



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**Patrones de sensibilidad de las cactáceas
ante el cambio climático en la península de
Baja California, México.**

TESIS

Que para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación en Ecología de Zona Áridas)

Presenta

Eva Consuelo Benavides Ríos

La Paz, Baja California Sur, Octubre 2016.

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 12 horas del día 13 del Mes de Septiembre del 2016, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Patrones de sensibilidad de las cactáceas ante el cambio climático en la península de Baja California, México."

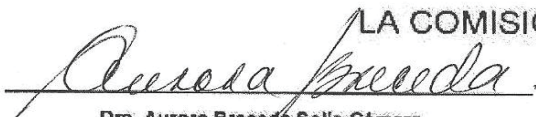
Presentada por el alumno:

Eva Consuelo Benavides Ríos

Aspirante al Grado de MAESTRO EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Ecología de Zonas áridas**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

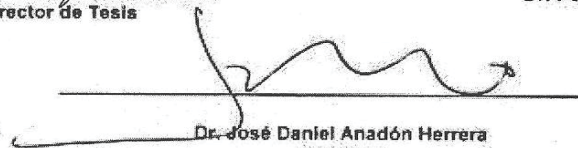
LA COMISIÓN REVISORA



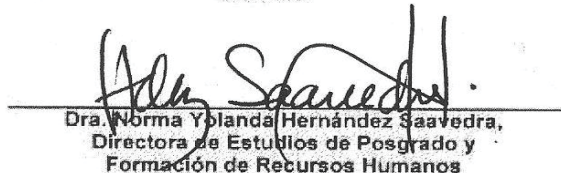
Dra. Aurora Breceda Solís-Cámara
Director de Tesis



Dr. Pedro Peña Garcillán
Co-Tutor



Dr. José Daniel Anadón Herrera
Co-Tutor



Dra. Norma Yolanda Hernández Saavedra,
Directora de Estudios de Posgrado y
Formación de Recursos Humanos

COMITÉ TUTORIAL

DRA. AURORA MARGARITA BRECEDA SOLÍS-CÁMARA

DIRECTORA DE TESIS

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste

DR. PEDRO PEÑA GARCILLÁN

COTUTOR

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste

DR. JOSÉ DANIEL ANADÓN HERRERA

COTUTOR

Universidad de la Ciudad de Nueva York

COMITÉ REVISOR DE TESIS

DRA. AURORA MARGARITA BRECEDA SOLÍS-CÁMARA

DR. PEDRO PEÑA GARCILLÁN

DR. JOSÉ DANIEL ANADÓN HERRERA

JURADO DE EXAMEN

DRA. AURORA MARGARITA BRECEDA SOLÍS-CÁMARA

DR. PEDRO PEÑA GARCILLÁN

DR. JOSÉ DANIEL ANADÓN HERRERA

SUPLENTE

DRA. YOLANDA LOURDES MAYA DELGADO

RESUMEN

A pesar de la enorme extensión que ocupan las zonas áridas y semiáridas en el mundo, se ha observado una carencia de estudios enfocados a evaluar los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad de estas zonas (Parmesan, 2006). Dentro de estos paisajes, la familia Cactaceae ha sido reconocida como uno de los elementos más representativos, no sólo de México, sino también de los desiertos de Norte América; por lo que resulta relevante evaluar la vulnerabilidad de estas especies de gran importancia para las dinámicas de las zonas áridas. Esto con el fin de usarlas como indicador de los efectos del cambio climático de estas regiones; y a su vez, hacer posible medidas de mitigación y manejo ante las amenazas que puede representar el cambio climático para las mismas.

Se realizaron modelos de nicho para 38 especies de cactáceas endémicas a la Península de Baja California para obtener la estimación de su distribución potencial. Asimismo, los modelos fueron proyectados al futuro para obtener un escenario de cambio; posteriormente se comparó presente y futuro. Con el fin de obtener todo el espectro de respuesta se utilizaron dos métricas para evaluar la sensibilidad de las especies ante el cambio climático: 1) el cambio de hábitat (definido como la proporción entre hábitat ganado y hábitat perdido) que asume migración ilimitada, y 2) hábitat estable (hábitat estable en condiciones presentes y futuras) que asume migración nula. Estas dos medidas fueron utilizadas como variables de respuesta para relacionar patrones de cambio por medio de modelos lineales generalizados (GLM); como variables explicativas se utilizaron corotipo, área de ocupación, forma de crecimiento y amplitud de nicho. Finalmente, el orden de contribución de cada una de las variables de manera individual y multivariada se cuantificó con la prueba de Chi cuadrada.

De las 38 especies analizadas, se espera que el 29% sean vulnerables ante el cambio climático (estabilidad de hábitat < 50%). De los indicadores utilizados para analizar relación entre el cambio de hábitat con la sensibilidad de las especies; las variables tamaño de área, corotipo y formas de crecimiento resultaron variables predictivas importantes; para la estabilidad, los predictores importantes fueron el tamaño de área y el corotipo. Esto sugiere que la sensibilidad de las especies está relacionada con propiedades espaciales y ecológicas, que les confieren una mayor o menor sensibilidad ante el cambio. Asimismo analizar los patrones de respuesta por corotipos hace posible observar tendencias regionales en la estructura del ecosistema: ya que las especies que presentan afinidad con las regiones tropicales muestran un aumento significativo en su hábitat adecuado (156%-251% de ganancia), y en áreas con afinidades áridas o mediterráneas se observó una tendencia a la reducción del hábitat (22% - 79% de contracción).

Palabras clave: Modelos de nicho, área ocupada, corotipo, endemismos, GLM.

ABSTRACT

Despite the large extensions that arid and semi-arid regions occupy around the world, it has been observed a lack of studies focused in assess the impacts of climate change in the biodiversity associated to these areas (Parmesan, 2006). Within this regions, the family of plants Cactaceae has been recognized as a representative element, not only from Mexico, but in general, from the deserts of North America; making particularly important to evaluate the vulnerability of these species of great importance for the dynamics of arid environments. In order to use them as an indicator of the effects of climate change in these regions; and in turn, make it possible mitigation and management measures to the threats that climate change may represent for them.

Niche models for 38 endemic cacti of the Baja California Peninsula were developed for the estimation of their potential distribution. Subsequently, the models were projected in a future scenario. In order to get the full spectrum of possible species' responses to change, were used two measures to assess the sensitivity of the species to climate change: range change (defined as the ratio between loss and gain with respect to the total area) which assumes unlimited migration, and range stability (stable habitat in both present and future conditions) which assumes null migration. These two measures were used to relate patterns of change with four species' traits: chorotype, range size, growth form and niche breadth.

Of the 38 species analyzed, 29% of the species are expected to be vulnerable (habitat stability < 50%) to climate change. Our indicators showed a relationship between certain spatial and ecological properties to explain the range expansion or contraction and stability to climate change. This may contribute to confirm that these properties are related to a differential sensitivity to climate change. Also, the analysis of response patterns by chorotypes made possible to obtain information on regional trends in ecosystem structure: because a significant increase was found in suitable climatic habitat for species that occur in tropical regions of the study area (156%-251% habitat gain) and a tendency to contraction of suitable habitat in species inhabiting areas with arid or mediterranean conditions (22% - 79% habitat loss).

Key Words: Niche models, Range size, Chorotype, Endemic species, GLM.

DEDICATORIA

A mi madre por darme todo el apoyo, guía, libertad y amor necesarios para llegar hasta aquí, y a mis hermanos Enrique, Ulises y Mennia por acompañarme, protegerme y quererme a lo largo de este camino llamado vida...

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por la beca otorgada con número 338861, que me permitió culminar exitosamente mis estudios de maestría.

Al CIBNOR por ser la institución receptora de mis estudios de posgrado, por las facilidades dadas para realizar mis estancias de investigación, y por tener la infraestructura necesaria para llevar a cabo mi proyecto. A su personal de posgrado: Horacio Sandoval, Tania Núñez, Claudia Olachea, Leticia Gonzalez-Rubio, gracias por preocuparse genuinamente por los estudiantes...

A la Dra. Aurora Breceda por el apoyo a lo largo de todo este camino, por la paciencia y libertad otorgadas para realizar este proyecto de la manera más cálida y amena posible, y por la guía que me sigue dando hasta el momento para continuar mi camino profesional de la mejor forma.

Al Dr. José Anadón por sus invaluable enseñanzas y su calidez humana, y sobre todo por haberme permitido la oportunidad de trabajar en su laboratorio, que me abrió las puertas a un nuevo mundo en todos los aspectos.

Al Dr. Pedro Peña por sus siempre acertadas observaciones, consejos, por su tiempo, y siempre estar dispuesto a ayudar.

Al Dr. Raúl Martínez Rincón por resolver todas mis dudas y por apoyarme a aprender cada vez más un nuevo lenguaje que me permitió culminar mi investigación.

A los curadores de herbario: Dr. José Delgadillo y Dr. José Luís león de la Luz por las facilidades otorgadas para obtener los registros, y al Dr. Jon Rebman por sus sugerencias como experto en el grupo.

A mis compañeros de laboratorio "Ecological modeling for global change research" por hacer mi estadía en la ciudad de Nueva York más amena, y especialmente al Dr. Pedro Abellán por ayudarme en el proceso inicial de aprendizaje de modelación y programación.

A mis compañeros de estudio que dejaron una huella en mi vida: Daniela Maldonado, gracias por la amistad en tiempos de guerra; Juan Pablo Molina, por enseñarme a tener más paciencia y apertura; Rigel Sansores, por estar en las buenas y en las malas; Pablo Lobera, por las largas conversaciones, conocimientos y experiencias compartidas; Asdrubal Trujillo, mi primer amigo en CIBNOR; Mónica Félix, por la amistad y buenos momentos, Iván Siordia por las risas y los buenos días; Marlene Luquín por la paciencia, enseñanza y amistad.

CONTENIDO

RESUMEN	i
ABSTRACT	ii
AGRADECIMIENTOS	iv
CONTENIDO	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
ÍNDICE DE TABLAS	viii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	5
2.1 Nicho ecológico y su aplicación en estudios de cambio climático	5
2.2 Sensibilidad ante el cambio climático	6
2.2.1 Amplitud de Nicho	10
2.2.2 Tamaño de área ocupada	11
2.2.3 Corotipo	12
2.2.4 Formas de crecimiento	13
2.3 Patrones de distribución de las cactáceas y su respuesta al cambio climático	15
3. HIPÓTESIS	18
4. OBJETIVOS	19
4.1 Objetivo general	19
4.2 Objetivos particulares	19
5. JUSTIFICACIÓN	20
6. MATERIAL Y MÉTODOS	22
6.1 Área de estudio	22
6.2 Preparación de los datos	24
6.3 Modelos de distribución de especies	26
6.4 Distribución potencial de las especies	28
6.5 Estimación de impactos futuros	30
6.6 Sensibilidad de las especies	30
6.7 Relación entre variables ecogeográficas con la sensibilidad de las especies	38
7. RESULTADOS	39
7.1 Modelos de distribución de especies	39
7.2 Sensibilidad de las especies	42

7.3 Relación entre variable ecológicas y/o espaciales con la sensibilidad	45
7.3 Patrones de sensibilidad ante el cambio climático	47
7.3.1 Corotipo.....	47
7.3.2 Formas de crecimiento	49
7.3.3 Tamaño de área	51
8. DISCUSIÓN	53
8.1 Consecuencias del cambio climático	53
8.2 Caracteres ecogeográficos y el cambio climático	54
8.5 Implicaciones para la conservación	58
9. CONCLUSIONES	61
10. LITERATURA CITADA	64
11. ANEXO	72
Anexo 1. Fichas de resultados por especie	72

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del área de estudio.....	23
Figura 2. Área de distribución de la especie <i>Cochemiea setispina</i>	29
Figura 3. Cuantificación de la sensibilidad de las especies ante el cambio climático	31
Figura 4. Representación de las formas de crecimiento de las cactáceas tomada de Mourelle y Ezcurra (1997).....	32
Figura 5. Área de estudio con la representación geográfica de los siete corotipos.....	34
Figura 6. Cuantificación de la amplitud de nicho.....	37
Figura. 7 Porcentaje de cambio de área para las 38 especies de cactáceas analizadas.....	43
Figura. 8 Porcentaje de cambio de área para las 38 especies de cactáceas analizadas.....	44
Figura 9. Porcentaje de cambio de área y estabilidad por grupos corológicos	48
Figura 10. Porcentaje de cambio de área y estabilidad por formas de crecimiento	50
Figura 11. Representación gráfica entre la relación de estabilidad y cambio de área con el tamaño de área.....	52

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla I. Variables bioclimáticas utilizadas para la construcción de los modelos	27
Tabla II. Formas de crecimiento y corotipos seleccionados de acuerdo a la distribución de las especies en dos clasificaciones ecogeográficas reconocidas	35-36
Tabla III. Resultados de AUC y sensibilidad de 42 especies de cactáceas endémicas a la península de Baja California.....	40-41
Tabla IV. Resultados de los modelos univariantes.....	45
Tabla V. Resultados de los modelos multivariantes.....	46

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años numerosos estudios han documentado que el cambio climático conllevará a la interrupción de los servicios ecosistémicos y a la pérdida de biodiversidad tanto a escalas globales como locales (Thomas *et al.*, 2004; Parmesan, 2006; Thuiller *et al.*, 2008). La posible influencia antropogénica en el aumento de los efectos del cambio climático ha generado un interés creciente en este problema tanto en sectores públicos como científicos (Parmesan *et al.*, 2005). Debido a la presente problemática que representa el cambio climático para la biodiversidad, un área emergente del conocimiento se ha enfocado en elucidar los factores que condicionan la presencia de las especies, la capacidad de respuesta ante el cambio, así como su capacidad de permanencia a lo largo del tiempo. Esta cuestión se ha tomado desde un enfoque basado en el analizar respuestas especie por especie, también llamados modelos basados en nichos (Graham y Grimm, 1990). El concepto de nicho desarrollado por Hutchinson (1957) es considerado una piedra angular en ecología, bajo este enfoque teórico se representa al nicho ecológico como la conjunción de las variables bióticas, y ambientales que dan como resultado final el área que ocupan las especies.

Mediante el uso de modelos predictivos, basados en el entendimiento de los requerimientos de supervivencia y hábitat diferencial de las especies (modelos de nicho ecológico, Soberón y Nakamura, 2009), ha sido posible evaluar la distribución potencial de las especies y hacer proyecciones de posibles cambios a futuro en la biodiversidad, utilizando diversos escenarios de cambio climático (Midgley *et al.*, 2002; Thuiller *et al.*, 2005; Broennimann *et al.*, 2006); además, gracias al desarrollo de este enfoque metodológico, se ha observado que en diversos grupos biológicos existen respuestas comunes ante el cambio a lo largo del tiempo (Parmesan y Yohe 2003); resulta necesario extender el conocimiento sobre estos patrones comunes de respuesta ante el cambio climático por medio del análisis de diversos taxa; así como elucidar los factores que subyacen bajo

esta respuesta grupal, esto hará posible abarcar desde varias perspectivas la vulnerabilidad ante los efectos derivados del cambio climático.

Uno de los aspectos que se ha mencionado en la literatura para cuantificar la vulnerabilidad de las especies ante el cambio climático es la sensibilidad (Williams *et al.*, 2008; Dawson *et al.*, 2011). Basados en el supuesto de que las especies están más propensas a desaparecer en hábitats inadecuados y persistir en adecuados (Araujo y Williams, 2000); ha sido posible cuantificar si hay una retención de área suficiente para la persistencia de las especies ante los efectos del cambio climático. Es así que a partir de estas ideas surge el concepto de sensibilidad —que se define como la capacidad de permanencia de las especies— es decir, la proporción de ganancia y pérdida de hábitat adecuado a lo largo del tiempo (Broennimann *et al.*, 2006).

El alto número de especies amenazadas en la familia Cactaceae (Becerra, 2000); y la importancia de este grupo de plantas como un componente representativo en las dinámicas de los ambientes áridos y semiáridos (Bravo-Hollis, 1978); hace de esta familia de plantas un objeto de estudio relevante, y un buen indicador para evaluar la sensibilidad ante los efectos del cambio climático en estas regiones.

Resulta necesario ir más allá de las predicciones de cambios distribucionales futuros, que en alguna medida pueden sobreestimar o subestimar riesgos en casos particulares; por ello, el analizar cómo la vulnerabilidad se relaciona con diversas variables, representa un enfoque más acertado para evaluar los riesgos que presentan diversos grupos de especies. Dentro de las características que hacen que algunas especies sean más propensas a la extinción por presión del cambio climático, se incluye en la literatura emergente caracteres individuales tales como morfología y abundancia, así como características espaciales como la extensión donde se encuentran presentes (McKinney, 1997; Midgley *et al.*, 2002;

Thuiller *et al.*, 2005; Broennimann *et al.*, 2006; Williams *et al.*, 2008; Dawson *et al.*, 2011).

En el presente trabajo se han seleccionado cuatro atributos ecogeográficos que potencialmente se relacionan a la sensibilidad diferencial de las especies analizadas: (1) área ocupada, esta propiedad ha sido utilizada como un punto de referencia básico para cuantificar los declives de las poblaciones y el riesgo de extinción de las especies; ya que se ha asumido que especies que ocupan áreas geográficas pequeñas están más propensas a desaparecer de manera estocástica o por presiones direccionales (como el cambio climático o la fragmentación del hábitat) (Standards and Petitions Working Group 2006; Runge *et al.*, 2015). (2) Corotipo, al relacionar el corotipo de las especies con el porcentaje de contracción, expansión o estabilidad de su hábitat, es posible identificar patrones biogeográficos de respuesta ante el cambio climático, así como tendencias futuras en la direccionalidad del ecosistema (Thuiller *et al.*, 2005). (3) Formas de crecimiento, la identificación de grupos particulares mayor o menormente expuestos al cambio climático es un tópico que debe ser investigado (Broennimann *et al.*, 2006); por tanto, resulta relevante evaluar cómo diferentes grupos de especies que comparten ciertos rasgos morfológicos responden al cambio; para este taxón en particular se consideró la evaluación de la respuesta grupal de las diversas formas de crecimiento ante los efectos derivados del cambio climático, ya que se ha encontrado que las especies en esta familia de plantas están condicionadas por este atributo, tanto en requerimientos de hábitat como en el tamaño de área ocupada (Mourelle y Ezcurra, 1997). (4) Amplitud del nicho, se ha razonado que las especies generalistas, que por definición pueden tolerar un amplio intervalo de condiciones (mayor amplitud de nicho), podrán persistir ante diversas presiones en comparación con las especialistas (menor amplitud de nicho) (Brown, 1995); es así que con la métrica de la amplitud del nicho se puede inferir si el clima afectará de manera diferente a las especies

generalistas y especialistas (Thuiller *et al.*, 2005; Boulangeat *et al.*, 2012; Slayter *et al.*, 2013).

Bajo este enfoque se pretende contribuir no sólo a los aspectos teórico-metodológicos sobre la distribución de las especies y su respuesta ante el cambio climático, sino también al manejo y conservación de especies, ya que la incorporación de estas variables ecogeográficas permite evaluar los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad, identificar áreas prioritarias de protección, especies vulnerables, así como medidas de mitigación y manejo ante el cambio climático. Esto es particularmente importante para zonas áridas y semiáridas que se caracterizan por su fragilidad, toda vez de que se trata de áreas sujetas a eventos climáticos extremos, y donde la tasa de crecimiento de la vida es relativamente lenta.

Con este marco de referencia el presente trabajo tiene como objetivo analizar los patrones de sensibilidad de las cactáceas endémicas a la Península de Baja California ante el cambio climático proyectado para el año 2070. Mediante la simulación y cuantificación de los cambios en las distribuciones de las especies de cactáceas seleccionadas. Así como analizar si existe una relación entre atributos tanto espaciales (área ocupada y corotipos), como ecológicos (formas de crecimiento y amplitud de nicho), con la sensibilidad ante el cambio climático. Para finalmente mediante la evaluación de los patrones observados de sensibilidad, sugerir medidas de protección y manejo.

2. ANTECEDENTES

2.1 Nicho ecológico y su aplicación en estudios de cambio climático

Numerosos estudios sintéticos de manera independiente alrededor de todo mundo han proporcionado una conclusión clara, y coherente a nivel mundial: el ritmo acelerado que lleva actualmente el cambio climático ya ha afectado a la biota de la Tierra (Graham y Grimm, 1990; Sparks y Menzel, 2002; Parmesan y Yohe, 2003; Root *et al.*, 2003; Thomas *et al.*, 2004; Thomas, 2005). Acompañado de este hecho, viene también un consenso que establece, que con la debida atención a los problemas estadísticos de muestreo y el uso de la inferencia científica, estudios de los cambios biológicos observados pueden proporcionar una explicación de cómo las especies responden ante el cambio (Parmesan *et al.*, 2005).

Esta cuestión se ha tomado desde un enfoque basado en el analizar respuestas especie por especie, también llamados modelos basados en nichos (Graham y Grimm, 1990). El concepto de nicho desde el marco conceptual de Hutchinson (1957) es considerado una piedra angular en ecología (Begon *et al.*, 1996); este concepto suele considerar al nicho ecológico de una especie como un hipervolumen n-dimensional, donde cada uno de los n factores (dimensiones) representa un estado ambiental, que permite sobrevivir a la especie de manera indefinida.

Uno de los aspectos cruciales dentro de la teoría de nicho ecológico es la diferenciación entre el nicho realizado, restringido por el efecto de interacciones bióticas, principalmente de competencia; el nicho fundamental, que se define como el conjunto de condiciones ambientales de las que depende la supervivencia de las especies; y finalmente el nicho potencial, que representa una porción del nicho fundamental en un espacio y tiempo determinado (Soberón y Nakamura, 2009).

La literatura sugiere que si la distribución real y potencial de una especie concuerdan perfectamente, se presume que ésta se encuentra limitada principalmente por factores climáticos, es decir se encuentra en equilibrio (Soberón y Nakamura, 2009; Sánchez-Fernández *et al.*, 2012). Sin embargo, si la distribución real refleja sólo en parte a la potencial, otros factores tales como las interacciones bióticas, limitada capacidad de dispersión, barreras geográficas a la dispersión y la fragmentación antropogénica del medio ambiente podrían estar determinando la presencia de las especies; es decir, podemos decir que la especie se encuentra en desequilibrio (Sánchez- Fernández *et al.*, 2012).

La distinción del rol relativo del equilibrio de las especies con el clima como un factor determinante en la distribución de las especies, no sólo es importante desde un punto de vista teórico, sino que representa también un elemento clave para comprender las respuestas de las especies ante el cambio climático (Araújo y Pearson, 2005).

2.2 Sensibilidad ante el cambio climático

La vulnerabilidad de las especies, la cual evalúa que tan propensas a están a desaparecer como consecuencia del cambio climático, se compone de tres elementos (Dawson *et al.*, 2011): (1) exposición, es decir, la tasa y magnitud del cambio climático (temperatura, precipitación, aumento del nivel del mar); (2) capacidad de adaptación, que se refiere a la capacidad de las especies de hacer frente a los cambios en el ambiente, al persistir *in situ* o por su inherente habilidad de migrar a otras regiones más adecuadas para su permanencia; y (3) sensibilidad, definida como la relación entre la pérdida y ganancia de hábitat adecuado para la supervivencia de las especies a lo largo del tiempo (Broennimann *et al.*, 2006; Dawson *et al.*, 2011).

La mayoría de los estudios se han enfocado a analizar principalmente la exposición (Parmesan y Yohe 2003; Root *et al.*, 2003; Thomas *et al.*, 2004; Thomas, 2005); sin embargo, evaluar la capacidad de adaptación y sensibilidad de las especies son también aspectos relevantes para determinar el efecto de estos cambios. Es por ello que en el presente trabajo se centra sobre la sensibilidad de las especies de cactáceas.

Para abordar estos aspectos de la vulnerabilidad un área emergente de conocimiento se ha enfocado en elucidar qué factores condicionan la distribución de las especies, su capacidad de respuesta ante el cambio, y permanencia a lo largo del tiempo. Una herramienta que ha resultado de gran utilidad para este fin son modelos que proyectan el riesgo de extinción de las especies bajo escenarios de cambio climático (Thomas *et al.*, 2004; Guisan y Thuiller, 2005; Pearson *et al.*, 2014).

A pesar de la utilidad de estos modelos, la limitante asociada a la incertidumbre de la capacidad de migración de las especies resulta una deficiencia que es necesario abarcar; a manera de reflejar con mayor precisión la respuesta de las especies ante el cambio, ya que incluir una tasa inespecífica y/o sobreestimada de migración resultaría en una proyección poco realista. Pese a que la necesidad de incluir limitaciones de dispersión en los modelos se ha planteado repetidamente (Davis *et al.*, 1998; Araujo y Guisan, 2006; Thuiller *et al.*, 2008; Engler *et al.*, 2009), hasta ahora relativamente pocos estudios de modelos con cambio climático basado en nichos lo han considerado (por ejemplo, Carey, 1996 ; Dullinger *et al.*, 2004; Iverson *et al.*, 2004; Williams *et al.*, 2005; Broennimann *et al.*, 2006).

Tomar en cuenta o no la dispersión es equivalente a hacer una distinción entre "hábitat potencialmente adecuado" y "hábitat potencialmente colonizable"; hábitat potencialmente adecuado es el área que una especie podría ocupar con capacidad de dispersión ilimitada, mientras que hablar de hábitat potencialmente

colonizable toma en cuenta limitaciones de dispersión como distancia limitada a la dispersión de semillas o la presencia de barreras. (Thuiller *et al.*, 2008).

La forma más sencilla de incorporar la migración en los modelos de distribución en plantas es asumir que todas las poblaciones de una especie migran a tasas idénticas (Williams *et al.*, 2005; Broennimann *et al.*, 2006). A pesar de que establecer tasas generales de dispersión resulta útil en los modelos de nicho, esta visión puede resultar poco fidedigna; sin embargo, determinar dispersión para cada especie consumiría demasiado tiempo, en el caso de ser posible; aunado al hecho de que en las regiones áridas y semiáridas del Nuevo Mundo el estado de conocimiento en cuanto a las dinámicas de dispersión es incipiente. Específicamente para cactáceas, los trabajos existentes se centran más en polinización que en dispersión (por ejemplo: Valiente-Banuet *et al.*, 1997; Fleming *et al.*, 2001; Guerrero *et al.*, 2011). Por lo tanto, resulta necesaria la búsqueda de un enfoque simplificado para estimar las distancias de dispersión, a fin de obtener predicciones más acertadas y evitar sobreestimar o subestimar cambios distribucionales en las especies ante el cambio climático, esto con el objetivo final de establecer medidas de mitigación y manejo en el caso de ser necesarias, al asegurar la retención suficiente de hábitats para el correcto funcionamiento ecosistémico.

Otro de los aspectos en los que resulta imperativo incursionar dentro de la evaluación de la respuesta de sensibilidad ante el cambios, es el de elucidar los factores que promueven que unas especies estén más en riesgo que otras; la literatura ha puesto en manifiesto algunos ejemplos por medio de diversos trabajos (Thuiller *et al.*, 2005; Broennimann *et al.*, 2006; Foden *et al.*, 2008; Williams *et al.*, 2008; Dawson *et al.*, 2011; Pearson *et al.*, 2014), los cuales incluyen atributos como: nivel de especialización, capacidad de dispersión, reclutamiento, biomasa, extensión del área de distribución, entre otros.

Thuiller y colaboradores (2005) analizaron, basados en modelos de nicho, la respuesta potencial de plantas de Europa ante el cambio climático; en este estudio exploraron la relación de los cambios a futuro de la distribución de las especies con atributos como propiedades del nicho (posición y amplitud) y el tamaño de área de distribución. Su estudio permite concluir que ciertas propiedades del nicho ecológico de las especies son potentes indicadores de la sensibilidad al cambio climático. Además, por medio del análisis de cómo el grado de exposición ante el cambio climático de la zona estudiada se relaciona con diversos corotipos, fue posible observar patrones biogeográficos de respuesta ante el cambio climático.

Broennimann y colaboradores (2006) evalúan la sensibilidad de las especies, por medio del análisis de formas de vida. De acuerdo con sus resultados, este atributo se relaciona con una sensibilidad diferencial de las especies. Además proponen el uso de especies endémicas como una manera de captar el nicho total de las especies, así como su capacidad de migración, aplicando filtros que limiten a futuro el movimiento de las mismas. Todas estas consideraciones les permite obtener una proyección más acertada y poder cuantificar de manera fidedigna la respuesta de diversas especies de plantas ante al cambio climático. En su trabajo confirmaron que la sensibilidad al cambio climático en diversos escenarios futuros depende de factores como su distribución geográfica y propiedades ecológicas, con lo que es posible estimar sensibilidad potencial a los cambios.

Pearson y colaboradores (2014) realizaron un análisis cuantitativo de los atributos que hacen que especies de reptiles y anfibios sean más propensas a la extinción debido al cambio climático. Basados en un método de simulación demuestran que el riesgo de extinción por la presión del cambio climático puede predecirse utilizando un conjunto de variables espaciales y demográficas que se pueden medir en la actualidad. Las variables que encontraron más importantes para predecir el riesgo de extinción, fueron el tamaño de área de distribución y el tamaño de la población. El enfoque que presentan tiene un gran potencial para su

aplicación a grupos taxonómicos adicionales y en diferentes regiones, de manera que los resultados contribuyen al desarrollo de medidas eficaces para la conservación de la biodiversidad ante las amenazas que trae consigo el cambio climático.

Con base en el marco teórico-metodológico que proveen estos trabajos se definieron como atributos relevantes, la amplitud de nicho, corotipo, formas de crecimiento y área de ocupación para evaluar la sensibilidad ante el cambio climático de las cactáceas endémicas a la península de Baja California.

2.2.1 Amplitud de Nicho

La amplitud de nicho puede ser definida como el intervalo de tolerancias a condiciones ambientales o los hábitats utilizados por las especies (Gastón *et al.*, 1997). Por definición, las especies que tienen una amplia tolerancia a diversas condiciones ambientales y poseen una mayor capacidad para explotar una amplia gama de recursos, tendrán una mayor ventaja, y mayor probabilidad de persistencia; por el contrario, aquellas que poseen una tolerancia reducida a las condiciones ambientales o requerimientos específicos en cuanto a la utilización de recursos, se considerarían especies menos exitosas (Brown, 1984). Con base en las ideas previamente desarrolladas es posible hipotetizar que las especies generalistas presentan una mayor ventaja sobre las especialistas ante los efectos del cambio climático, ya que podrán hacer frente de manera más óptima a las diversas presiones que pueda traer consigo este fenómeno.

2.2.2 Tamaño de área ocupada

La extensión en la que se distribuye un especie ha sido estimada desde hace tiempo a través de registros de localidad mapeados y la interpolación entre estos límites para delinear la totalidad del área ocupada (Gaston y Fuller, 2009). Una representación generalizada de la presencia de una especie resulta así en una superficie irregular y continua. Las primeras proyecciones de este tipo eran sin lugar a dudas, extremadamente aproximadas, expresadas comúnmente de manera simple como una relación entre los hábitats utilizados por la especie en el área de estudio; sin embargo, la creciente calidad en la información espacial ha permitido obtener aproximaciones cada vez más acertadas de la medida de ocupación de la especies en un espacio geográfico determinado.

La extensión de ocurrencia (EOO) y área de ocupación (AOO) son los dos criterios usados por la lista roja de especies amenazadas (IUCN, 2012) como una medida para estimar el tamaño de área ocupada por una especie, y son utilizadas como un parámetro de referencia para evaluar el grado de riesgo que presentan las especies a lo largo de toda su distribución (Standards and Petitions Working Group, 2006).

La extensión de ocurrencia (EOO) captura la distribución geográfica de manera general con la información de las localidades en las que se encuentra una especie. Se enfatiza el hecho de que no es una medida de la zona sobre la que se encuentra realmente una especie, sino más bien se define como el área donde por medio de la interpolación de datos de presencia, se establece el área potencialmente ocupada por la especie. Se asume que cuanto mayor sea la EOO, es menos probable que todas las localidades estarán expuestas a la extinción por procesos estocásticos o por presiones direccionales (como el cambio climático o la fragmentación del hábitat) (Standards and Petitions Working Group, 2006).

El área de ocupación (AOO) se define como el área que es ocupada por un taxón dentro de la extensión de ocurrencia. Esta medida establece que un taxón

típicamente no estará presente a lo largo de toda el área de distribución potencial de manera continua, por lo que esta medida puede incluir parches de área inadecuada o no ocupada por la especie (Standards and Petitions Working Group, 2006).

Cabe mencionar, que ambas medidas sirven para diferentes propósitos, y no deben ser consideradas como formas más o menos exactas de medir el tamaño del área (Gaston y Fuller, 2009). Estos enfoques resultan una herramienta útil que hace posible cuantificar el tamaño del área geográfica ocupada de las especies.

2.2.3 Corotipo

El concepto de corotipo fue originalmente definido por Baroni-Urbani y colaboradores en 1978, como un patrón de distribución de una o varias especies que puede ser operativamente reconocido dentro de un área geográfica; son reconocidos como expresiones de los factores del medio, ya sea climático, edáfico o biótico en el cual los elementos que lo forman se desenvuelven de manera similar. Es decir, son respuestas diferenciales a diversas condiciones que restringen ciertos grupos de especies a diferentes partes de la tierra (Olivero *et al.*, 2011).

Los corotipos han sido propuestos como una herramienta que permite explorar patrones relacionados a las propiedades distribucionales de las especies. Thuiller y colaboradores (2005) plantearon esta propiedad de las especies, como una herramienta de utilidad para explorar patrones biogeográficos relacionados a la respuesta de las especies al cambio climático.

El estudio de Thuiller y colaboradores (2005) representa un primer intento exitoso para evaluar la relación entre corotipo con la sensibilidad ante el cambio climático; para lo cual emplearon 1,200 especies de plantas del continente europeo. Resulta importante explorar la relación de este atributo con la sensibilidad en otras

regiones, a fin de poder establecer planes de mitigación y manejo ante el cambio climático, que aseguren el correcto funcionamiento ecosistémico y evitar la pérdida de biodiversidad.

2.2.4 Formas de crecimiento

Ir más allá de clasificar las especies desde una perspectiva filogenética, no es un enfoque reciente (Raunkiær, 1934; Adamson, 1939; Cain, 1950; Lavorel *et al.*, 1997). A la par de la perspectiva evolutiva, el interés de clasificar las especies en grupos cuyas características biológicas compartidas se relacionen directamente a una función, ha dado lugar a múltiples enfoques que han clasificado a las plantas de acuerdo a grupos funcionales (Boutin y Keddy, 1993; Woodward y Cramer, 1996; Lavorel *et al.*, 1997). De manera consistente, los autores previamente mencionados, han clasificado los grupos de especies de acuerdo a cuatro categorías: (1) grupos emergentes, definidos como aquellas especies que reflejan correlaciones naturales de atributos biológicos, basados en sus respuestas adaptativas y a sus limitaciones evolutivas; (2) estrategias, aquellas especies que dentro de una estrategia presentan atributos similares que son interpretados como adaptaciones con patrones particulares para la utilización de recursos; (3) tipos funcionales, correspondientes a aquellas especies con roles ecosistémicos similares, que en consecuencia responden de manera similar a múltiples variables ambientales; y finalmente (4) grupos específicos de respuesta, que son aquellos que responden de manera similar a factores ambientales específicos. Tanto los tipos funcionales como los grupos específicos se han utilizado como un recurso conceptual para analizar, desde otra perspectiva, los efectos de los cambios globales sobre la dinámica de la vegetación (Woodward y Cramer, 1996).

Dentro de las numerosas perspectivas para agrupar funcionalmente a las plantas, los grupos específicos de respuesta han sido utilizados para evaluar los efectos derivados del cambio climático en la vegetación. como una medida para evaluar

tendencias estructurales en el ecosistema (Lavorel *et al.*, 1996; Broennimann *et al.*, 2006).

Broennimann y colaboradores (2006) compararon patrones de sensibilidad de las especies ante el cambio climático, agrupándolas en formas de vida (árboles, arbustos, herbáceas perennes, herbáceas anuales, pastos, geofitas y suculentas). Encontraron una tendencia de pérdida de hábitat adecuado en todos los grupos excepto en las hierbas anuales, que fue la única forma de crecimiento que no muestra una tendencia a la reducción de hábitat. Los resultados del trabajo confirman que la sensibilidad de las especies depende de la distribución de las mismas y de sus propiedades ecológicas, haciendo posible estimar a priori la vulnerabilidad de las especies ante el cambio.

Gignac (2011) establece que cambios relacionados a distribución de especies de briofitas y la forma de crecimiento, en algunas localidades, pueden ser inequívocamente atribuidas al cambio climático. A su vez propone que algunas especies pueden estar respondiendo a microclimas u otras condiciones dentro del ambiente que no están relacionadas al clima regional, por lo que solamente se observa una señal de cambio cuando estas especies están condicionadas por el clima a escala regional.

Dentro de este tipo de trabajos, que busca evaluar grupos específicos de respuesta ante el cambio de ciertas variables ambientales; el estudio de Mourelle y Ezcurra (1997) resulta un trabajo importante para evaluar especies de cactáceas, en su estudio proponen el agrupamiento de las especies analizadas en tres grupos: globosas, opuntioideas y columnares; observaron que las de tipo globoso presentan un alto nivel de endemismo y están restringidas tanto en hábitat y área de distribución; las especies opuntioideas presentaron mayores áreas de distribución y requerimientos de hábitat menos específicos; mientras que las especies columnares se encontraron principalmente limitadas en su distribución por las bajas temperaturas.

Este tipo de trabajos permite asumir que el ambiente opera como una fuerza direccional que da como resultado tolerancias fisiológicas diferenciales sujetas a rasgos compartidos, derivando en tendencias de respuesta similares entre grupos de especies.

2.3 Patrones de distribución de las cactáceas y su respuesta al cambio climático

Gran parte las proyecciones sobre las distribución de las especies se han enfocado en la influencia de los gradientes ambientales o físicos como modeladores de la diversidad (ter Braak y Verdonschot, 1995). Una de las metodologías utilizadas para determinar la distribución de las especies es por medio de la relación entre observaciones en campo y características climáticas asociadas al área donde se encuentran presentes (Guisan y Zimmermann, 2000), haciendo finalmente posible, establecer el hábitat de las especies.

Numerosos trabajos han delimitado la distribución de las cactáceas de manera general en la Región del Desierto Chihuahuense (Hernández y Godínez, 1994; Hernández y Bárcenas, 1995, 1996; Gomez-Hinostrosa, 1998; Bárcenas, 1999; Gómez-Hinostrosa y Hernández, 2000; Hernández *et al.*, 2001), a pesar que estos trabajos representan una fuente importante de información para comprender más ampliamente los patrones de distribución de las cactáceas no dan una explicación robusta sobre cómo las variables ambientales condicionan su distribución actual y potencial.

Respecto a los trabajos reportados donde se emplea modelación estadística para determinar la influencia de las variables bioclimáticas para estimar la distribución de especies de cactáceas encontramos el de Meza-Rangel y colaboradores (2014). Este estudio analiza la distribución actual de tres especies de cactáceas en el estado de Aguascalientes sujetas a protección especial según la legislación

ambiental federal mexicana (*Ferocactus histrix*, *Mammillaria bombycina* y *M. perezdelarosae*). Se estimó su distribución potencial mediante la técnica de modelado de nicho ecológico. El estudio aporta una actualización al conocimiento de la distribución de las cactáceas desde una perspectiva de modelado, además de proporcionar nuevos elementos para conocer la condición del estado de conservación de estas especies en Aguascalientes.

Trabajos relevantes donde se evalúa la distribución de especies desde una perspectiva de modelado y con proyecciones de cambio climático para cactáceas, se reportan en diversas regiones. Para en la zona de Tehuacán-Cuicatlán en el centro de México, Téllez-Valdés y Dávila-Aranda (2003) examinaron los efectos del cambio climático en los patrones de distribución de 20 especies de cactáceas bajo tres escenarios climáticos, donde se observó contracción de hábitat adecuado para la mayoría de las especies evaluadas. Dávila y colaboradores (2012) analizan la distribución de diversas poblaciones del cactus columnar *Neobuxbaumia tetetzo* bajo dos posibles escenarios de cambio (2050, 2080), encuentran 4 poblaciones diferentes y concluyen que ante el cambio climático en ambos escenarios se observa una reducción de hábitat adecuado para la especie (18%- 52% de contracción).

Para la región de las grandes planicies de Norte América, Butler y colaboradores (2012) evaluaron, por medio del método de Maxent para la modelación de nicho ecológico, cómo la distribución de un cactus amenazado (*Echinocereus reichenbachii*) será impactada por el cambio climático bajo tres escenarios. Todos los escenarios mostraron aumento del hábitat adecuado; sin embargo, se observa un desplazamiento de 160604 km con respecto a su distribución actual, esto sugiere que las limitaciones de dispersión y los requerimientos específicos de micro hábitat de la especie podrán impedir su movimiento, resultando en una reducción de las áreas donde se encuentra la especie ante un clima cambiante.

Para el desierto de Coahuila, Martorell y colaboradores (2015) analizaron diversos impactos para la especie *Coryphantha werdermannii*, dentro de las posibles amenazas para esta especie mencionan el saqueo, disturbios y cambio climático; por medio de modelado con Maxent obtuvieron los escenarios potenciales de presente y futuro; mediante la comparación de sitios evaluaron las diversas amenazas y concluyen que el cambio climático representa el mayor problema para la persistencia de la especie, al reflejar una reducción de al menos 90% de sus áreas adecuadas en su escenario más optimista.

En conjunto los trabajos realizados para evaluar el efecto de cambio climático en diversas especies de cactáceas (Télliez-Valdés y Dávila-Aranda, 2003; Dávila *et al.*, 2012; Butler *et al.*, 2012; Martorell *et al.*, 2015) representan una aportación al conocimiento importante para comprender más ampliamente los patrones de distribución de las cactáceas; así como para hacer énfasis en estudios que incorporen escenarios de cambio climático para evaluar la respuesta en este grupo de especies. Cabe destacar, que la información relacionada al estudio de la distribución de las especies y las cuantificación de los efectos derivados del cambio climático, no sólo de las cactáceas, sino en general de las regiones áridas y semiáridas de Norteamérica, muestra un sesgo geográfico más que taxonómico; ya que la mayoría de los trabajos para Norteamérica, se centran en regiones templadas (Parmesan, 2006). Es por ello que la realización de este tipo de estudios en estas regiones resulta necesaria, para ampliar esta área del conocimiento.

3. HIPÓTESIS

Con base en la pregunta ¿Cómo afecta el cambio climático a la distribución de las cactáceas endémicas a la Península de Baja California en términos de sensibilidad, y qué factores ecogeográficos se relacionan con el cambio?, se generó la siguiente hipótesis.

Atributos ecogeográficos de las cactáceas (formas de crecimiento, amplitud de nicho, corotipos, área de distribución) se relacionan con la respuesta al cambio climático, reflejando patrones diferenciales de sensibilidad.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

Analizar los patrones de distribución y sensibilidad de las cactáceas ante el cambio climático.

4.2 Objetivos particulares

(1) Establecer el listado de las especies de cactáceas endémicas a la península de Baja California.

(2) Desarrollar modelos de nicho de las especies de cactáceas endémicas a la península de Baja California y sus proyecciones a 2070.

(3) Evaluar la sensibilidad de las especies utilizando dos métricas a) cambio de área que asume dispersión ilimitada, b) estabilidad que asume dispersión nula.

(4) Analizar la relación entre atributos ecogeográficos (tamaño de área de distribución, corotipos, formas de crecimiento y amplitud de nicho) con la sensibilidad de las especies ante el cambio climático.

(5) Valorar y evaluar si algunos grupos de especies o hábitats se encuentran amenazados en términos de sensibilidad, con el fin de promover medidas de conservación para garantizar la permanencia de las especies o hábitats en riesgo.

5. JUSTIFICACIÓN

Con el fin de anticiparse a las amenazas y dar prioridad a las acciones para la conservación, los ecólogos han desarrollado diversas herramientas de modelación para predecir la distribución de las especies con proyección a futuro (Schröter *et al.*, 2005). La evaluación de las posibles respuestas de las especies ante el cambio climático ha sido posible mediante una herramienta ampliamente utilizada: los modelos de distribución de especies (SDM; ver Guisan y Zimmermann, 2000; Austin, 2002; Guisan y Thuiller, 2005).

Para superar la carencia del conocimiento preciso sobre la distribución geográfica de las especies, se han definido modelos predictivos que ayudan a estimar su distribución potencial en función del nicho ecológico (Soberón y Nakamura, 2009). El concepto de nicho ecológico es la base central de la delimitación de distribución de las especies, al describir que ésta puede ser predicha con base en la distribución espacial de las variables ambientales que se correlacionan con/ o controlan las dimensiones dentro de las cuales los organismos se desarrollan e interactúan en diferentes niveles de organización, a distintas escalas espacio-temporales (Franklin, 1995; Chase y Leibold, 2003; Leibold y Geddes, 2005).

Parte de la necesidad de estudiar las tendencias de respuesta distribucional en las cactáceas se relaciona con el hecho de que hay un alto número de especies amenazadas en esta familia de plantas (Anderson y Taylor, 1994; Hunt, 1999; Becerra, 2000). De hecho, toda la familia está incluido en el apéndice 2 del libro de la Convención sobre el Tráfico Internacional de Especies Silvestres de Flora y Fauna amenazadas (CITES), y numerosas especies se encuentran en el listado de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (UICN). Algunas de las razones que pueden explicar esto son: 1) muchos cactus son muy restringidos en su distribución y ocupan hábitats muy específicos, lo que los hace propensos a la extinción por la destrucción del hábitat y el cambio de uso del suelo (Esparza-Olguín *et al.*, 2002); 2) aparentemente son

particularmente sensibles a las perturbaciones debido a sus bajas tasas de crecimiento y a que en su etapas tempranas de desarrollo son altamente vulnerables (Hernández y Godínez-Álvarez, 1994); 3) el saqueo constante y su comercio ilegal representa una presión para las poblaciones silvestres y ha colocado a muchas especies en situación de riesgo (Becerra, 2000); y 4) sus hábitats son frecuentemente asociados a zonas de bajos recursos en los países en desarrollo, donde el aumento de la presión de las poblaciones humanas sobre el cambio de uso del suelo hacia la agricultura y la ganadería es muy fuerte; además de su uso como alimento humano (Godínez-Álvarez *et al.*, 2003; Becerra, 2000). Así, la información ecológica y geográfica cada vez mayor en especies de cactus ciertamente será de gran utilidad en el diseño de los planes de conservación y gestión, y representará una herramienta de evaluación para el estado de conservación de las especies en esta familia de plantas.

Bajo estas consideraciones el presente trabajo pretende ser una contribución al conocimiento de los cambios de una de las familias de plantas más emblemáticas de los desiertos de Norte América, asimismo con los resultados de este trabajo se pretende dar elementos que oriente a los tomadores de decisiones sobre medidas de mitigación para el manejo adecuado de este grupo.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El área de estudio comprende la península de Baja California, localizada al noroeste de México, entre los 22°24' 17" y los 28°00'00" latitud norte y entre los 109°24'47" y los 115°04'53" longitud oeste. Unida con el resto de la masa continental solamente en su extremo norte, esta porción de territorio alargada está rodeada casi en su totalidad por el océano Pacífico. Asimismo, se encuentra separada del resto del territorio mexicano en su extremo oriental por el Golfo de California; tiene una longitud aproximada de 1,250 km y comprende los estados mexicanos de Baja California y Baja California Sur (Fig. 1).

Basándonos en los atributos y organización de las comunidades vegetales, de manera general pueden ser consideradas tres grandes ecorregiones: (1) la zona templado-mediterránea en el noroeste, con inviernos templados y moderadamente húmedos, alternados con veranos secos y cálidos; (2) una zona en el extremo sur con características tropicales y subtropicales, y (3) la vasta región árida donde la incidencia de lluvia es mínima y las temperaturas en verano alcanzan hasta 50°C, distribuida del centro de la península con un área transicional hacia ambos extremos (Shreve, 1951; Wiggins, 1980; González-Abraham *et al.*, 2010). Dentro de esta área de cerca de 143,396 km² se encuentra contenida aproximadamente 10% de la diversidad total de cactáceas de México, de las cuales cerca del 75% son endémicas a la península.

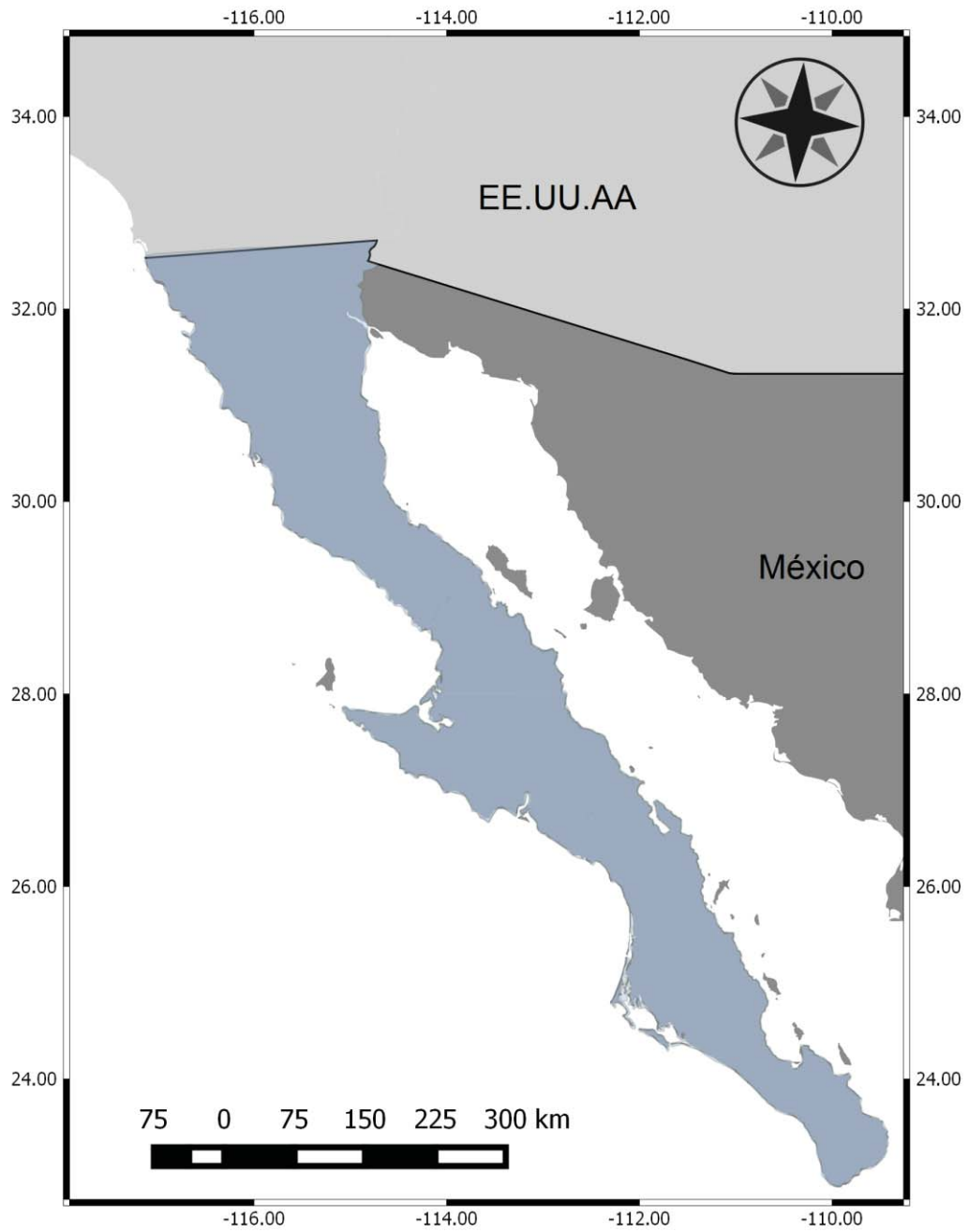


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

6.2 Preparación de los datos

A través de una amplia revisión de la literatura relevante sobre la familia Cactaceae y la consulta de base de datos de diversos herbarios, se obtuvo un listado de las especies de cactáceas presentes en la Península de Baja California. Las especies endémicas al área de estudio fueron seleccionadas; se excluyeron las especies endémicas insulares estrictas, así como aquellas especies cuyos registros fueron insuficientes para establecer su hábitat. Fueron obtenidos 2,347 registros de sólo presencia pertenecientes a 42 especies, de los herbarios del Museo de Historia Natural de San Diego (SD), Herbario de Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (HCIB) y Herbario de la Universidad Autónoma de Baja California (BCMEX). En estas colecciones se encuentran depositadas principalmente registros de las plantas vasculares del noroeste de México y del suroeste de Estados Unidos. A través de las bases de datos de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), obtuvimos información de registros de las siguientes colecciones: Herbario Nacional de México (MEXU); Herbario de la Universidad Autónoma de Querétaro "Jerzy Rzedowski" (QMEX); Herbario de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, México (ENCB); Herbario del Colegio de Postgraduados (CHAPA); Herbario de la Universidad de Arizona (ASU); Herbario de la Universidad de California Riverside (UCR); Herbario de Academia de Ciencias de California (CAS); Museo Field de Historia Natural (FMNH); Museo de Historia Natural, Smithsonian (US); Jardín Botánico del Desierto (RSA-POM), Phoenix; Jardín Botánico Rancho Santa Ana (RSA-POM); Museo de Historia Natural de Berkeley (GOD); Jardín Botánico de Missouri (MOBOT); Jardín Botánico de Nueva York (NYBG); El Real Jardín Botánico de Kew (UKOT). También fueron incluidos registros del Inventario Nacional Forestal y de Suelos de México (CONAFOR) 2009- 2014.

Con ayuda del software de sistemas de información geográfica Quantum GIS 2.8.3 (QGIS Development Team, 2009), se identificaron y eliminaron los registros de las especies georreferenciadas erróneamente, ya que algunos registros se localizaban en el mar o su área de distribución conocida por la bibliografía no concordaba debido a una posible determinación errónea.

Para reducir los efectos del sesgo espacial en el muestreo que puede derivar a su vez a un sesgo ambiental, dando como resultado una sobrerrepresentación de las condiciones asociadas a áreas que presentan mayor esfuerzo de muestreo se aplicó un filtrado a los datos, considerando una distancia entre pares de puntos y eliminando al azar puntos hasta no quedar ninguna distancia entre puntos menor que la especificada. Para este análisis se utilizó la paquetería del ambiente de programación y lenguaje computacional R spThin (Aiello-Lammens, 2014). El uso de esta herramienta ha demostrado reducir sustancialmente los efectos del sesgo en el muestreo y, al mismo tiempo, mantiene la mayor cantidad de información útil.

Debido a que las especies del presente estudio son muy variables en la extensión de su distribución, encontrando unas muy ampliamente distribuidas y otras con áreas muy restringidas; el establecer una sola clase de distancia para el filtrado de los datos resultaba inadecuado. Se calculó para cada una de las especies el mínimo polígono convexo (MCP), este método consiste en el cálculo de un polígono convexo de menor tamaño posible, que rodee todos los puntos presentes en un área determinada. Las especies fueron divididas en dos grupos: (1) las ampliamente distribuidas, cuyo valor del MCP fuera mayor a 0.6; a las cuales se les aplicó un filtro de distancia de 5 km; (2) las especies micro endémicas, cuyo valor del MCP fue menor a 0.6; se les aplicó un filtro de distancia de 250 m.

6.3 Modelos de distribución de especies

La estimación de distribución potencial fue desarrollada con el software Maxent en su versión 3.3.3 (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>) basado en el algoritmo de máxima entropía para modelación del nicho ecológico de las especies (Phillips *et al.*, 2006). Maxent fue ejecutado por medio del ambiente de programación y lenguaje computacional R (<http://www.R-project.org/>).

Maxent es un método de uso general para hacer predicciones o inferencias con “información incompleta” - carencia de datos de ausencia-. El uso de este algoritmo permite establecer el hábitat de las especies y estimar su distribución potencial de manera robusta, utilizando solamente registros de presencia (Phillips *et al.*, 2004, 2006). Cuando Maxent se aplica al modelado de la distribución de especies, se utilizan los pixeles con registros de presencia como puntos muestrales y las variables ambientales como características asociadas a esos puntos; esto nos permite obtener curvas diferenciales de respuesta ante las diversas variables, que nos informan acerca de las preferencias ambientales de la especie; posteriormente estas curvas se proyectan en cada pixel para evaluar la probabilidad de presencia de la especie; como resultado final tenemos un mapa con un valor dado por píxel que nos permitirá establecer donde existe la mayor probabilidad de encontrar a la especie en el área de estudio, para finalmente establecer la distribución potencial de la especie de interés

Las variables ambientales utilizadas para representar tanto condiciones presentes como futuras para el año 2070, fueron obtenidas de la base de datos mundial WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005) a una resolución espacial de 30 segundos de arco (~1 km), a partir de este conjunto de datos se seleccionaron cinco variables no fuertemente correlacionadas (Tabla I) (valores de $r < 0.8$) para el posterior desarrollo de los modelos (Anadón *et al.*, 2015), esto con el objetivo de obtener curvas de respuesta fácilmente interpretables. Todas las capas ambientales para

el área de estudio fueron subsecuentemente desarrolladas en el ambiente de programación R (Tabla I).

Tabla I. Variables bioclimáticas utilizadas para la construcción de los modelos

BIO2 = Intervalo diurno medio (media mensual (temperatura máxima- temperatura mínima))

BIO3 = Isotermalidad (Intervalo diurno medio /Intervalo de temperatura anual)* (100)

BIO8 = Temperatura media del trimestre más húmedo

BIO15 = Estacionalidad de la precipitación (Coeficiente de Variación)

BIO19 = Precipitación del trimestre más frío

Los modelos finales de cada una de las especies se obtuvieron con la media de la repetición de 50 modelos por el método de submuestreo, en el cual los puntos de presencia son repetidamente separados en subgrupos de 80% para la calibración del modelo y el 20% restante para validación de los mismos, usando como criterio de evaluación el área bajo la curva (ROC) (índice AUC).

Al igual que cualquier enfoque de modelado es necesario evaluar la exactitud predictiva del modelo. Maxent nos muestra con el gráfico de la curva Característica Operativa del Receptor (ROC, por sus siglas en inglés) la sensibilidad y especificidad del modelo; la sensibilidad representa la exactitud con la que predice los datos de presencia, mientras que la especificidad hace referencia a las ausencias predichas correctamente.

Por definición un buen modelo es aquel en el cual su ajuste es mayor al esperado al azar, el índice AUC es utilizado como parámetro de referencia para la evaluación de los modelos, tiene valores que oscilan normalmente entre 0.5-1.0; cuando el valor de ajuste se acerca a 0.5 se interpreta que el ajuste del modelo no es mejor que el esperado al azar; un valor de 1.0 indicará por lo consiguiente un ajuste perfecto. Swets (1988) ofrece una guía general para la evaluación de los

valores de AUC para definir la exactitud predictiva de los modelos, que actualmente sigue siendo el punto de referencia más utilizado para establecer la calidad de los modelos: 0.90–1 = excelente; 0.80–0.90 = bueno; 0.70–0.80 = regular; 0.60–0.70 = malo; y 0.50–0.60 = fallido.

6.4 Distribución potencial de las especies

Con los modelos de nicho obtenidos para las especies seleccionadas fue posible obtener información de cómo las especies responden a cada una de las variables bioclimáticas seleccionadas, que resultó en una predicción espacial por medio de su proyección en el área de estudio.

Al proyectar las variables predictoras en el área de estudio, pueden aparecer valores fuera del intervalo de tolerancia que sugiere el modelo; la solución que ofrece Maxent para hacer frente a este problema es la opción llamada “clamping”, que reduce el peso de estas variables durante la calibración del modelo, para reducir la incertidumbre asociada a zonas. Por medio del uso de la herramienta visual de constricción (clamping) que ofrece Maxent, fue posible identificar las zonas donde los valores fuera del intervalo tienen un mayor efecto sobre la predicción. Con el apoyo de esta herramienta se procedió a la eliminación de los parches de hábitat adecuado que aparecían en estas zonas con incertidumbre asociada.

De los métodos de umbral (threshold selection methods) disponibles en Maxent seleccionamos máxima sensibilidad de calibración + especificidad del área (Maximum training sensitivity plus specificity area) se generó un mapa binario, con valores de 0 para definir el hábitat inadecuado y valores de 1 para definir las zonas de hábitat óptimo para la especie.

Los mapas binarios de presencia-ausencia para especies micro endémicas (MCP<0.6) mostraron una sobrerrepresentación de su distribución actual

conocida. Para este caso, más que constricciones climáticas, se asumió que la distribución de las especies no se encuentra en ciertas áreas adecuadas debido a causas históricas o de limitada capacidad de dispersión, por este motivo, se procedió a remover aquellos parches adecuados no continuos, donde no se encontraran puntos de presencia (Anadón *et al.*, 2015).

Con los mapas obtenidos, se representó finalmente la distribución potencial proyectada al escenario climático presente y posteriormente se utilizaron para comparar cómo la distribución potencial actual difiere con la distribución bajo escenarios futuros (Fig. 2).

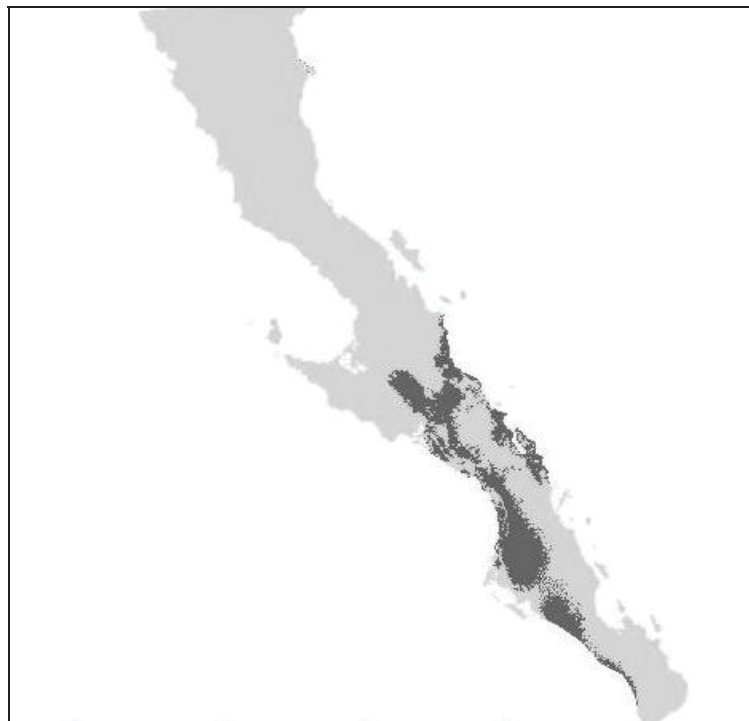


Figura 2. Área de distribución de la especie *Cochemiea setispina* (el área oscura representa la distribución potencial).

6.5 Estimación de impactos futuros

Se realizó la proyección de los modelos previamente desarrollados en dieciocho escenarios climáticos futuros, basados en los modelos de circulación general (MCG, en inglés: GCM) dentro de los escenarios planteados por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC). Se seleccionó la Trayectoria de Concentración Representativa (en inglés: Representative Concentration Pathways, RCP) RCP8.5, que asume emisiones antropogénicas globales de gases de efecto invernadero posteriores al año 2100 (IPCC5). Se obtuvieron 684 modelos de distribución futura (= modelo de 1 sp. × 18 Proyecciones).

Para obtener un escenario de consenso para cada una de las especies, se comparó cada uno de los escenarios futuros con el presente, de estos resultados se obtuvo el valor promedio de las comparaciones de las 18 proyecciones climáticas. Este procedimiento representa una de las técnicas más comúnmente utilizadas y ha demostrado producir predicciones sólidas y reducir la incertidumbre de las mismas (Marmion *et al.*, 2009).

6.6 Sensibilidad de las especies

Debido a que la información respecto a la capacidad de migración de las especies fue considerada insuficiente para establecer filtros de dispersión que permitieran una predicción más acertada, se calculó la sensibilidad de las especies ante el cambio climático por medio de dos métricas diferentes, una que refleja un escenario que se define como hábitat estable, donde se asume que las especies no serán capaces de migrar, y una segunda que plantea un escenario donde la dispersión es ilimitada, que se definió como cambio de hábitat; esto con el fin de obtener el espectro completo de respuesta, y realizar predicciones con una mayor precisión.

Se calculó para cada especie el porcentaje de hábitat climáticamente estable como los pixeles que permanecen adecuados para la especie tanto en

condiciones presentes como en los escenarios futuros, con esto se estableció la métrica de hábitat estable; para la métrica de cambio de hábitat se cuantificaron primeramente: pérdida de hábitat, reconocida como los pixeles, que se predicen que ya no serán adecuados en el futuro; subsecuentemente el hábitat ganado, con aquellos pixeles que aparecen como climáticamente inadecuados en el presente y en el futuro se muestran adecuados para la especie; finalmente se calculó el cambio de hábitat de las especies como la proporción entre el hábitat ganado y perdido, respecto al área de ocupación actual (fig. 3); posteriormente se agrupó la respuesta de las especies con relación a diferentes atributos geográficas y biológicas:

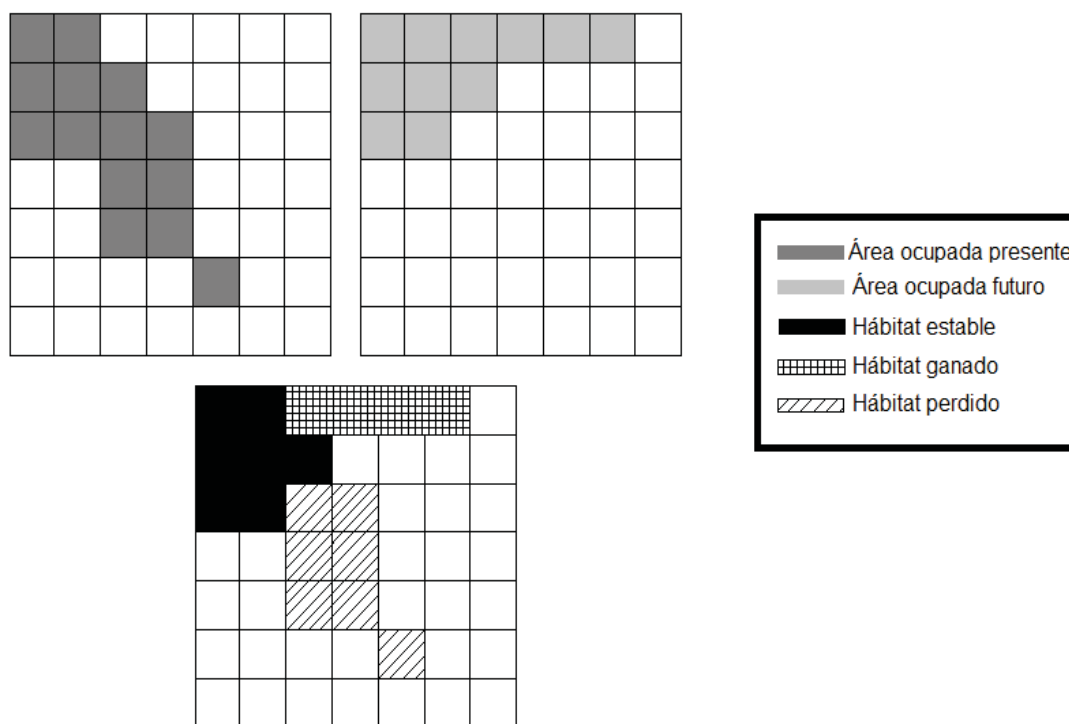


Figura 3. Cuantificación de la sensibilidad de las especies ante el cambio climático.

Tamaño de área; número de píxeles (1 km²) potencialmente adecuados.

Formas de crecimiento; las especies de cactus seleccionadas fueron categorizadas de acuerdo a su forma de crecimiento, basados en la clasificación de Mourelle y Ezcurra (1997) en: (1) columnares/barril; especies con tallos cilíndricos alargados, que presentan costillas longitudinalmente, igualmente se incluyen las especies con tallos más cortos en esta categoría; (2) globosas; pequeños cactus con una forma más o menos esférica, (3) opuntioideaeas, aquellas especies que presentan tallos sin costillas, ya sea cilíndricos o alargados, conocidos como cladodios (Fig. 4).

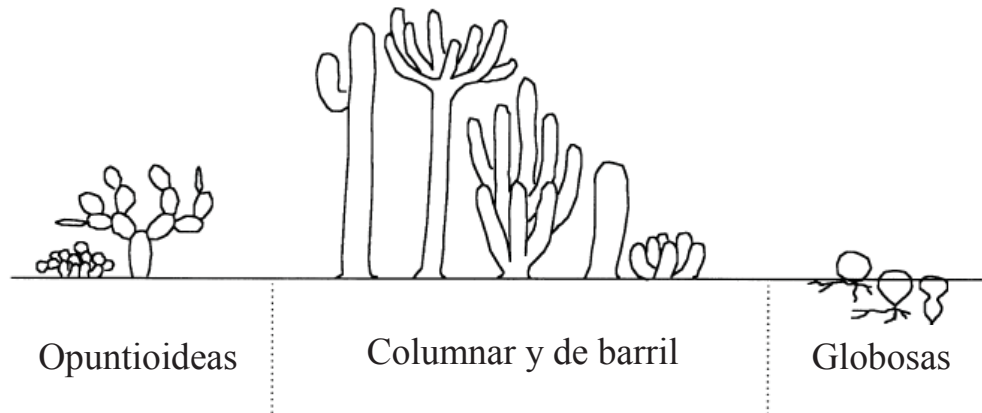


Figura 4. Representación de las formas de crecimiento de las cactáceas, tomada de Mourelle y Ezcurra (1997).

Corotipo; de acuerdo a las clasificaciones ecogeográficas de Shreve y Wiggins (1964) y González- Abraham *et al.* (2010) fueron establecidos siete corotipos en el área de estudio: Desierto Central (CD) correspondiente a aquellas especies con afinidad por la región central árida de la península; Magdalena (MG) para aquellas especies presentes en las planicies Magdalena; Mediterránea (MD), especies que presentan afinidad por la zona mediterránea al noroeste de la península; Transición mediterránea-desierto central (TDM), para aquellas especies con

afinidad tanto por la zona central árida y la zona mediterránea; Tropical (T) para las especies presentes en la región sureña del Cabo; Transición Desierto Tropical (TT), correspondiente a las especies con afinidad tanto con la región árida como con la región tropical del sur; Península (PEN) especies que están ampliamente distribuidas a lo largo de la península (Fig. 5 y Tabla II).

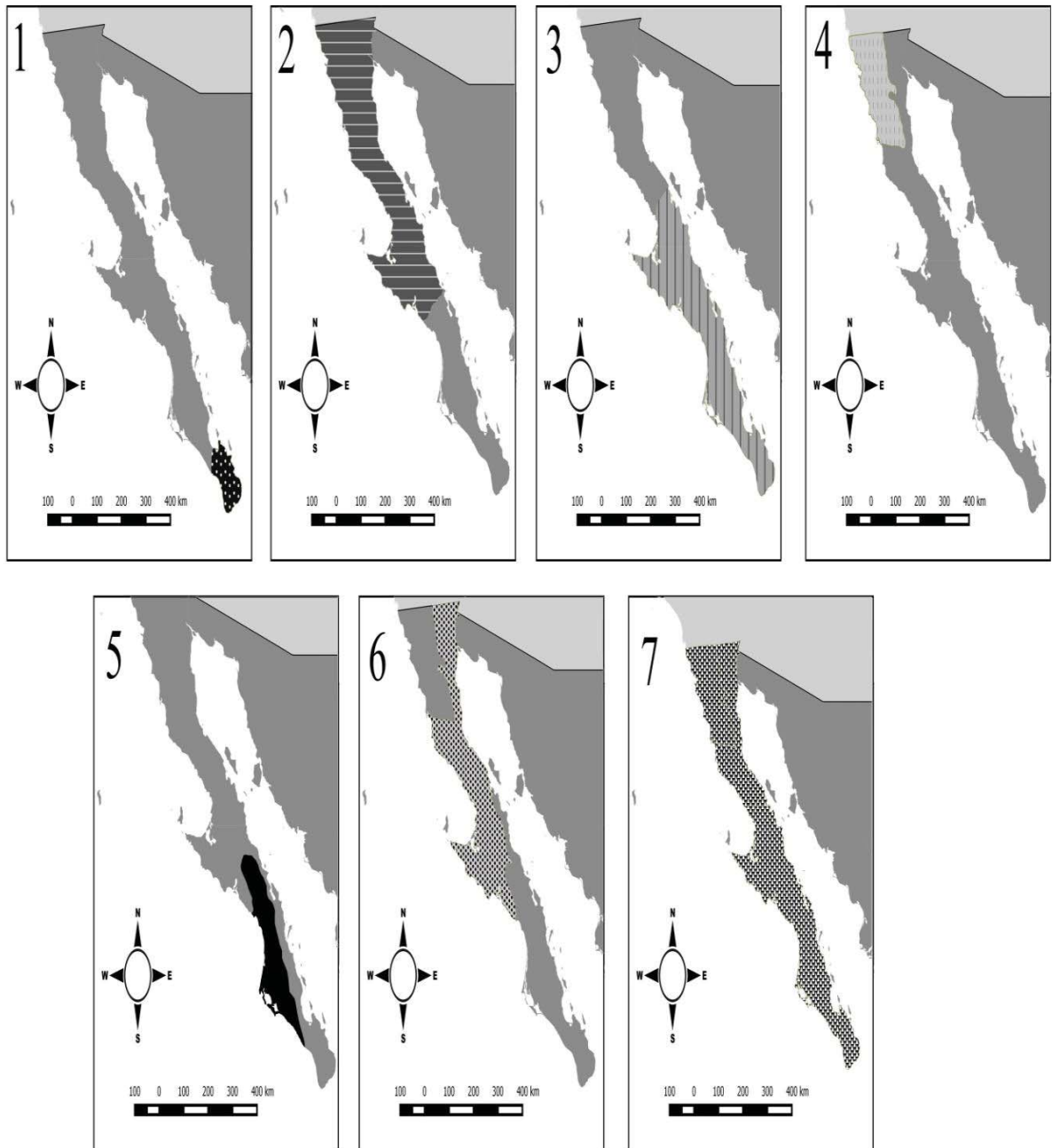


Figura 5. Área de estudio con la representación geográfica de los siete corotipos: 1 = Tropical, 2 = Transición Desierto central Mediterráneo, 3 = Transición desierto tropical, 4 = Mediterránea, 5 = Magdalena, 6 = Desierto central, 7 = Península.

Tabla II. Formas de crecimiento y corotipos seleccionados de acuerdo a la distribución de las especies en dos clasificaciones ecogeográficas reconocidas

Especies	Glez-Abraham <i>et al.</i> (2010)	Shreve y Wiggins (1964)	Corotipo	Forma de crecimiento
<i>Cylindropuntia calmalliana</i>	Vizcaíno/Desierto central/ Giganta	Vizcaíno	CD	Opuntioidea
<i>Cylindropuntia sanfelipensis</i>	Desierto San Felipe	Valle Colorado	CD	Opuntioidea
<i>Echinocereus ferreirianus</i>	Vizcaíno/ Desierto central/ Giganta/	Vizcaíno/ Costa Golfo / Valle Colorado	CD	Globosa
<i>Ferocactus rectispinus</i>	Costa Golfo/ Giganta/ Magdalena/ Desierto central	Costa Golfo /Magdalena /Vizcaíno	CD	Columnar/Barril
<i>Opuntia pycnantha</i>	Magdalena	Magdalena	MG	Opuntioidea
<i>Stenocereus eruca</i>	Magdalena	Magdalena	MG	Columnar/Barril
<i>Echinocereus mombergerianus</i>	Montañas norte/ Chaparral/Matorral costero	Mediterráneo	MD	Globosa
<i>Echinocereus pacificus</i>	Montañas norte/ Chaparral/ Matorral costero	Mediterráneo	MD	Globosa
<i>Cylindropuntia tesajo</i>	Vizcaíno/ Desierto central/ Matorral costero rosetófilo/ Matorral costero	Vizcaíno/Mediterráneo /Valle Colorado	TDM	Opuntioidea
<i>Echinocereus maritimus</i>	Vizcaíno/ Desierto central/ Magdalena/ Matorral costero rosetófilo	Vizcaíno/Magdalena /Mediterráneo	TDM	Globosa
<i>Ferocactus fordii</i>	Vizcaíno/ Matorral costero rosetófilo/Mediterráneo	Vizcaíno/Mediterráneo	TDM	Columnar/Barril
<i>Ferocactus gracilis</i>	Vizcaíno/Desierto central/ Matorral costero rosetófilo/Matorral costero	Vizcaíno/Magdalena /Mediterráneo	TDM	Columnar/Barril
<i>Mammillaria brandegeei</i>	Desierto central/Giganta/Matorral costero rosetófilo	Vizcaíno/Magdalena /Mediterráneo	TDM	Globosa
<i>Cylindropuntia alcahes</i>	Matorral tropical/ Desierto central/ Magdalena/ Costa Golfo /Giganta	Costa Golfo /Magdalena /Vizcaíno /Tropical /Mediterráneo	PEN	Opuntioidea
<i>Cylindropuntia cholla</i>	Matorral tropical/Desierto central/ Magdalena/ Costa Golfo /Giganta	Costa Golfo /Magdalena /Vizcaíno /Tropical /Mediterráneo	PEN	Opuntioidea
<i>Cylindropuntia molesta</i>	Matorral tropical/Desierto central/ Magdalena/ Costa Golfo /Giganta	Costa Golfo /Magdalena /Vizcaíno /Tropical /Mediterráneo	PEN	Opuntioidea
<i>Myrtillocactus cochal</i>	Matorral tropical/ Desierto central / Magdalena/ Costa Golfo /Giganta	Costa Golfo /Magdalena /Vizcaíno/ Tropical/Mediterráneo	PEN	Columnar/Barril

Continuación de la Tabla II.

Especies	Glez-Abraham <i>et al.</i> (2010)	Shreve y Wiggins (1964)	Corotipo	Forma de crecimiento
<i>Pachycereus pringlei</i>	Matorral tropical/ Desierto central / Magdalena/ Costa Golfo /Giganta	Costa Golfo / Magdalena/ Vizcaíno/ Tropical/ Mediterráneo	PEN	Columnar/Barril
<i>Stenocereus gummosus</i>	Matorral tropical/ Desierto central/ Magdalena/ Costa Golfo /Giganta	Costa Golfo / Magdalena/ Vizcaíno/ Tropical/ Mediterráneo	PEN	Columnar/Barril
<i>Peniocereus johnstonii</i>	Costa Golfo /Giganta/ Magdalena	Costa Golfo	PEN	Columnar/Barril
<i>Cochemiea poselgeri</i>	Matorral tropical/ Magdalena/ Costa Golfo /Giganta	Costa Golfo /Magdalena/Tropical	TT	Globosa
<i>Cylindropuntia lindsayi</i>	Matorral tropical/Desierto central/ Magdalena/ Costa Golfo	Costa Golfo / Magdalena/Vizcaíno/Tropical	TT	Opuntioidea
<i>Echinocereus brandegeei</i>	Matorral tropical/Desierto central/ Magdalena/ Costa Golfo	Costa Golfo /Magdalena/Vizcaíno/Tropical	TT	Globosa
<i>Ferocactus peninsulae</i>	Matorral tropical/Desierto central/ Magdalena/ Costa Golfo	Costa Golfo /Magdalena/Vizcaíno/Tropical	TT	Columnar/Barril
<i>Grusonia invicta</i>	Matorral tropical/Desierto central/ Magdalena/ Costa Golfo	Costa Golfo /Magdalena/Vizcaíno/Tropical	TT	Opuntioidea
<i>Lophocereus gatesii</i>	Magdalena/Costa Golfo	Magdalena/Tropical	TT	Columnar/Barril
<i>Mammillaria albicans</i>	Matorral tropical/ Magdalena/ Costa Golfo /Giganta	Costa Golfo /Magdalena/Tropical	TT	Globosa
<i>Mammillaria armillata</i>	Matorral tropical/ Magdalena/ Costa Golfo	Costa Golfo /Magdalena/Tropical	TT	Globosa
<i>Opuntia tapona</i>	Matorral tropical/ Desierto central/ Magdalena/ Costa Golfo /Giganta	Costa Golfo /Magdalena/Vizcaíno/Tropical	TT	Opuntioidea
<i>Morangaya pensilis</i>	Matorral tropical/ Bosque tropical/ Sierra Laguna	Tropical	T	Globosa
<i>Echinocereus sciurus</i>	Matorral tropical	Tropical	T	Globosa
<i>Mammillaria capensis</i>	Matorral tropical / Costa Golfo	Tropical/ Costa Golfo	T	Globosa
<i>Mammillaria fraileana</i>	Matorral tropical / Costa Golfo	Tropical/ Costa Golfo	T	Globosa
<i>Mammillaria peninsularis</i>	Matorral tropical / Costa Golfo	Tropical/ Costa Golfo	T	Globosa
<i>Mammillaria petrophila</i>	Matorral tropical/Bosque tropical/ Sierra Laguna/ Costa Golfo	Tropical/ Costa Golfo	T	Globosa
<i>Mammillaria phitauiana</i>	Matorral tropical/Bosque tropical	Tropical	T	Globosa
<i>Mammillaria schumannii</i>	Matorral tropical	Tropical	T	Globosa
<i>Opuntia bravoana</i>	Matorral tropical/ Bosque tropical/ Sierra Laguna/ Costa Golfo	Tropical/ Costa Golfo	T	Opuntioidea

Amplitud de nicho; para cuantificar la amplitud de nicho de cada una de las especies se realizó un análisis de componentes principales (PCA) con las 5 variables bioclimáticas utilizadas para la construcción de los modelos. Con base en los resultados obtenidos del PCA se representó en dos dimensiones el universo ambiental del área de estudio; subsecuentemente, el nicho de las especies fue representado en este espacio bidimensional con los puntos de presencia; finalmente se cuantificó el mínimo polígono convexo (MCP) de los puntos muestrales de las especies (Fig. 6).

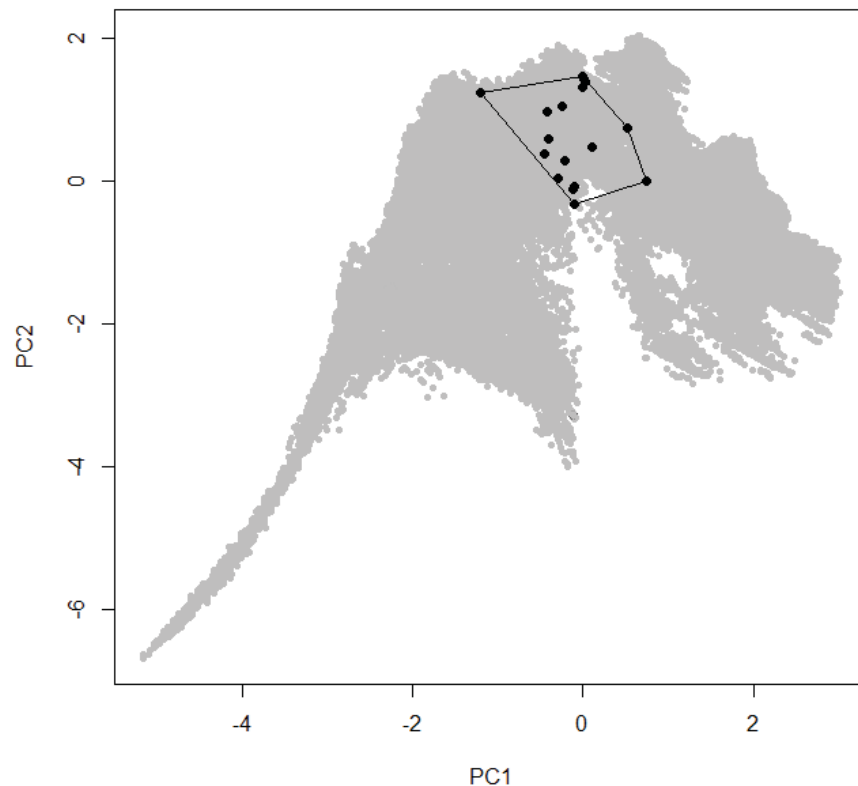


Figura 6. Cuantificación de la amplitud de nicho (El área gris representa el universo ambiental en dos dimensiones. La cuantificación de la amplitud de nicho de las especies, se realizó trazando el MCP de los puntos muestrales).

6.7 Relación entre variables ecogeográficas con la sensibilidad de las especies

Para relacionar patrones de cambio con las variables seleccionadas, usamos modelos lineales generalizados (GLM). Utilizando dos métricas como variables de respuesta: el porcentaje de contracción o expansión de hábitat (cambio de hábitat), que asume migración ilimitada; y la estabilidad de hábitat (hábitat estable), que asume migración nula; como variables explicativas: corotipo, área de ocupación, amplitud de nicho y forma de crecimiento. Finalmente comparamos el orden de contribución de cada una de las variables tanto de manera individual como multivariada con la prueba de Chi cuadrada.

7. RESULTADOS

7.1 Modelos de distribución de especies

En total, se obtuvieron 2,458 registros pertenecientes a 42 especies; posterior al filtrado de los datos se obtuvieron 1,667 registros (máximo = 229; mínimo = 9; media = 39).

De manera general los modelos de nicho exhibieron una exactitud predictiva satisfactoria. El valor promedio de AUC para todas las especies fue de 0.83. Los análisis de ROC mostraron que para la mayoría de las especies (90% del conjunto de datos) el modelo realiza predicciones mejores que las esperadas al azar (intervalo=0.70-0.98). Para el 10% restante de las especies modeladas, que mostraron un desempeño deficiente en sus modelos (AUC: 0.477-0.674) (Tabla III) se considera que la distribución de estas especies, está determinado por otros factores diferentes a los climáticos, por lo que fueron excluidas de los análisis posteriores.

Tabla III. Resultados de AUC y sensibilidad de 42 especies de cactáceas endémicas a la península de Baja California.

Especies	Registros	Sp. Thin	AUC	%Pérdida	% Estable	%Ganancia	Cambio hábitat %
<i>Cochemiea poselgeri</i>	84	51	0.7558	3.96	96.04	265.78	261.82
<i>Cochemiea setispina</i>	26	11	0.674 *	-	-	-	-
<i>Cylindropuntia alcahes</i>	149	112	0.7029	28.23	71.77	49.01	20.78
<i>Cylindropuntia calmalliana</i>	20	13	0.8419	34.21	65.79	53.05	18.84
<i>Cylindropuntia cholla</i>	233	178	0.7465	4.11	95.89	40.88	36.77
<i>Cylindropuntia lindsayi</i>	63	41	0.7537	53.69	46.31	34.83	-18.86
<i>Cylindropuntia molesta</i>	57	39	0.7734	35.19	64.81	84.56	49.37
<i>Cylindropuntia sanfelipensis</i>	22	17	0.8442	60.63	39.37	60.43	-0.2
<i>Cylindropuntia tesajo</i>	108	51	0.8135	51.21	48.79	9.04	-42.17
<i>Cylindropuntia waltoniorum</i>	27	18	0.557 *	-	-	-	-
<i>Echinocereus brandegeei</i>	98	60	0.7855	19.87	80.13	154.32	134.45
<i>Echinocereus ferreirianus</i>	30	11	0.7327	41.63	58.37	4.04	-37.59
<i>Echinocereus maritimus</i>	83	55	0.8705	54.11	45.89	23.62	-30.49
<i>Echinocereus mombergerianus</i>	10	10	0.9719	50	50	5.74	-44.26
<i>Echinocereus pacificus</i>	10	9	0.8375	22.03	77.97	9.46	-12.57
<i>Morangaya pensilis</i>	13	11	0.791	90.1	9.9	0.06	-90.05
<i>Echinocereus sciurus</i>	10	9	0.7414	5.34	94.66	34.56	29.23
<i>Ferocactus fordii</i>	29	23	0.8474	56.69	43.31	72.56	15.87
<i>Ferocactus gracilis</i>	56	38	0.8564	72.24	27.76	2.71	-69.52
<i>Ferocactus peninsulae</i>	114	83	0.7601	2.34	97.66	39.2	36.86
<i>Ferocactus rectispinus</i>	40	23	0.8357	30.38	69.62	23.97	-6.41
<i>Grusonia invicta</i>	32	22	0.7608	18.69	81.31	173.24	154.55
<i>Lophocereus gatesii</i>	11	10	0.7173	1.08	98.92	330.35	329.27
<i>Mammillaria albicans</i>	28	19	0.7344	1.27	98.73	726.81	725.55
<i>Mammillaria armillata</i>	25	20	0.8783	0.07	99.93	572.78	572.7
<i>Mammillaria brandegeei</i>	30	24	0.826	29.52	70.48	42.93	13.41
<i>Mammillaria capensis</i>	12	11	0.8516	0.1	99.9	113.03	112.92
<i>Mammillaria evermanniana</i>	15	12	0.646 *	-	-	-	-
<i>Mammillaria fraileana</i>	10	9	0.8723	34.83	65.17	159.76	124.93
<i>Mammillaria hutchinsoniana</i>	31	25	0.673 *	-	-	-	-
<i>Mammillaria peninsularis</i>	13	9	0.9544	26.35	73.65	46.32	19.96
<i>Mammillaria petrophila</i>	20	19	0.9317	1.69	98.31	286.34	284.65
<i>Mammillaria phitauiana</i>	10	9	0.7794	4.53	95.47	378.49	373.97
<i>Mammillaria schumannii</i>	24	20	0.8026	18.62	81.38	406.16	387.53
<i>Myrtillocactus cochal</i>	81	46	0.8644	50.25	49.75	45.2	-5.05

(*) Especies con valores bajos de AUC fueron removidas del análisis de sensibilidad.

Continuación de la tabla III.

Especies	Registros	Sp. Thin	AUC	%Pérdida	% Estable	%Ganancia	Cambio hábitat %
<i>Opuntia bravoana</i>	26	25	0.9153	0.87	99.13	168.6	167.73
<i>Opuntia comonduensis</i>	11	10	0.447*	-	-	-	-
<i>Opuntia pycnantha</i>	27	25	0.978	97.16	2.84	0.74	-96.43
<i>Opuntia tapona</i>	82	47	0.8784	0.59	99.41	64.65	64.06
<i>Pachycereus pringlei</i>	360	229	0.8347	30.58	69.42	9.03	-21.55
<i>Peniocereus johnstonii</i>	22	15	0.7766	43.92	56.08	28.87	-15.06
<i>Stenocereus eruca</i>	52	26	0.874	63	37	1.32	-61.68
<i>Stenocereus gummosus</i>	254	172	0.8835	31.5	68.5	26.32	-5.18

7.2 Sensibilidad de las especies

En términos de cambio de hábitat de las especies, se encontró una gran variabilidad en los resultados ya que hay especies en donde se observan valores muy altos de nuevos hábitats climáticamente adecuados (valor máximo de ganancia = 725.5%), asimismo muchas especies se observa que perderán casi la totalidad de su área reconocida como hábitat climáticamente adecuado (valor máximo de pérdida = 96.4%). En consecuencia al cambio climático se espera que 22 especies (58 %) aumenten la proporción de hábitat climáticamente adecuado para el 2070, se espera un valor medio de aumento del 187%. Las especies que muestran valores de contracción de hábitat (el 42% restante) muestran un valor medio de reducción de sus áreas climáticamente adecuados del 35%. Se encontraron seis especies particularmente afectadas por el cambio climático, mostrando valores altos de contracción de área de ocupación (> 40%): *Echinocereus mombergerianus* con 44% de contracción de su hábitat climático, para *Ferocactus rectispinus* se observó una contracción de área del 55%, 61% para *Stenocereus eruca*, 70% de pérdida de hábitat en *Ferocactus gracilis*, *Morangaya pensilis* con un 90%, y *Opuntia pycnantha* que muestra el valor más alto de pérdida de área climáticamente adecuada con un 96% (Tabla III, Fig. 7).

En términos de la estabilidad de las especies al cambio climático, se observan 11 especies particularmente vulnerables (valores de estabilidad <50%): *Myrtillocactus cochal* (50%), *Cylindropuntia tesajo* (49%), *Echinocereus maritimus* (46%), *Ferocactus fordii* (43.3%) *Cylindropuntia sanfelipensis* (39.4%), *Stenocereus eruca* (37%), *Ferocactus gracilis* (27.8%), *Ferocactus rectispinus* (24.2%), *Morangaya pensilis* (9.9%), y *Opuntia pycnantha* que muestra los valores más bajos de estabilidad del hábitat (2.8 %) (Tabla III, Fig. 8).

En el anexo 1 se muestran los resultados de la distribución potencial actual y de los cambios y estabilidad para cada especie en escenarios futuros.

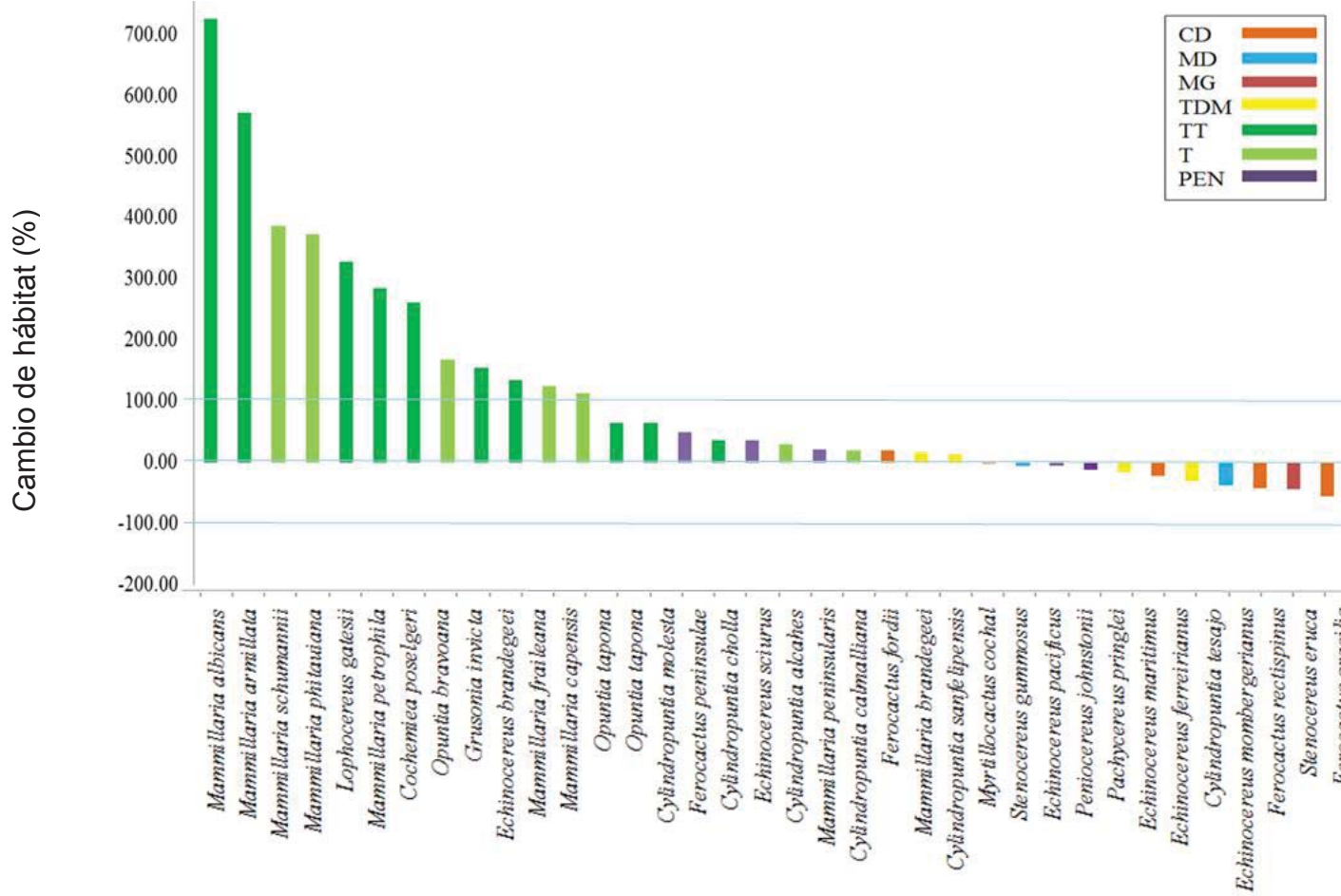


Figura. 7 Porcentaje de cambio de hábitat para las 38 especies de cactáceas analizadas (reproducidos los colores del corotipo correspondiente).

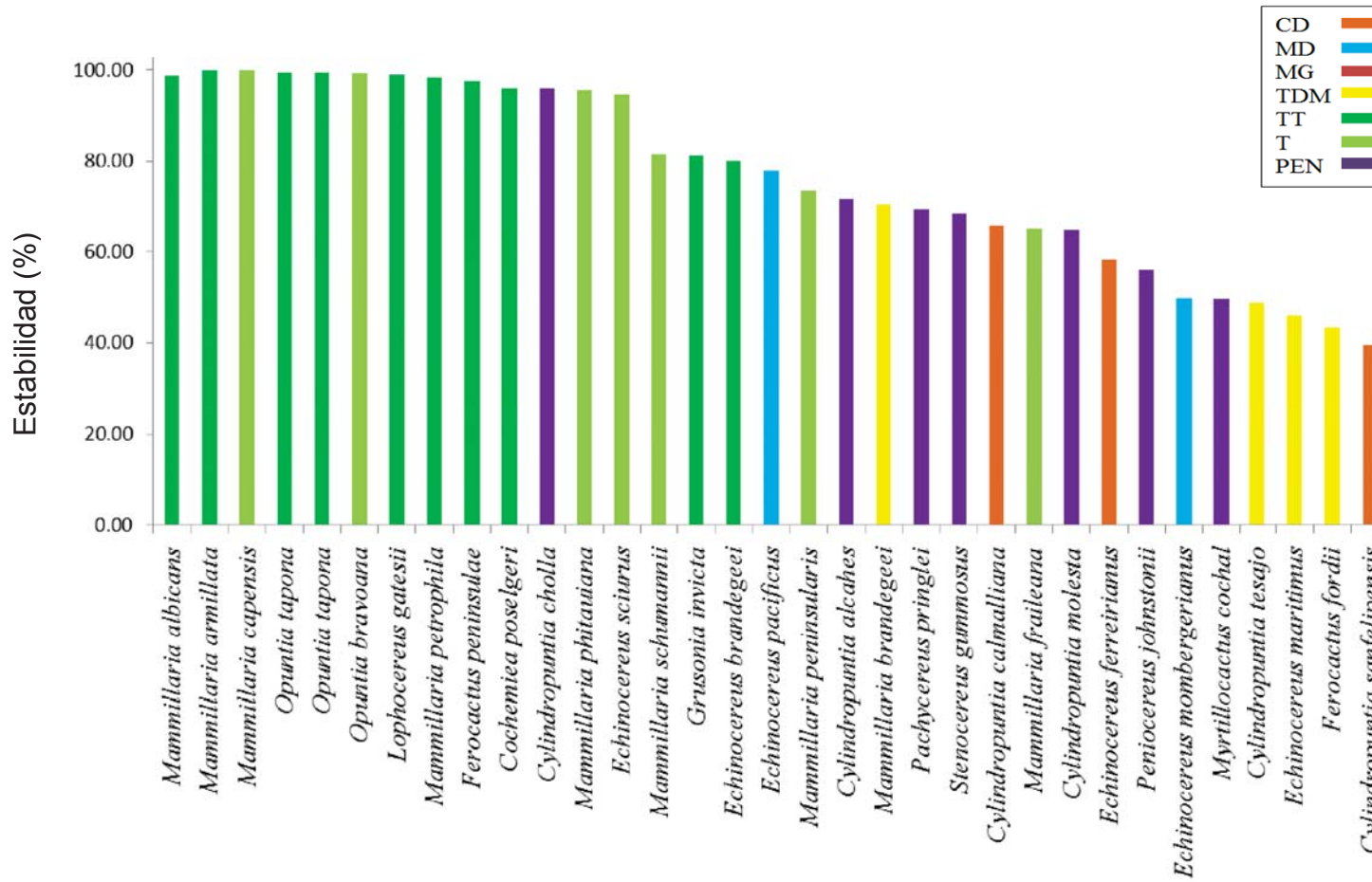


Figura. 8 Porcentaje de estabilidad para las 38 especies de cactáceas analizadas (representadas con el corotipo correspondiente).

7.3 Relación entre variable ecológicas y/o espaciales con la sensibilidad

En la tablas IV y V se muestran los resultados de los GLM de la relación de las dos métricas utilizadas: cambio de área y estabilidad de las especies, con las variables ecogeográficas seleccionadas.

Tabla IV. Resultados de los modelos univariantes

Valores univariados GLM	Cambio de área		Estabilidad		
	Modelo	P ²	P>X2	% dev.	P>X2
NULO		0		0	
Corotipo		40.4	0.002	6.84	0.8923
Tamaño de área		15.2	0.046	94.75	< 2.2e-16
Forma crecimiento		15	0.011	1.21	0.5059
Amplitud nicho		4.7	0.181	0.11	0.9812

Tabla V. Resultados de los modelos multivariantes

Valores multivariados GLM		Cambio de área		Estabilidad	
Modelo	P ²	P>X2	Modelo	P ²	P>X2
NULO	0		NULO	0	
+Corotipo	40.4	7.021e-05	+Tamaño de área	94.75	< 2.2e-16
+Tamaño de área	51.7	0.004733	+Corotipo	97.22	0.000442
+Forma crecimiento	58.7	0.080774			

Los análisis multivariados mostraron ventajas sobre los univariados, respecto al porcentaje de devianza explicado para predecir la respuesta ante el cambio de las especies seleccionadas (Tabla V).

Nuestra métrica reveló una relación entre la capacidad predictiva del corotipo tamaño de área y forma crecimiento para las predicciones de cambio de área ante el cambio climático, toda vez que fueron las variables que explican un mayor porcentaje de la devianza. Tamaño de área y corotipo son predictores importantes para cuantificar la estabilidad ante el cambio climático. Fue excluida del modelo la variable amplitud de nicho, tanto en estabilidad como en cambio de área; ya que no fue encontrada como un predictor significativo. La variable más importante para explicar la contracción o expansión de las especies ante el cambio (cambio de área) fue el corotipo, que explica 40% de la devianza; tamaño de área, fue el predictor más importante para la estabilidad de las especies ante el cambio climático, explicando 94% de la devianza (Tablas IV y V).

7.3 Patrones de sensibilidad ante el cambio climático

7.3.1 Corotipo

Se predice que algunos corotipos estarán más severamente afectados que otros, tanto positiva como negativamente (Fig. 9). Las especies transicionales entre la región central árida y la región tropical (TT), así como las especies estrictamente tropicales (T) muestran un aumento significativo en sus áreas climáticamente adecuadas; presentando una tendencia a la expansión general en el área de ocupación de las especies asociadas dentro de esta área. Por el contrario, aquellos corotipos afectados de manera negativa por el cambio climático son las especies de Magdalena (MG), Mediterránea (MD) y Desierto central (DC); que mostraron mayormente la disminución de sus áreas climáticamente adecuadas (entre 22 y 62% en promedio). Finalmente las especies distribuidas a lo largo de la península (PEN), y las especies transicionales entre la región central desértica y la región mediterránea, muestran una tendencia a la estabilidad en sus áreas climáticamente adecuadas; ya que TDM muestra valores muy bajos de contracción en promedio (10%); en PEN no se observó contracción o expansión de rango en sus medias (Fig. 9).

Los corotipos donde se observan valores altos de hábitat estable (valores >50%) son las especies de transición entre la región árida central y la región tropical (TT), que muestran un valor de estabilidad promedio de 88.7%; la región tropical (T) con un valor promedio de estabilidad de 79.7%; las especies ampliamente distribuidas en la península (PEN) con un valor medio de estabilidad de 68.2%; las especies Mediterráneas (MD) con un promedio de estabilidad en su hábitat de 64%; y las especies transicionales de la región árida central y la zona mediterránea con valores de 52% de hábitat climáticamente estable en promedio. Por el contrario, los corotipos que muestran mayor vulnerabilidad, con valores de estabilidad bajo (valores <50%) fueron Magdalena (MG), y Desierto Central (CD);

que se espera que muestren una estabilidad en sus áreas climáticamente adecuadas del 20% y 47.2% en promedio respectivamente (Fig. 9).

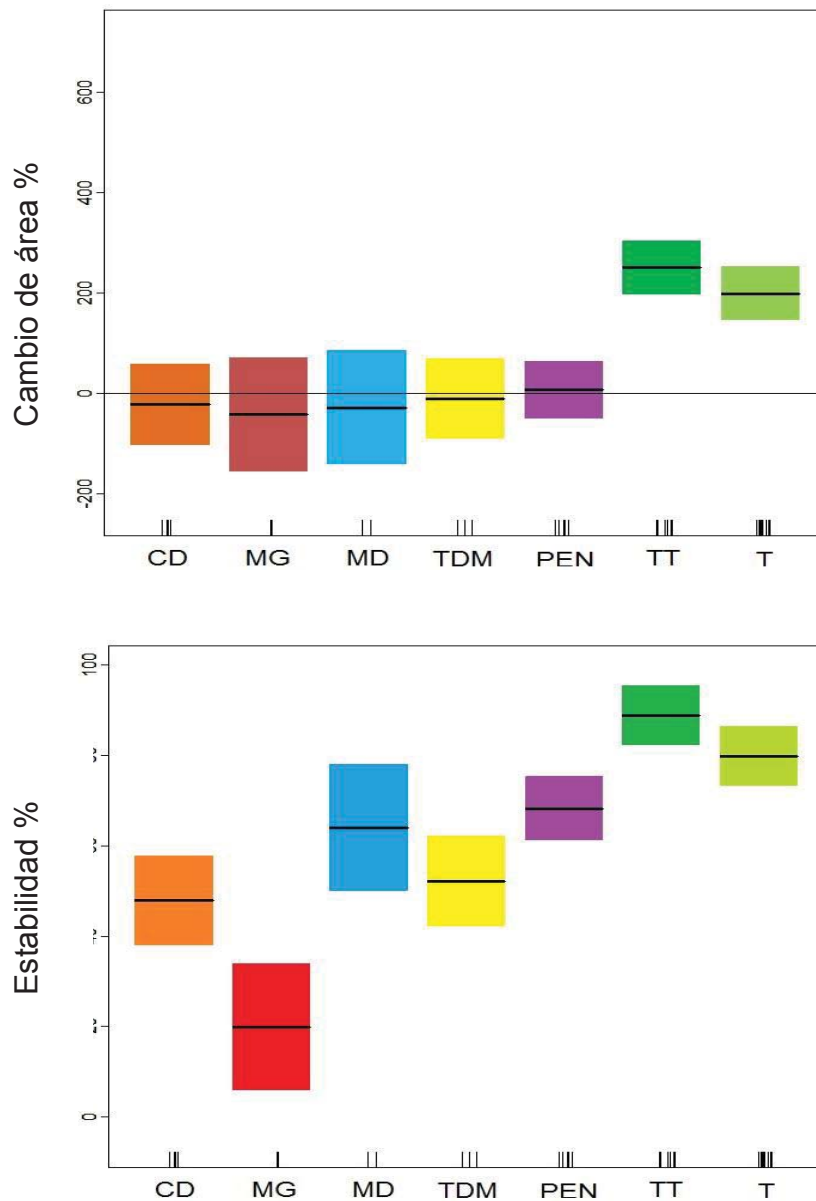


Figura 9. Porcentaje de cambio de área y estabilidad por grupos corológicos (Desierto central = CD, Magdalena = MG, Mediterránea = MD, TDM = Transición desierto central Mediterránea, península = PEN, TT = Transición desierto tropical, T = Tropical).

7.3.2 Formas de crecimiento

Respecto a los patrones de respuesta de las especies agrupadas por formas de crecimiento, se observó que todos los grupos tienen una tendencia general al aumento de sus áreas adecuadas ante el cambio climático. Los cactus opuntioideos muestran los valores más bajos de expansión con un promedio de 14%; seguidos de los cactus columnares que muestran una expansión promedio del 38% en las áreas adecuadas. Finalmente en las especies globosas se puede observar que el área climáticamente adecuada casi es triplicada, presentando valores medios de 167% (Fig.10).

En cuanto a la estabilidad de las especies agrupadas por formas de crecimiento podemos observar el mismo patrón, que en el cambio de área (Fig. 10): los cactus opuntioideos muestran los menores valores de estabilidad con un promedio de 57% de estabilidad en este grupo de especies; las cactáceas columnares/barril presentan un valor promedio de 70% de estabilidad. Finalmente las especies globosas presentan la mayor estabilidad ante el cambio con un valor promedio de 78% (Fig. 10).

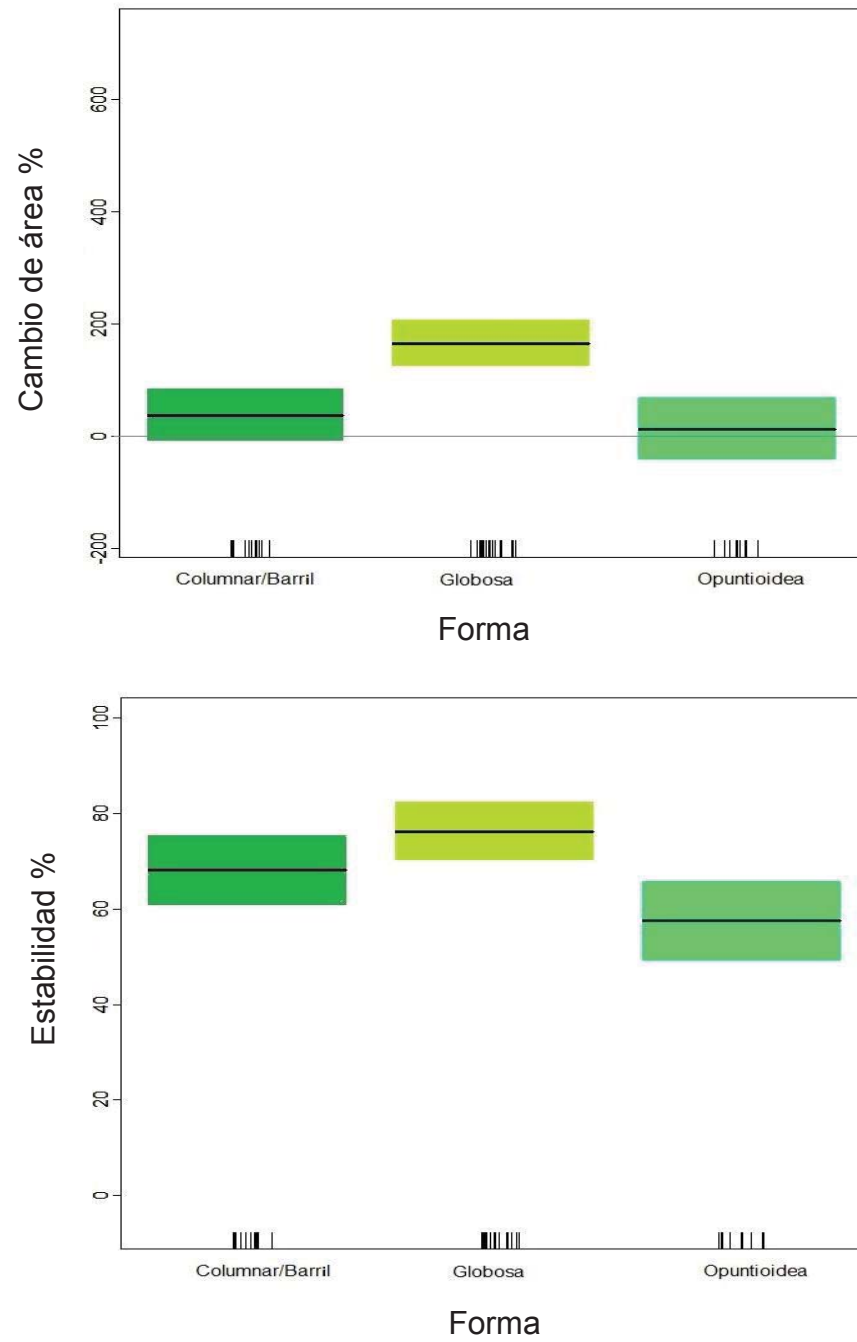


Figura 10. Porcentaje de cambio de área y estabilidad por formas de crecimiento.

7.3.3 Tamaño de área

Respecto a la relación entre el tamaño de área de ocupada y el cambio de área, se observa una relación negativa, a mayores tamaños de áreas de distribución, se observan menores valores de contracción o expansión del área ante el cambio climático (Fig. 11).

La evaluación de la relación entre la estabilidad de las especies con el tamaño de área ocupada resultó positiva, esto indica que a tamaños menores de áreas distribucionales, la estabilidad ante el cambio será menor. Esto conlleva a asumir que las especies con áreas de ocupación pequeñas son más sensibles al cambio (Fig. 11).

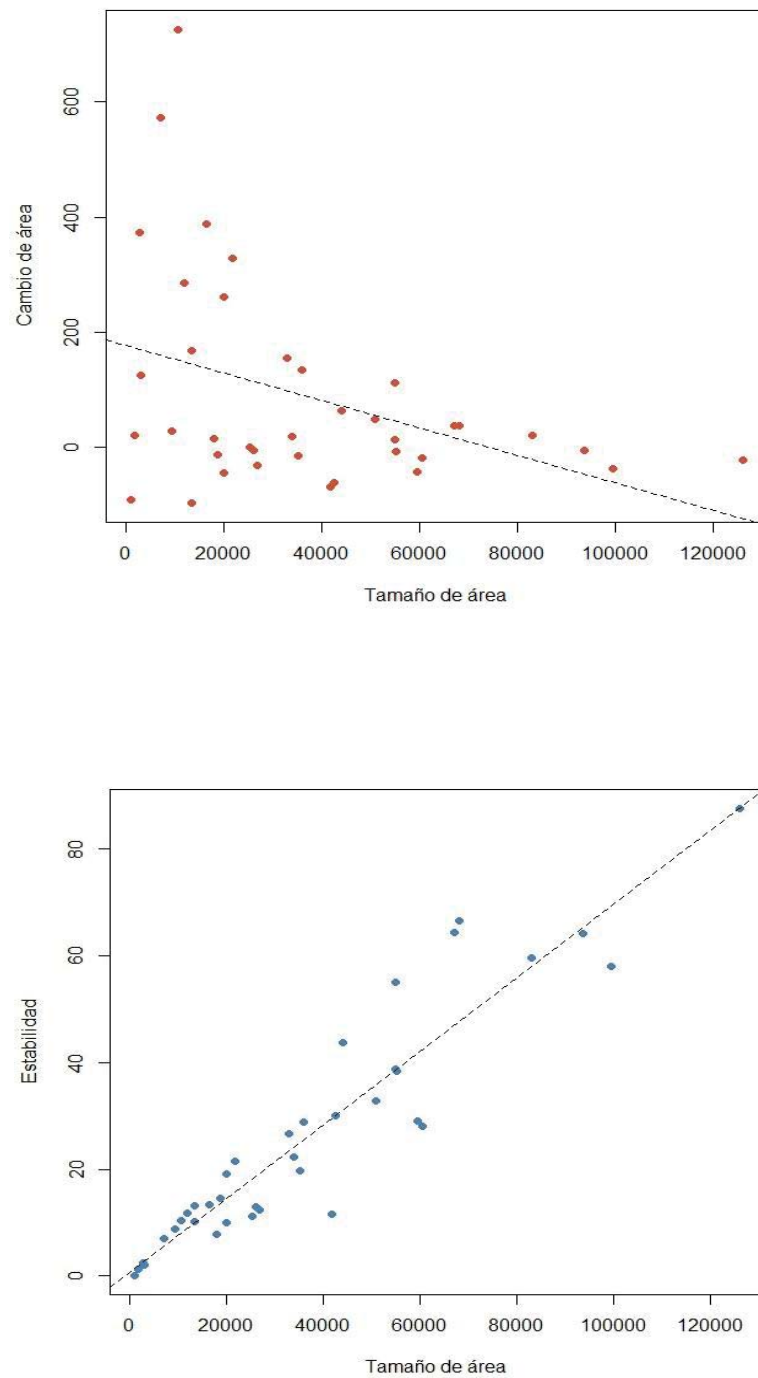


Figura 11. Representación gráfica entre la relación de estabilidad y cambio de área con el tamaño de área.

8. DISCUSIÓN

Se ha observado una creciente preocupación a las amenazas que el cambio climático representa en cuanto a la pérdida de la biodiversidad y de hábitats adecuados para el correcto funcionamiento ecosistémico. En el presente estudio, se realizó un análisis de sensibilidad usando como objeto de estudio especies de cactáceas. Fue considerado relevante utilizar a las cactáceas como objeto de estudio debido a que han sido reconocidas como un elemento representativo de las zonas áridas y semi-áridas no solamente de México, sino en general, de los desiertos de Norteamérica; ecosistemas que han sido poco estudiados en términos de los efectos de cambio climático y la biodiversidad (Parmesan, 2006). Aunado al hecho de que actualmente las cactáceas enfrentan numerosas amenazas que las han colocado en diversas categorías de riesgo en instancias tanto nacionales como internacionales; resultando particularmente importante analizar al cambio climático como una posible amenaza adicional para este grupo de plantas. Además de la importancia de las especies endémicas en sí mismas, como uno de los objetivos prioritarios en la conservación de la biodiversidad.

8.1 Consecuencias del cambio climático

De las 38 especies analizadas, se espera que el 29% de las especies presenten vulnerabilidad ante el cambio climático, asumiendo que no serán capaces de migrar (estabilidad de hábitat < 50%). Aunque las expansiones de área predominan en las especies de este estudio (58%), una proporción importante de las especies muestra contracción de sus áreas de distribución ante el cambio climático (5 % - 96 % de reducción de hábitat). De las 38 especies modeladas se puede observar en todas algún grado de traslape en la distribución actual y futura; esto significa que aunque se observe contracción o expansión del área de distribución, todas las especies conservan una proporción de su hábitat actual (3% - 99% de estabilidad del hábitat) (Tabla III); esto representa un resultado relevante, ya que si asumimos migración nula de las especies, se observa retención del área

para todas las especies ante los efectos cambio climático; contrario a otros estudios como el de Midgley *et al.* (2003), donde observaron que el 48% de las especies sufrió un cambio total en la distribución, o los resultados de Butler *et al.* (2012) en donde las áreas adecuadas futuras se localizan a distancias considerables del límite de la distribución actual.

8.2 Caracteres ecogeográficos y el cambio climático

En la búsqueda de atributos que se relacionan con la sensibilidad de las especies, encontramos que otros trabajos han demostrado que ciertas propiedades de las especies están directamente influenciadas por factores climáticos, generando una respuesta diferencial con base en el cambio de diversas variables ambientales (Mourelle y Ezcurra, 1996; Thuiler *et al.*, 2004, 2005; Broennimann *et al.*, 2006).

De todas las variables seleccionadas para elucidar relaciones entre la sensibilidad de las especies con respecto a la expansión o contracción (cambio de hábitat) en el área de estudio, se encontró significancia en la capacidad predictiva de los corotipos, formas de crecimiento y el tamaño de área. De acuerdo a los criterios de la Lista Roja (IUCN, 2006) para la evaluación de riesgo de las especies, se asume que las especies que ocupan áreas geográficas pequeñas, presentan una mayor vulnerabilidad; ya sea por cuestiones estocásticas o presiones direccionales, tales como el cambio climático o la fragmentación de su hábitat. Consistente con nuestros resultados, las especies con un área relativamente menor, son más sensibles a los efectos del cambio climático, tanto para la métrica de cambio de hábitat como para estabilidad, para esta última que resulta ser el predictor más importante.

El análisis de sensibilidad por corotipos, arrojó resultados importantes con respecto a la vulnerabilidad al cambio climático de las especies asociadas a determinadas zonas; e hizo posible observar tendencias biogeográficas a escala regional respecto al cambio climático. Para la mayoría de las especies que tienen una afinidad de tipo árido se espera que el cambio climático muestre un efecto negativo sobre ellas, ya que muestran una tendencia a la disminución de sus hábitats climáticamente adecuados y relativamente bajos valores de estabilidad. En contraste, las especies que muestran algún tipo de afinidad tropical se muestran favorecidas por el efecto del cambio climático en el área de estudio, reflejado en la alta estabilidad y en el aumento significativo de sus áreas climáticamente adecuadas.

En comparación con otros trabajos de sensibilidad realizados alrededor del mundo, para la flora del continente europeo Thuiller y colaboradores (2005), en un contexto de aumento de temperatura ante el cambio climático, encuentran que aquellas especies que están presentes en áreas cálidas y secas, se verán beneficiadas con el cambio, conservando su hábitat inicial y/o expandiéndose a otras nuevas áreas adecuadas; por el contrario, aquellas especies que ocurren en zonas más templadas, deberán desaparecer debido a la pérdida de hábitat adecuado o migrar hacia el norte buscando nuevos hábitats potencialmente adecuados.

Sin embargo, en otros trabajos se observa pérdida de hábitat adecuado para las especies de zonas más secas y cálidas, como es el caso de los trabajos desarrollados en la Región del Cabo, en Sudáfrica (Erasmus *et al.*, 2002; Migdeley *et al.*, 2003; Broennimann *et al.*, 2009). No obstante, la posible explicación para la pérdida de áreas adecuadas para gran proporción de las especies de plantas y animales asociadas a estas zonas de la Región del Cabo (Sudáfrica), donde exacerbadas condiciones aridez y altas temperaturas, reflejan una pérdida de hábitat; no aplica en el presente estudio, para el cual, debido a una observada

tendencia a la tropicalización del área, se observa una reducción de las áreas adecuadas de aquellas especies asociadas a la porción árida del área estudiada, así como un aumento de áreas climáticamente adecuadas para las especies con afinidades tropicales

Resulta importante hacer hincapié en que las expansiones de hábitat adecuado, especialmente para las especies tropicales y de transición desierto tropical, donde se observan los mayores valores de ganancia de hábitat (725 % de ganancia en su valor máximo), deben ser aceptadas con precaución debido a las limitaciones inherentes de los modelos de nicho (Thuiller *et al.*, 2005).

Otra de las limitantes encontradas en el presente estudio, es la falta de información sobre aspectos generales de biología de las especies, específicamente aquella información que permita establecer limitaciones sobre la capacidad de migración de las especies analizadas. Cabe señalar que no tomar en cuenta la capacidad de dispersión de las especies puede limitar drásticamente su expansión. Debido a estas limitantes, se decidió cuantificar la estabilidad del hábitat; ya que a falta de información de cómo o cuánto podrán migrar las especies, el asumir migración nula nos ayuda a complementar la información respecto a la sensibilidad de las especies analizadas. Finalmente las dos métricas utilizadas muestran total concordancia en los patrones observados: los corotipos negativamente impactados por el cambio, fueron aquellos con afinidades áridas, en contraste con aquellos que presentan afinidades tropicales donde se observa un aumento significativo de sus áreas adecuadas.

Respecto de las formas de crecimiento se observó un patrón diferencial de distribución y preferencia por determinados hábitats en estos grupos de especies: encontrando que las especies globosas se encuentran principalmente en condiciones tropicales, por ello se muestran significativamente beneficiadas por

los efectos del cambio climático en el área de estudio. Las especies columnares mostraron un patrón de amplia distribución y, aunque las tendencias direccionales del ecosistema pueden no beneficiar a este grupo de especies en ciertas condiciones ambientales, el estar presentes en una amplia gama de hábitats, permite que puedan persistir a los efectos derivados del cambio climático, que finalmente se refleja en la estabilidad observada en este grupo. Finalmente, para las especies opuntioideas, que exhiben cierta preferencia hacia zonas con mayores condiciones de aridez, podemos observar que reflejarán mayor pérdida de hábitat con el cambio.

Es posible asumir, que con base en este atributo las especies resultaron diferencialmente beneficiadas o afectadas por el cambio climático porque revelan las preferencias de hábitat que tienen; es decir, al encontrarse fuera de las condiciones óptimas para estos grupos de especies, se reveló cierta vulnerabilidad ante condiciones de cambio.

Dentro de los resultados de amplitud de nicho, que revelan la especificidad de hábitat de las especies, no se encontró relación de este atributo con la estabilidad o el cambio de área, por lo tanto no resultó un predictor significativo para la métrica de interés. Se ha mencionado que las especies especialistas pueden estar desproporcionalmente vulnerables ante la pérdida de hábitat y al cambio climático debido a efectos sinérgicos derivados de un nicho pequeño (Brown, 1995). Por ello, se esperaba que las especies con mayor amplitud del nicho se presentarían menos sensibles al cambio; por el contrario especies con un alto nivel de especialización (valores bajo de amplitud de nicho) se esperaría que fueran más sensibles al cambio climático; Sin embargo, esta condición no se cumplió. Los resultados de este trabajo, concuerdan con lo planteado por Pither (2003), quien demostró que más que la amplitud de condiciones soportadas, la direccionalidad hacia cierto gradiente era el factor más importante para definir la respuesta de las

especies analizadas. Concordantemente en este trabajo, la amplitud del nicho de las especies no resultó determinante en su respuesta ante el cambio; más bien, la direccionalidad que muestran hacia un gradiente ambiental, que en este caso fue la tropicalización del área; resultó ser un factor determinante para la capacidad de respuesta de las especies, que se refleja finalmente, en una mayor o menor sensibilidad.

8.5 Implicaciones para la conservación

El análisis de sensibilidad por corotipos arrojó resultados importantes con implicaciones para la conservación respecto a la sensibilidad ante el cambio climático. De manera general se puede establecer que las dos áreas más afectadas ante los efectos derivados de este fenómeno serán la zona de Desierto Central, cuya área mayormente corresponde actualmente a dos áreas naturales protegidas: La Reserva de la Biosfera El Vizcaíno y el Valle de los Cirios; y la zona perteneciente a las Planicies de Magdalena, la cual no está catalogada bajo ninguna categoría de conservación. Cabe destacar, que además de las amenazas que el cambio climático representa para las especies asociadas esta zona, actualmente esta área se encuentra impactada bajo numerosas presiones de tipo antropogénico: ya que se observa cambio de uso del suelo por el crecimiento de asentamientos humanos para la explotación pesquera y actividades turísticas (CONABIO, 2006). Por ello resulta importante aplicar medidas de protección y manejo no solamente de frente a los efectos derivados del cambio climático, sino también a las amenazas previamente señaladas.

Es importante mencionar también, que aunque las tendencias regionales muestran a favorecer a las especies presentes en áreas tropicales, este estudio no cuantifica la fragmentación humana. Por ello se hace hincapié en el hecho de que un número considerable de especies presentes en la región tropical del área de estudio, especialmente aquellas que ocurren en la Región del Cabo, están

siendo fuertemente impactadas por actividades antropogénicas, derivadas principalmente del desarrollo turístico. Muchas de las especies que muestran un aumento considerable en sus áreas de distribución, actualmente tienen tamaños de área de ocupación muy reducidos y se encuentran bajo alguna categoría de riesgo, derivado principalmente de las actividades humanas que están fragmentando sus hábitats. Aunque el cambio climático no represente una amenaza para la mayoría de las especies de afinidad tropical, la falta de medidas de protección adecuadas, respecto a la fragmentación de sus hábitats por la presión antropogénica, podrá derivar finalmente en la pérdida de estas especies.

Fue importante contrastar la información de las especies en la Lista Roja (IUCN, 2006), a fin de generar información de utilidad para actualizar, de ser necesario, el estado de conservación de las especies. De manera individual podemos observar que las especies más severamente afectadas por el cambio climático son:

Echinocereus mombergerianus con 44% de contracción de su hábitat climático y valores esperados de 50% de hábitat estable ante el cambio climático. Esta especie aparece en la Lista Roja bajo categoría de datos deficientes (DD), por lo tanto se ha generado información para contribuir al estado de conservación de esta especie. En la Norma Oficial Mexicana (NOM- 059-2010) no aparece bajo ninguna categoría de riesgo.

Para *Ferocactus rectispinus* se observó una contracción de área del 55% y una estabilidad de hábitat del 24.17%. Esta especie aparece en la categoría de no evaluada (NE), por lo tanto este trabajo se presenta como una contribución para hacer posible establecer el estado de conservación de esta especie. En la Norma Oficial Mexicana (NOM- 059-2010) aparece bajo la categoría de amenazada (A), agregando así a la lista de amenazas de esta especie el cambio climático.

Stenocereus eruca muestra un valor de contracción hábitat del 61% y valores de estabilidad de hábitat del 37%. En la Lista Roja (IUCN) esta especie aparece como preocupación menor (LC). En la Norma Oficial Mexicana (NOM- 059-2010) aparece bajo la categoría de sujeta a protección especial (Pr).

Ferocactus gracilis presenta una contracción de hábitat del 70% y sus valores de estabilidad de hábitat son del 22%. En la Lista Roja (IUCN) esta especie aparece como preocupación menor (LC), se menciona que la tendencia de las poblaciones es estable, pero de acuerdo a los resultados de nuestro estudio, ante el cambio climático se esperaría una reducción considerable de su hábitat. En la Norma Oficial Mexicana (NOM- 059-2010) no aparece bajo ninguna categoría de riesgo.

Morangaya pensilis con un 90% de contracción del hábitat y valores de estabilidad bajos de 10%. En la Lista Roja (IUCN) esta especie aparece como preocupación menor (LC), se menciona que no se conocen amenazas para esta especie y que las tendencias de las poblaciones son estables; sin embargo, nuestro estudio sugiere que el cambio climático representara una amenaza para la especie, lo que conllevará al declive de sus poblaciones. En la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-2010) aparece bajo la categoría de sujeta a protección especial (Pr).

Opuntia pycnantha muestra el valor más alto de pérdida de área climáticamente adecuada con un 96% de contracción del hábitat y valores de estabilidad de 3% de su área de ocupación. En la Lista Roja (IUCN) esta especie aparece como preocupación menor (LC), se menciona que la especie no presente amenazas; ante el cambio climático se esperaría la pérdida de hábitat casi en su totalidad. En la Norma Oficial Mexicana (NOM- 059-2010) no aparece bajo ninguna categoría de riesgo.

9. CONCLUSIONES

- Debido a que la mayoría de las especies (90% del conjunto de datos) mostró resultados satisfactorios en sus modelos ($AUC < 0.7$), se puede concluir que las especies seleccionadas responden al clima. Esto demuestra que la selección de este taxón para la evaluación de la sensibilidad ante el cambio climático fue óptima y representa un primer intento exitoso para evaluar los efectos del cambio climático en especies de plantas en la península de Baja California.
- Cuantificar la respuesta de las especies al cambio climático usando dos métricas diferentes: una asumiendo migración ilimitada y otra asumiendo que las especies no serán capaces de migrar; permite obtener el espectro completo de respuesta, con el fin de reducir la incertidumbre asociada a la falta de información sobre la capacidad de dispersión de las especies.
- La sensibilidad de las especies está relacionada con ciertas propiedades espaciales y ecológicas, que les confieren una mayor o menor sensibilidad ante el cambio.
- Analizar patrones de respuesta por corotipos hace posible obtener información sobre tendencias regionales en la direccionalidad del ecosistema.

- La reducción observada de las áreas adecuadas para las especies asociadas a la porción árida del área estudiada, así como un aumento de áreas climáticamente adecuadas para las especies con afinidades tropicales, sugiere la posible tendencia a la tropicalización del área de estudio.
- Cuantificar la medida de extensión de las especies a la escala utilizada (1km²) por la Lista Roja (IUCN) fue relevante para generar información de utilidad para actualizar, de ser necesario, el estado de conservación de las especies.
- Al cuantificar el área de extensión se observó que numerosas especies que actualmente tienen tamaños de área de ocupación muy reducidos, muestran un aumento considerable en sus áreas de distribución a futuro. Aunque el cambio climático no represente una amenaza para éstas, algunas de ellas actualmente ya se encuentran bajo alguna categoría de riesgo, derivado principalmente de actividades humanas que están fragmentando sus hábitats. Se exalta la necesidad de establecer medidas de protección adecuadas, con el fin de evitar la pérdida de estas especies
- Se generó información de utilidad para actualizar el estado de conservación de especies que la Lista Roja (IUCN) tiene categorizadas como deficientes de información (DD) o no evaluadas (NE) como: *Echinocereus mombergerianus*, *Ferocactus rectispinus*, *Mammillaria fraileana*, *Opuntia tapona*.
- Es importante exaltar la necesidad de aplicar medidas de protección y manejo en la zona de Planicies de Magdalena, la cual no está

catalogada bajo ninguna categoría de conservación. Esta zona se muestra como un área particularmente vulnerable ante el cambio climático; agregándose así una amenaza más a esta zona que actualmente se encuentra bajo numerosas presiones de tipo antropogénico. Ya que el cambio de uso del suelo por el crecimiento de asentamientos humanos para la explotación pesquera y actividades turísticas representa actualmente una amenaza para la biodiversidad de esta zona.

10. LITERATURA CITADA

- Adamson, R. S. 1939. The classification of life-forms of plants. *The Botanical Review* 546-561.
- Anadón J. D., E. Graciá, F. Botella, A. Giménez, S. Fahd, U. Fritz. 2015. Individualistic response to past climate changes: niche differentiation promotes diverging Quaternary range dynamics in the subspecies of *Testudo graeca*. *Ecography* 38: 956–966.
- Anderson, E. F., N. P. Taylor. 1994. *Threatened Cacti of Mexico*. Royal Botanic Gardens, Kew, UK.
- Araújo, M. B., A. Guisan. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33: 1677–1688.
- Araújo, M. B., R. G. Pearson. 2005. Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography*, 28: 693–695
- Austin M. P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157:101-118
- Baroni-Urbani, C. S. Ruffo, A. Vigna-Taglianti. 1978. Materiali per una biogeografia italiana fondata su alcuni generi di coleotteri cicindelidi, carabidi e crisomelidi. *Estr. Mem. Soc. Ent. Ital.*, 56: 35-92
- Becerra, R. 2000. Las cactáceas, planta amenazadas por su belleza. *CONABIO. Biodiversitas* 32:1-5
- Begon, M., C. R. Townsend, J. L. Harper. 2006. *Ecology: From individuals to ecosystems*. Malden, MA: Blackwell Pub.
- Boulangeat, I., S. Lavergne, J. Van Es, L. Garraud, W. Thuiller. 2012. Amplitud de nicho, rarity and ecological characteristics within a regional flora spanning large environmental gradients *Journal of Biogeography* 39, 204–214
- Boutin C., P. A. Keddy. 1993. A functional classification of wetland plants. *Journal of Vegetation Science* 4: 591-600
- Bravo-Hollis, H. 1978. *Las cactáceas de México*. Vol. I. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Brewer A., K. J. Gaston. 2003. The geographical range structure of the holly leaf-miner. *J. Anim Ecol* 72:82–93.
- Broennimann O., W. Thuiller, G. Hughe, G. F. Migdeley, R. J. M. Alekemade, A. Guisan. 2006. Do geographic distribution, niche property and life form explain plants' vulnerability to global change?. *Global Change Biology* 12:1079–1093

- Brown, J. H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *Am. Nat.*, 124, 255–279.
- Brown, J. H. 1995. *Macroecology*. University of Chicago Press, Chicago.
- Butler, C.J., E. A. Wheeler, L. B. Stabler. 2012. Distribution of the threatened lace hedgehog cactus (*Echinocereus reichenbachii*) under various climate change scenarios. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 139, 46–55.
- Cain, S.A. 1950. Life-forms and phytoclimate. 16: 1-32.
- Calosi P., D. T. Bilton, J. I. Spicer, S. C. Votier, A. Atfield. 2010. What Determines a Species' Geographical Range? Thermal Biology and Latitudinal Tamaño de área Relationships in European Diving Beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Journal of Animal Ecology* 79: 194-204
- Carey, P.D. 1996. DISPERSE: a cellular automaton for predicting the distribution of species in a changed climate. *Global Ecology and Biogeography Letter*, 5, 217–226.
- Chase, J. M., M. A. Leibold. 2003. *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*. University of Chicago Press
- CONABIO. 2006. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. en junio de 2016.
- Dávila P., O. Téllez, R. Lira. 2012. Impact of climate change on the distribution of populations of an endemic Mexican columnar cactus in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 139(1):46-55.
- Dawson T.P., S. T. Jackson, I. J. House, I.C Prentice, G. M. Mace. 2011. Beyond Predictions: Biodiversity Conservation in a Changing Climate. *Science*, 332: 53–58
- Dullinger, S., T. Dirnböck, G. Grabherr. 2004. Modelling climate change-driven treeline shifts: relative effects of temperature increase, dispersal and invasibility. *Journal of Ecology*, 92: 241–252.
- Elith, J. 2002. Quantitative methods for modelling species habitat: Comparative performance and an application to Australian plants. In S. Ferson and M. Burgman (Eds.), *Quantitative methods for conservation biology*, 39–58. New York: Springer-Verlag.
- Engler R., C. F. Randin, P. Vittoz, T. Czাকা, M. Beniston, N. E. Zimmermann, A. Guisan. 2009. Predicting future distributions of mountain plants under climate change: does dispersal capacity matter?. *Ecography*, 32, 34–45.

- Fleming, T. H., M. D. Tuttle, M. A. Horner. 1996. Pollination biology and the relative importance of nocturnal and diurnal pollinators in three species of Sonoran desert columnar cacti. *Southwestern Naturalist* 41: 257–269
- Foden W., G. Mace, J.C. Vié, A. Angulo, S. Butchart, L. DeVantier, H. Dublin, A. Gutsche, S. E. Stuart, E. Turak. 2008. Species susceptibility to climate change impacts. En: *The 2008 Review of the IUCN Red List of Threatened Species* (eds Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. & S.N, S.). IUCN Gland, Switzerland, pp. 1–12.
- Franklin J., 1995. Predictive vegetation mapping: Geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography*, 19(4):474–499
- Gaston K.J., R.A Fuller. 2009. The sizes of species' geographic ranges. *Journal of Applied Ecology*, 46:1–9
- Gastón, K.J., T. M. Blackburn, J. H. Lawton. 1997. Interspecific abundance range size relationships: an appraisal of mechanisms. *Journal Animal Ecology*. 66, 579–601.
- Gignac D.L. 2009. Changes in bryophyte-dominated ecosystems as predictors of climate change. En *Bryophyte Ecology and Climate Change*, pp. 471-475. Cambridge University Press, New York.
- González-Abraham, C. E., P. Garcillán, E. Ezcurra. 2010. Ecorregiones de la península de Baja California: Una síntesis. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 87:69-82.
- Gómez-Hinostrosa, C., H. M. Hernández. 2000. Diversity, geographical distribution, and conservation of Cactaceae in the Mier y Noriega region, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 9: 403–418
- Gómez-Hinostrosa, C. 1998. Diversidad, distribución y abundancia de cactáceas en la región de Mier y Noriega, Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, México
- Graham, R.W., E. C. Grimm. 1990. Effects of global climate change on the patterns of terrestrial biological communities. *Trends in Ecology & Evolution*., 5, 289–292
- Graham, C.H., S. Ferrier, F. Huettman, C. Moritz, A. T. Peterson. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution*. 19, 497–503.
- Guisan, A., J. P. Theurillat. 2000a. Assessing alpine plant vulnerability to climate change: a Modeloling perspective. *Integrated Assessment*, 1, 307 –320.

- Guisan, A., J. P. Theurillat. 2000b. Equilibrium Modeling of alpine plant distribution: how far can we go? *Phytocoenologia*. 30, 353–384.
- Guisan A., W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat Models. *Ecology Letters*. 8, 993–1009.
- Guisan A., N.E. Zimmerman. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*. 135: 147–186
- Hernández, H.M., R.T. Bárcenas. 1996. Endangered cacti in the Chihuahuan Desert. *Conservation Biology* 10, 1200–1209.
- Hernández, H.M., H. Godínez. 1994. Contribución al conocimiento de las cactáceas mexicanas amenazadas. *Acta Botánica Mexica* 26, 33–52.
- Hernández, H.M., C. Gómez-Hinostrosa, B. Goettsch. 2004. Checklist of Chihuahuan Desert Cactaceae. *Harvard Papers in Botany* 9, 51–68.
- Hunt D. 1999. CITES Cactaceae Checklist. Royal Botanic Gardens Kew/ International Organization for Succulent Plant Study, England
- Hutchinson G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp Quant Biol* 22:415–427.
- IUCN. 2012. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iv + 32pp
- IUCN 2016. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-2.* <<http://www.iucnredlist.org>>.
- Iverson, L. R., M. W. Schwartz, A. M. Prasad. 2004. How fast and far might tree species migrate in the eastern United States due to climate change?. *Global Ecology and Biogeography*, 13: 209–219.
- Lavorel S., S. McIntyre, J. Landsber, T. D. A. Forbes. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology and Evolution*, 12: 474–478.
- Leibold, M.A., P. Geddes. 2005. El concepto de nicho en las metacomunidades. *Ecología Austral* 15:117- 129.
- Malanson, G.P., W. E. Westman, Y. L. Yan. 1992. Realized versus fundamental niche functions in a Model of chaparral response to climatic change. *Ecological Modelling*. 64, 261–277.
- Martorell C., D. M. Montañana, C. Ureta, M.C. Mandujano. 2015. Assessing the importance of multiple threats to an endangered globose cactus in Mexico: Cattle grazing, looting and climate change. *Biological conservation*. 181: 73–81

- McKinney M.L. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: Combining Ecological and Paleontological Views. *Annual Review of Ecology and Systematics*. Vol. 28: 495-516
- Meza-Rangel E., F. Tafoya, R. Lindig-Cisneros, J. J. Sigala-Rodríguez, E. Pérez-Molphe-Balch. 2014. Distribución actual y potencial de las cactáceas *Ferocactus histrix*, *Mammillaria bombycina* Y *M. Perezdelarosae* en el estado de Aguascalientes, México. *Acta Botanica Mexicana* 108: 67-80
- Midgley, G.F., L. Hannah, M. C. Rutherford, L. W. Powrie. 2002. Assessing the vulnerability of species richness to anthropogenic climate change in a biodiversity hotspot. *Global Ecol. Biogeogr.*, 11, 445–451.
- Mourelle, C., E. Ezcurra. 1997. Differentiation diversity of Argentine cacti and its relationship to environmental factors. *Journal of Vegetation Science* 8, 547–558.
- Olivero J., R. Real, A. L. Márquez. 2011. Fuzzy Chorotypes as a Conceptual Tool to Improve Insight into Biogeographic Patterns. *Syst Biol*, 60 (5): 645-660.
- Parnesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37: 637–669.
- Parnesan, C., S. Gaines, L. Gonzalez, D.M. Kaufman, J. Kingsolver, A. Townsend Peterson y R. Sargarin. 2005. Empirical perspectives on species borders: From traditional biogeography to global change. *Oikos* 108:58-75.
- Parnesan, C., G. Yohe. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421(6918), 37-42.
- Pearson G., G. Richard, J. C. Stanton, K. T. Shoemaker, P. J. Aiello-Lammens, E. Matthew, J. Ersts, N. Peter, D. A. Horning, C. J. Fordham, H. Y. Raxworthy, J. Ryu, A. McNees, T. Resit. 2014. Life history and spatial traits predict extinction risk due to climate change. *Nature Climate Change*, 4:217–221
- Phillips, S.J., M. Dudík, R. E. Schapire. 2004. A maximum entropy approach to species distribution Modeloing. In: *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*, ACM Press, New York, pp. 655–662.
- Pither, J. 2003. Climate tolerance and interspecific variation in geographic Tamaño de área. *Proc. R. Soc. B*, 270, 475–481.
- Phillips, S. J., P. Anderson, R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy Modeloing of species geographic distributions. *Ecological Modeloing*, 190:231-259.

- Ponder, W. F., G. A. Carter, P. Flemons, R. R. Chapman. 2001. Evaluation of museum collection data for use in biodiversity assessment. *Conservation Biology*, 15, 648–657.
- QGIS Development Team, 2009. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.osgeo.org>
- Raunkiaer, C. 1934. *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Oxford University Press.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Root TL, J. T. Price, K. R. Hall, S. H. Schneider, C. Rosenzweig, J. A. Pounds. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421:57–60
- Runge C. A., A. Tulloch, E. Hammill, H. P. Possingham, F.A Fuller. 2015. Geographic Tamaño de área and extinction risk assessment in nomadic species. *Conservation Biology* Vol. 29: 865–876,
- Sánchez-Fernández, D., J. M. Lobo, A. Millán, I. Ribera. 2012. Habitat type mediates equilibrium with climatic conditions in the distribution of Iberian diving beetles. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 988–997.
- Shreve F., I. Wiggins. 1964. *Vegetation and Flora of the Sonoran Desert*. Stanford University Press, 1740 pages.
- Schröter, D. W., R. Cramer, I. C. Leemans, M. B. Prentice, A. W. Araújo, A. Arnell, H. Bondeau, T. Bugmann, C. A. Carter, A. C. Gracia, M. de la Vega-Leinert, F. Erhard, M. Ewert, J. I. Glendining, S. House, R. J. Kankaanpää, T. Klein, S. Lavorel, M. Lindner, M. Metzger, J. Meyer, T. D. Mitchell, I. Reginster, M. Rounsevell, S. Sabate, S. Sitch, B. Smith, J. Smith, P. Smith, M.T. Sykes, K. Thonicke, W. Thuiller, G. Tuck, S. Zähle, B. Zierl. 2005. Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe, *Science* 310: 1333–1337
- Slatyer, R.A., M. Hirst, P. Jason. 2013. Niche breadth predicts geographical range size: a general ecological pattern. *Ecology Letters*: 16 1104–1114
- Soberón, J., M. Nakamura. 2009. Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *PNAS* 106:19644–19650.
- Sparks T. H., A. Menzel. 2002. Observed changes in seasons, an overview. *Int. J. Climatol.* 22:1715–26

- Standards and Petitions Working Group. 2006. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 6.2. Prepared by the Standards and Petitions Working Group of the IUCN SSC Biodiversity Assessments Sub-Committee in December 2006.
- Stevenson, P.R., M. E. Rodríguez. 2008. Determinantes de la composición florística y efecto de borde en un fragmento de bosque en el Guaviare, Amazonía colombiana. *Colombia Forestal*, 11, 5-17.
- Svenning, J. C., F. Skov. 2004. Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecology Letters*. 7:565-573.
- Swets J.A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*. Jun 3;240 (4857):1285-93.
- Téllez-Valdés, O., P. Dávila-Aranda. 2003. Protected areas and climate change: a case study of the cacti in the Tehuac'an-Cuicatla'n Biosphere Reserve, México. *Conserv. Biol.* 17: 846–853.
- ter Braak, C. J. F., P. F. M. Verdonschot. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Science*, 57: 255-298.
- Thomas C. D., A. Cameron, R. E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont, Y. C. Collingham, B. F. N. Erasmus, M. F. de Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A. S. van Jaarsveld, G. F. Midgley, L. Miles, M. A. Ortega-Huerta, P. A. Townsend, O. L. Phillips, S. E. Williams. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427:145-148
- Thomas C. 2005. Recent evolutionary effects of climate change. See Lovejoy y Hannah 2005, pp. 75–90
- Thomas C.D., A. Camer, R. E. Green, M. Bakkenes, L.J Beaumont, Y. C. Collingham B. F. Erasmus, M. F. De Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A. S. Van Jaarsveld, G.F Midgley, L. Miles, M. A. Ortega-Huerta. P. A. Peterson, O.L. Phillips, S. E- Williams. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*. 2004. (6970):145-8.
- Thompson JN. 2005. *The Geographic Mosaic of Coevolution* (Univ Chicago Press, Chicago).
- Thuiller W., S. Lavorel, G. Midgley, S. Lavergne, T. Rebelo. 2004. Relating plant traits and species distributions along bioclimatic gradients for 88 *Leucadendron* taxa. *Ecology*, 85:1688–1699.
- Thuiller, W., S. Lavorel, M. B. Araujo. 2005. Niche properties and geographic extent as predictors of species sensitivity to climate change. *Global Ecol. Biogeogr.* 14, 347–357.

- Thuiller W., S. Lavorel, M. T. Sykes, M. B. Araujo. 2006. Using niche based Modelolng to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe. *Diversity and Distributions*, 12,49–60.
- Thuiller W., C. Alberta, M. B. Araújo, P. M. Berryc, M. Cabezad, A. Guisan, H. Thomas, G. F. Midgley, J. Paterson, F. M. Schurrh, M. T. Sykesf, N. E. Zimmermann. 2008. Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9:137–152.
- Valiente-Banuet, A., M. del C. Arizmendi. 1997. Interacciones entre cactáceas y animales: polinizadores, dispersión de semillas y nuevos individuos. In: Zavala-Hurtado, J. A. (ed.). *Cactáceas: Suculentas mexicanas*. CVS Publicaciones, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca, Universidad Nacional Autónoma de México y Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F. pp. 61
- Williams, P.H., M.B. Araújo. 2000. Using probability of persistence to identify important areas for biodiversity. *Proceedings of the Royal Society London B* 267: 1959-66
- Williams P., L. Hannah, S. Andelman, G. Midgley, M. Araújo, G. Hughes. 2005. Planning for climate change: identifying minimum-dispersal corridors for the Cape Proteaceae. *Conserv. Biol.*,19:1063–1074.
- Williams S.E., L. P. Shoo, J. L. Isaac, A. A. Hoffmann, G. Langham. 2008. Towards an Integrated Framework for Assessing the Vulnerability of Species to Climate Change. *PLoS Biol* 6(12): e325. doi:10.1371/journal.pbio.0060325
- Woodward F.I., W. Cramer. 1996. Plant Functional types and climatic changes: introduction. *Journal of Vegetation Science* 7:321-328.

11. ANEXO

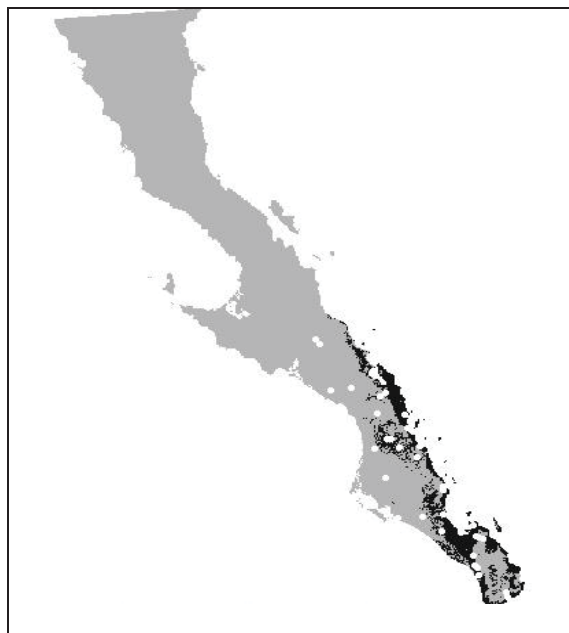
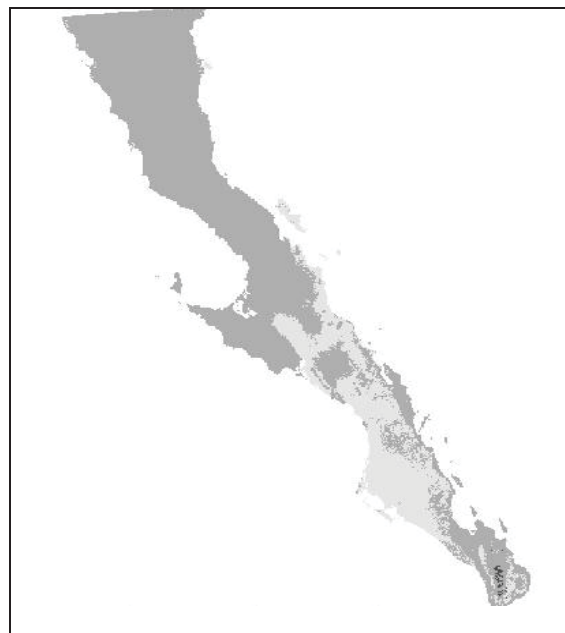
Anexo 1. Fichas de resultados por especie:

A continuación se muestran los resultados ordenados alfabéticamente por especie del tamaño de área de distribución, los valores de sensibilidad ante el cambio climático, el estado de conservación en la lista roja (IUCN) y en la Norma oficial mexicana: NOM-059-ECOL-2010(NOM); así como sus mapas de distribución potencial y de sensibilidad.

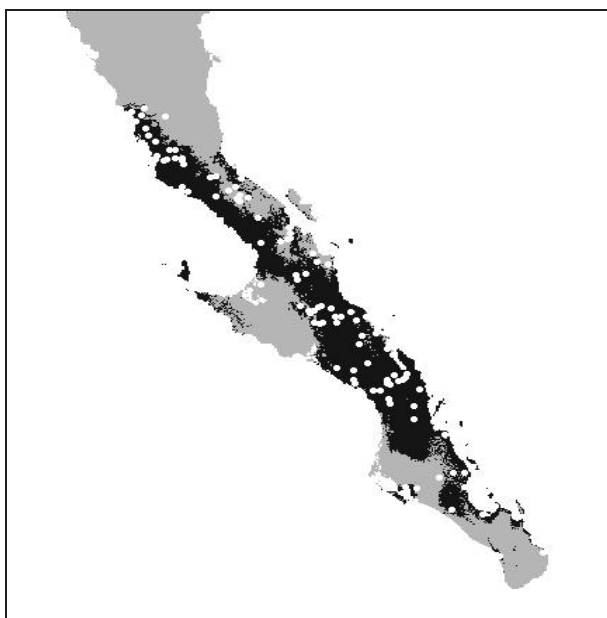
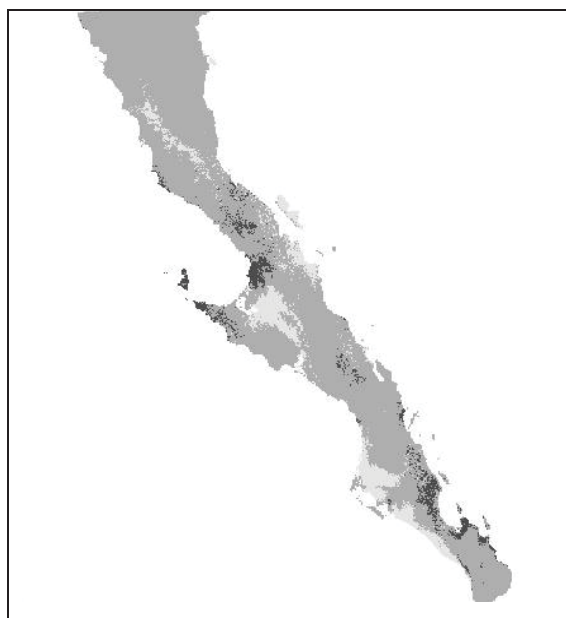
En los mapas de distribución el área oscura representa la distribución potencial de la especie y los puntos blancos son registros de esa especie.

En los mapas de sensibilidad las áreas claras representan ganancia de hábitat y las áreas oscuras representan pérdida de hábitat.

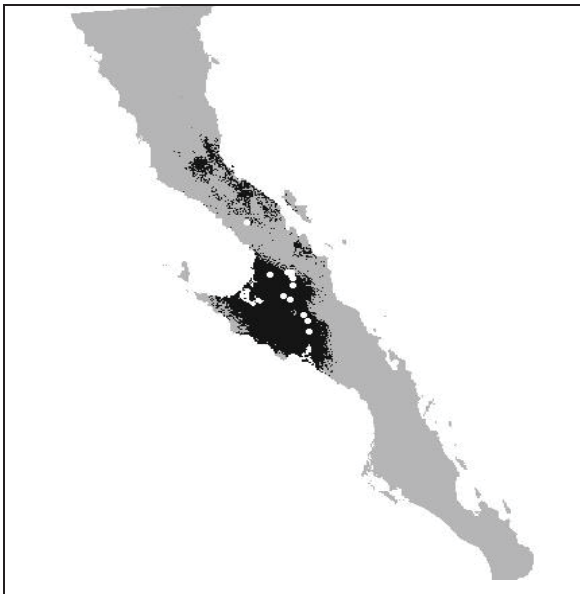
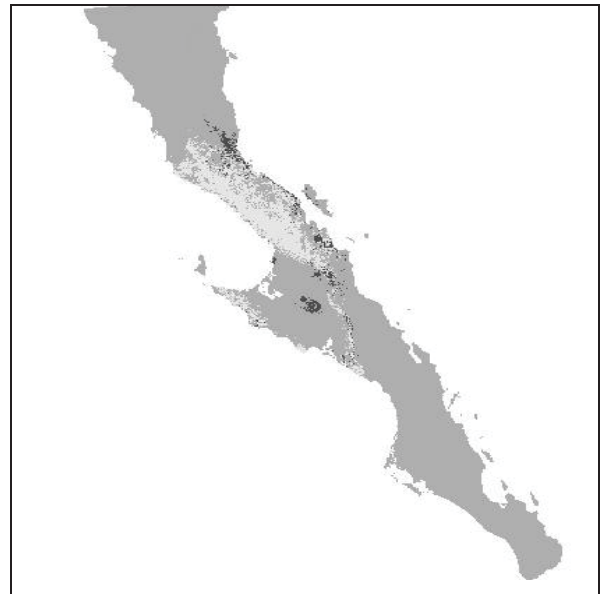
<i>Cochemiea poselgeri</i>			
Área de ocupación: 19866 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
3.96	96.04	265.78	261.82
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
No Aplica		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

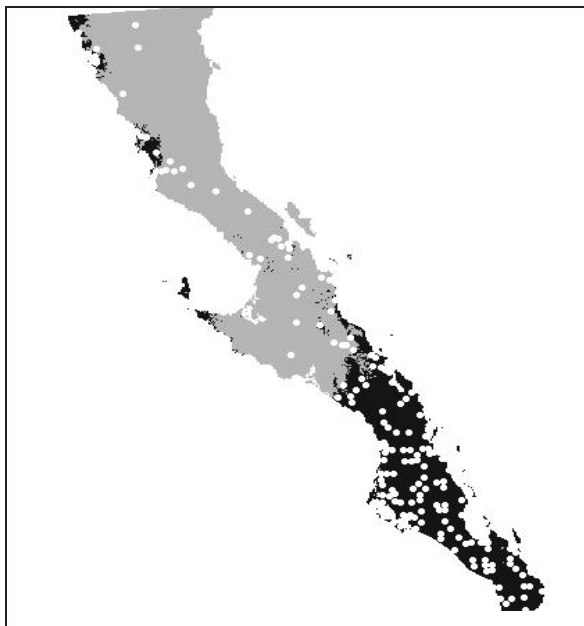
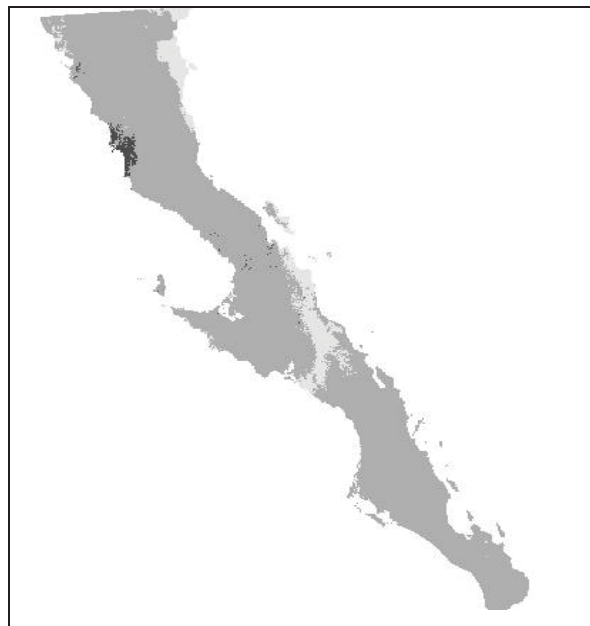
<i>Cylindropuntia alcahes</i>			
Área de ocupación: 83074 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
28.23	71.77	49.01	20.78
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

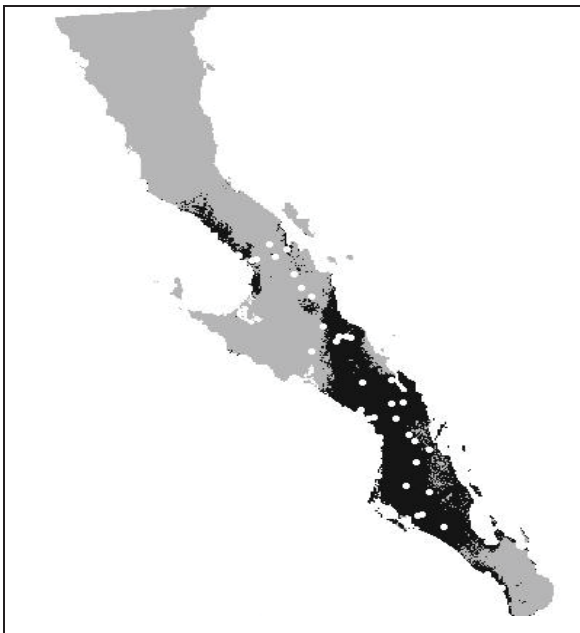
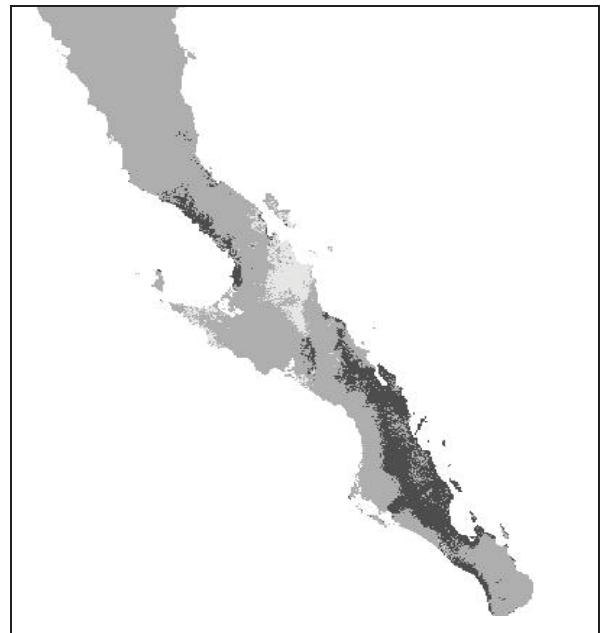
<i>Cylindropuntia calmalliana</i>			
Área de ocupación: 33758 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
34.21	65.79	53.05	18.84
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

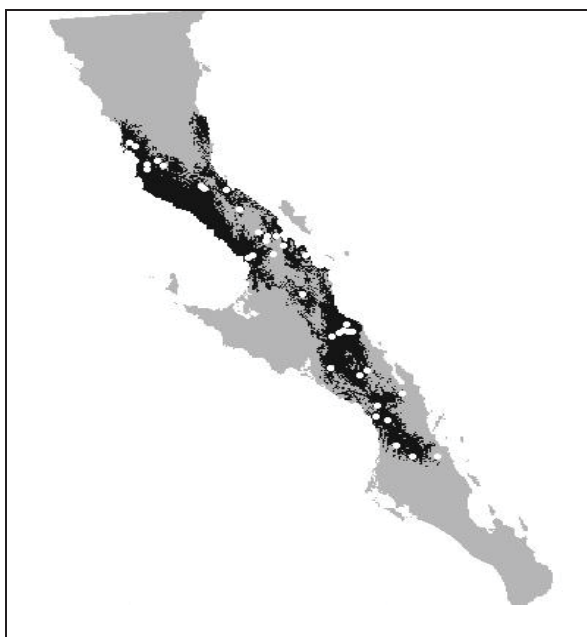
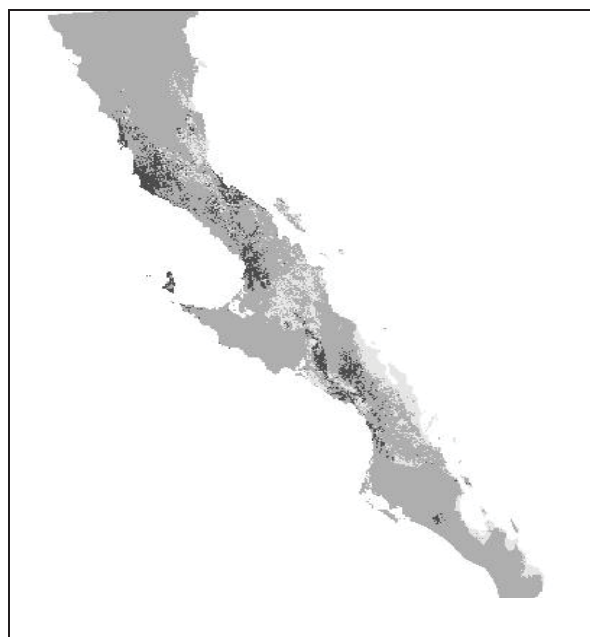
<i>Cylindropuntia cholla</i>			
Área de ocupación: 67057 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
4.11	95.89	40.88	36.77
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

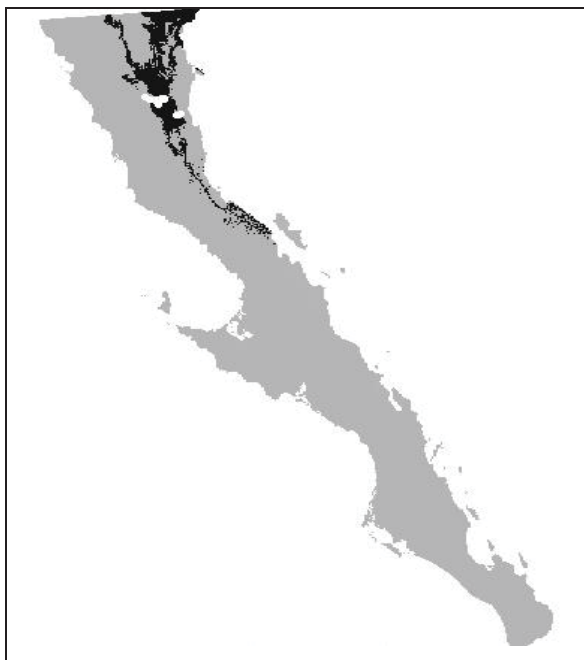
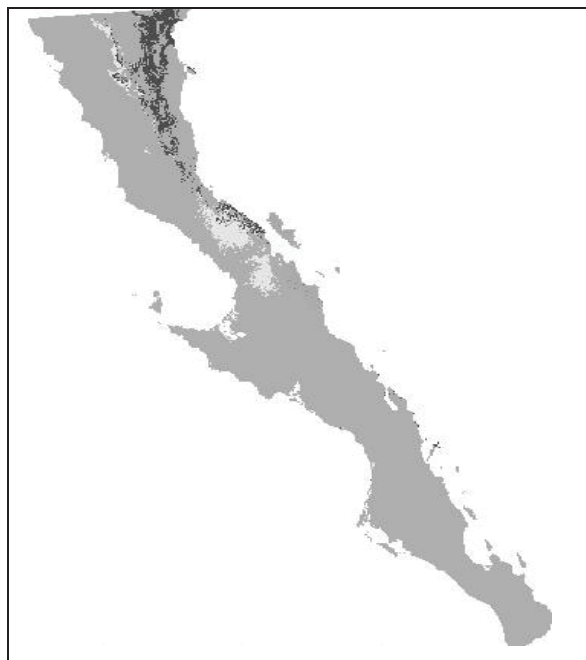
<i>Cylindropuntia lindsayi</i>			
Área de ocupación: 60399 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
53.69	46.31	34.83	-18.86
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

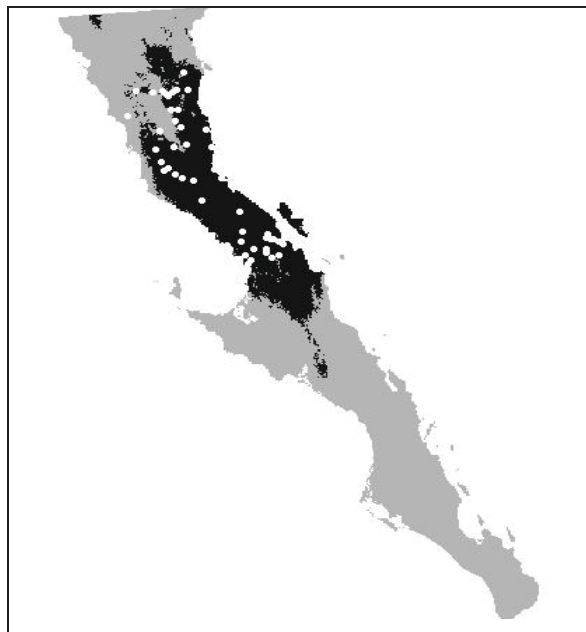
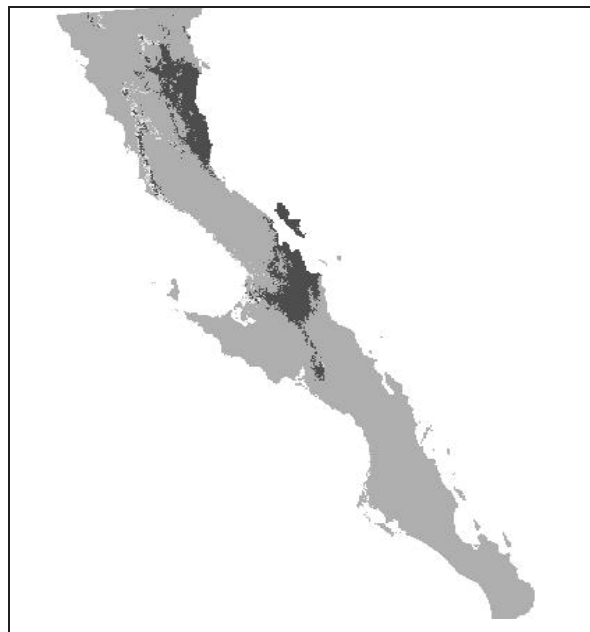
<i>Cylindropuntia molesta</i>			
Área de ocupación: 50729 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
35.19	64.81	84.56	49.37
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

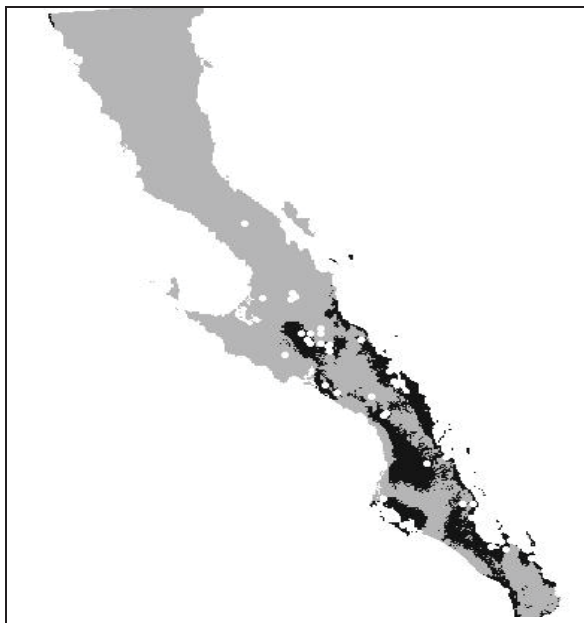
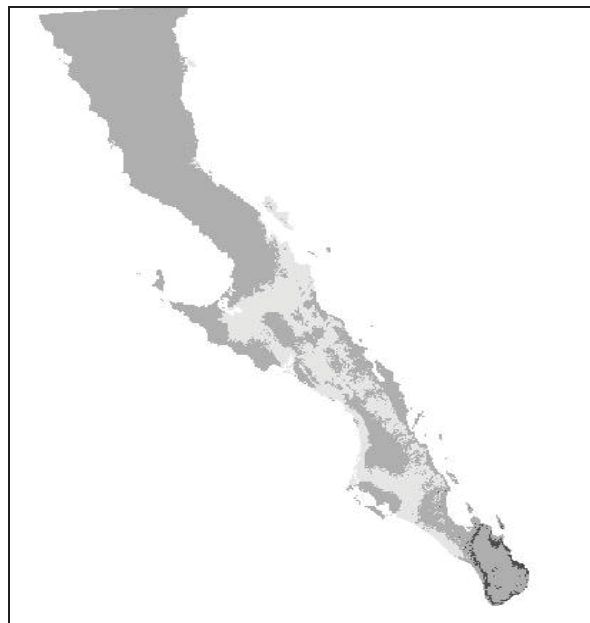
<i>Cylindropuntia sanfelipensis</i>			
Área de ocupación: 15866 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
60.63	39.37	60.43	-0.20
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

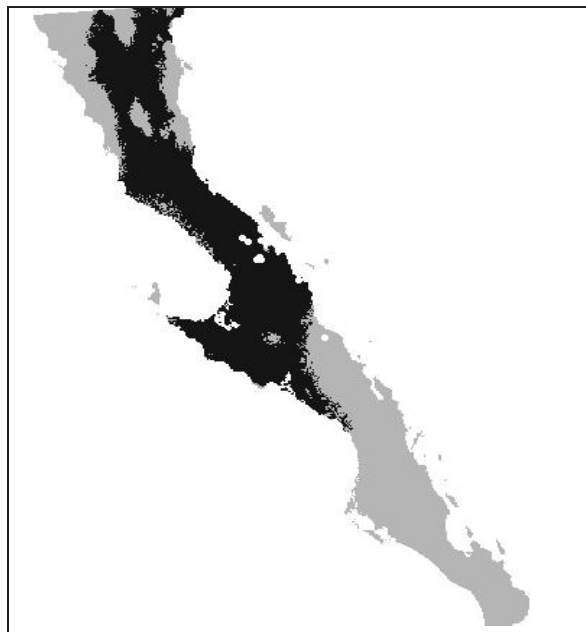
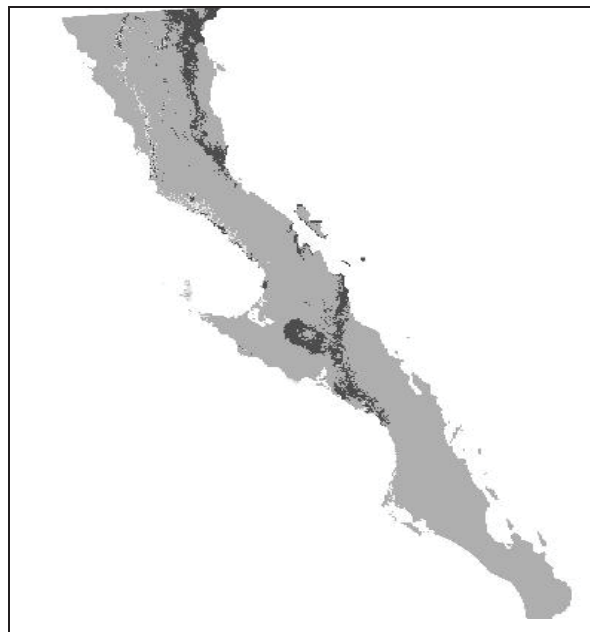
<i>Cylindropuntia tesajo</i>			
Área de ocupación: 59407 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
51.21	48.79	9.04	-42.17
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

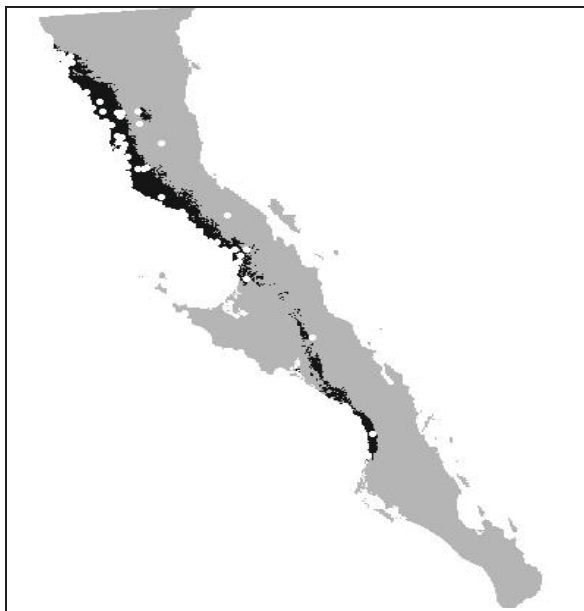
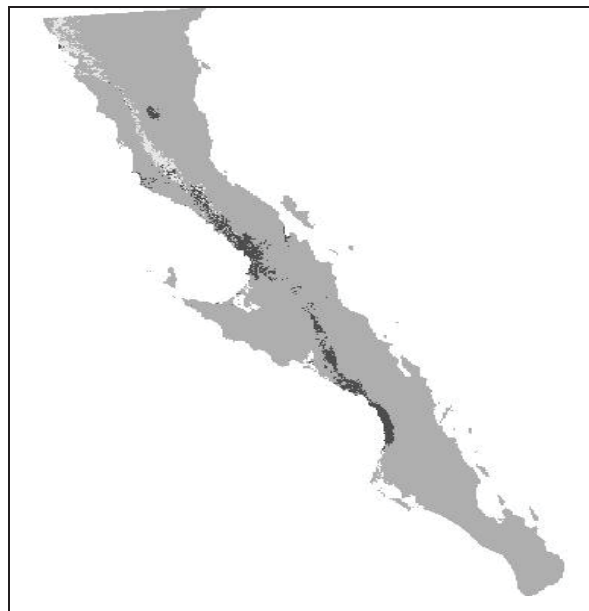
<i>Echinocereus brandegeei</i>			
Área de ocupación: 35959 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
19.87	80.13	154.32	134.45
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

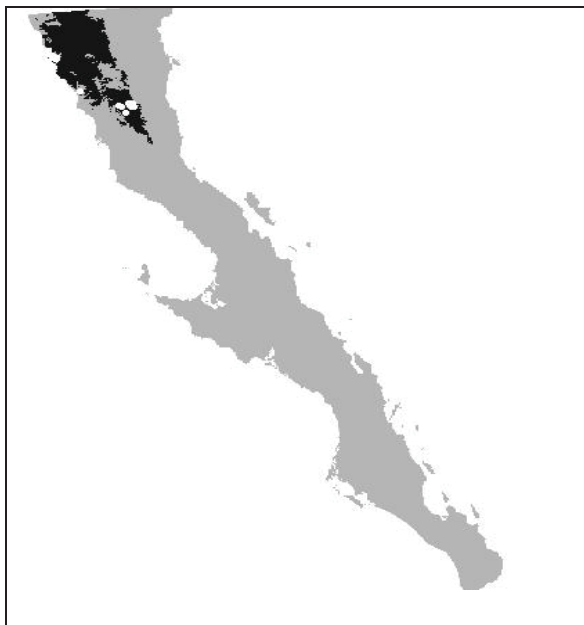
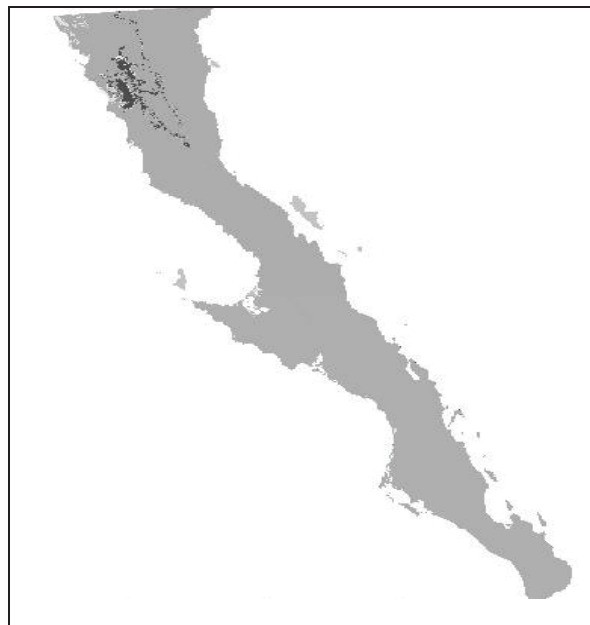
<i>Echinocereus ferreirianus</i>			
Área de ocupación: 99441 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
41.63	58.37	4.04	-37.59
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

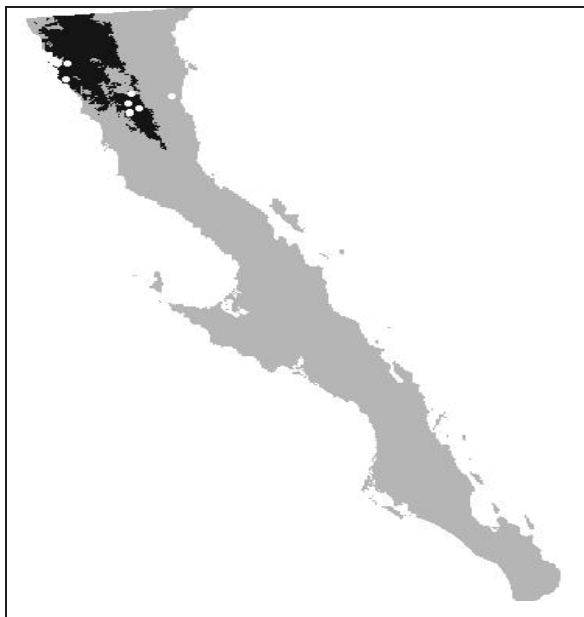
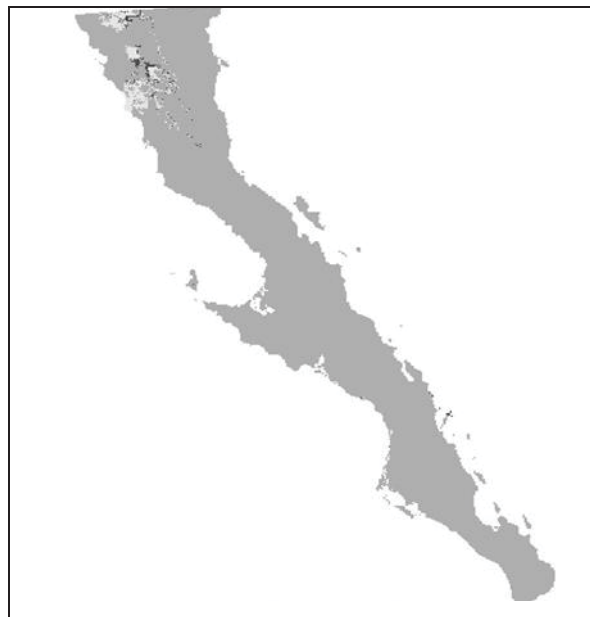
<i>Echinocereus maritimus</i>			
Área de ocupación: 26843 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
54.11	45.89	23.62	-30.49
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Vulnerable B1 (Vu)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

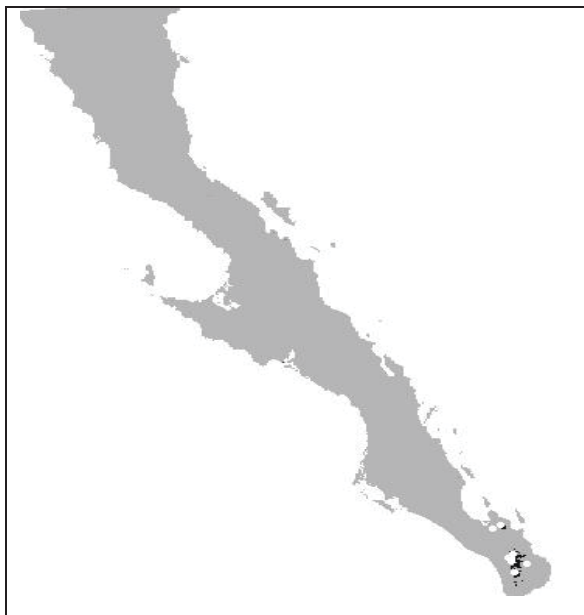
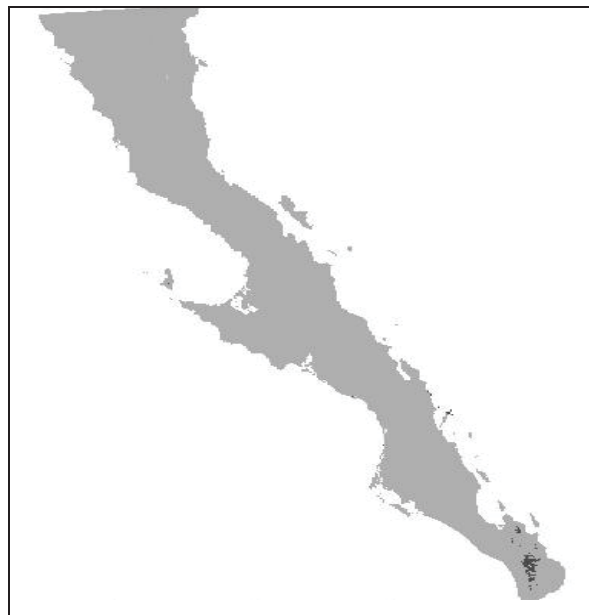
<i>Echinocereus mombergerianus</i>			
Área de ocupación: 19907 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
50.00	50.00	5.74	-44.26
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Datos insuficientes (DD)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

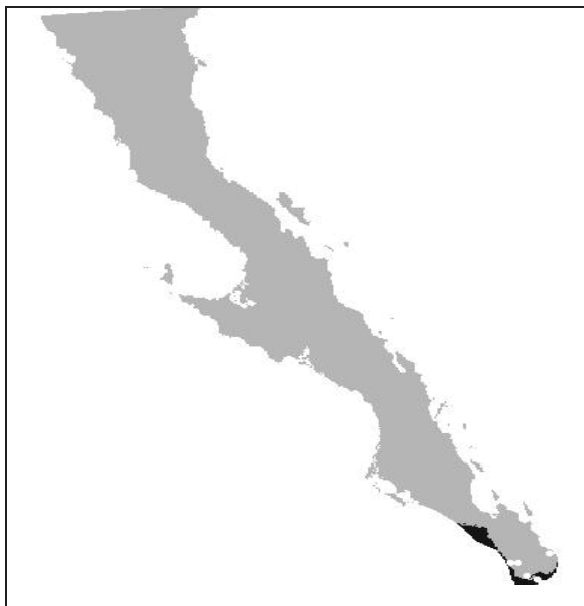
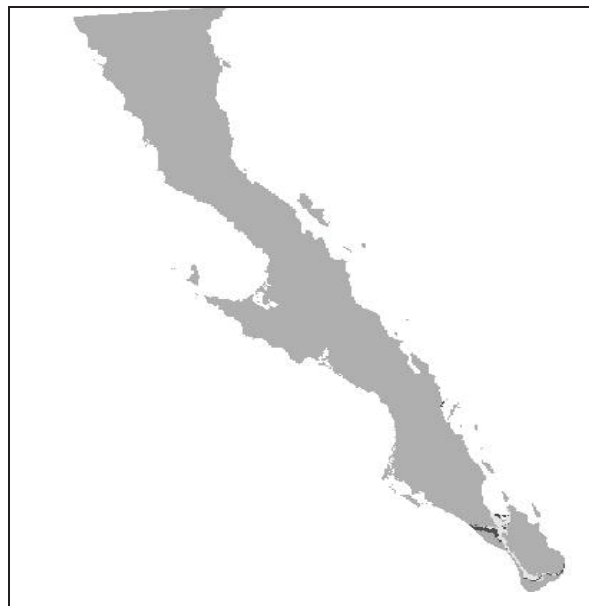
<i>Echinocereus pacificus</i>			
Área de ocupación: 18393 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
22.03	77.97	9.46	-12.57
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

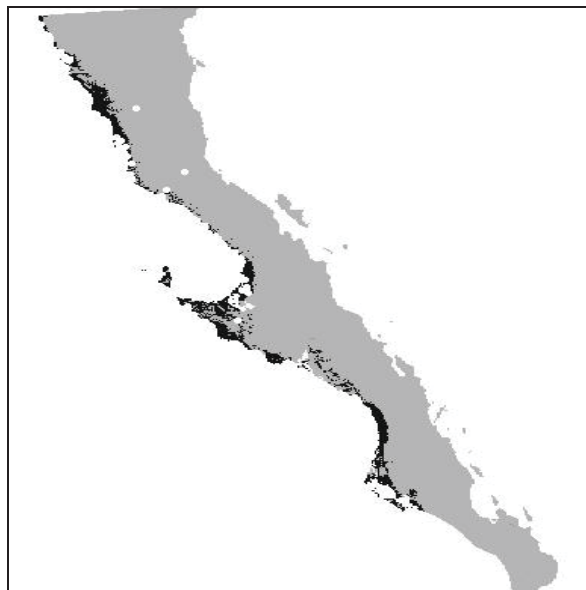
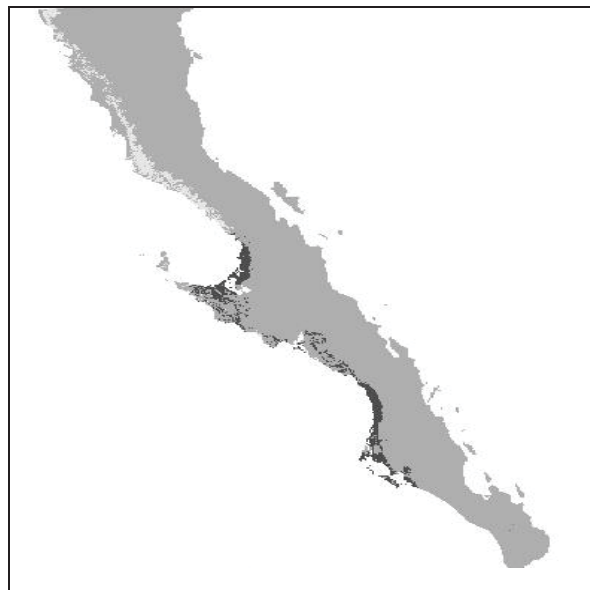
<i>Morangaya pensilis</i>			
Área de ocupación: 953 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
90.10	9.90	0.06	-90.05
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		Sujeta a protección especial (Pr)	

Distribución potencial**Sensibilidad**

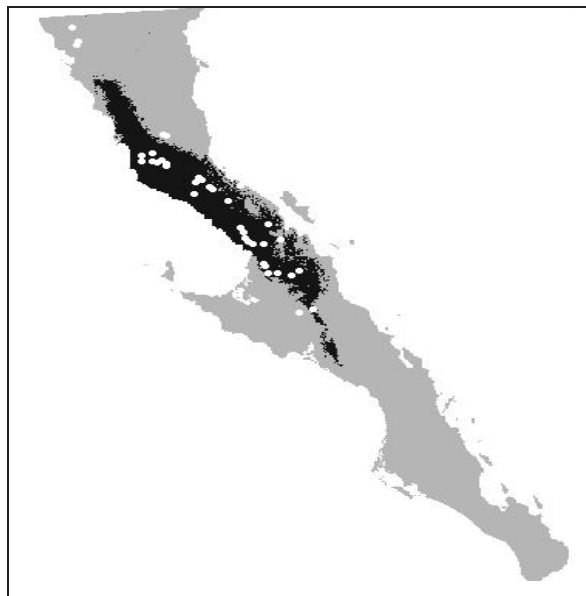
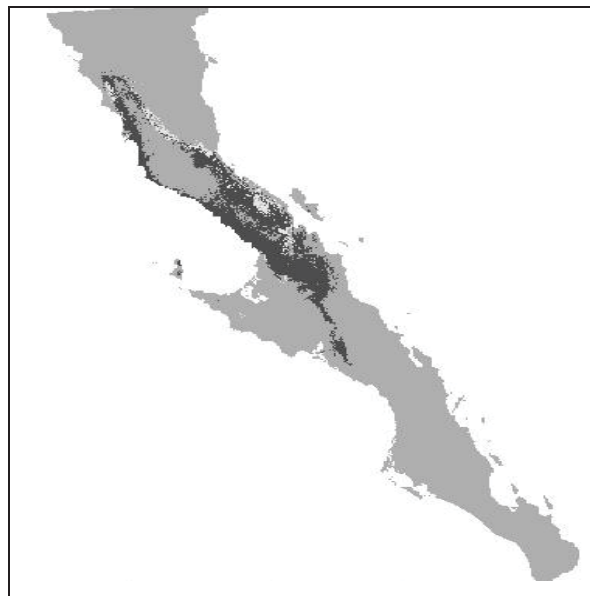
<i>Echinocereus sciurus</i>			
Área de ocupación: 9373 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
5.34	94.66	34.56	29.23
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Amenazada (EN)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

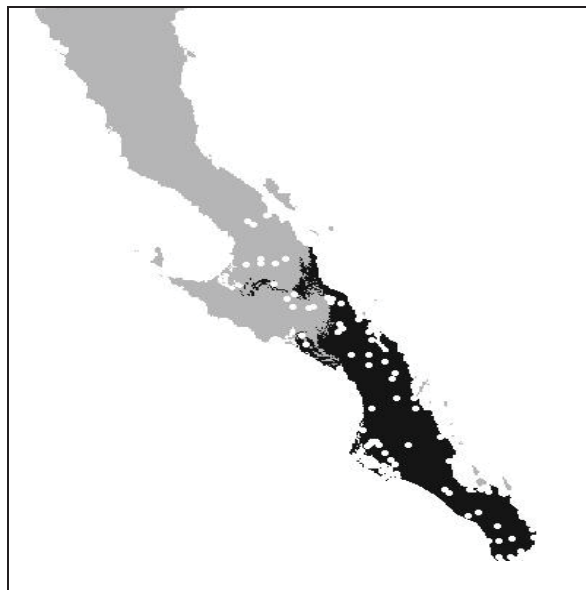
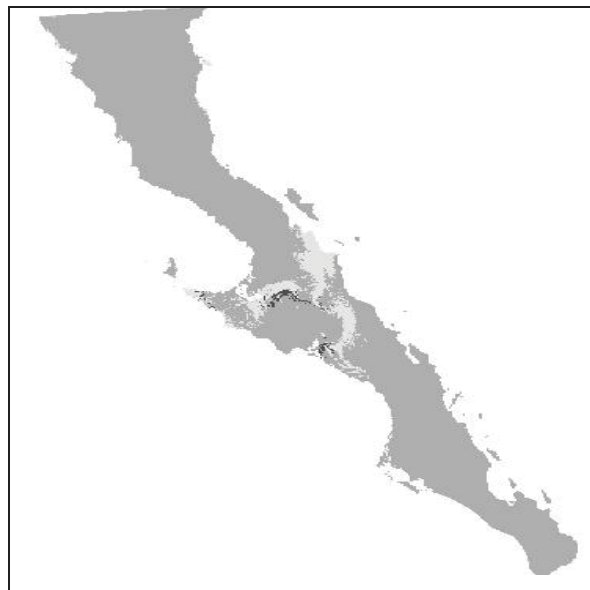
<i>Ferocactus fordii</i>			
Área de ocupación: 17939 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
56.69	43.31	72.56	15.87
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Vulnerable B1 (Vu)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

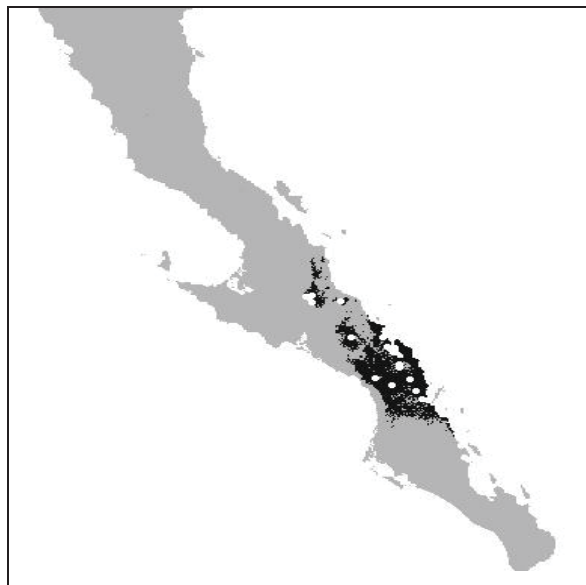
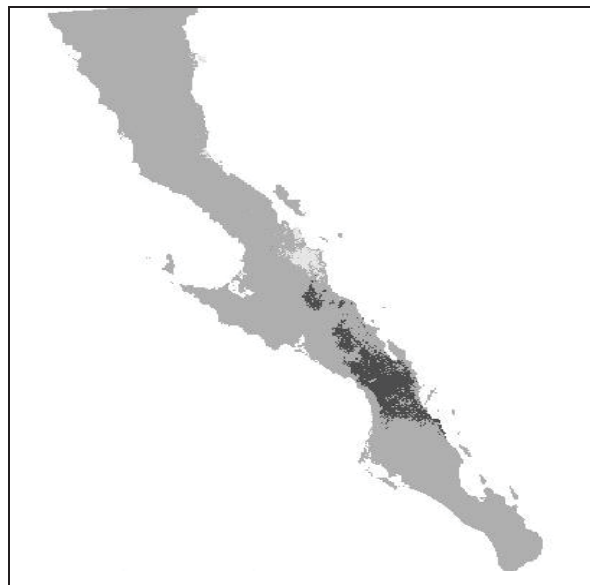
<i>Ferocactus gracilis</i>			
Área de ocupación: 41736 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
72.24	27.76	2.71	-69.52
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

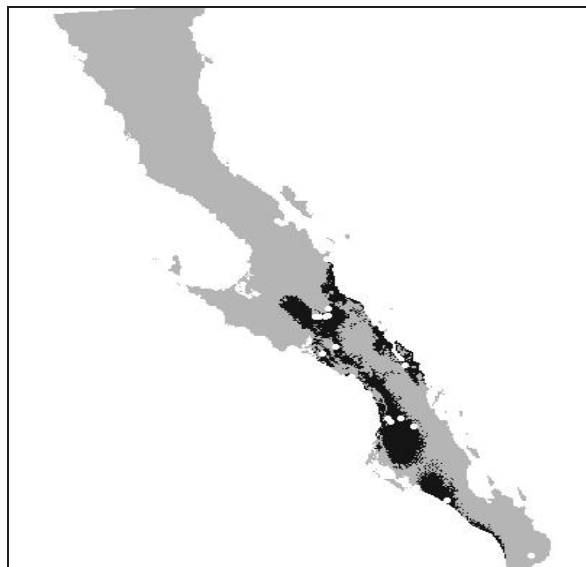
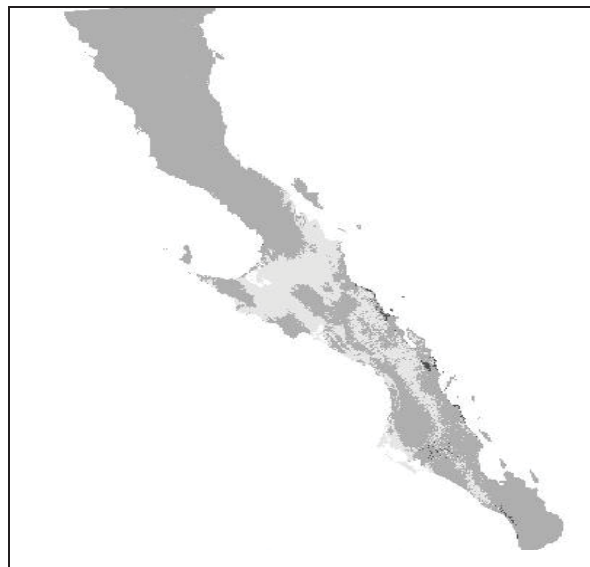
<i>Ferocactus peninsulae</i>			
Área de ocupación: 41736 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
2.34	97.66	39.20	36.86
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

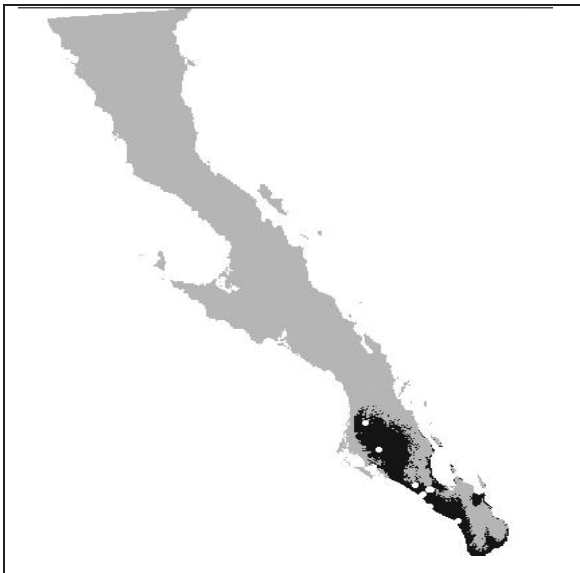
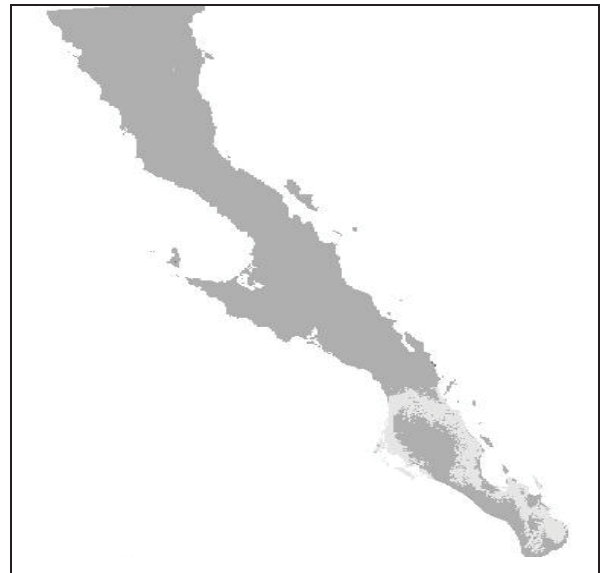
<i>Ferocactus rectispinus</i>			
Área de ocupación: 18744 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
75.83	24.17	20.49	-55.35
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
No evaluada (NE)		Amenazada (A)	

Distribución potencial**Sensibilidad**

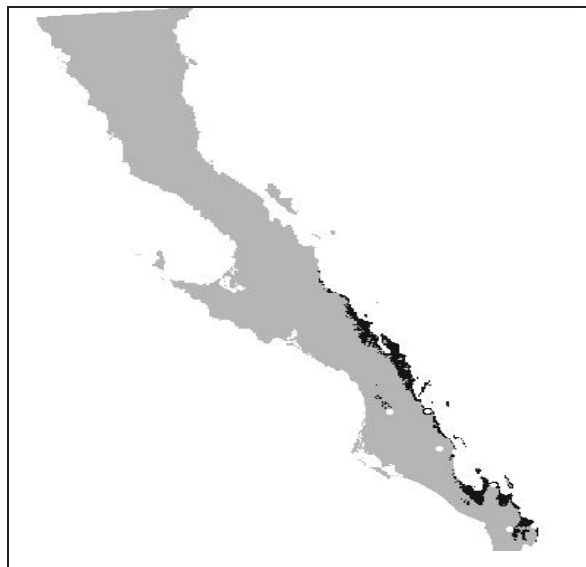
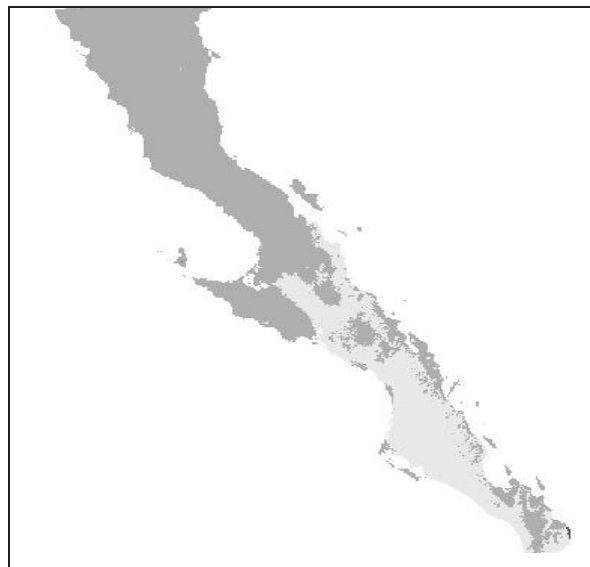
<i>Grusonia invicta</i>			
Área de ocupación: 32752 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
18.69	81.31	173.24	154.55
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

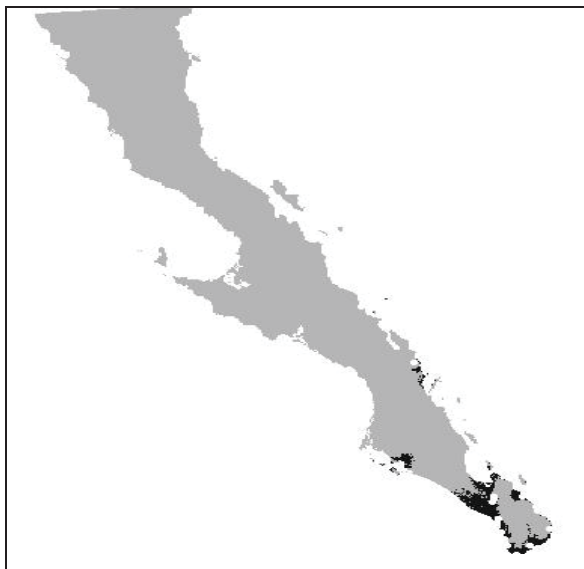
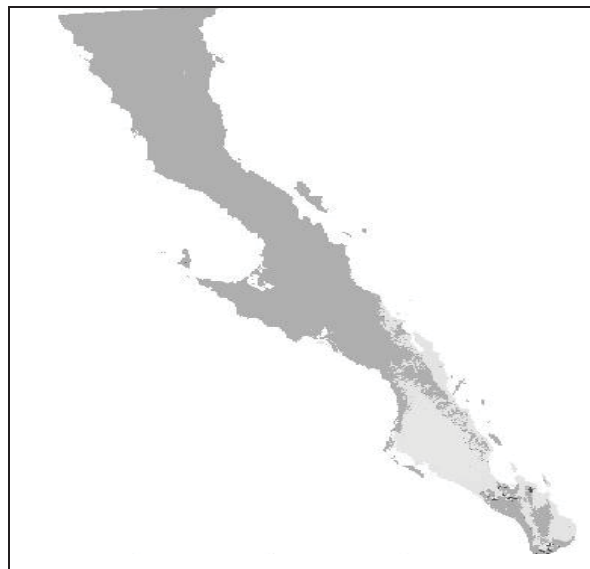
<i>Lophocereus gatesii</i>			
Área de ocupación: 21669 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
1.08	98.92	330.35	329.27
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Vulnerable A3 (Vu)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

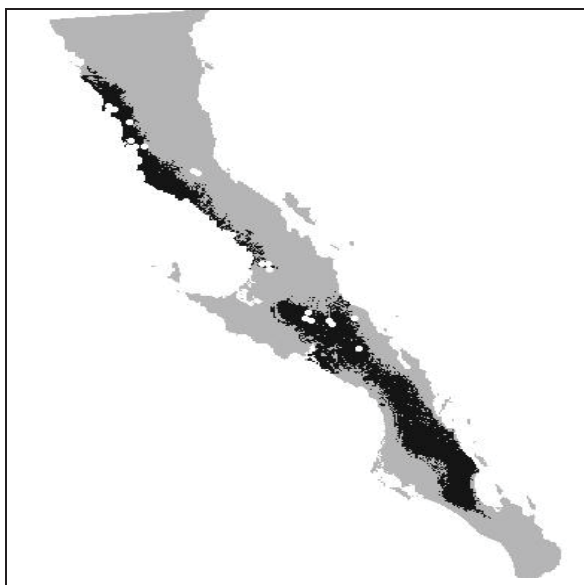
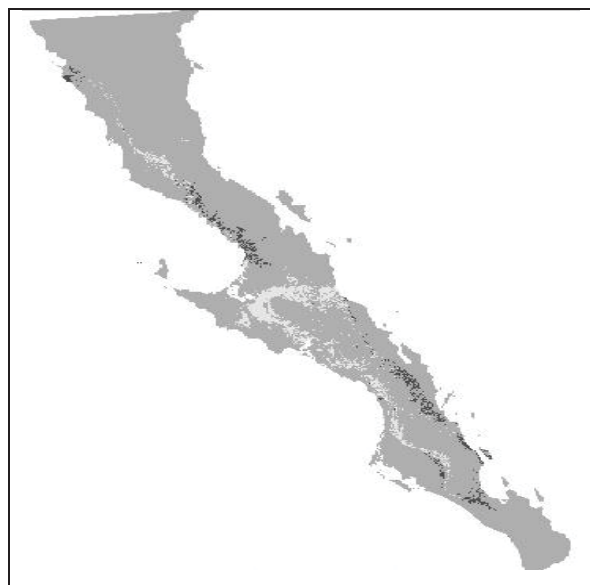
<i>Mammillaria albicans</i>			
Área de ocupación: 10567 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
1.27	98.73	726.81	725.55
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		Sujeta a protección especial (Pr)	

Distribución potencial**Sensibilidad**

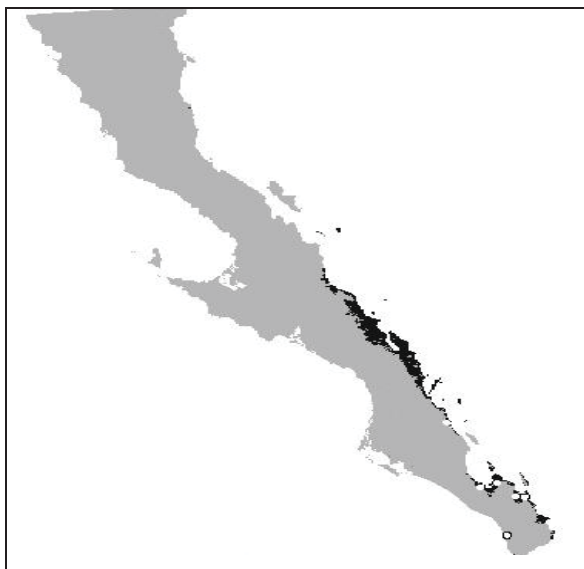
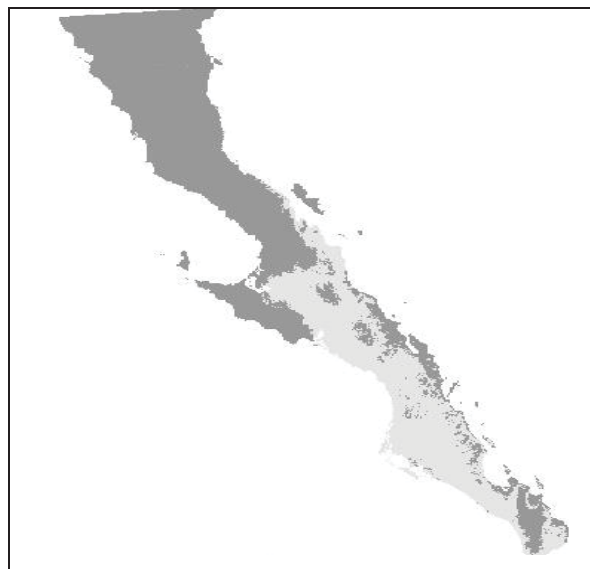
<i>Mammillaria armillata</i>			
Área de ocupación: 7084 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
0.07	99.93	572.78	572.70
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Vulnerable B1 (Vu)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

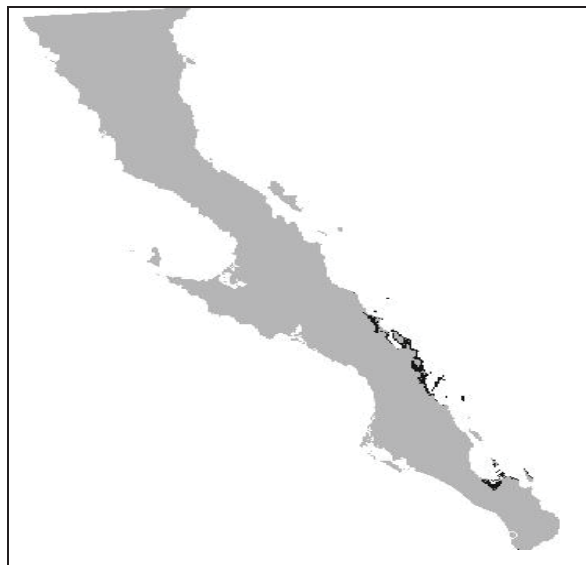
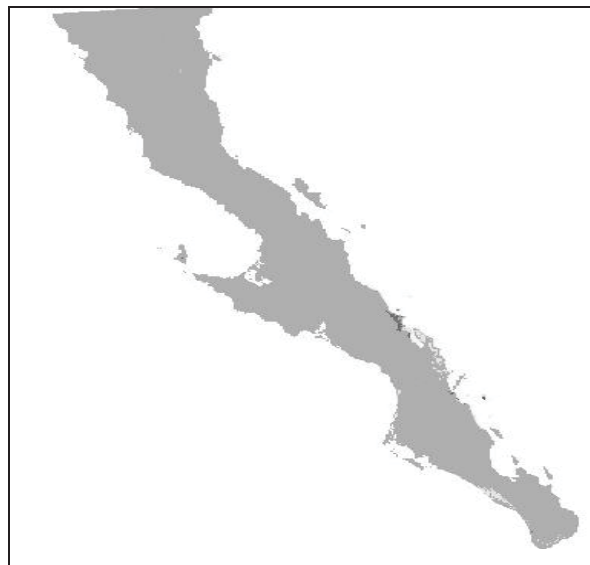
<i>Mammillaria brandegeei</i>			
Área de ocupación: 54996 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
29.52	70.48	42.93	13.41
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		Subespecie <i>glareosa</i> . Sujeta a protección especial (Pr)	

Distribución potencial**Sensibilidad**

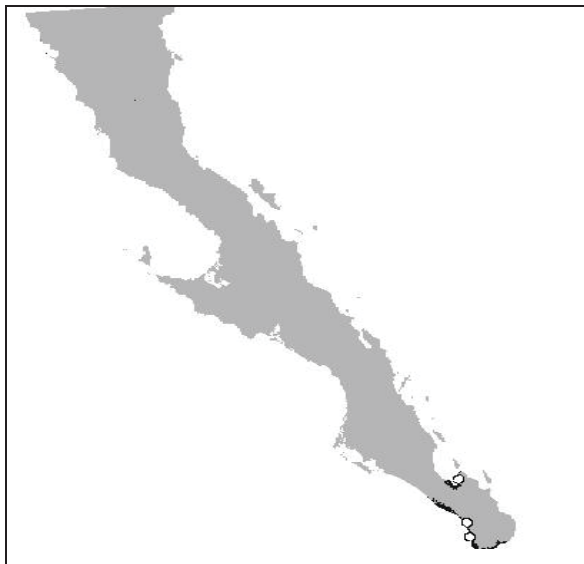
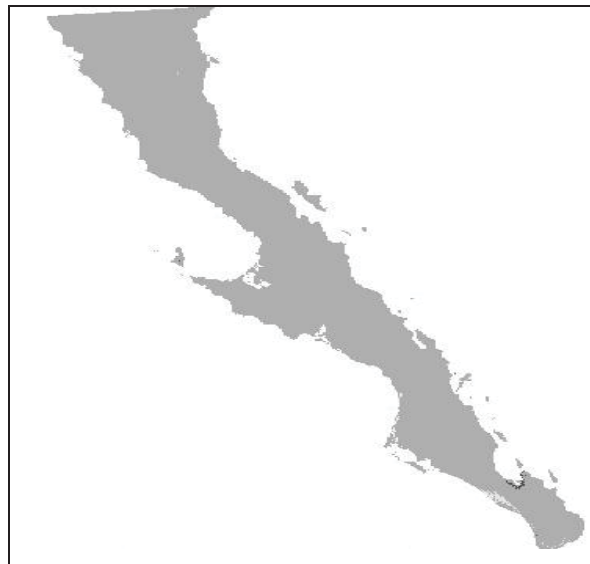
<i>Mammillaria capensis</i>			
Área de ocupación: 54997 km²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
0.10	99.90	113.03	112.92
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Amenazada B1(EN)		Sujeta a protección especial (Pr)	

Distribución potencial**Sensibilidad**

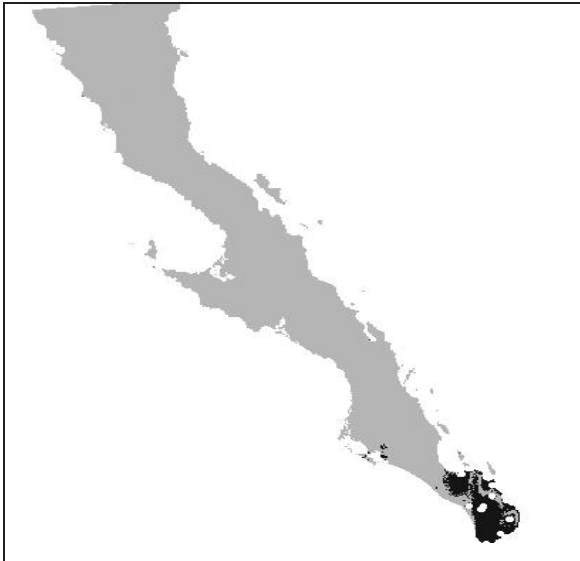
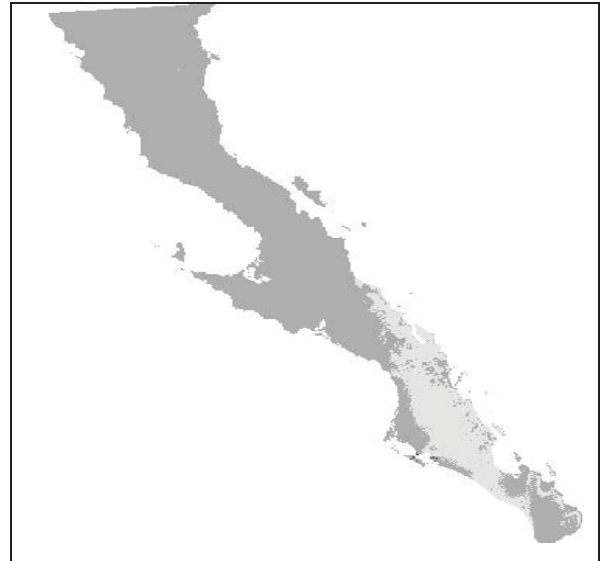
<i>Mammillaria fraileana</i>			
Área de ocupación: 2131 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
34.83	65.17	159.76	124.93
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
No Evaluada (NE)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

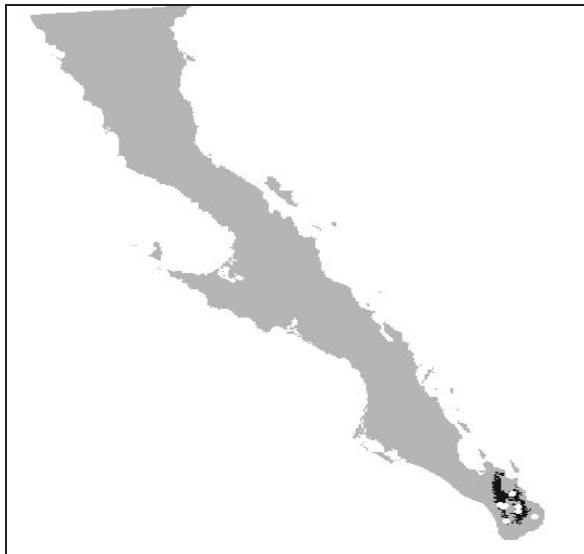
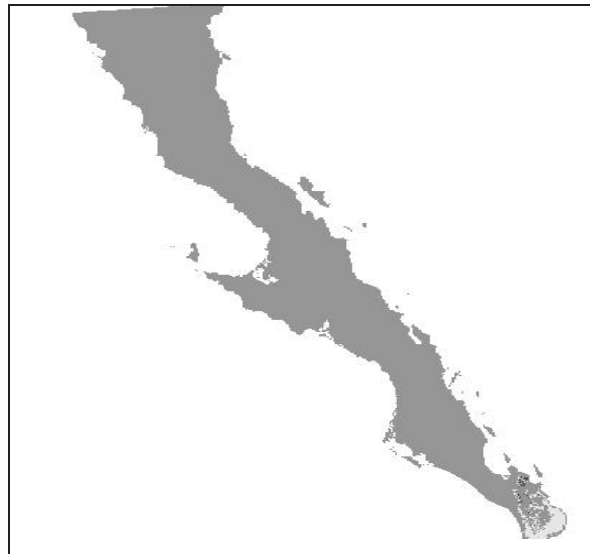
<i>Mammillaria peninsularis</i>			
Área de ocupación: 1620 km²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
26.35	73.65	46.32	19.96
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Amenazada B1(EN)		Sujeta a protección especial (Pr)	

Distribución potencial**Sensibilidad**

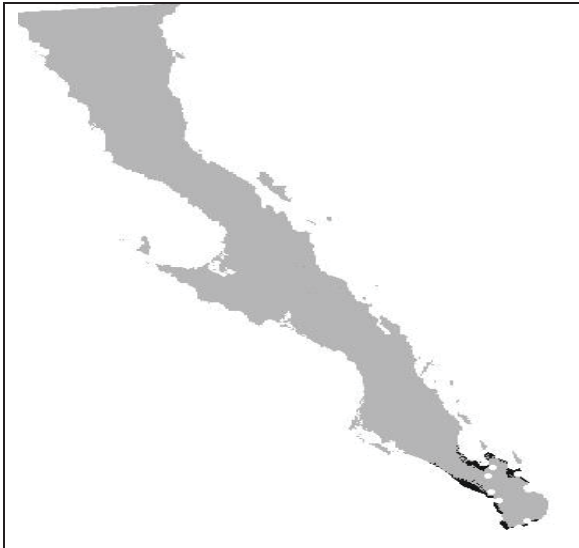
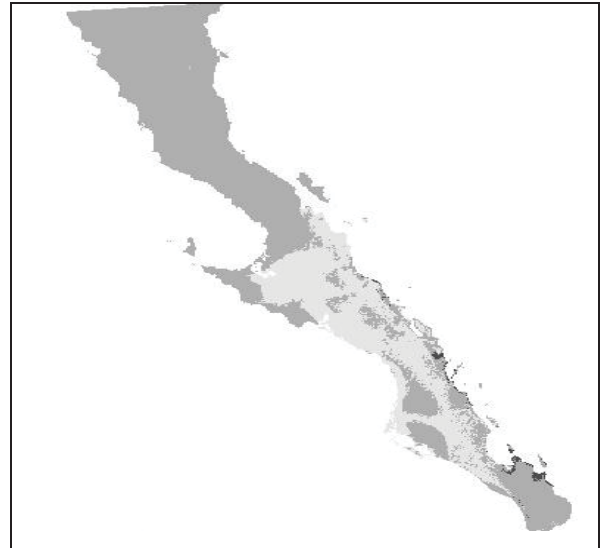
<i>Mammillaria petrophila</i>			
Área de ocupación: 11917 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
1.69	98.31	286.34	284.65
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Vulnerable B1 (VU)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

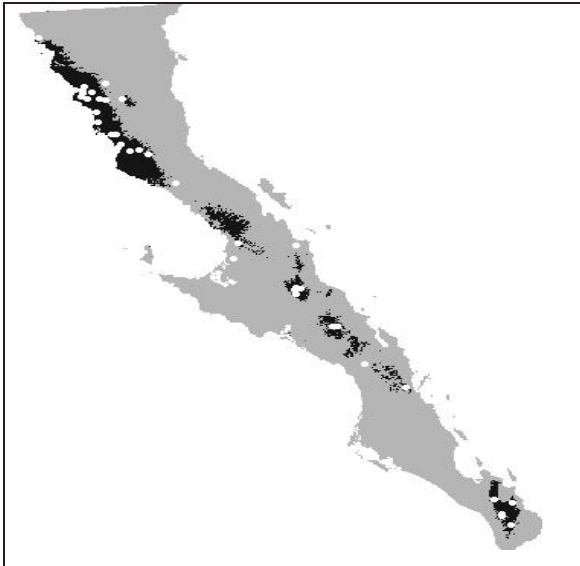
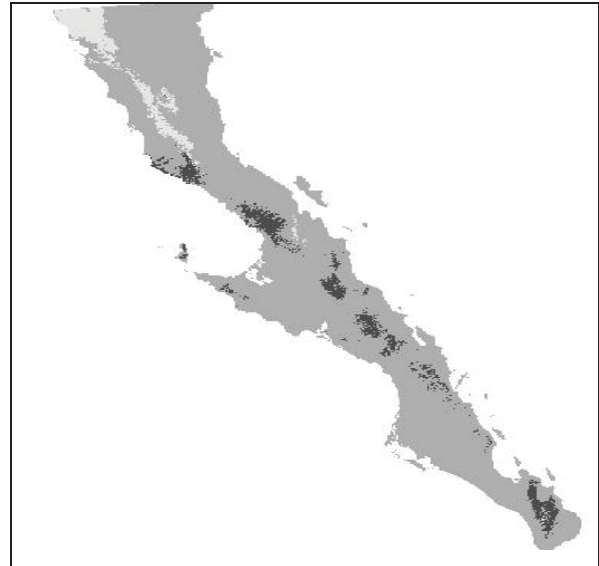
<i>Mammillaria phitauiana</i>			
Área de ocupación: 2661 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
4.53	95.47	378.49	373.97
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

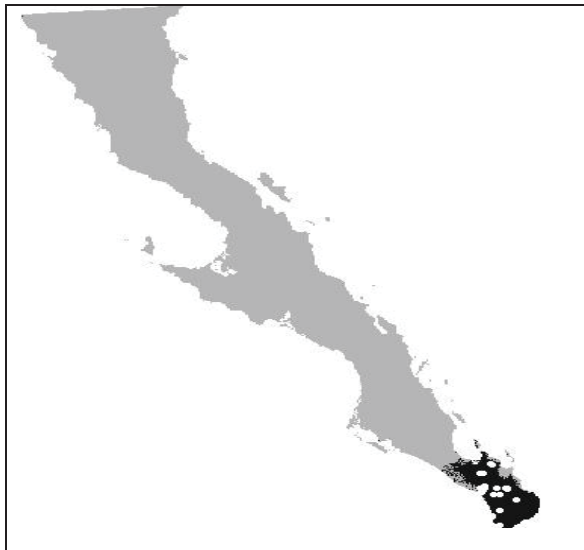
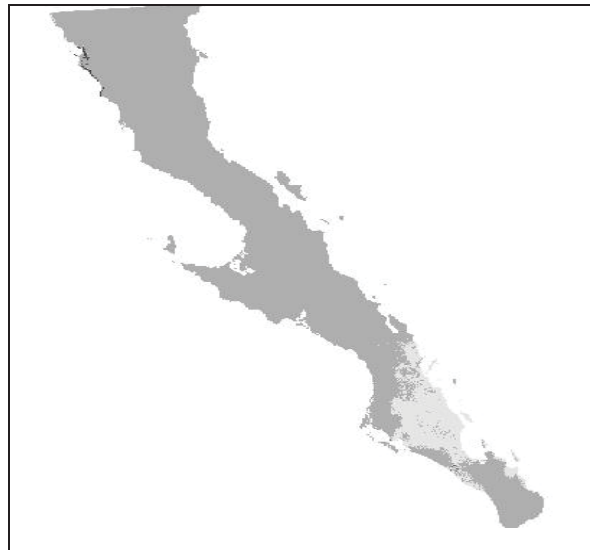
<i>Mammillaria schumannii</i>			
Área de ocupación: 16513 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
18.62	81.38	406.16	387.53
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Amenazada B1(EN)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

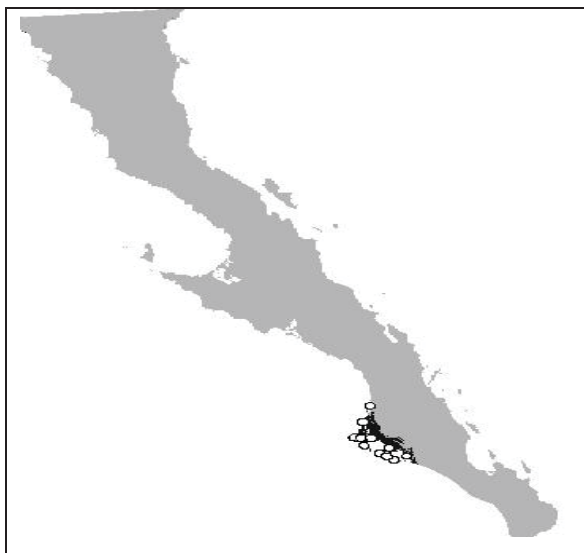
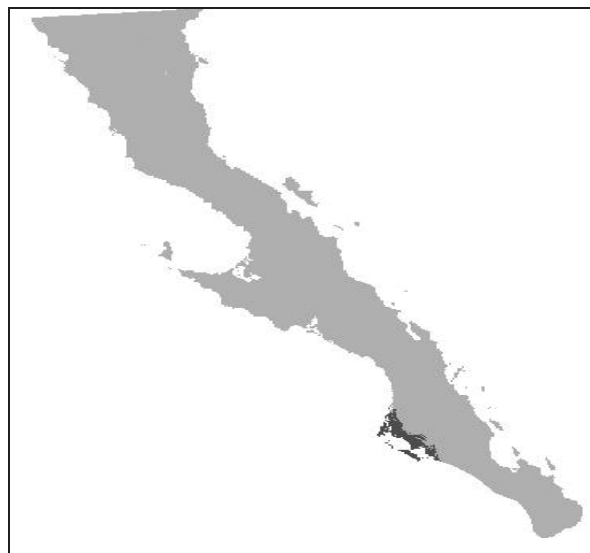
<i>Myrtillocactus cochal</i>			
Área de ocupación: 26043 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
50.25	49.75	45.20	-5.05
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

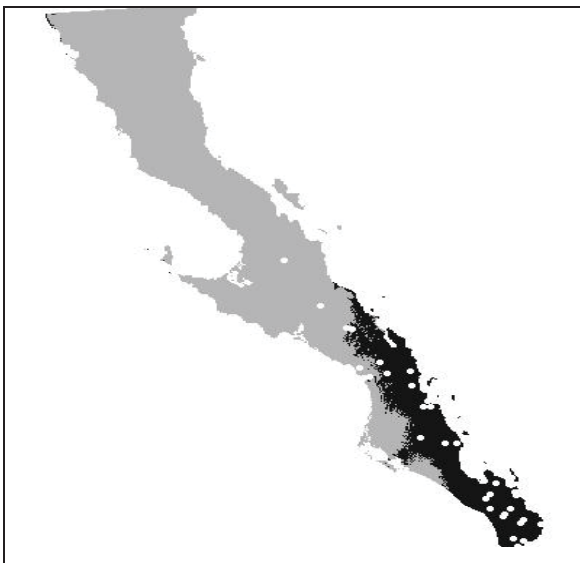
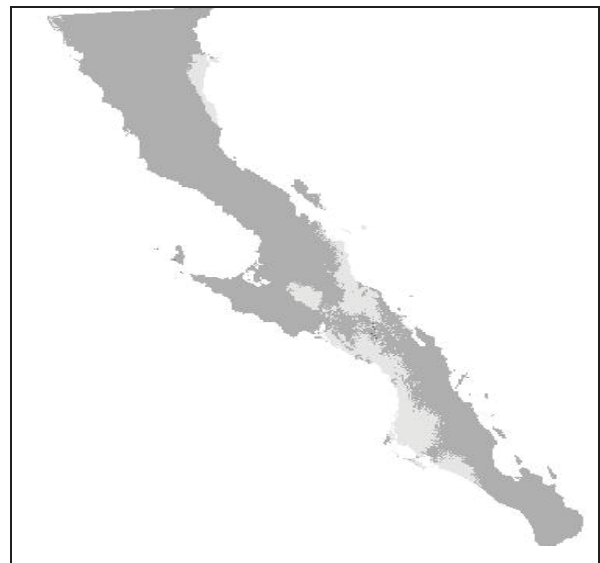
<i>Opuntia bravoana</i>			
Área de ocupación: 13235 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
0.87	99.13	168.60	167.73
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		Sujeta a protección especial (Pr)	

Distribución potencial**Sensibilidad**

<i>Opuntia pycnantha</i>			
Área de ocupación: 3231 km²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
97.16	2.84	0.74	-96.43
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

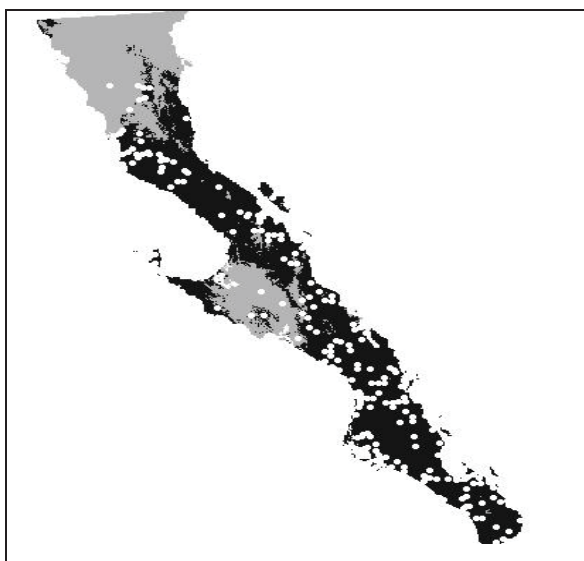
Distribución potencial**Sensibilidad**

<i>Opuntia taponia</i>			
Área de ocupación: 43947 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
0.59	99.41	64.65	64.06
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
No Evaluada (NE)		No amenazada	

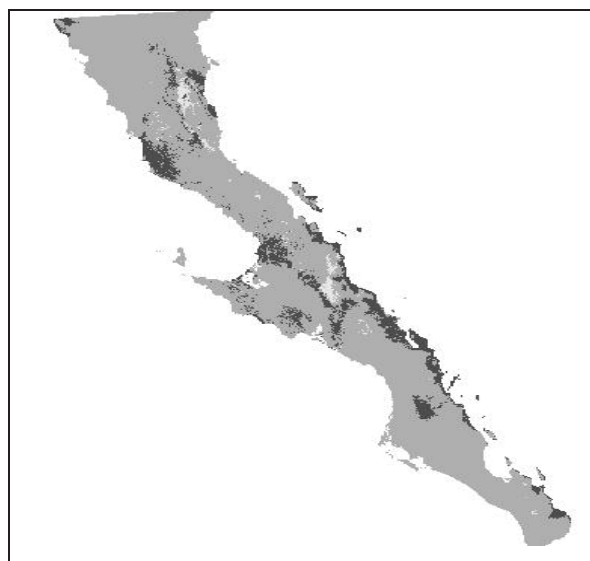
Distribución potencial**Sensibilidad**

<i>Pachycereus pringlei</i>			
Área de ocupación: 126129 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
30.58	69.42	9.03	-21.55
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

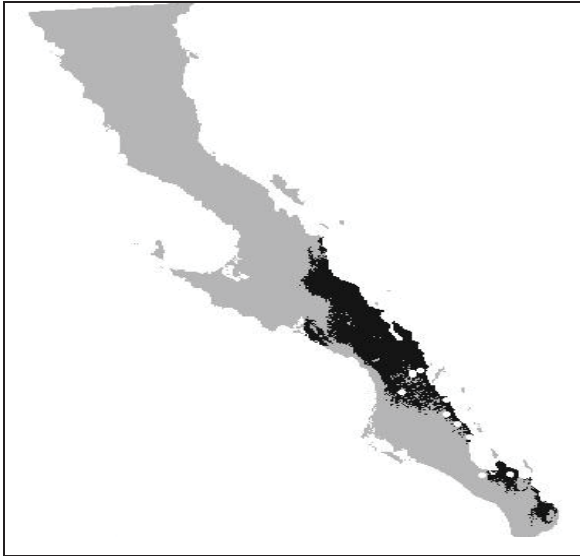
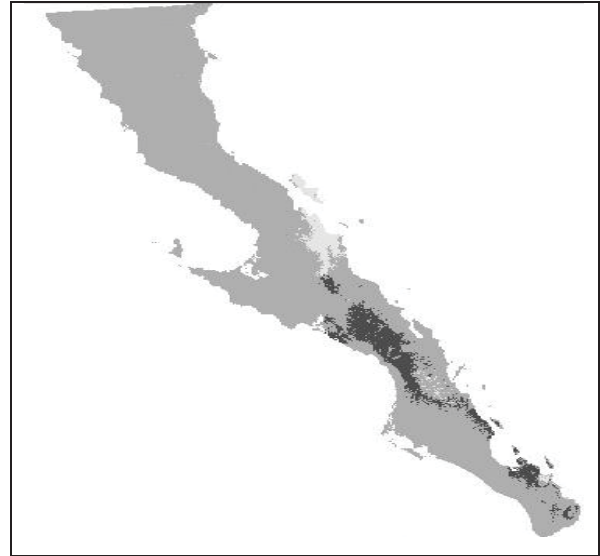
Distribución potencial



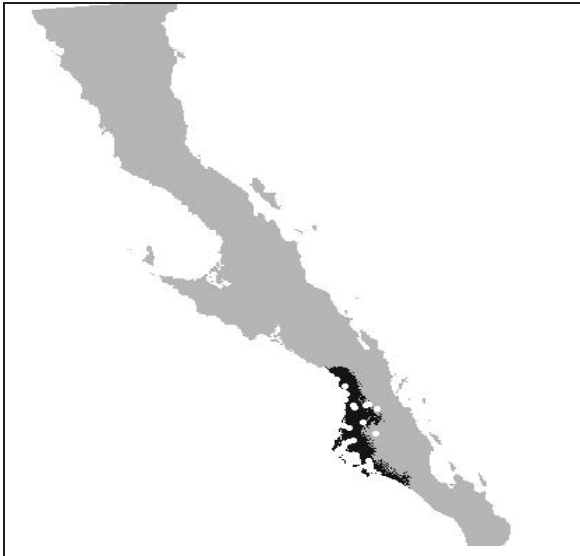
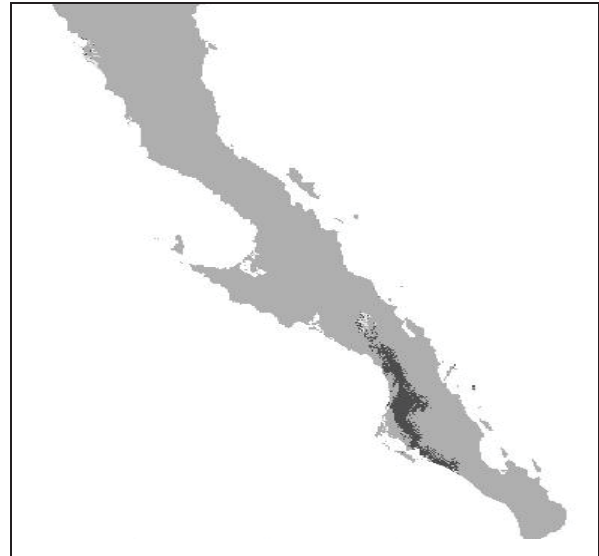
Sensibilidad



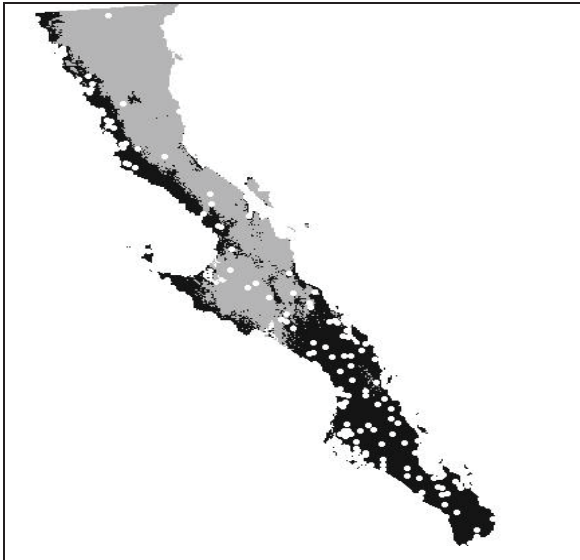
<i>Peniocereus johnstonii</i>			
Área de ocupación: 35059 km ²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
43.92	56.08	28.87	-15.06
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**

<i>Stenocereus eruca</i>			
Área de ocupación: 35059 km²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
63%	37%	1.32%	-61.68
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		Sujeta a protección especial (Pr)	

Distribución potencial**Sensibilidad**

<i>Stenocereus gummosus</i>			
Área de ocupación: 93575 km²			
Sensibilidad			
% Pérdida	% Estabilidad	% Ganancia	% Cambio hábitat
31.50	68.50	26.32	-5.18
Estado de conservación			
IUCN		NOM	
Preocupación menor (LC)		No amenazada	

Distribución potencial**Sensibilidad**