredes pero una parte sí está siendo afectada por la construcción de un puente, único indicio de desarrollo urbano en la zona. Hay agricultura en zona contigua a la pared, y se ha removido la vegetación alledaña (fuerte impacto). No hay evidencias de ganadería en la zona.
- 28 Población ubicada a un costado de una brecha. No hay desarrollo urbano, ganadería o agricultura en la zona. Se removió la vegetación alledaña para la construcción de la brecha, pero las paredes quedaron intactas. No se extrae roca.
- 29 Población al costado de brecha, sin desarrollo urbano, ganadería o agricultura en la zona. La vegetación de la zona está casi intacta. Se observan pequeñas evidencias de ganado en la zona.
- 30 Paredes que rodean a un campo de cultivo trabajado, aunque no afectan las paredes. Se observan cabras en los alrededores. No hay desarrollo urbano próximo. La carretera pasa a 15 m.
-

ANEXO 4

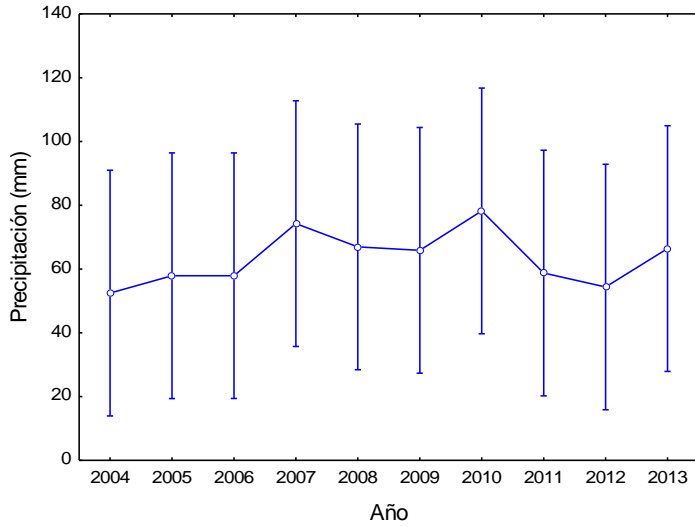
Método de Evaluación de Riesgo de Extinción de plantas en México según la NOM-059-SEMARNAT-2010. A continuación se muestran las respuestas elegidas, con la puntuación pertinente, para cada uno de los subcriterios que integran el MER realizado para *Tillandsia mauryana* (L. B. Sm.) Espejo.

I. ÍNDICE DE RAREZA	
Criterio A: Características de la distribución geográfica	
1) Extensión de la distribución Área de distribución ocupa más de 1 km ² pero <1 % del Territorio Nacional	3
2) Número de poblaciones o localidades conocidas existentes discernibles en un mapa a una escala de 1:4 000 000). 4 – 8	2
3) Número de provincias biogeográficas 2 – 3	2
4) Representatividad de la distribución del taxón en el territorio mexicano Distribución no periférica o extralimital	0
Subtotal del Criterio A = Suma del puntaje obtenido / 11	0.6364
Criterio B: Características del hábitat	
1) ¿En cuántos tipos de vegetación se presenta? 3	1
c. ¿El taxón tiene un hábitat especializado? Sí	1
d. ¿La permanencia de la población es dependiente de un hábitat primario? No	0
e. ¿La permanencia de la población requiere de regímenes de perturbación particulares o está asociada a etapas transitorias en la sucesión? No	0
f. Amplitud del intervalo altitudinal que ocupa el taxón 500 m - < 1000 m	1
Subtotal del Criterio B = Suma del puntaje obtenido / 9	0.33
Criterio C: Vulnerabilidad biológica intrínseca	
C-1 Demografía	
1) Número total de individuos (si no se tiene estimaciones asignar un valor de 0) 501 – 5000	2
2) Reclutamiento Hay observaciones de reclutamiento en algunas poblaciones	2
3) Atributos demográficos	
a) ¿Hay evidencia de denso-dependencia en la reproducción? No	0
b) ¿Hay clonalidad? Sí	0
c) ¿Hay evidencia de decrecimiento de las poblaciones en el país? No	0
d) ¿Hay evidencia de una varianza muy grande en la fecundidad? Sí	1
e) ¿El taxón es dioico, los individuos son dicógamos o autoincompatibles?	0

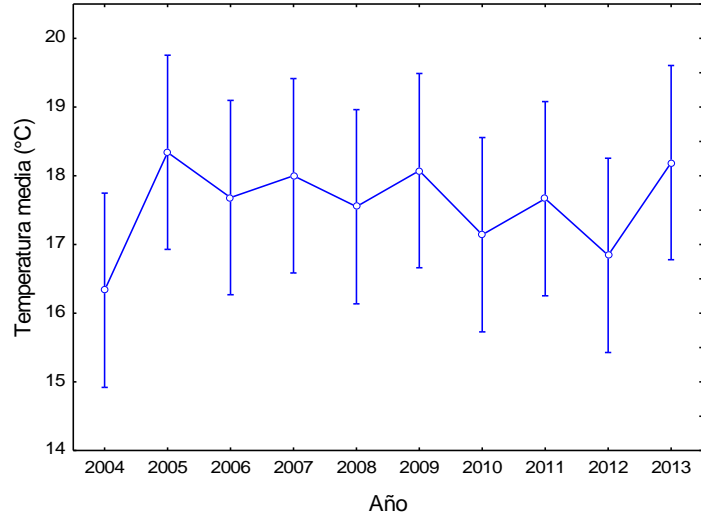
No	
f) ¿La floración es sincrónica o gregaria? Sí	1
g) ¿El taxón produce pocos propágulos (en comparación con otros miembros de su linaje)? No	0
C-2 Genética	
Donde no existe información asignar un valor de 0	0
C-3 Interacciones bióticas especializadas	
1) ¿El taxón requiere una "nodriza" para su establecimiento? No	0
2) ¿El taxón requiere un hospedero o forofito específico (en el caso de holoparásitas o hemiparásitas y epífitas o hemiepífitas, respectivamente)? Sí	1
3) ¿El taxón requiere un polinizador específico? No	0
4) ¿El taxón tiene un dispersor específico? Sí	1
5) ¿El taxón presenta mirmecofilia obligada? No	0
6) ¿El taxón presenta dependencia estricta de la micorriza? No	1
7) ¿El taxón sufre una afectación importante por depredadores, patógenos (incluyendo competencia muy intensa con especies alóctonas o invasoras)? No	0
Subtotal del Criterio C = Suma del puntaje obtenido / 23	0.3478
II. ÍNDICE DE IMPACTO ANTROPOGÉNICO	
Criterio D: Impacto de la actividad humana	
1) ¿Cómo afecta al taxón la alteración antrópica del hábitat? Es beneficiado por el disturbio	-1
2) ¿Cuál es el nivel de impacto de las actividades humanas sobre el hábitat del taxón (impacto = fragmentación, modificación, destrucción, urbanización, pastoreo o contaminación del hábitat y se refiere tanto a la intensidad como a la extensión)? El impacto es fuerte en algunas o moderado en todas las poblaciones	2
3) ¿Existe evidencia (mediciones, modelos o predicciones) que indique un deterioro en la calidad o extensión del hábitat como efecto de cambios globales o se prevé un cambio drástico en el uso de suelo? No	0
4) ¿Cuál es el impacto del uso de sobre el taxón? El impacto de uso es fuerte en algunas o moderado en todas las poblaciones	2
5) ¿El taxón es cultivado o propagado <i>ex situ</i> ? No	0
Subtotal del Criterio D = Suma del puntaje obtenido / 10	0.3
Total	1.6175

ANEXO 5

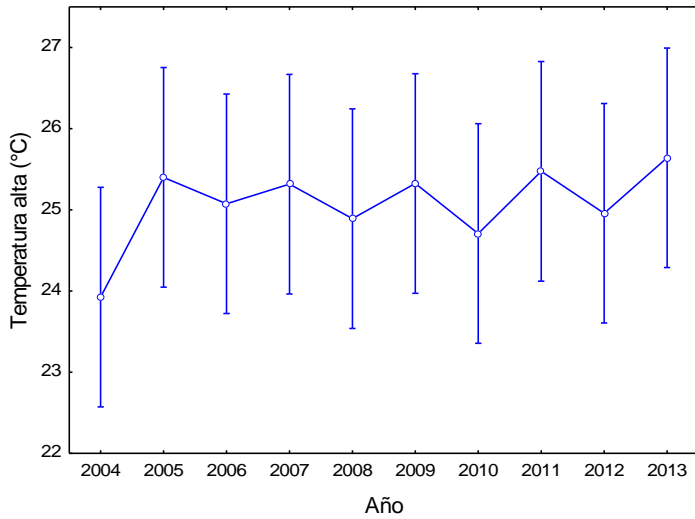
Análisis estadísticos de las variables ambientales (precipitación, temperatura media, temperatura más alta y temperatura más baja) consideradas en la discusión del estudio demográfico realizado en una población de *Tillandsia mauryana*, en Metztitlán, Hidalgo. Se muestran los resultados de las ANOVAs, realizadas con un $\alpha = 0.05$.



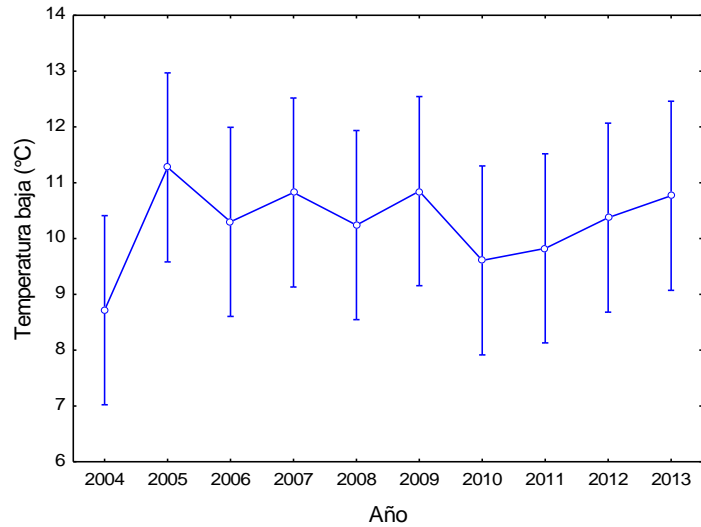
Varianza en la precipitación desde 2004 hasta 2013. $F_{(9,110)} = 0.1908$, $p = 0.9947$



Varianza en la temperatura media desde 2004 hasta 2013. $F_{(9,110)} = 0.80404$, $p = 0.6134$



Varianza en la temperatura más alta desde 2004 hasta 2013. $F_{(9,110)} = 0.52764$, $p = 0.8518$



Varianza en la temperatura más baja desde 2004 hasta 2013. $F_{(9,110)} = 0.75439$, $p = 0.6584$