

**Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada, Baja California**



**Programa de posgrado en Ciencias en Ciencias de la
Vida con orientación en Biología Ambiental**

**Modelado de la distribución potencial de dos especies de ardillas en
la Península de Baja California: *Tamias obscurus* y *Xerospermophilus
tereticaudus***

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Maestro en Ciencias

Presenta:

Nadia Fernanda Siordia González

Ensenada, Baja California, México
2015

Tesis defendida por
Nadia Fernanda Siordia González

y aprobada por el siguiente Comité

Dr. Eric Mellink Bijtel
Director del tesis

Dra. Mónica Elizabeth Riojas López

Dr. Jaime Luévano Esparza

Dr. Ernesto García Mendoza

M.C. Bernardino Ricardo Eaton González



Clara Elizabeth Galindo Sánchez
Coordinadora del Posgrado en Ciencias
de la Vida

Dra. Rufina Hernández Martínez
Director de Estudios de Posgrado

Resumen de la tesis que presenta **Nadia Fernanda Siordia González** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ciencias de la Vida con orientación en Biología Ambiental

Modelado de la distribución potencial de dos especies de ardillas en la Península de Baja California: *Tamias obscurus* y *Xerospermophilus tereticaudus*

Resumen aprobado por:

Dr. Eric Mellink Bijtel
Director de tesis

Las ardillas (familia Sciuridae) son un componente común y conspicuo de muchos sistemas ecológicos. Al igual que otros roedores, los sciúridos contribuyen en diferentes procesos del suelo, intervienen en moldear la estructura de la comunidad vegetal, forman un eslabón de unión entre niveles de la cadena trófica, son dispersores de esporas de hongos micorrícicos y de semillas, por lo que juegan un papel importante en la dinámica de algunos sistemas. Por otra parte, los sciúridos son percibidos frecuentemente como plagas, ya que consumen productos agrícolas y por consecuencia, se les combate. Además sufren las consecuencias del desarrollo del humano y, en México, además de estar sujetas a campañas de control de plagas, enfrentan la fragmentación del hábitat, sobrepastoreo y la transformación del hábitat a zonas de cultivo que, junto con una falta de información base, los hacen especialmente susceptibles a problemas de conservación (Ceballos, 2007). De las ocho especies de sciúridos en Baja California, dos de ellas, *Tamias obscurus* y *Xerospermophilus tereticaudus*, tienen por lo menos una población aislada y discontinua y de ellas se desconoce su distribución geográfica precisa. Por otra parte, la información base sobre su ecología es limitada, sus densidades poblacionales no han sido evaluadas y se encuentran bajo la categoría de preocupación menor, aun cuando sus poblaciones no son abundantes ni ampliamente distribuidas. Dos de las subespecies, *T. o. meridionalis* y *X. t. apricus*, cuentan con una amplitud de distribución aún más restringida. Las características que presentan estas dos especies en cuanto a sus distribuciones restringidas, pobremente revisadas y delimitadas, con poblaciones potencialmente pequeñas y poco estudiadas, resaltan la importancia de llevar a cabo una aproximación de la amplitud de la distribución, principalmente por la relación que existe entre una distribución restringida y el riesgo de extinción de las especies. El objetivo de este trabajo fue establecer, con base en los modelos de nicho ecológico basados en información de campo, la distribución potencial de *Tamias obscurus* y *Xerospermophilus tereticaudus*. Los modelos generados de las subespecies *T. o. obscurus*, *X. t. tereticaudus* y *X. t. apricus*, obtuvieron resultados apegados a la distribución conocida de las subespecies, aunque el de *T. o. meridionalis* generó un área de distribución potencial más extendida de lo esperado.

Palabras clave: **modelado de nicho, distribución potencial de especies, *Tamias obscurus*, *Xerospermophilus tereticaudus*.**

Abstract of the thesis presented by **Nadia Fernanda Siordia González** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Science with orientation in Environmental Biology.

Modeling the potential distribution of two squirrel species in the Baja California Peninsula: *Tamias obscurus* y *Xerospermophilus tereticaudus*.

Abstract approved by:

Dr. Eric Mellink Bijtel
Thesis Director

Squirrels (Sciuridae family) are common and conspicuous components of many ecological systems. Sciurids, as many other rodents, play many ecological roles related with soil processes, vegetation and community structure, they are a link between trophic levels, seed and spore dispersers, representing an important component in the ecological dynamics of different ecosystems. Despite their benefits, they are often perceived as pests due to their consumption of agricultural produce, and are often controlled. In addition, they are also affected by human development, and in Mexico they are specially affected by habitat fragmentation, overgrazing, habitat transformation, all of which, along with the lack of base information, makes them especially susceptible to conservation problems. There are eight sciurid species in Baja California and two of them (*Tamias obscurus* y *Xerospermophilus tereticaudus*) have at least one isolated and discontinuous population, from which their geographic distribution is poorly known. Baseline information of their ecology is limited and their population status hasn't been evaluated. As a result, they are not under a protection category, although some populations should. Two of the subspecies, *T. o. meridionalis* and *X. t. apricus* present very restricted distributions. The poorly evaluated and delimited distributional ranges that this two subspecies have and their poorly studied and potentially small population sizes highlight the importance of doing an approximation of their distributional range. The objective of this thesis was to establish, through niche models, the potential distribution of *Tamias obscurus* and *Xerospermophilus tereticaudus* in the Baja California Peninsula. The resulting models were congruent with their known distribution, although *T. o. meridionalis*' model presented an overestimation of the expected potential distribution area.

Keywords: niche modeling, potential distribution, *Tamias obscurus*, *Xerospermophilus tereticaudus*.

Dedicatoria

A mis padres y hermano por el apoyo y amor

A la naturaleza, agradezco todas tus formas y colores

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico a través del programa de becas de maestría.

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California (CICESE), al Posgrado en Ciencias de la Vida, al Departamento de Biología de la Conservación y a los profesores por compartir sus conocimientos durante el programa de maestría.

A mi director de tesis el Dr. Eric Mellink por el conocimiento transmitido, sus aportaciones y correcciones durante el desarrollo de mi trabajo de tesis. A los miembros de mi comité de tesis, la Dra. Mónica Riojas, Dr. Jaime Luévano, M. C. Ricardo Eaton y Dr. Ernesto García, por su asesoría, comentarios, correcciones y aportaciones a este trabajo de tesis.

Profe Eaton, gracias por tan buenas clases de ecología, tantos años de orientación, paciencia, por alentarme a buscar soluciones. Jaime Luévano, gracias por los consejos y su apoyo durante el trabajo en campo. A Eva Robles por todo el apoyo en nuestro departamento. A la Dra. Patricia Cortés por sus enseñanzas y orientación.

A nuestro guía Oscar Arce y a su familia por su ayuda y cuidados durante la expedición en Sierra San Francisco (también a los burritos y mulas por ayudarnos a llegar).

Al 317 por hacer tan divertidos los días en el cubículo. A todos mis amigos del departamento de biología de la conservación por las pláticas y la motivación: Claudia, Nayeli, Maricela, Denise, Caro, Leo y Mariana. Alex, gracias por toda tu ayuda con estadística pero sobretodo, por la amistad.

Pris, gracias por la linda amistad, por todas las risas, chistes, consejos, tan buenos momentos y aventuras. Ale, gracias por ser la mejor 'Rat' de todas, por escucharme, aconsejarme, motivarme y por formar junto conmigo un segundo hogar. Pamchis, por ser mi primera amiga en esta ciudad, gracias por nunca dejar que me sintiera sola, por ser tan linda persona y por todas tus atenciones y las de tu familia. Raquelita, por coincidir a lo largo de la vida y formar una linda amistad. Fercho, Ana y Mari, los quiero. A mis amigas de la vida, Ivonne, Annie y Lluvia. A Rocío, gracias por toda tu ayuda.

Keoni, gracias por estar a mi lado, por hacerme sonreír, por todo tu apoyo, consejos y amor. Ah! y gracias por ayudarme a corretear ardillas.

Miss Ana, gracias hasta el cielo.

Por último, a mis abuelitos y a toda mi familia. En especial a mis papás y a mi hermano. Papás, gracias por su amor y apoyo incondicional... por siempre estar ahí y ser un claro ejemplo del bien. Los quiero! Todo se lo debo a ustedes.

Tabla de contenido

	Página
Resumen español	ii
Resumen inglés	iii
Dedicatorias	iv
Agradecimientos	v
Lista de figuras	ix
Lista de tablas	xii
Capítulo 1. Introducción	
1.1 Papel ecológico, problemas de conservación y riqueza en la península de Baja California.....	1
1.2 Modelado de distribución potencial basado en nicho ecológico	3
1.3 <i>Tamias obscurus</i> y <i>Xerospermophilus tereticaudus</i>	5
1.4 Objetivos.....	8
Capítulo 2. Antecedentes	
2.1 Papel de las ardillas en los ecosistemas.....	9
2.2 Chichimocos (<i>Tamias spp.</i>).....	10
2.2.1 <i>Tamias obscurus obscurus</i>	14
2.2.1.1 Hábitat.....	14
2.2.1.2 Estado de conservación.....	15
2.2.2 <i>Tamias obscurus meridionalis</i>	15
2.2.2.1 Hábitat.....	16
2.2.2.2 Estado de conservación.....	18
2.3 Juancitos (<i>Xerospermophilus tereticaudus</i>).....	19
2.3.1 Hábitat.....	22
2.3.2 Estado de conservación de la especie.....	24
2.3.3 <i>Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus</i>	24
2.3.4 <i>Xerospermophilus tereticaudus apricus</i>	25

2.4	Nicho ecológico.....	25
2.5	El modelado de nicho como método para proponer escenarios de distribución potencial de especies.....	30

Capítulo 3. Método

3.1	Áreas de estudio.....	34
3.2	Registros de la presencia de las especies.....	36
3.3	Delimitación del área de modelado.....	37
3.4	Selección de variables para la elaboración del modelo.....	38
3.4.1	Variables climatológicas.....	39
3.4.2	Variables topográficas.....	40
3.4.3	Variables edafológicas.....	42
3.4.4	Variables derivadas de MODIS.....	42
3.4.4.1	Índices de vegetación.....	43
3.4.4.2	Variables de propiedades físicas del suelo: Tamaño de partícula.....	45
3.4.4.3	Variables de propiedades físicas del suelo: Albedo.....	46
3.4.5	Variable derivada de Landsat 8.....	46
3.5	Preparación de variables para el programa de modelado.....	48
3.6	Modelos de distribución potencial de especies a partir del modelado de nicho ecológico.....	51
3.7	Elaboración y evaluación de los modelos.....	53
3.7.1	Elaboración de los modelos de distribución.....	53
3.7.2	Evaluación de los modelos.....	54
3.7.3	Determinación de la contribución relativa de las variables.....	58
3.8	Procesado y edición de los modelos resultantes.....	58

Capítulo 4. Resultados

4.1	Variables seleccionadas para generar los modelos.....	60
4.2	Modelos de distribución potencial de las subespecies.....	64

4.2.1	<i>Tamias obscurus obscurus</i>	64
4.2.1.1	Rendimiento del modelo.....	67
4.2.1.2	Respuesta de las variables predictivas.....	67
4.2.1.3	Análisis de contribución de las variables en la construcción del modelo.....	70
4.2.2	<i>Tamias obscurus meridionalis</i>	74
4.2.2.1	Rendimiento del modelo.....	76
4.2.2.2	Respuesta de las variables predictivas.....	76
4.2.2.3	Análisis de contribución de las variables en la construcción del modelo.....	77
4.2.3	<i>Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus</i>	79
4.2.3.1	Rendimiento del modelo.....	79
4.2.3.2	Respuesta de las variables predictivas.....	82
4.2.3.3	Análisis de contribución de las variables en la construcción del modelo.....	84
4.2.4	<i>Xerospermophilus tereticaudus apricus</i>	86
4.2.4.1	Rendimiento del modelo.....	86
4.2.4.2	Respuesta de las variables predictivas.....	88
4.2.4.3	Análisis de contribución de las variables en la construcción del modelo.....	89
4.3	Áreas totales predichas por los modelos de distribución potencial.....	91
Capítulo 5. Discusión		
5.1	Ajuste y desempeño de los modelos.....	100
5.2	Modelos de distribución potencial.....	108
Capítulo 6. Conclusiones		114
Lista de referencias bibliográficas		115
Apéndices		127

Lista de figuras

Figura		Página
1	Diagrama del espacio geográfico de una especie.....	6
2	Distribución geográfica de <i>Tamias obscurus obscurus</i> , <i>T. o. meridionalis</i> y <i>T. o. davisii</i>	12
3	<i>Tamias obscurus obscurus</i>	12
4	<i>Tamias obscurus meridionalis</i>	13
5	<i>Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus</i>	21
6	Distribución geográfica de <i>Xerospermophilus tereticaudus</i>	22
7	Relación entre el espacio ambiental realizado y nicho potencial, fundamental y realizado de una especie en respuesta a dos variables ambientales hipotéticas.	29
8	Diagrama BAM (biótico, abiótico y movimiento) que representa al espacio geográfico.....	30
9	Ubicación de los sitios de estudio.....	35
10	Máscaras que delimitan el área de modelado para <i>Tamias obscurus obscurus</i> , <i>Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus</i> y <i>X. t. apricus</i> y <i>T. o. meridionalis</i>	38
11	Ruta crítica que ilustra el proceso de edición o generación de las variables.	49
12	Curva del Receptor del Funcionamiento Característico (ROC).....	56
13	Gráfico ROC: Comparación de puntajes y su interpretación, valores no predictivos e ideales.....	57
14	Distribución de los registros de <i>Tamias obscurus obscurus</i> , <i>T. o. meridionalis</i> , <i>Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus</i> y <i>X. t. apricus</i>	62
15	Distribución potencial de <i>Tamias obscurus obscurus</i> en Baja California.....	65
16	Predicción de hábitat idóneo de <i>Tamias obscurus obscurus</i> con base en el modelo binario de distribución potencial, sobre una imagen de satélite.....	66
17	Gráfico de omisión y área predicha promedio para <i>Tamias obscurus obscurus</i> (a), <i>T. o. meridionalis</i> (b), <i>Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus</i> (c) y <i>X. t. apricus</i> (d).....	68
18	Sensibilidad promedio del Receptor del Funcionamiento Característico (ROC) para el modelo de <i>Tamias obscurus obscurus</i> (a), <i>T. o. meridionalis</i> (b), <i>Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus</i> (c) y <i>X. t. apricus</i> (d).....	69

19	Curvas de respuesta de cada variable ambiental del modelo de <i>Tamias obscurus obscurus</i>	71
20	Prueba Jacknife para la significancia de las variables en la construcción del modelo de distribución potencial de <i>Tamias obscurus obscurus</i> (a) y <i>T. o. meridionalis</i> (b).....	72
21	Distribución potencial de <i>Tamias obscurus meridionalis</i> en Baja California y Baja California Sur.	74
22	Predicción de hábitat idóneo de <i>Tamias obscurus meridionalis</i> con base en el modelo binario de distribución potencial, sobre una imagen de satélite	75
23	Curvas de respuesta de cada variable ambiental para el modelo de <i>Tamias obscurus meridionalis</i>	78
24	Distribución potencial de <i>Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus</i> en Baja California.....	80
25	Predicción de hábitat idóneo de <i>Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus</i> con base en el modelo binario de distribución potencial, sobre una imagen de satélite.	81
26	Curvas de respuesta de cada variable ambiental para el modelo de <i>Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus</i>	83
27	Prueba Jacknife para la significancia de las variables en la construcción del modelo de distribución potencial de <i>Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus</i> (a) y <i>X. t. apricus</i> (b).....	85
28	Distribución potencial de <i>Xerospermophilus tereticaudus apricus</i> en Baja California.....	87
29	Predicción de hábitat idóneo de <i>Xerospermophilus tereticaudus apricus</i> con base en el modelo binario de distribución potencial, sobre una imagen de satélite.....	88
30	Curvas de respuesta de cada variable ambiental para el modelo de <i>Xerospermophilus tereticaudus apricus</i>	90
31	Distribución potencial de las dos especies y los límites de las Áreas Naturales Protegidas correspondientes.....	94
32	Uso de suelo y vegetación dentro del área de distribución propuesto para <i>Tamias obscurus obscurus</i>	95
33	Uso de suelo y vegetación dentro del área de distribución propuesto para <i>Tamias obscurus meridionalis</i>	96
34	Uso de suelo y vegetación dentro del área de distribución propuesto para <i>Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus</i>	97
35	Uso de suelo y vegetación dentro del área de distribución propuesto para <i>Xerospermophilus tereticaudus apricus</i>	97

36	Polígonos de distribución propuesta por la UICN y distribución predicha por el modelo para (a) <i>Tamias obscurus</i> y (b) <i>Xerospermophilus tereticaudus</i>	99
37	Comparación de áreas predichas por dos modelos de distribución potencial de la especie <i>X. tereticaudus</i>	109

Lista de tablas

Tabla		Página
1	Índice de rugosidad del terreno	42
2	Descripción de las categorías de tipo de suelo	43
3	Descripción de las categorías de textura de suelo.....	47
4	Variables ambientales para generar los modelos.....	50
5	Combinaciones de variables utilizadas para generar los modelos.....	54
6	Descripción de las regiones de las curvas del Receptor del Funcionamiento Característico (ROC).....	56
7	Variables seleccionadas para generar los modelos de cada subespecie.....	63
8	Efecto de las variables utilizadas para generar el modelo sobre la probabilidad de presencia de <i>Tamias obscurus obscurus</i>	70
9	Porcentaje de contribución de variables físicas y bioclimáticas a los modelos de distribución potencial de dos especies de ardillas terrestres en Baja California.....	73
10	Efecto de las variables utilizadas para generar el modelo sobre la probabilidad de presencia de <i>Tamias obscurus meridionalis</i>	77
11	Efecto de las variables utilizadas para generar el modelo sobre la probabilidad de presencia de <i>Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus</i>	82
12	Efecto de las variables utilizadas para generar el modelo sobre la probabilidad de presencia de <i>Xerospermophilus tereticaudus apricus</i>	89
13	Área predicha por el modelo de distribución potencial para las subespecies, porcentaje que representa del territorio mexicano y categoría que concuerda con las características de distribución conforme al Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER) y por la Unión Internacional de la Conservación de la Naturaleza (UICN), en cuanto a los criterios relacionados a la distribución geográfica.....	91
14	Área dentro de los límites de las áreas naturales protegidas para las cuatro subespecies.	93
15	Uso de suelo y vegetación dentro del área de distribución potencial propuesta por los modelos de cada subespecie.....	98
16	Área de los polígonos de distribución considerados por la UICN, el área predicha por los modelos de nicho desarrollados en este trabajo, y el traslapo de estos últimos con los primeros.	98

Capítulo 1. Introducción

1.1 Papel ecológico, problemas de conservación y riqueza en la península de Baja California.

Los roedores juegan papeles ecológicos fundamentales en los ecosistemas áridos. Las ardillas (familia Sciuridae), son un componente común y conspicuo de muchos sistemas ecológicos (Whitaker y Hamilton, 1998). Dentro de los papeles que desempeñan se encuentran los relacionados con los procesos edáficos y los que influyen la estructura de la vegetación en las comunidades, son la base de las cadenas tróficas, dispersores de esporas y semillas, además de que algunas especies se alimentan de insectos (Landry, 1970; Brussaard, 1997; Davidson, Detling, y Brown, 2012; Gervais, Griffith, Davis, Cassidy, y Dragila 2010).

A pesar de las funciones ecológicas que desempeñan, los roedores frecuentemente se han considerado una plaga, ya que generan pérdidas económicas agrícolas al alimentarse de cultivos y granos, además de que pueden ser hospederos de parásitos que provocan enfermedades contagiosas tanto para los humanos como a los animales domésticos (Hafner, Yensen, y Kirkland, 1998). Como consecuencia de lo anterior, las ardillas frecuentemente han sido objeto de acciones de erradicación (Davidson, Detling, y Brown, 2012).

A pesar de la importancia ecosistémica de este grupo, en algunas regiones de México su distribución se conoce aún de manera imprecisa, lo que impide reconocer su estado poblacional y sus necesidades de conservación. Si bien algunas especies de roedores tienen poblaciones muy resilientes y “agresivas” en su recuperación o en la ampliación de su distribución, existen otras que enfrentan problemas de conservación (Chapman *et al.*, 1982). Estos son consecuencia de programas de erradicación, presión por el crecimiento humano y sobrepastoreo, que causa limitación de alimento y desertificación, por lo que comúnmente provoca disminución poblacional (Davidson *et al.*, 2012), entre otros factores. Adicionalmente, la fragmentación de hábitat derivada de estos procesos

reduce las interacciones entre poblaciones, la probabilidad de recolonización e intercambio genético, lo que puede resultar en una extinción local (Castillo, 2009).

Un ejemplo de las consecuencias de la fragmentación del hábitat es lo que ocurre con las poblaciones de *Spermophilus perotensis*, una especie endémica mexicana con distribución restringida al Eje Volcánico Transversal del centro de México (Valdéz y Ceballos, 1997), cuyas poblaciones se encuentran extremadamente fragmentadas y reducidas debido a la agricultura, sobrepastoreo y urbanización (Castillo, 2009). Este aislamiento aumenta las probabilidades de extinción (Valdéz y Ceballos, 1997). Otro ejemplo de ardilla con problemas de conservación es el de *Xerospermophilus mohavensis*, una especie endémica amenazada del desierto de Mojave, EE.UU., que ha sido centro de controversia desde los 1970s, entre los defensores del desarrollo urbano y los de la conservación del desierto (Bell, 2009). Actualmente, sus colonias son pequeñas y dispersas debido a presiones por crecimiento de los centros metropolitanos, uso recreativo de vehículos todo terreno, operaciones de entrenamiento militar, pruebas de armas nucleares, disposición de residuos nucleares, uso intensivo de agua, y su hábitat se ha reducido o degradado por la agricultura y sobrepastoreo (Bell *et al.*, 2009; Hafner *et al.*, 1998; Leitner, 2010).

En México, la riqueza de sciúridos en la Península de Baja California está conformada por ocho especies: *Tamiasciurus mearnsi*, *Sciurus griseus*, *Ammospermophilus leucurus*, *Otospermophilus beecheyi*, *Otospermophilus atricapillus*, *Tamias obscurus*, *Tamias merriami* y *Xerospermophilus tereticaudus* (Hall, 1981 y Álvarez-Castañeda *et al.*, 1999). De estas especies, *A. leucurus* y *O. beecheyi* no tienen problemas de conservación aparentes. *A. leucurus*, presenta una distribución extendida a lo largo de la península incluyendo regiones poco impactadas (Ceballos y Téllez-Girón, 2005), *O. beecheyi*, a pesar de presentar una distribución restringida en el país, es abundante y al igual que *A. leucurus*, sobrevive en áreas perturbadas (Loza, 2005). *T. mearnsi* y *S. griseus* se encuentran listadas en la NOM-059-ECOL-2010, bajo la categoría de amenazadas (SEMARNAT, 2010). La población de *T. merriami* en Baja California tiene una distribución marginal, limitada a una localidad histórica que se continúa de la población en los Estados Unidos hacia México (Mellink y Luévano, 2005). En los Estados Unidos no se encuentra

bajo ninguna categoría de protección especial, y en México se encuentra sujeta a protección especial (SEMARNAT, 2010). *Otospermophilus atricapillus*, que se distribuye en la mitad sur de la península de Baja California (Álvarez-Castañeda y Cortés-Calva, 2011) se encuentra en peligro de extinción debido a sus poblaciones fragmentadas y restringidas, aunado a su baja densidad poblacional y afectaciones por cacería y por ser considerada como plaga (Álvarez-Castañeda *et al.* 2015).

Finalmente, *Tamias obscurus* y *Xerospermophilus tereticaudus* tienen por lo menos una población aislada y discontinua en Baja California (Castillo, 2005; Mellink y Luévano, 2005). Si bien se tiene conocimiento de los hábitats que utilizan, las condiciones específicas que regulan su presencia y su distribución precisa no se han determinado. Las poblaciones de estas dos especies no han sido evaluadas y la información base sobre su ecología, distribución y tamaño poblacional es limitada o desconocida. Por otra parte, las subespecies *T. o. meridionalis* y *X. t. apricus*, tienen una distribución restringida y son conocidas sólo a partir de unos cuantos registros correspondientes a individuos de colectas científicas escasas, por lo que su distribución se encuentra definida a partir de esta información puntual. A pesar de sus características poblacionales de áreas de distribución muy restringida, no se encuentran en ninguna categoría de protección.

1.2 Modelado de distribución potencial basado en nicho ecológico.

Existen distintos métodos para estimar la distribución de las especies en los que se toman como referencia registros de ocurrencia de las mismas. Dentro de los métodos para estimar la distribución de una especie, un método común y recomendado por la IUCN, es el del polígono mínimo convexo (IUCN, 2014), que se traza tomando los puntos de registro de las especies. Sin embargo, este tipo de método presenta un sesgo en la estimación del área, al considerar grandes cantidades de hábitat inadecuado (IUCN, 2014), lo que tiende a aumentar cuando solo se tiene un limitado número de registros reportados (Sérgio *et al.*, 2007).

Es difícil determinar la situación de conservación de algunas especies ya que su distribución restringida, baja densidad y escasez de especímenes disponibles, limitan el

conocimiento de su historia natural (González-Ruíz *et al.*, 2005). En el caso de estas subespecies, en la literatura y bases de datos en línea, se cuenta con pocos registros, especialmente en el caso de *T. o. meridionalis* y *X. t. apricus*. Para tener una aproximación más detallada de su distribución se requiere de un análisis adicional que permita proveer de información espacialmente explícita sobre la distribución (Franklin, 2010), como es el modelado de distribución potencial. El conocimiento detallado de la distribución potencial de estas especies aumentaría el conocimiento biogeográfico de la diversidad del país y permitiría proponer un modelo de su distribución potencial.

Uno de los temas fundamentales en la ecología es el estudio de las causas que determinan en la distribución de las especies (Suárez-Gracida, 2005) y muchas de las preguntas fundamentales en biogeografía de la conservación requieren abundar en los requerimientos de nicho de las especies en estudio (Riddle *et al.*, 2011). La distribución de cada especie es una expresión compleja de su ecología y su historia evolutiva (McGaughan *et al.*, 2014; Soberón y Peterson, 2005), en la que el área de distribución es el subconjunto del espacio geográfico (Figura 1), en el que puede habitar una especie (Peterson *et al.*, 2011). El conocimiento y la determinación de la distribución y abundancia de una especie son críticos para definir acciones de conservación (Groom *et al.*, 2005), sin embargo, este tipo de información es desconocida para muchas especies. En biogeografía, esta insuficiencia del conocimiento en la distribución geográfica se conoce como el déficit Wallaceano (Riddle *et al.*, 2011). En el caso particular de los roedores, la falta de información biológica, sistemática, de distribución, abundancia relativa y ecología son algunas de las razones por las que algunas especies no se encuentran bajo las categorías de protección adecuadas (González-Ruíz *et al.*, 2005), y es la falta de información básica lo que a menudo dificulta las evaluaciones de conservación, incluso para grupos relativamente bien estudiados (Anderson y Martínez-Meyer, 2004).

Una aproximación actual para evaluar y proponer escenarios de distribución de las especies, complementaria a las prospecciones de campo y mapas de rango o punto (basados en retícula), es la aplicación de sistemas de información geográfica (SIG), percepción remota y modelado de nicho ecológico. Estos escenarios son el resultado de la proyección espacial de la distribución potencial de una especie y son elaborados a

partir de un algoritmo que integra registros de presencias y variables ambientales que influyen comúnmente la macrodistribución de las especies para generar un modelo predictivo que explique la posible distribución de las mismas (Anderson *et al.*, 2003). Esta aproximación se basa en la extrapolación de la distribución potencial de las especies a partir de información incompleta para obtener modelos de distribución (Chefaoui *et al.*, 2005). Como resultado de la predicción de la distribución de especies derivada de este método, se delimita el nicho ambiental de la especie dentro de un área geográfica, al comparar la distribución ambiental de todas las celdas con las de las celdas que corresponden a sitios de registro de la especie (Chefaoui *et al.*, 2005).

Esta aproximación es útil cuando la información base de las especies es limitada o desconocida y para especies de difícil monitoreo, lo cual pasa generalmente con especies de tamaño pequeño, elusivas o raras (Walton, 2009). *Tamias obscurus* y *X. tereticaudus* tienen características de especies raras: cuentan con una distribución geográfica naturalmente reducida, ocupan solo algunos hábitats especializados o conforma únicamente poblaciones pequeñas en su área de distribución (Işık, 2011).

1.3 *Tamias obscurus* y *Xerospermophilus tereticaudus*

Por lo menos, una de las poblaciones de cada especie (*T. o. meridionalis* y *X. t. apricus*) podrían estar en riesgo. En el caso de *T. o. meridionalis*, de todas las localidades de ocurrencia de esta subespecie, actualmente solo pueden ser encontradas en una fracción de ellas (Álvarez-Castañeda *et al.*, 2008). La distribución de *T. o. obscurus*, aunque tiene un área de distribución más amplio y es fácil de registrar, ha sido poco estudiada.

Xerospermophilus tereticaudus apricus fue colectada originalmente en el Valle de la Trinidad. Sin embargo, prospecciones de campo realizadas por E. Mellink y J. Luévano en parches de vegetación nativa junto al cementerio de ese valle, registraron solo dos individuos en 2010 (E. Mellink com. pers.) y prospecciones posteriores por ellos mismos en la zona fueron infructuosos (E. Mellink com. pers.). Esta baja abundancia posiblemente sea resultado de la transformación del hábitat del valle a cultivos.

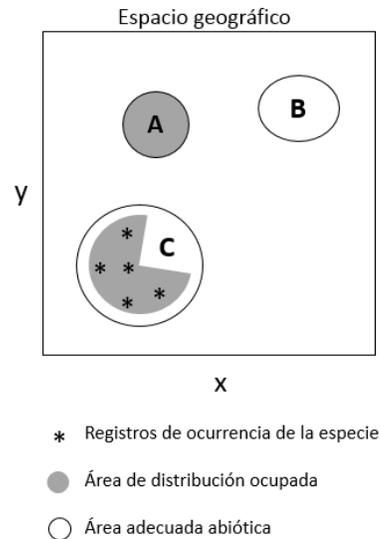


Figura 1. Diagrama del espacio geográfico de una especie. El espacio geográfico se define como un área geográfica determinada dentro del espacio ambiental, el cual se refiere a un espacio multidimensional constituido por variables escenopoéticas. “A” representa áreas dentro del espacio geográfico que son ocupadas por la especie pero donde no han sido registradas; “B” es una región del espacio geográfico que presenta las condiciones abióticas necesarias pero que se encuentran inhabitadas por las especies; “C” representa una fracción del espacio geográfico inhabitada por competencia. Modificado de Peterson *et al.* (2011).

Dentro de los criterios establecidos en la lista Roja de la UICN (2012), para determinar el estado de conservación de las especies, se utiliza información relacionada con la estructura de edades y tamaño de la población, distribución, calidad de hábitat, riesgo de extinción y análisis de probabilidad de extinción (análisis de viabilidad de población). Los criterios B1 y B2, tienen relación específica con la distribución de las especies: el primero tiene relación con la extensión de la presencia de la especie y representa una posible delimitación de la extensión de la presencia (UICN, 2012), mientras que el segundo tiene relación con el área de ocupación de la especie, que se refiere al área dentro de la extensión de presencia ocupada por la especie, discriminando entre áreas con hábitat favorable y no favorables (UICN, 2012). En México, para determinar si una especie presenta problemas de conservación, se utiliza el método de evaluación del riesgo de extinción de las especies silvestres en México (MER). En él se considera la amplitud de la distribución de la especie en el país, el estado del hábitat con respecto al desarrollo natural, vulnerabilidad biológica intrínseca e impacto de la actividad humana sobre el taxón (Sánchez *et al.*, 2007). En particular, la amplitud de la distribución del taxón en el país (Criterio A), se refiere al tamaño relativo del ámbito de distribución natural

actual en México, que evalúa la vulnerabilidad relativa de un taxón en relación a la extensión geográfica que ocupa a escala nacional (Sánchez *et al.*, 2007).

Ninguna de las dos especies se encuentra enlistada en la NOM-059-ECOL-2010. Estas especies se encuentran bajo la categoría de riesgo bajo/preocupación menor en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Linzey *et al.*, 2008 a, b). Sin embargo, por lo menos para *T. obscurus* se reconoce la presencia de una población muy pequeña, con un área de distribución restringida y discontinua (Mellink y Luévano, 2005). En el caso de *X. t. apricus*, no existen recomendaciones ni observaciones en cuanto a su distribución restringida, pero para *X. t. chlorus*, una subespecie que se distribuye en California, que presenta también una distribución aislada, restringida y afectada por el crecimiento humano, se recomienda y se han hecho esfuerzos para evaluar y determinar el estatus de sus poblaciones y la distribución restante (Hafner *et al.*, 1998).

La delimitación de áreas que presentan las condiciones ambientales adecuadas para sustentar poblaciones de especies con problemas de conservación, puede ayudar a proponer esquemas de manejo y conservación oportunos, cuando no se pueden realizar prospecciones extensivas en el corto plazo. Este tipo de análisis, además de proponer una mejor apreciación de la distribución espacial de las especies (Graham y Hijmans, 2006; Mota-Vargas y Rojas-Soto, 2012; Pineda y Lobo, 2012), aporta conocimiento básico sobre su ecología, que también es relevante para la toma de decisiones en las áreas de manejo y conservación. De esta forma, el modelado de distribución basado en nicho resulta conveniente para estimar la distribución de las especies cuando la información base y los recursos son limitados, y permite generar hipótesis que pueden ser utilizadas como parte de la información que se requiere para tomar medidas de conservación.

Las características que presentan las especies *Tamias obscurus* y *Xerospermophilus tereticaudus* en cuanto a su distribución restringida, pobremente revisada y delimitada, con poblaciones potencialmente pequeñas y poco estudiadas, así como la falta de información sobre el tamaño de las poblaciones, de su distribución y el estatus de

conservación actual, resaltan la importancia realizar una aproximación de la amplitud de la distribución ya que la amplitud de la distribución tiene una influencia en el riesgo de extinción de una especie, y por ello es fundamental en los métodos de evaluación de riesgo (Sánchez *et al.*, 2007).

1.4. Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Determinar la distribución potencial de las especies de ardillas *Tamias obscurus* y *Xerospermophilus tereticaudus* en la península de Baja California.

1.4.2 Objetivos particulares

1. Identificar las características del ambiente que explican la distribución de estas especies en diferentes localidades y condiciones.
2. Establecer con base en los modelos de nicho, la distribución potencial de las subespecies *T. o. obscurus*, *T. o. meridionalis*, *X. t. tereticaudus* y *X. t. apricus*.

Capítulo 2. Antecedentes

2.1 Papel de las ardillas en los ecosistemas

Los roedores son un grupo de amplia distribución geográfica, que usan hábitats diversos y que son comúnmente el grupo de mamíferos más abundantes (Hafner *et al.*, 1998). Cumplen funciones fundamentales en los ecosistemas ya que intervienen en la aireación y mezclado del suelo, en la remoción y transporte de nutrientes a las capas profundas del mismo; favorecen la infiltración de agua en el suelo, reducen la compactación, aumentan la fertilidad de suelo y productividad de las plantas; además intervienen en moldear la estructura de la comunidad vegetal (Brussaard, 1997; Davidson *et al.*, 2012; Gervais, Griffith, Davis, Cassidy, y Dragila, 2010; Hafner *et al.*, 1998).

Los roedores son eslabones de unión críticos entre los diferentes niveles de las cadenas tróficas (Hafner *et al.*, 1998), que permiten el flujo de energía que va desde los productores primarios hasta los depredadores, por lo que sustentan una parte importante de los ecosistemas. Las ardillas de tierra, por ejemplo, sustentan por completo las cadenas alimenticias de los carnívoros en algunos ecosistemas (Hafner *et al.*, 1998). Algunas especies de estos grupos pueden ser considerados especies indicadoras, ya que tienden a permanecer en áreas pequeñas y están ligados con hábitats específicos (Hafner *et al.*, 1998).

A través de la herbivoría e ingeniería de ecosistemas, los mamíferos herbívoros pequeños crean hábitats importantes para otras especies, aumentando la biodiversidad y heterogeneidad de los hábitats a lo largo del paisaje (Davidson *et al.*, 2012). Como consecuencia de la presencia de ardillas de tierra, la calidad del forraje aumenta por una mayor disponibilidad de nitrógeno y beneficia a los herbívoros superiores al crear relaciones de mutualismo entre los diferentes herbívoros (Davidson *et al.*, 2012). Los herbívoros fosoriales, juegan un papel importante en el ciclado de nutrientes al aumentar la tasa de liberación de carbón y nutrientes almacenada en la biomasa vegetal (Gervais *et al.*, 2010). También intervienen en la bioturbación al crear canales, poros, agregados y montículos, al promover el transporte de gases y agua en el suelo (Brussaard, 1997),

además de aflojar el suelo al crear túneles, aumentan la aireación y afectan la tasa en la que ocurren los procesos en este medio (Gervais *et al.*, 2010). Al ser dispersores de semillas, aumentan la fertilidad del suelo a través del almacenamiento de material vegetal en sus madrigueras (Gervais *et al.*, 2010). Por lo anterior, las ardillas terrestres intervienen en la composición de la comunidad vegetal y su estructura, así como en los cambios en la misma, al modificar el microclima de los suelos (Gervais *et al.*, 2010). En los ecosistemas áridos, los mamíferos pequeños influyen en el ensamble, los procesos, sucesión y dominancia de las especies de plantas de los ecosistemas (Bagchi *et al.*, 2006).

Algunos grupos como los chichimocos, topes y ardillas voladoras están relacionados con la salud de los bosques debido a que dispersan las esporas de hongos micorrízicos (Carey, 1995; Hafner *et al.*, 1998). Algunas especies de ardillas de los géneros *Tamias* y *Spermophilus* participan en el proceso de redistribución horizontal de semillas de coníferas (Vander Wall, 1992), por ejemplo de *Pinus jeffreyi*, que producen semillas que se dispersan a distancias cortas. Las ardillas participan en el proceso de redistribución subsecuente, al almacenar semillas en depósitos en zonas más abiertas y favorables para el establecimiento de las plántulas.

2.2 Chichimocos (*Tamias* spp.)

Los chichimocos (Sciuridae: *Tamias* spp.), son un grupo holártico de ardillas terrestres diurnas típicas de hábitats boreales y montañosos (Callahan y Davis, 1976; Ellis y Maxson, 1979), que incluye 25 especies y 99 subespecies divididas en tres subgéneros (*Eutamias*, *Neotamias* y *Tamias*; Thorington y Hoffman (2005)) las que se distribuyen a lo largo del oeste de Norte América.

En México, el género *Tamias* está representado por cinco especies: *T. bulleri*, *T. durangae*, *T. dorsalis*, *T. merriami* y *T. obscurus* (Arita y Ceballos, 1997). Las últimas dos especies se encuentran en Baja California, pero sólo *T. obscurus* tiene una distribución más o menos amplia (Figura 2), mientras que *T. merriami* ocupa un área pequeña en la parte extrema norte de Baja California (Best y Granai, 1994a). En México, ésta última

fue enlistada como especie frágil en 1991 y está sujeta a protección especial (Álvarez-Castañeda *et al.*, 1999; SEMARNAT, 2010).

Para *Tamias obscurus* (Fig. 1) se han descrito tres subespecies de *T. obscurus*, de las cuales dos *T. o. obscurus* y *T. o. meridionalis* (Figura 3 y 4) se distribuyen en la península de Baja California. *T. o. obscurus* se encuentra en la provincia biótica de California en las Sierras Juárez y San Pedro Mártir (Best y Granai, 1994b) en bosques de coníferas y chaparral de montaña, desde 'El Cóndor' hasta Laguna Hanson (Callahan, 1977). *Tamias o. meridionalis* tiene una distribución discontinua, encontrándose restringida a las sierras meridionales de la península (Sierra San Francisco, Baja California Sur) (Álvarez-Castañeda *et al.*, 2008; Escobar-Flores *et al.*, 2012), en la provincia biótica del Desierto del Vizcaíno (Best y Granai, 1994b). La tercera subespecie, *T. o. davisii*, se encuentra en California, EE.UU (Best y Granai, 1994b).

La longitud promedio de cabeza y cola de *T. o. obscurus* es de 127.8 mm en machos y 130.8 mm en hembras y en el caso de *T. o. meridionalis*, es de 114 mm; la longitud de la cola de *T. o. obscurus* es de 91.9 mm en machos y 94.7 mm en hembras y en el caso de *T. o. meridionalis* es de 102.4 mm; y la longitud de la pata trasera de *T. o. obscurus* es de 33.5 mm en los machos y 34.2 mm en las hembras, mientras que en *T. o. meridionalis* es de 33.1; su masa de adulto va de 56-90 gramos (Best y Granai, 1994b). Es de color café o gris con franjas alternas de color claro y oscuro en los costados con bandas claras en la cabeza y a lo largo de la cola. El pelaje de verano es gris humo entremezclado con ocre en la parte superior de la cabeza; los lados de la nariz de color ante; las franjas oculares varían en color, de pardo oscuro a gris humo; alrededor de los ojos tienen un tono más negruzco; tienen 4 líneas dorsales de color pardo claro o blanco grisáceo y están separadas por líneas oscuras de color gris humo; las patas varían en tonos de ocre; la cola es parda rosada en su parte media, rodeada por una banda de pelos oscuros, la región ventral es de color blanco crema. La coloración de invierno es muy similar a la de verano pero en más oscura (Álvarez-Castañeda *et al.*, 2008).

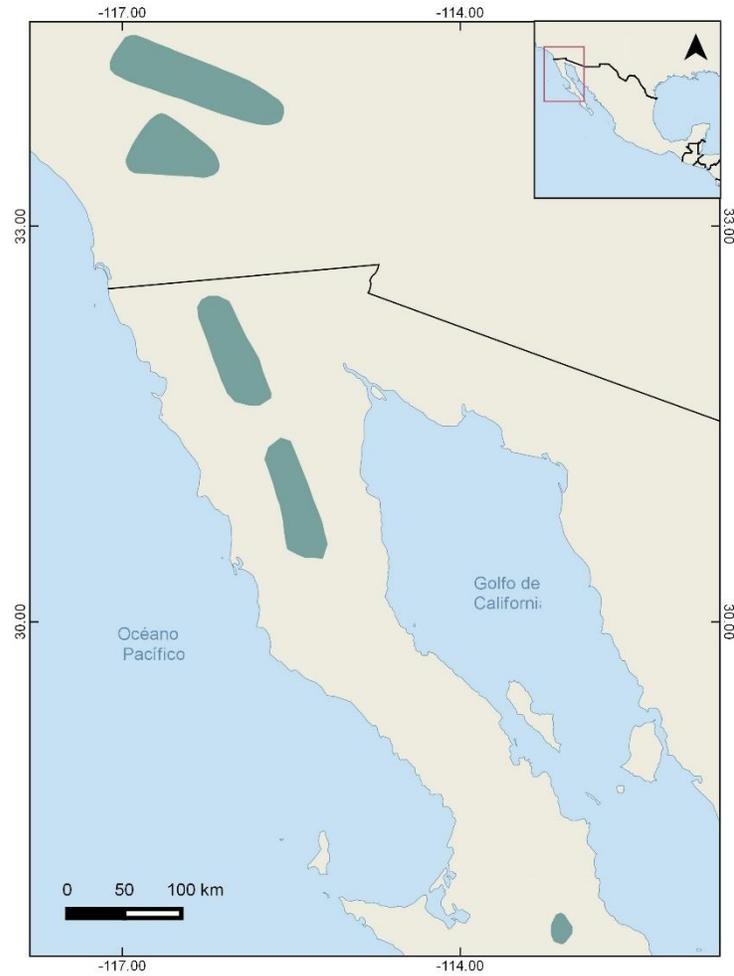


Figura 2. Distribución geográfica de *Tamias obscurus obscurus* (1), *T. o. meridionalis* (2) y *T. o. davisii*. Modificado de IUCN (2008).



Figura 3. *Tamias obscurus obscurus* (Fotografía: Alan Harper; utilizada con su permiso).



© Alan Harper. CC BY-NC 3.0. www.alanharper.com



© Alan Harper. CC BY-NC 3.0. www.alanharper.com

Figura 4. *Tamias obscurus meridionalis* (Fotografías: Alan Harper; utilizadas con su permiso).

2.2.1 *Tamias obscurus obscurus*

Esta subespecie fue descrita por Allen (1890) y su localidad tipo es Sierra San Pedro Mártir, cerca de Vallecitos. Se ha colectado desde Mountain Springs y Jacumba, San Diego, California (760 msnm) en EE. UU., hacia el sur a lo largo de las montañas de Sierra Juárez y Sierra San Pedro Mártir con una amplitud de distribución altitudinal de los 760 a 2590 msnm (Callahan, 1977) (Figura 4). Esta subespecie es parecida a *Tamias merriami*, sin embargo se diferencia de la anterior pues *T. o. obscurus* tiene una cola que usualmente alcanza menos del 80% de la longitud total; y el cráneo, mide menos de 38 mm de longitud en promedio (Yensen y Valdés-Alarcón, 1999). Se alimenta de piñones (*Pinus* spp), bellotas (*Quercus* spp.), frutos de huata (*Juniperus californica* y de manzanita (*Arctostaphylos* spp.) Mellink y Luévano, 2005).

2.2.1.1 Hábitat

Tamias obscurus obscurus (Allen, J. A., 1890) se encuentra en una variedad de hábitats relativamente xéricos (Yensen y Valdés-Alarcón, 1999). Habita en el chaparral de montaña y en los bosques de coníferas en ambas sierras de Baja California (Huey, 1964) en comunidades de pino-junípero o bosques de pino-encino (Callahan, 1976). Es comúnmente encontrada en sitios con presencia de *Arctostaphylos glauca* o *Artemisia* sp. (Callahan, 1976). La población de *T. o. obscurus* de San Pedro Mártir se encuentra asociada casi exclusivamente a zonas con peñascos de granito, los cuales, son comunes dentro de su área de distribución (Allen, 1893) a una altitud de entre los 1370 y 1525 msnm (Callahan 1977). Utilizan las cavidades que se encuentran entre los peñascos como madrigueras, prefiere chaparrales maduros con arbustos de 1- 3 metros de altura, que proporcionan una cobertura vegetal del 50 al 100% (Quinn, 1990). A diferencia de *T. o. meridionalis*, en la mayor parte del área de distribución de *T. o. obscurus*, no cuenta con acceso con fuentes de agua permanentes (Callahan, 1976; Best y Granai, 1994b).

Las especies de plantas que se encuentran presentes en el hábitat son: *Pinus* sp., *Juniperus* sp., *Quercus* sp., *Arctostaphylos glauca* y *Artemisia* sp. (Callahan, 1976) y se registraron otras especies de mamíferos como: *Sorex ornatus*, *Scapanus latimanus*,

Sylvilagus bachmani, *Tamiasciurus douglasii*, *Ammospermophilus leucurus*, *Spermophilus beecheyi*, *Thomomys bottae*, *Dipodomys simulans*, *Peromyscus boylii*, *P. maniculatus*, *P. truei*, *Neotoma fuscipes*, *Ovis canadensis*, *Odocoileus hemionus*, *Puma concolor*, *Lynx rufus*, *Canis latrans*, *Urocyon cinereoargenteus* y *Bassariscus astutus* (Best y Granai, 1994b).

2.2.1.2 Estado de conservación

No existe un diagnóstico poblacional de esta subespecie, sin embargo, la IUCN categoriza a la especie bajo preocupación menor y mencionan que sus poblaciones se encuentran en áreas protegidas (Linzey et al., 2008b). Tampoco se encuentra listada en la NOM-059-ECOL-2010. Al igual que para *T. o. meridionalis*, su distribución geográfica es restringida y se puede ver disminuida por modificaciones del hábitat (Yensen y Valdés-Alarcón, 1999).

2.2.2 *Tamias obscurus meridionalis*

La localidad tipo de *Tamias obscurus meridionalis* (Nelson y Goldman, 1909) se encuentra en el Aguaje de San Esteban ubicado aproximadamente 40 km al noroeste de San Ignacio, Baja California Sur (Nelson y Goldman, 1909; Huey, 1964). Ocurre en la Sierra de San Francisco, Baja California Sur y en la Sierra de San Borja, Baja California (Callahan, 1977; Escobar-Flores et al., 2012). Morfológicamente, *T. o. meridionalis* es mucho más pequeña, tiene un cráneo más angosto, cola más larga y de pelaje más pálido (Callahan, 1977; Yensen y Valdés-Alarcón, 1999) que *T. o. obscurus*. Se conoce muy poco sobre la ecología de *T. o. meridionalis*, ocupa un área de distribución limitada aproximadamente de 40 km de radio, y un hábitat contrastante con el ocupado por *T. o. obscurus*, pues viven en asociación con palmas-cactus (Huey, 1964). La información que se ha generado de esta población se basa en observaciones básicas sobre su ecología y a las 12 localidades en las que se ha registrado (Álvarez-Castañeda et al., 2008). La descripción del hábitat se limita a una lista de especies de plantas y animales encontrados en los sitios de presencia. Es uno de los mamíferos más raros de la península (Huey, 1964). Su ubicación restringida y su hábitat atípico sugieren que es una forma relictas.

La distribución de la especie no se ha revisado recientemente y después del trabajo de campo realizado por Callahan (1976), hace 40 años, solo existe un registro reciente (Escobar-Flores *et al.*, 2012) que representa el punto más norteño de su distribución conocida, en la Sierra de San Borja, de la que solo había información verbal (Callahan, 1976). La particularidad de esta subespecie radica en que junto con *T. dorsalis sonorensis* son las únicas dos subespecies de chichimocos de sitios con clima desértico, aunque restringidas a microambientes méxicos y adaptadas a condiciones muy áridas (Callahan y Davis, 1976; Yensen y Valdés-Alarcón, 1999), en contraste con el hábitat “típico” boreal del resto de las especies del género *Tamias* (Callahan y Davis, 1976).

El conocimiento de la biología y ecología de *T. o. meridionalis* se restringe a unas pocas publicaciones, enfocadas en su diagnóstico taxonómico y aspectos generales de su ecología (Nelson y Goldman, 1909; Nelson, 1922; Callahan y Davis, 1976; Huey, 1964; Larson, 1964; Callahan, 1977). Se desconoce su distribución más allá de su localidad tipo y de las localidades en las que se ha registrado. Suárez-Gracida (2005) realizó un esfuerzo para establecer los patrones de distribución de las especies de roedores de Baja California sur a partir de modelos nulos, sin embargo, para esta subespecie, no se logró establecer dicho patrón ya que ésta fue excluida del análisis. Debido a las implicaciones que puede tener en estudios o actividades de manejo y conservación subsecuentes (por ejemplo para evaluar objetivamente el potencial de riesgo de la subespecie y para determinar si se requieren medidas de manejo o estrategias pertinentes para su conservación), es prioritario determinar su distribución potencial.

2.2.2.1 Hábitat

Esta subespecie se ha observado principalmente en cañones dentro de la sierra de San Francisco, en proximidad de arroyos y oasis, ubicados en sitios donde comúnmente persisten pozas permanentes de agua (Álvarez-Castañeda *et al.*, 2008). Esta subespecie ha sido registrada únicamente en zona de vida “Bajo Sonorense” y en algunos parches en la zona de vida “Alto Sonorense” (matorral con encino) (Larson, 1964; Callahan, 1975; Callahan y Davis, 1976), incluyendo comunidades de palma-cactos en la boca del Cañón

de San Pablo (Nelson, 1922; Huey, 1964), también se ha reportado que habita en sitios con vegetación de matorral sarcocaulé (Álvarez-Castañeda *et al.*, 2008).

Edward W. Nelson (1922), describe el hábitat en donde observó a los ejemplares de *T. o. meridionalis* (en la base del cañón de San Pablo) como "...un cañón de piedra volcánica y arenisca, extremadamente caluroso y de vegetación vigorosa compuesta por cactus, palmeras y otras especies desérticas, donde corría agua libre en un arroyo." Los individuos registrados se encontraron en presencia de cactus característicos del distrito faunístico del desierto del Vizcaíno. Howell (1929), Huey (1964) coinciden con esta descripción, sin adicionar información diferente sobre el hábitat (Callahan y Davis, 1976). Por otra parte, Larson (1964) remarcó la importancia de la presencia y abundancia de agua libre (Callahan y Davis, 1976) en el hábitat, al haber escuchado chichimocos emitiendo llamados cerca de un pozo de agua y observó otros viviendo cerca de fuentes de agua (Best y Granai, 1994b); además indicó que la vegetación presente estaba conformada por encinos y que los chichimocos colectados se encontraron "asociados con la zona riparia" (Larson, 1964; Callahan y Davis, 1976). Callahan y Davis (1976) encontraron chichimocos en condiciones como las reportadas por Nelson (1922), pero también "...en un arroyo," sin describirlo a detalle. De ello se concluyó que la subespecie ocupaba sitios con zona de vida del bajo Sonorense, pero también se encontraba en manchones de bosque de encino del Alto Sonorense (Callahan, 1975).

La zona de vida Bajo Sonorense ocurre en el chaparral a los pies de montañas de California, al sur de Arizona y al norte de México y la vegetación característica incluye al mezquite, acacia, gobernadora, yucca, agave, ocotillo, una amplia variedad de cactáceas, entre otros (Cowles, 1978; Julyan, 2006). La zona de vida Alto Sonorense presenta veranos calientes e inviernos un poco más templados con bosques de pino-junípero, encinos, entre otros (Julyan, 2006).

Callahan y Davis (1976) reportaron 20 especies plantas en los sitios donde observaron chichimocos en la Sierra de San Francisco: *Vachellia constricta*, *Bursera microphylla* (torote colorado), *Parkinsonia microphylla* (palo verde), *Encelia farinosa*, *Ferocactus peninsularis*, *Fouquieria diguetii*, *Jatropha cinerea*, *Stenocereus thurberi* (pitaya dulce),

Lysiloma candidum, *Stenocereus gummosus*, *Myrtillocactus cochal* (cochal), *Cylindropuntia cholla* (cholla), *Opuntia* sp. (nopal), *Pachycereus pringlei* (cardón), *Ebenopsis confinis* (ejotón) y cercanas a fuentes de agua permanentes, *Brahea brandegeei*, *Ficus palmeri*, *Prunus ilicifolia* (islay) y *Salix lasiolepis*. Además, los chichimocos consumen semillas de *Bursera microphylla* (torote colorado), *Cercidium microphyllum*, *Prosopis juliflora* (mezquite), *Myrtillocactus cochal* (flores), *Pachycereus pringlei*, *Prunus ilicifolia* y tanto flores como frutos de *Stenocereus thurberi* (pitaya dulce).

Las asociaciones vegetales en las que han sido reportadas son (Álvarez-Castañeda, 2008):

1. Cholla (*Cylindropuntia* sp.), gobernadora (*L. tridentata*) y mezquite (*Prosopis* sp.)
2. Cardón (*Pachycereus pringlei*), chicura (*Ambrosia* sp.), mal ojo (*Sphaeralcea ambigua*), frutilla (*Lycium* sp.), saladillo (*Atriplex semibaccata*), mezquite y cirio (*Fouquieria columnaris*).
3. Cholla pelona (*Cylindropuntia cholla*), cardón, pitayita (*Echinocereus engelmannii*)
4. Chicura, cirio, yuca (*Yucca valida*), mezquite y gobernadora.

2.2.2.2 Estado de conservación

La distribución de la subespecie se ha contraído y en la actualidad es mucho más limitada que en los 1970s, ya que actualmente se han registrado en solo dos de las 12 localidades conocidas, por lo que pudiera estar restringida a unos cuantos kilómetros cuadrados en pequeñas comunidades limitados a sitios muy particulares de la sierra, próximos a lechos de arroyos, principalmente en San Francisco de la Sierra, en zonas muy apartadas (Álvarez-Castañeda *et al.* (2008). Como factores causales de esta posible disminución en la población y restricción en su distribución se han indicado: (a) cambio climático, que provoca desertificación, reducción y desaparición de su hábitat óptimo; (b) captura incidental de ejemplares para convertirlas en mascotas y; (c) la disminución en el agua de los oasis en las pozas permanente por su uso en las rancharías (Álvarez-Castañeda *et al.* 2008).

Aunque no existen estudios poblacionales de esta subespecie y los registros de sus poblaciones se encuentran restringidos a tan solo pocos puntos, es claro que sus poblaciones son limitadas y con distribución restringida, lo que la hace una subespecie vulnerable que podría encontrarse en riesgo. Esta subespecie no se encuentra enlistada en la NOM-059-ECOL-2010. En la lista roja de la IUCN, la especie aparece catalogada bajo “preocupación menor” debido a que se asume que existe una densidad poblacional alta y por considerar poco probable que vaya a disminuir a una tasa tal que justifique su listado en una categoría de especie amenazada. Sin embargo, se señala que *T. o. meridionalis* constituye una población muy pequeña, con un área de distribución restringida y fragmentada, y que por su rareza es considerada una mascota trofeo (Linzey *et al.*, 2008b).

Dado que la distribución geográfica de esta subespecie es tan reducida, cualquier modificación de su hábitat, a gran escala, podría generar un impacto en ella, por lo que se recomienda precisar la distribución geográfica de la subespecie de manera más fina, ya que las observaciones reportadas de algunos individuos exceden los límites de la distribución propuesta. (Yensen y Valdés-Alarcón, 1999).

2.3 Juancitos (*Xerospermophilus tereticaudus*)

Esta especie es un roedor diurno que pertenece a la familia Sciuridae. Su distribución va desde el suroeste de Estados Unidos (California, Nevada y Arizona) hasta la parte noroeste de México (Baja California y Sonora) (Neal, 1964). Prefiere los suelos arenosos de los desiertos Sonorense, de Mojave, Yuma y Colorado (Cockrum, 1960; Grinnell y Dixon, 1918; Yensen y Valdés-Alarcón, 1999). Se reconocen 4 subespecies: *X. t. tereticaudus*, *X. t. chlorus*, *X. t. neglectus*, *X. t. apricus*; de las cuales solo *X. t. tereticaudus* y *X. t. apricus*, se distribuyen en el estado de Baja California (Ernest y Mares, 1987). La población del sur de su distribución, en los valles de Santa Clara, San Felipe y áreas conectadas con ellos fue considerada como una subespecie diferente (*X. t. vociferans*, Huey 1926), sin embargo, después se sinonimizó con *X. t. tereticaudus*, aunque sin dar elementos justificativos (Howell, 1938).

Esta ardilla es pequeña, de cola redonda, cabeza pequeña y redondeada, con orejas reducidas, ojos grandes y oscuros; sus patas traseras largas y anchas, con las plantas cubiertas de pelos largos y rígidos, excepto en los tubérculos, las patas delanteras tienen garras curvas y más largas que las de las patas traseras; el pulgar es reducido; sus medidas promedio (mm) son: longitud total, 204-278; longitud de pata trasera, 32-40; longitud de oreja, 5-8.5 y su masa corporal es de 110-170 g; el pelaje es color pálido y tienen dos fases: café olivo claro y canela, y su pelaje de verano es más brillante, grueso y uniforme, con puntos o pecas; la parte dorsal del cuerpo es canela rosado, canela envinado, café oliva claro o acanelado; la superficie lateral es color ante, mientras que el vientre es blanco; la parte dorsal de la cola es del mismo color que el dorso, pero con la parte distal con pelos negros; la parte ventral de la cola puede ser color canela o ante (Ernest y Mares, 1987). *X. t. apricus* se distingue de *X. t. tereticaudus* por ser más oscura en la cara y menos 'canoso' en el dorso (Yensen y Valdés-Alarcón, 1999).

En México se distribuyen tres subespecies: *X. t. tereticaudus*, *X. t. neglectus* y *X. t. apricus* (Figura 5-6), pero solo dos de ellas están presentes en Baja California: *X. t. tereticaudus* y *X. t. apricus*. La primera se encuentra desde el sur de Nevada hasta el desierto de San Felipe al norte de Baja California; mientras la segunda se encuentra únicamente en Valle de la Trinidad, al norte de Baja California (Yensen y Valdés-Alarcón, 1999). Existe otra población aislada de *X. t. tereticaudus*, en el margen occidental de la Laguna Salada (Mellink, comunicación personal).



Figura 2. *Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus* (Fotografías de Nadia Siordia).

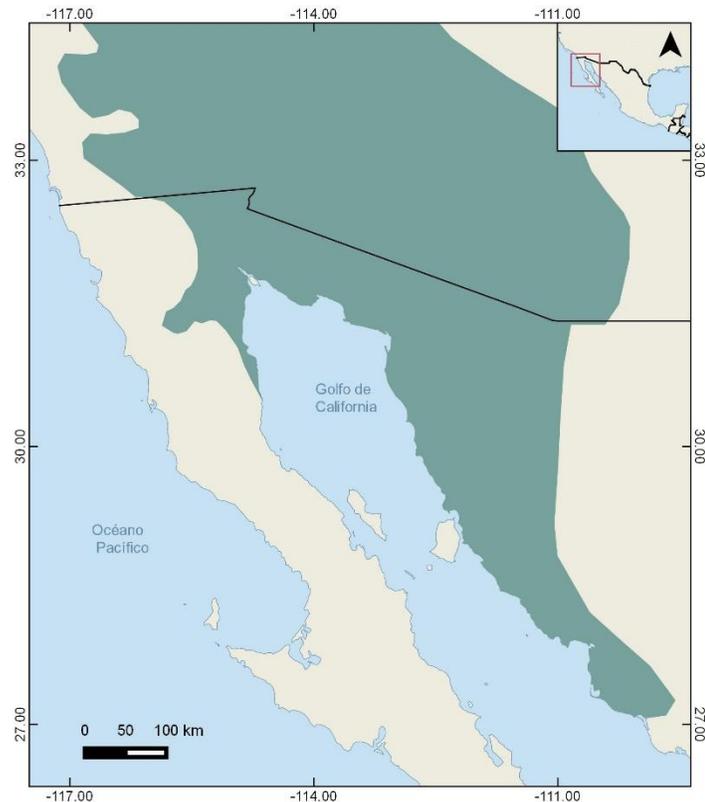


Figura 3. Distribución geográfica de *Xerospermophilus tereticaudus*. Modificado de IUCN (2008).

2.3.1 Hábitat

A lo largo de su ámbito de distribución de la especie, el hábitat presenta temperaturas extremas, que van de los -5° C a los 39° C en el aire y de los 11° C a los 74° C en la superficie y la baja humedad (Bradley y Deacon, 1971), y se han registrado desde los 70 metros por debajo del nivel del mar hasta los 1190 msnm (Grinnell y Dixon, 1918). Se encuentra en el matorral xerófilo, en el bosque espinoso y también es posible encontrarlos en áreas perturbadas (Castillo, 2005). El hábitat de la especie se caracteriza por suelos arenosos (Grinnell y Dixon, 1918) en la zona de vida Bajo Sonorense en los cuales se encuentran en mayor abundancia (Neal, 1964). Se encuentra principalmente en las planicies y terrenos llanos con presencia de arbustos y en dunas, bajo temperaturas extremas (Grinnell y Bijon 1918; Neal, 1964; Castillo, 2005), evitando colinas rocosas (Stephens, 1906). Las madrigueras son construidas en dunas (Johnson *et al.* en Ball *et al.*, 2005), preferentemente en los montecillos de arena acumulada debajo de mezquites (*Prosopis* sp.), gobernadora (*Larrea tridentata*) y palo verde (*Cercidium* sp.)

(Grinnell y Dixon, 1918). La vegetación leñosa encontrada en el hábitat está representada por *Larrea tridentata*, *Prosopis juliflora*, *P. glandulosa*, *Atriplex sp.*, *Parkinsonia microphylla*, *Parkinsonia florida*, *Bouteloua aristidoides*, *Aristida adscensionis*, *Schismus barbatus* (Ernest y Mares, 1987).

Su dieta está constituida en un 80% por plantas, 15% de semillas y 5% de insectos; en verano comen plantas únicamente, en otoño un 75% es de plantas y 25% de semillas y durante el invierno el 65% es de plantas y 35% de semilla; las poblaciones que habitan en zonas cercanas a campos de cultivo suelen alimentarse de alfalfa y dátiles (Drabek, 1970).

Coexiste con *Dipodomys deserti*, *Peromyscus eremicus* y *Chaetodipus penicillatus*, sin embargo, su distribución es más restringida debido a que requiere de mayores extensiones de territorio arenoso (Grinnell, 1914). Neal (1964) encontró que *X. tereticaudus* se encuentra generalmente asociado a suelos finos aunque en ocasiones, los encontró adyacentes a hábitats rocosos en sitios con suelos arenosos y gravosos; además encontró que prefieren hábitats abiertos.

El área de actividad estimada es de alrededor de 0.30 ha para la especie (Drabek, 1970). Durante el verano tienen una actividad diaria bimodal, con picos de actividad durante la mañana y la tarde (Huey, 1927; Drabek, 1970). El primer pico de actividad ocurre aproximadamente una hora después de la salida del sol y el segundo después de la puesta del sol (Drabek 1970). En el otoño y la primavera existe un solo pico de actividad al medio día; y durante el invierno, las ardillas permanecen inactivas (octubre, noviembre y diciembre). Es una especie estrictamente diurna con una estructura social semi-colonial y durante veranos con temperaturas muy altas, puede estivar para evitar condiciones ambientales estresantes (Drabek, 1970). Su distribución espacial puede ser aleatoria, regular o agrupada (Dunford en Ernest y Mares, 1987).

En estudios al sur de Nevada, se les encuentra en asociación de creosote-mezquite entre dunas de arena, mientras que Cerca de Tucson se colectaron en hábitats con dominancia de mezquite y abundancia de chollas y cactus de barril, así como en sitios con

asociaciones de: mezquite y pastos, arbusto *Isocoma* sp., *Populus* sp. *Salix* sp. y cholla-mezquite-*Celtis* sp. (Neal, 1964).

Los depredadores de esta especie pueden ser: *Canis latrans*, *Taxidea taxus*, *Corvus corax*, halcones como *Falco mexicanus*, serpientes como *Pituophis melanoleucus*, *Masticophis flagellum* y *Crotalus* sp, *Heloderma suspectum*, *Geococcyx californianus* y gatos domésticos (Ernest y Mares 1987).

2.3.2 Estado de conservación de la especie

Durante la primera parte del siglo XX, el uso y transformación de zonas áridas como tierras de cultivo, forzó a las especies a desplazarse a hábitats periféricos, y como consecuencia de los daños que le provocaban a los cultivos de granos y a las acequias, se aplicaron medidas de control y erradicación (Ernest y Mares, 1987). La erradicación o control de plagas se realiza comúnmente sin supervisión y sin autorizaciones oficiales, lo que puede ejercer efectos negativos en la fauna silvestre (Mellink, 1999).

En México se desconoce la situación actual de su estado de conservación. Sin embargo, se dice que es abundante a escala local a pesar de tener una distribución restringida (Castillo, 2005). La IUCN categoriza a la especie en “preocupación menor”, con el argumento de que es una especie común, con densidades que van de 40 a 210 individuos por hectárea y con 5.3 individuos por hectárea en áreas menos densas; con algunas poblaciones encontradas en áreas protegidas, según estudios hechos en poblaciones de Estados Unidos (Linzey *et al.*, 2008). Sin embargo, *X. t. chlorus*, del sur de California enfrenta problemas debido a la pérdida del hábitat (Yensen y Valdés-Alarcón, 1999) y *X. t. apricus* parece también tener problemas de conservación, por la conversión de su hábitat (E. Mellink. com. pers.) o por aplicación de pesticidas (Mellink 1996).

2.3.3 *Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus*

La localidad tipo de la subespecie es Old Fort Yuma, condado Imperial, California y se distribuye desde el desierto de Mojave al sur de Nevada hacia el desierto de San Felipe

en Baja California (Yensen y Valdés-Alarcón, 1999). La subespecie se encuentra ampliamente distribuida (Hafner *et al.*, 1998) y no se encuentra bajo protección especial.

2.3.4 *Xerospermophilus tereticaudus apricus*

La localidad tipo de la subespecie es Valle de la Trinidad y su área de distribución está limitada solo a este valle (Yensen y Valdés-Alarcón, 1999). Se trata de una población aislada (Huey, 1954; Hall, 1981; Ernest y Mares 1987) en un valle de 29 km de largo y 6 km de ancho y representa el único miembro de este grupo de ardillas de desierto que se encuentra en la vertiente del Pacífico (Huey, 1927).

En el Valle de la Trinidad se observa la influencia del desierto sobre una franja costera más húmeda, lo que genera condiciones de hábitat más templadas que las del hábitat de *X. t. tereticaudus*, además de encontrarse a mayor elevación, y presentar elementos típicos de desierto como la gobernadora (*Larrea tridentata*), *Chilopsis linearis*, mezquite (*Prosopis juliflora*) y uña de gato (*Senegalia greggii*) (Huey, 1927).

Tras el desarrollo de la agricultura en Valle de la Trinidad, la subespecie pudo haberse visto beneficiada sin embargo, el control de tuzas empleando rodenticidas en el sitio, pudo haber afectado las poblaciones de esta ardilla (Mellink, 1996). Esta subespecie podría ser potencialmente de interés para la conservación por su distribución restringida, por lo que se reconoce la necesidad de generar información sobre su distribución, el estatus de sus poblaciones y su validez taxonómica (Yensen y Valdés-Alarcón, 1999).

2.4 Nicho ecológico

El nicho ecológico se define como el conjunto de requerimientos ambientales (bióticos y abióticos) que una población requiere para sobrevivir y el efecto que ejerce en estos factores ambientales; existen diferentes concepciones del término dependiendo del énfasis que se le da a la naturaleza de los factores que lo definen (Peterson *et al.*, 2011). El entendimiento de la distribución de las especies en términos de sus requerimientos ecológicos a través de diversas escalas espacio-temporales ha propiciado el encuentro

entre la biogeografía y el concepto de nicho ecológico (Peterson *et al.*, 2011), lo que sienta las bases conceptuales para el modelado de la distribución de especies basado en el nicho ecológico. La biogeografía histórica se ha centrado en el uso de la filogenia para descubrir la historia de las conexiones geológicas entre las regiones (Wiens y Donoghue, 2004); es decir, la reconstrucción de la historia del “espacio” y su biota. Por su parte, la biogeografía ecológica se centra en el estudio de los patrones espaciales, composición y funcionamiento de las comunidades ecológicas (Peterson *et al.*, 2011) y los factores que definen la distribución espacial de las especies (Monge-Nájera, 2008). Las escalas espacio-temporales representan importantes diferencias en ambas áreas: mientras que la biogeografía histórica trabaja en escalas espaciales continentales y en escalas temporales a lo largo del tiempo evolutivo, la biogeografía ecológica se enfoca en escalas espaciales regionales y temporales “instantáneas” (Peterson *et al.*, 2011).

Existen diferentes conceptos de nicho como resultado de las definiciones propuestas por distintos autores. Todos ellos pretenden identificar el ambiente que permite que las poblaciones de una especie sobrevivan, pero difieren en el tipo de variables e interacciones que los definen (Nakamura y Soberón, 2009).

Grinnell (1914, 1917, 1924), presentó las ideas fundamentales sobre la relación existente entre el área de distribución de las especies y los factores ambientales que actúan para definirla, sentando las bases para el concepto de nicho. El concepto de nicho introducido por Grinnell (1917) gira en torno al entendimiento de los factores ambientales que restringen, a diferentes escalas, la distribución de una especie. Su definición se centra en el conjunto de condiciones ecológicas en las que las especies pueden mantener poblaciones comprendido en un conjunto de requerimientos climáticos y de hábitat. Estas restricciones están dadas por el rango de tolerancia de las especies con respecto a las condiciones ambientales. Posteriormente, Elton (1927) explicó el nicho en términos del papel funcional de las especies, es decir “el lugar que ocupa un animal en la comunidad, su relación con el alimento y los enemigos (...)”, definiendo un nicho principalmente en torno a las relaciones existentes entre los elementos de la comunidad y las interacciones tróficas. La principal diferencia entre su propuesta y la presentada por Grinnell radica en la percepción del papel de las interacciones bióticas y la dinámica entre los recursos y

consumidor (Soberón, 2007). Como una evolución de este concepto, y con el fin de definirlo de forma más rigurosa, Hutchinson (1957) define al nicho fundamental, como un 'hiper-volumen de variables ambientales de n dimensiones en el que cada punto corresponde a un estado en el ambiente que le permitirá a una especie existir indefinidamente'.

El ambiente consiste en un conjunto de diferentes factores o variables que representan los ejes del nicho, de los cuales se pueden distinguir distintos tipos: las variables que están relacionadas dinámicamente con las poblaciones y que sufren del impacto o influencia de las especies (por consumo o modificaciones) y por otro lado, las variables que no presentan ésta relación (Peterson *et al.*, 2011). Esta clasificación de variables fue propuesta por Hutchinson (1978), quien reconoce a las variables bionómicas como las variables que se relacionan directamente en la vida de los organismos, como recursos sobre los que puede haber competencia y las interacciones; y a las variables escenopoéticas, como las variables físicas y químicas que determinan el nicho de las especies a través de la tolerancia que tienen a esas variables. A partir de esta distinción, Hutchinson (1957) define dos subtipos de nicho en su conceptualización del nicho multidimensional: El nicho fundamental, que se refiere al "hiper-volumen de n dimensiones en el que cada punto corresponde a un estado del ambiente que permite que una especie exista indefinidamente" y al nicho realizado, que es una porción del hiperespacio (del nicho fundamental) resultante de la interacción biótica entre especies de una comunidad produciendo un traslape en sus nichos (Hutchinson, 1978). El nicho realizado es entonces limitado por interacciones bióticas (Figura 1).

Se pueden entonces definir los nichos Grinnellianos y los Eltonianos a partir del tipo de variables que consideran y la escala en dos clases en la concepción multidimensional propuesta por Hutchinson (Soberón, 2007) :

1. Nicho Grinnelliano (o nicho ambiental), definidos por variables no interactivas (escenopoéticas) y por condiciones ambientales a escala grande relevantes para el entendimiento de propiedades ecológicas y geográficas de las especies.
2. Nicho Eltoniano, enfocado a las interacciones bióticas y en la dinámica entre consumidores y recursos, definidos en torno a las variables bionómicas medidas a escalas finas.

Jackson y Overpeck (2000), agregan a lo propuesto por Hutchinson, una conceptualización del nicho Grinnelliano en términos de espacio ambiental, definiendo al nicho fundamental como el 'subconjunto del espacio ambiental definido por las n dimensiones, que consiste en un set de combinaciones de variables que permiten la supervivencia y reproducción de los individuos'. Explican al espacio ambiental realizado como "las condiciones ambientales particulares que ocurren en la naturaleza en un tiempo particular" y con ello, proponen el concepto de nicho potencial definiéndolo como una "intersección del nicho fundamental con el espacio ambiental realizado en un tiempo determinado". El nicho potencial representa un subconjunto del nicho fundamental que a su vez corresponde a las combinaciones de las variables ambientales existentes en un tiempo particular (Jackson y Overpeck, 2000). El nicho realizado comprende entonces una fracción del nicho potencial, delimitado por interacciones bióticas (competencia, consumo, mutualismo) y las habilidades de dispersión y colonización de la especie (Jackson y Overpeck, 2000) (Figura 7). Con esta contribución al concepto de nicho que lo complementa en términos espaciales, se abre paso a la estimación de este conjunto de combinaciones de factores ambientales favorables que componen al nicho potencial (Peterson *et al.*, 2011).

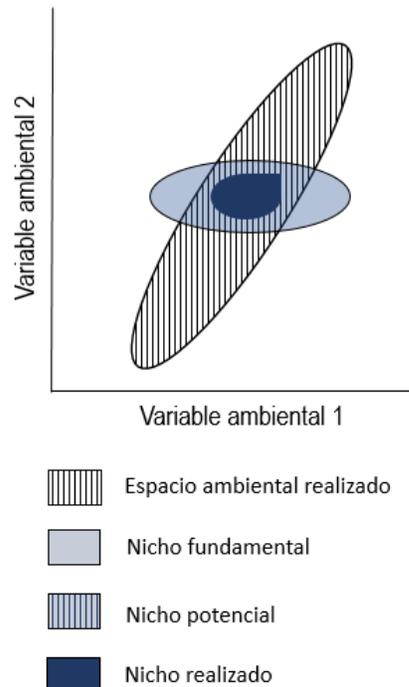


Figura 4. Relación entre el espacio ambiental realizado y nicho potencial, fundamental y realizado de una especie en respuesta a dos variables ambientales hipotéticas. Modificado de Jackson y Overpeck (2000).

La distribución geográfica de las especies está limitada por sus requerimientos de nicho (Fuller *et al.*, 2011) y por consecuencia, la presencia de las especies se puede explicar por cuatro factores: a) condiciones abióticas b) factores bióticos, c) por las regiones accesibles que permiten la dispersión y d) por la capacidad de adaptación de los individuos (Soberón y Peterson, 2005). Estos factores interactúan entre si y producen por consecuencia las entidades que comprenden la distribución geográfica de una especie (Soberón y Peterson, 2005). Con base en lo anterior, Soberón y Nakamura (2009), representan la relación entre estos factores para explicar el espacio geográfico y la relación con el nicho que representan (Figura 8).

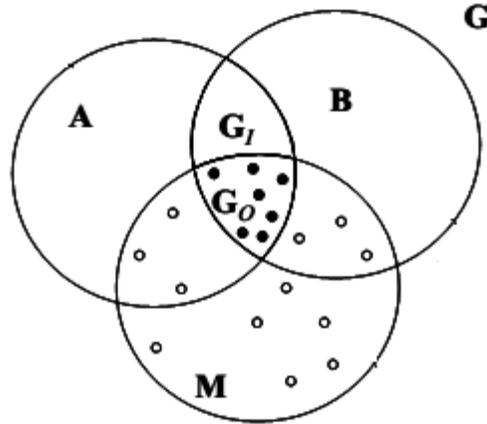


Figura 5. Diagrama BAM (biótico, abiótico y movimiento) que representa al espacio geográfico. Modificado de Soberón y Nakamura (2009). A representa a las regiones del espacio geográfico en donde ocurren las condiciones escenopoéticas del nicho potencial; B representa la regiones en el espacio geográfico en donde las condiciones bióticas (interacciones o variables bionómicas) son favorables para la presencia de las poblaciones; M representa las regiones a las que una especie puede desplazarse dependiendo de sus capacidades de movimiento y colonización así como de las barreras biogeográficas; G0 representa el área de distribución real en donde existen las condiciones bióticas y abióticas y se encuentran dentro del rango de alcance para la dispersión de los individuos; G1 es el área de invasión potencial.

2.5 El modelado de nicho como método para proponer escenarios de distribución potencial de especies

Además del conocimiento detallado de la historia natural y biología de las especies, en materia de conservación se requiere del conocimiento acerca de las características que tienen el ambiente en donde las especies habitan y es por ello que los procedimientos inferenciales que permiten predicciones de la distribución geográfica de las especies se han vuelto muy importantes (Peterson, 2001). La importancia de precisar y evaluar la distribución de las especies radica en contar con una aproximación del área de distribución con el fin de comparar e identificar cambios en su extensión, ya que existe una relación entre el riesgo de extinción y el tamaño del área de distribución de las especies (Fourcade, *et al.*, 2014). El tamaño del área de distribución de una especie es un criterio clave en determinar si una especie debe ser considerada amenazada (Riddle *et al.*, 2011) y por ello, contar con este tipo de información permite determinar qué tan restringido es el área de distribución e identificar la posibilidad de una disminución en el

mismo, información que puede ayudar a modificar el estatus de conservación de las especies (Fourcade *et al.*, 2014).

Para determinar el área de distribución de una especie se toman como base los puntos de colecta o registro de individuos para generar los mapas de distribución con la implementación de distintos métodos. Los mapas de distribución marginal son comúnmente usados para representar áreas de distribución; para generarlos se ubican los registros marginales y se delinea un perímetro aproximado de los límites externos del área de distribución, para formar áreas sólidas, irregulares y contiguas (Riddle *et al.*, 2011). Sin embargo, la implementación de estos productos en análisis ecológicos es criticada por las limitaciones en el uso que se le puede dar y la información de las especies que se puede derivar de ellos en cuanto a su distribución y hábitat. Estos mapas son útiles solo como referencia general, pues por la forma en la que son elaborados, tienden a ignorar y simplificar los patrones de ocupación de las especies dentro de los rangos de distribución, presentan mayores errores de comisión y en materia de conservación, carecen de utilidad pues no discriminan efectivamente entre las áreas con posibilidad de ser ocupadas y las que no, además de ser construidas a escalas muy gruesas y por no poder ser utilizados para hacer predicciones (Fuller *et al.*, 2011). Por consecuencia, este tipo de mapas no proporciona bases sólidas para los propósitos en materia de conservación (Riddle *et al.*, 2011).

Con el desarrollo de la tecnología, particularmente de los SIG, la percepción remota y los GPS, el estudio de hábitat y distribución de especies se ha convertido en un área activa en la investigación, por lo que numerosos estudios sobre evaluaciones de hábitat, protección y predicción de hábitat, actualmente se basan en modelos de hábitat resultantes de la aplicación de dichas tecnologías (Xuezhi *et al.*, 2008). Particularmente, el aumento de la disponibilidad de registros geo-referenciados de ocurrencias de diversas especies, de información sobre las variables ambientales representadas en capas digitales, programas para integrar SIG y programas de modelado, aunado a la relación emergente entre el concepto de nicho y el estudio de la distribución de las especies, han propiciado el interés por la estimación de áreas de distribución a partir del modelado de nicho ecológico.

Con estos modelos se busca describir la distribución geográfica de las especies con el propósito de identificar sitios con las características adecuadas que permitan su supervivencia a partir de los requerimientos ambientales y en función de variables ambientales (Nakamura y Soberón, 2009; Phillips, Anderson, y Schapire, 2006). Al relacionar los sitios de ocurrencia de una especie con los valores que poseen las variables ambientales en ese punto de ocurrencia, se obtiene una muestra de valores que caracterizan las condiciones del ambiente adecuado y por consiguiente, las condiciones ambientales en esos puntos de ocurrencia constituyen una muestra del nicho de la especie; con los que se obtiene como resultado un modelo que representa una aproximación del nicho bajo las dimensiones ambientales consideradas (Phillips *et al.*, 2006)

En contraste con los mapas de distribución marginal, los mapas derivados de un modelo de distribución potencial son el resultado de un análisis de variables ambientales de forma especializada, por lo que proporcionan una predicción de la distribución a una escala más fina, que determina si el ambiente posee o no condiciones favorables para la presencia de la misma. Además de ello, el modelo puede ser visualizado y procesado en un SIG que permite realizar análisis espaciales posteriores y derivar información útil sobre su hábitat; información que comúnmente es requerida e implementada en la toma de decisiones en materia de conservación y manejo de recursos o como base para la investigación en campos como la ecología y la biogeografía.

Este tipo de modelos están cimentados en la teoría de nicho, y considera que para cada variable ambiental, existe un valor óptimo en el cual las condiciones son más adecuadas para las especies y que conforme este valor cambia con respecto al valor óptimo, esta idoneidad disminuye (Fuller *et al.*, 2011). Estos modelos son particularmente útiles en materia de conservación en situaciones en las que la información de la distribución de una especie es incompleta o escasa, pues pueden auxiliar en la unión de los vacíos de información y mejorar la información base para la planeación de acciones de conservación (Fuller *et al.*, 2011), inclusive en el caso de especies raras (comúnmente asociadas a problemas de escasez de información sobre ocurrencias) (Hernandez *et al.*, 2006). Los resultados pueden ser vistos como hipótesis de distribución, las cuales,

particularmente en el caso de especies raras o poco estudiadas, pueden ser la única información disponible (Peterson, 2001).

Estos modelos se basan en algoritmos para identificar y delinear la distribución probable del ambiente favorable y desfavorable para estimar el nicho ecológico en el espacio ambiental y lo proyectan al espacio geográfico para derivar la probabilidad de que ciertas condiciones ambientales sean adecuadas para la especie estudiada (Fourcade *et al.*, 2014). Además, a partir del modelado de la distribución se puede inferir la probabilidad de presencia de la especie en zonas donde no se han realizado muestreos, convirtiéndose así en una herramienta para la conservación (Fourcade *et al.*, 2014; Hernandez *et al.*, 2006).

Las aproximaciones de los modelos de nicho ecológico se construyen a partir de relacionar puntos de ocurrencia de una especie y las variables que sintetizan dimensiones ecológicas (Soberón y Peterson, 2005), haciendo una comparación de la distribución ambiental de todas las celdas con respecto a las celdas que corresponden a sitios de registro de la especie (Chefaoui *et al.*, 2005).

Esta aproximación de la distribución presenta limitaciones (Guisan y Zimmermann 2000), como, por ejemplo, la dificultad de representar interacciones bióticas en los modelos y que algunas variables se encuentran a una resolución gruesa o no pueden ser representadas en forma de capa ambiental. A pesar de ello, las aplicaciones y ventajas de este método son importantes: la mayoría de los métodos para modelar identifican la importancia relativa de las variables o contribución en el modelo, con las cuales se generan hipótesis para la investigación posterior, proveen de una valoración espacial de la idoneidad del hábitat y si se genera un modelo robusto, las predicciones sobre la idoneidad del hábitat pueden ser extrapoladas a otras regiones (Rottenberry *et al.* 2006). De hecho, aún sin la integración de variables bióticas, los modelos de nicho ambiental basados únicamente en variables escenopoéticas han mostrado tener un valor predictivo considerable (Nakamura y Soberón, 2009).

Capítulo 3. Métodos

3.1 Áreas de estudio y trabajo de campo

Este estudio comprende siete áreas, distribuidas en la porción central, noreste y sureste del estado de Baja California así como la porción noreste del estado de Baja California Sur (Figura 9). *Tamias obscurus*: comprende cuatro sitios de estudio, las cuales se localizan en las Sierras de San Pedro Mártir, Sierra Juárez, de San Francisco y San Borja. Estas sierras tienen una topografía abrupta y vegetación de bosque de pino-encino en las primeras dos y desértica en las otras dos (Rzedowski, 2006). La segunda zona de estudio corresponde al área de distribución de *Xerospermophilus tereticaudus*, incluye localidades de los Valles de la Trinidad, Mexicali, Santa Clara y San Felipe y la periferia de la Laguna Salada en Baja California. En ellas se encuentra vegetación de tipo matorral xerófilo (Rzedowski, 2006).

El trabajo en campo consistió en recorrer estas zonas en busca de las especies objetivo y en entrevistar a lugareños para obtener información sobre las subespecies. Los recorridos se realizaron a pie y en vehículo, deteniéndonos a escuchar y observar por tres minutos en cada punto. Al observar algún individuo directamente o con binoculares, o al escuchar algún llamado de la especie, se registró la coordenada correspondiente.

En el caso de *T. o. obscurus* se hicieron dos recorridos de una hora cada uno a lo largo de la carretera. Cada 200 metros aproximadamente se hicieron paradas para detectar presencia de las ardillas en Sierra San Pedro Mártir.

Para la subespecie *T. o. meridionalis*, se visitaron los sitios propuestos para el muestreo con base en la información obtenida de la bibliografía disponible, así como de los sitios mencionados por los habitantes de la zona. Las localidades visitadas fueron San Gregorio (B.C), San Nicolás, San Gregorio (B.C.S), San Pablo, El cacarizo, Santa Teresa, El Sauzalito, Las Calabazas y Natividad en la Sierra de San Francisco y San Borja en Baja California. Se realizó un recorrido a pie en cada localidad durante la mañana y la

tarde (periodos de actividad de la especie) para registrar la presencia de ardillas por observación directa o por detección de llamado.

En el caso de *X. tereticaudus*, se realizaron recorridos a pie y en vehículo, durante el periodo de actividad de las ardillas (9 am- 6 pm), en San Felipe (dos visitas), Laguna Salada (dos visitas), Valle de Mexicali (una visita) y en el Valle de la Trinidad (cinco visitas) para registrar las coordenadas de presencia de individuos por observación directa o detección de sus llamados. Además se consideraron registros que obtuvieron Dr. Eric Mellink, Dra. Mónica Riojas, Dr. Jaime Luévano y Scott Tremor durante visitas adicionales al Valle de la Trinidad, Laguna Salada y San Felipe.

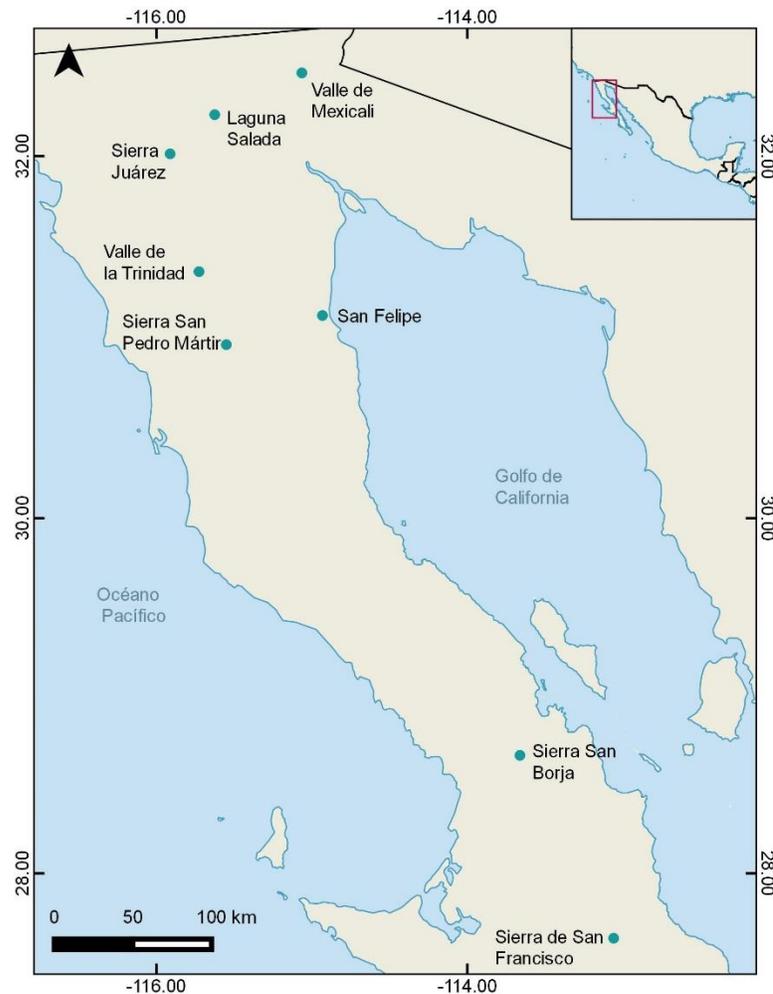


Figura 6. Ubicación de los sitios de estudio.

3.2 Registros de la presencia de las especies

Para generar la base de datos de los registros, se realizó trabajo de gabinete que consistió en la búsqueda de registros de las especies en la literatura y en bases de datos en línea, y de trabajo en campo.

Se realizó una búsqueda en la literatura de registros o localidades referenciadas de las subespecies *T. o. obscurus* y *T. o. meridionalis*, en bases de datos de colecciones de museos y universidades (museo de zoología de vertebrados de Berkeley, museo de biología del suroeste de la Universidad de Nuevo México, Museo de Historia Natural de San Diego Colección de mamíferos de la Universidad de Arizona), en el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de México, así como en recursos en línea como Global Biodiversity Information Facility (GBIF), Arctos, CONABIO y Vernet. Estas bases de datos cuentan con información de ejemplares colectados que se encuentran depositados en las colecciones de diferentes museos, cuya información de sitios de colecta, fecha, etc, se encuentran disponibles en línea.

De los registros obtenidos de estas fuentes para estas dos subespecies, se revisó que la localidad del registro coincidiera con la localidad real en Google Earth para evitar errores de georreferenciado, si la localidad y la coordenada asociada concordaban, el registro se incluyó. Además, los registros fueron depurados para asegurar que los fueran únicos entre las diferentes fuentes.

Las coordenadas de los registros de *T. o. meridionalis* obtenidas de las bases de datos fueron aproximadas; el resto de los registros de las localidades mencionadas en la literatura, se visitaron para obtener las coordenadas. Además, se incluyeron registros de esta subespecie que fueron proporcionados por A. Harper y por el Dr. Gorgonio Ruiz Campos como resultado de su trabajo en campo.

Se incluyeron registros de presencia de *T. o. obscurus* que fueron proporcionados por el Dr. Eric Mellink producto de trabajo en campo.

En el caso de *X. tereticaudus*, solo se utilizaron registros propios obtenidos durante el trabajo de campo. Además, se incluyeron puntos georreferenciados obtenidos durante el trabajo en campo realizado por E. Mellink, S. Tremor (San Diego Natural History Museum) y J. Luévano en 2014- 2015.

Los registros obtenidos de las diferentes fuentes se integraron en una base de datos con un identificador, fecha de registro, el nombre de la especie, sus coordenadas geográficas (en notación de grados decimales) y la fuente. La base de datos se guardó en el formato *.csv* (*comma separated values*), por así requerirlo los programas para realizar la modelación.

3.3 Delimitación del área de modelado

Para modelar la distribución potencial de las dos especies de sciúridos con base en un modelo de nicho ecológico, como primer paso se requiere delimitar el espacio geográfico en el que se modelará. Para ello se construyó una “máscara” que delimita los límites geográficos de los modelos.

Las máscaras se construyeron con los archivos vectoriales de los estados de Baja California y Baja California Sur del portal de geoinformación (<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>). Con el programa de Sistemas de Información Geográfica (SIG) (QGIS® versión 2.6- Brighton), unieron las dos capas vectoriales para obtener como una plantilla única, sobre la que se basó la delimitación del área de modelado para cada especie según el área de distribución conocida. Para la distribución de *T. o. obscurus*, *X. t. apricus* y *X. t. tereticaudus* se construyó una plantilla que comprende el estado de Baja California mientras que para *T. o. meridionalis* se extrajo la parte media de la península que abarca parte de Baja California y Baja California Sur (Figura 10).

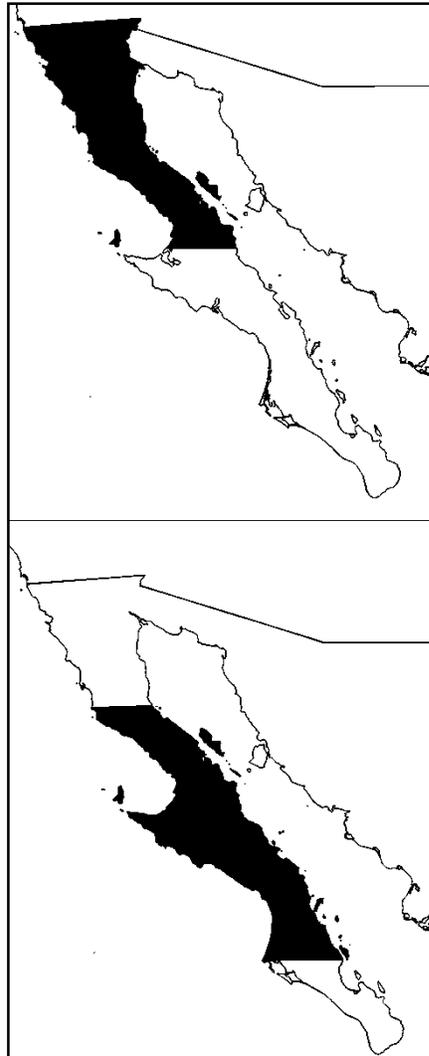


Figura 7. Máscaras que delimitan el área de modelado para *Tamias obscurus obscurus*, *Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus* y *X. t. apricus* (superior) y *T. o. meridionalis* (inferior).

3.4 Selección de variables para la elaboración del modelo

Para la elaboración del modelo de distribución, además de los registros georreferenciados de presencia de las especies, se requieren variables ambientales representadas espacialmente en capas de formato digital raster. Estas capas contienen datos del clima, vegetación, características de la superficie, entre otros, que se asume tienen influencia en la distribución de las especies. En la determinación de la distribución de las especies interfieren tanto factores que actúan a escala fina, como las variables ambientales que actúan a escalas más gruesas. Es por ello que los modelos de

distribución de especies que incluyen variables predictivas que actúan a diferentes escalas (propiedades del suelo, topografía, vegetación y clima), logran describir mejor la distribución de las especies (Franklin, 2010).

Las variables ambientales se seleccionaron considerando su relación con la biología y ecología de las especies, de acuerdo con la literatura científica. También se tomaron en cuenta las variables que en la literatura se recomienda utilizar para el desarrollo de los modelos de nicho ecológico, las cuales dependen de los predictores ambientales que puedan ser representados en un formato espacial digital, relacionadas a factores climáticos, topográficos, tipos de suelo y cobertura.

Además, algunas de las variables se derivaron del análisis de imágenes de satélite: imágenes MODIS de albedo, NDVI, temperatura radiométrica superficial y Landsat 8, las cuales son variables predictivas que se considera que ejercen un efecto positivo en los modelos (Franklin, 2010).

3.4.1 Variables climatológicas

Las condiciones climáticas juegan un papel determinante en la limitación de la distribución de las especies así como en los patrones de vegetación (Franklin, 2010), principalmente por la relación e influencia que tienen con la fisiología de las especies y su comportamiento; además de tener una relación indirecta con la vegetación disponible para la alimentación o cobertura que utilizan los animales (Hirzel y Le Lay, 2008).

Las variables bioclimáticas se obtuvieron de la base de datos de WorldClim (<http://www.worldclim.org/download>), que contiene un conjunto de capas climáticas globales con una resolución espacial gruesa aproximada de 1 kilómetro cuadrado (Hijmans *et al.*, 2005). Las variables bioclimáticas incluidas son precipitación y temperatura mensual, a partir de los que se derivan 19 variables biológicamente relevantes, que representan tendencias anuales (temperatura y precipitación), estacionalidad (intervalos anuales de temperatura y humedad) y condiciones extremas o limitantes (temperatura del mes más frío o más cálido, etc). Los datos utilizados para

estas variables climáticas comprenden 50 años, de 1950 a 2000, y provienen de estaciones climatológicas en diferentes partes del mundo. Las capas de WorldClim se construyeron por interpolación, usando latitud, longitud y elevación como variables independientes. La resolución espacial de WorldClim es mayor en comparación a otras similares, ya que se basa en más registros de estaciones climatológicas. Las variables bioclimáticas relacionadas con temperatura son: promedio anual, oscilación diurna, isothermalidad, estacionalidad, temperatura máxima en mes más cálido y mínima en el mes más frío, oscilación anual, promedios de los trimestres más lluviosos, secos, más cálido y frío. Las variables relacionadas con la precipitación son: precipitación anual, la del mes más húmedo y la del más seco, y la estacionalidad de los trimestres más húmedos, secos, cálido y frío (Hijmans *et al.*, 2005).

Para extraer la información correspondiente a la península de Baja California se utilizó el programa QGIS 2.6 y un vector de la península de Baja California como máscara de corte.

Se hizo una prueba de correlación de Pearson (Merobibw, Smith, y Silander, 2013; Peers, Thornton, y Murray, 2013) para eliminar las variables bioclimáticas altamente correlacionadas. Cuando hubo dos variables muy correlacionadas (>0.8), se seleccionó la variable con mayor importancia biológica para la especie modelada (Peers *et al.*, 2013).

A través de este SIG se extrajo la información del valor de pixel de cada variable asociada a la coordenada de registro de presencia con el paquete de SAGA en QGIS, lo que generó un conjunto de columnas adicionales en la tabla de atributos de los registros de presencia, que contienen los valores de las capas climáticas para de cada registro. Se generó un archivo de ésta tabla de datos, en formato de valores separados por comas (.csv), que fue analizada mediante el software MATLAB R2010.

3.4.2 Variables topográficas

Los modelos de distribución de especies que consideran variables relacionadas con factores del terreno tienen un mejor desempeño que los modelos que consideran

únicamente a las variables climáticas (Franklin, 2010), dado que el relieve topográfico afecta la distribución de las especies por el efecto indirecto que tiene sobre los factores climáticos como la temperatura y la precipitación; además de su efecto sobre la configuración del paisaje, la dinámica del suelo y del agua. La topografía tiene un efecto según la facilidad de locomoción de los individuos y la posibilidad de construcción de madrigueras (Hirzel y Le Lay, 2008). Los atributos de terreno generalmente se relacionan con la geomorfología e hidrología del paisaje (Franklin, 2010). Las variables topográficas utilizadas en este trabajo fueron: altitud, pendiente y rugosidad del terreno. Estas se derivaron del modelo digital de elevación (MDE), del Continuo de Elevaciones Mexicano versión 3.0 (CEM 3.0) (INEGI, 2014), el cual aporta datos consistentes del relieve a una resolución espacial fina de 30 x 30 m en formato raster.

Utilizando QGIS se extrajo la información para el estado de Baja California y Baja California Sur.

Para obtener la variable de elevación, a las imágenes extraídas se le asignó una proyección conforme cónica de Lambert, cuyo valor para el eje 'z' es expresado en metros para posteriormente unir las dos capas de los estados para obtener una sola imagen de la península.

La pendiente indica lo escarpado del terreno. Esta variable tiene relación con el flujo superficial y subsuperficial del agua, por lo que a su vez tiene un efecto en la humedad potencial del suelo y en las características de textura del mismo (Franklin, 2010). Se utilizó como base la imagen anterior y la variable se derivó con ayuda del módulo de análisis de terreno "Terrain analysis", con la herramienta para obtener pendiente en el programa QGIS.

El análisis del índice de la rugosidad del terreno sintetiza los cambios en la elevación del mismo y los clasifica en diferentes categorías (Tabla 1). Esta variable incluye información del cambio en la elevación dentro de una matriz de 3x3 píxeles; es decir, sintetiza el cambio puntual de la elevación en cada píxel y en los 8 píxeles que lo rodean. Entre mayor sea el valor, mayor es la rugosidad o más montañoso (heterogéneo) es el terreno

y entre menor sea el valor, es más plano y homogéneo (Estrada-Peña, Estrada-Sánchez, Estrada-Sánchez, y de la Fuente, 2013; Nicolaidis, 2013). Para derivar esta variable se utilizó el módulo “Terrain Analysis” y la herramienta para generar la imagen de rugosidad del programa QGIS sobre la imagen de altitud.

Tabla 1. Índice de rugosidad del terreno (Nicolaidis, 2013).

Categoría	Valor del índice de rugosidad
Nivel	0-80
Casi al nivel	81-116
Ligeramente rugoso	117-161
Rugosidad intermedia	162-239
Rugosidad moderada	240-497
Altamente rugoso	498-958
Extremadamente rugoso	959-4397

3.4.3 Variables edafológicas

La inclusión de variables edafológicas mejora el desempeño de los modelos de distribución de especies (Franklin, 2010). Las variables edafológicas se obtuvieron del archivo vectorial de edafología del estado de Baja California, a una escala de 1: 250 000 (<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/edafologia/>). Con el programa QGIS se extrajo de la tabla de atributos, la información relacionada con el tipo de suelo (Tabla 2). Con ello se creó una capa nueva que representa esta información, y que posteriormente se convirtieron a formato raster.

3.4.4 Variables derivadas de MODIS

Recientemente, el uso de variables derivadas de imágenes satelitales están siendo implementadas en el modelado de distribución potencial de especies. Un ejemplo son los productos MODIS de los cuales se pueden derivar las variables ambientales.

Estos productos se descargaron de https://lpdaac.usgs.gov/data_access/mrtweb con la utilización de la herramienta de descarga MRTWeb tool en formato TIFF. Se eligió la

opción de mosaico y se seleccionaron todas las escenas que componen a la península de Baja California en cada producto. Con la opción de “límites de búsqueda” en MRTWeb se obtuvieron las imágenes de las fechas requeridas según el producto y finalmente, las imágenes fueron re proyectadas a proyección geográfica y datum WGS84.

Las imágenes de series de tiempo de cada producto se generaron con el complemento “r.series” de GRASS en QGIS.

Tabla 2. Descripción de las categorías de tipos de suelo.

Categorías	Descripción
1	Arenosol
2	Calcisol
3	Cambisol
4	Fluvisol
5	Gipsisol
6	Gleysol
7	Leptosol
8	Luvisol
9	Phaeozem
10	Planosol
11	Regosol
12	Solonchak
13	Solonetz
14	Vertisol

3.4.4.1 Índices de vegetación

Como “proxi” para representar la vegetación, se utilizó el índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), derivado de imágenes satelitales del sensor MODIS, este índice de vegetación tiene una relación directa con la densidad y las especies que la componen (López-Beltrán, 2014). Representa las concentraciones de clorofila en la vegetación, pudiendo ser utilizado como variable ambiental en el modelado de nicho (Peterson *et al.*, 2011), pues estima y evalúa el estado de la vegetación con base a la

radiación reflejada, permitiendo entonces clasificar los tipos de vegetación o cobertura (Weier y Herring, 2010).

El NDVI, permite identificar las zonas donde se encuentra cubierta vegetal, este proceso considera la banda roja e infrarroja cercanas del espectro electromagnético. Generalmente, la vegetación sana absorbe la mayor parte del espectro visible y refleja una gran porción de la infrarroja cercana, contrario a esto, la vegetación escasa o poco saludable refleja más del espectro visible y menos del infrarrojo cercano; el suelo desnudo refleja moderadamente en ambas porciones del espectro electromagnético (Weier y Herring, 2010). El NDVI se calcula a partir de la siguiente fórmula:

$$NDVI = \frac{R_{IRC} - R_{Rojo}}{R_{IRC} + R_{Rojo}}$$

donde R_{IRC} es la reflectancia de la radiación del infrarrojo cercano mientras R_{Rojo} la del rojo visible (Verhulst y Bram, 2010).

Esta variable proviene del producto MODIS MOD13Q1 con una escala temporal de 16 días y una resolución espacial fina de 250 m. Con la opción de “límites de búsqueda” del MRTWeb tool, se identificaron las imágenes del año 2010 al 2014 de los meses de abril, marzo y mayo, pues estos meses se encuentran dentro de la temporada de crecimiento de las plantas y existe menos nubosidad, lo que mejora la capacidad del sensor de detectar las señales de reflectancia.

Posteriormente se generó una imagen de serie de tiempo con el fin de promediar los valores mensuales para cada año y después crear una imagen con el promedio de 5 años (2010-2014) para el índice. Esto se realizó para minimizar el ruido en las imágenes. Al crear una serie de tiempo la combinación (promedio de los valores de las celdas), reduce el ruido y asigna valores a los píxeles que pudieran estar vacíos por efectos atmosféricos. Se generó una imagen final con los valores de cada celda en función de la media de los valores del conjunto de archivos ingresados.

3.4.4.2 Variables de propiedades físicas del suelo: Tamaño de partícula

Se derivó el índice de tamaño de partícula a partir de imágenes satelitales de temperatura superficial del suelo y emisibilidad del producto MODIS (MOD11A2), las cuales tienen una resolución espacial gruesa de 1km y una resolución temporal de 8 días. Según Inman *et al.* (2013), a partir de este producto se puede derivar una capa que represente las propiedades físicas del sustrato, es decir, un índice de tamaño de partícula. Para ello, se obtiene “la diferencia promedio de la temperatura radiométrica superficial del día y de la noche, siendo esta diferencia, una función de la inercia termal diaria del sustrato de la superficie, lo cual es una propiedad física del material del sustrato y su textura (...), por lo que las áreas que presenten menos fluctuaciones diarias en la temperatura radiométrica superficial, serán áreas con sustratos densos o rocosos, mientras que si estas fluctuaciones son mayores, los sustratos serán más arenosos y con partículas de menor tamaño”.

Para derivar la variable se descargaron las imágenes diurnas y nocturnas del producto MODIS y con la opción de “límites de búsqueda” del MRTWeb tool, se identificaron las imágenes desde el año 2010 hasta el 2014 de los meses de verano (junio, julio y agosto), pues en estos meses hay menos nubosidad lo que mejora la capacidad del sensor de detectar las señales de reflectancia, además de ser los meses en los que hay una mayor diferencia entre la temperatura diurna y nocturna (Inman *et al.*, 2013).

Se creó una imagen de serie de tiempo independiente para las imágenes diurnas y otra imagen para las nocturnas, con el fin de promediar los valores mensuales de cada año. Posteriormente se creó una imagen con el promedio de 5 años (2010-2014) de las imágenes diurnas y de las nocturnas. Finalmente, se realizó una resta de los valores de los píxeles de las imágenes diurnas y nocturnas para obtener una imagen final con los valores de la diferencia entre la temperatura diurna y nocturna radiométrica superficial.

3.4.4.3 Variables de propiedades físicas del suelo: Albedo

De forma complementaria a la variable del índice de tamaño de partícula, se incluye la variable del albedo. Esta variable está relacionada con las propiedades del material dominante del que está conformada la superficie (Inman *et al.*, 2013).

Esta variable se derivó a partir de imágenes satelitales del producto MODIS (MCD43B3) con una resolución espacial gruesa de 1km y una resolución temporal de 16 días. Se descargaron las imágenes y con la opción de “límites de búsqueda” del MRTWebtool, se identificaron las imágenes desde el año 2010 hasta el 2014 de los meses de verano (junio, julio y agosto), pues estos meses hay menos nubosidad lo que mejora la capacidad del sensor de detectar las señales de reflectancia. Se creó una imagen de serie de tiempo con el fin de promediar los valores mensuales de cada año para después crear una imagen con el promedio de 5 años (2010-2014).

3.4.5 Variable derivada de imágenes Landsat 8

La variable de textura de suelo fue derivada de imágenes satelitales complementarias por medio de un análisis de percepción remota y reclasificación para generar el modelo de *X. tereticaudus*. Esto, con el fin de generar un modelo más fino que aportara información sobre la textura del suelo a una escala más fina, que la disponible en el archivo vectorial de edafología de INEGI.

Las imágenes satelitales se obtuvieron de “EarthExplorer” (del U.S. Geological Survey (USGS) (earthexplorer.usgs.gov)). Con la opción de criterios de búsqueda, se establecen las coordenadas de referencia indicando un polígono de las áreas de interés para obtener las imágenes Landsat 8 (L8 OLI/TIRS). Estas imágenes tienen una resolución espacial fina de 30 m.

Para la clasificación de las imágenes que muestren diferencias en la textura de suelo, se emplea un sistema experto implementado en un software para SIG. Este agrupa píxeles que tengan una respuesta similar en cuanto a su patrón de reflectancia.

Como pre-procesamiento de las imágenes, en cada escena se realizó una conversión de los valores de números digitales a valores de reflectancia y una corrección atmosférica de los valores de reflectancia para eliminar o corregir ciertos niveles de brillantez artificial, aportado por la influencia de la atmósfera. Para ello se empleó la herramienta “Semi-Automatic Classification” de QGIS en el módulo de pre procesamiento. Posteriormente se generó un mosaico a partir de las escenas Landsat 8 para generar una sola imagen. Adicionalmente se creó un raster virtual para después generar una imagen de falso color (rojo:7, verde:4, azul: 2), la cual es útil para identificar distintos tipos de suelo pues genera un contraste particularmente en regiones desérticas (Jyothi, Babu, y Murali, 2012). Con la herramienta de clasificación semiautomática, se crearon sitios de entrenamiento o regiones de interés (ROI por sus siglas en inglés) en los sitios donde se observaron individuos de *X. tereticaudus*. Los sitios de entrenamiento son polígonos que comprenden píxeles, elegidos como objetos identificados y conocidos, que generan “patrones de entrenamiento” basándose en la respuesta espectral de ese conjunto de píxeles para crear las denominadas “firmas espectrales”, que serán utilizadas para identificar y clasificar el resto de los objetos en las imágenes satelitales en categorías (Tabla 3). Una vez creadas las firmas espectrales de las clases de interés, se clasificó la imagen con el algoritmo de máxima verosimilitud.

Tabla 3. Descripción de las categorías de textura de suelo.

Categorías	Descripción
0	Sin clasificación
1	Arena fina y limosa
2	Arena
3	Arena con grava
4	Arena gruesa
5	Rocoso
8	Agricultura

3.5 Preparación de variables para el programa de modelado

Se homogenizaron las capas en los parámetros de extensión, valores nulos, tamaño de pixel, proyección y en formato.

Para unificar los valores nulos de cada celda en cada capa, se utilizó la calculadora raster y se aplicó la siguiente condición a cada una de las variables:

$$(\text{"variable@1"}=-32768)*(-3.40282e+38)+(\text{"variable@1"}\neq-32768)*(\text{"variable@1"})$$

Donde:

- 32768: valor de los pixeles con valor nulo de las imágenes a corregir
- 3.40282e+38: valor deseado.

Este procedimiento hace que a todos los valores que sean iguales a los valores extremos pre establecidos en los rasters (p.e. -32768), se reemplacen por un valor extremo arbitrario (en este caso, -3.440282e+38), y que a su vez, se dejen sin modificación a todos los valores diferentes al valor extremo pre establecido, es decir, los valores que no cumplen con la condición mantienen su valor.

Para igualar los límites de las capas de información, todas se recortaron con las mismas coordenadas extremas. Primero, las capas a las que previamente se les modificó el valor de nulos, fueron procesadas para transformar sus proyecciones a UTM, con la herramienta "Warp" con la opción de sistemas de referencia WGS84 UTM zona 11N. Se construyó un archivo shape molde para unificar las coordenadas extremas, y con ello se representan espacialmente los límites geográficos deseados para recortar la extensión de las capas. Se unieron los archivos vectoriales de los estados de Baja California y Baja California Sur que fueron obtenidos CONABIO (<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>) y luego se hizo la extracción en cada capa con la opción de "mask layer" como criterio de extracción.

El programa de modelado también requiere que el tamaño de celda de cada capa sea el mismo, por lo que este también se debe homogeneizar entre las imágenes. Para ello se

guardó cada capa para crear una nueva imagen, especificando la modificación del tamaño de celda en la opción de “resolución” y definiéndola con un valor de 30 m para todas. Finalmente, las capas fueron re proyectadas a un sistema de coordenadas geográficas y transformadas a formato ascii (.asc).

La ruta crítica (Figura 11) muestra en resumen del método y se enlistan las variables derivadas (Tabla 4).

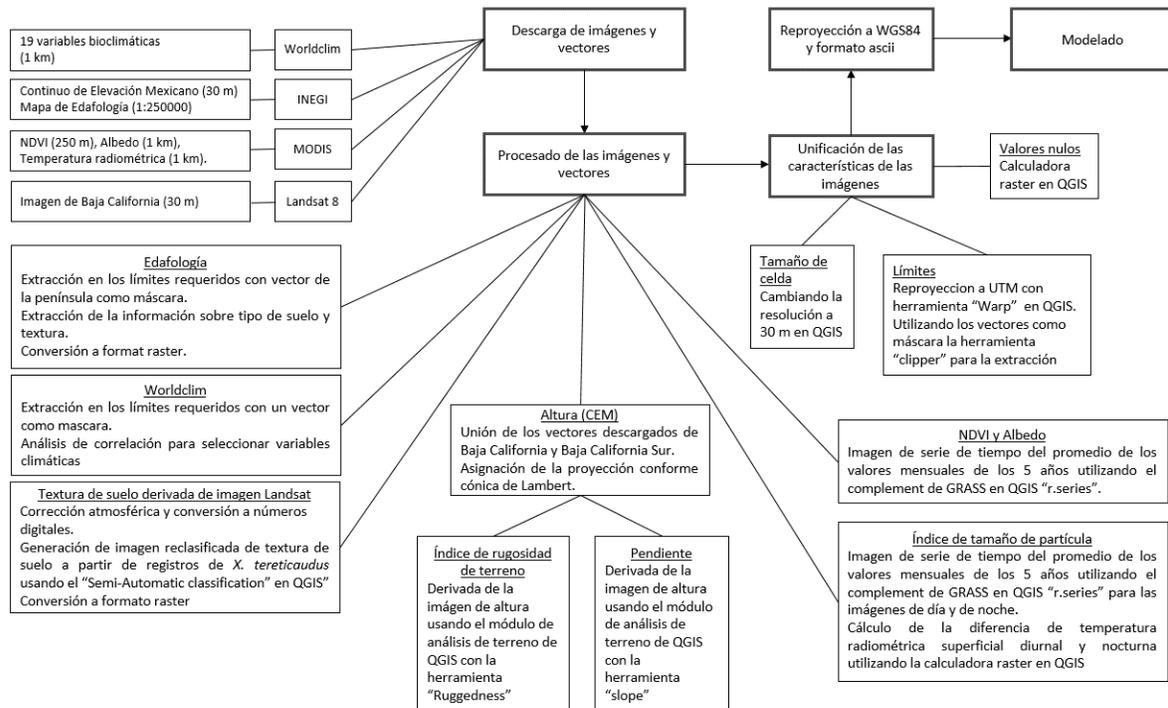


Figura 11. Ruta crítica que ilustra el proceso de edición o generación de las variables.

Tabla 4. Variables ambientales para generar los modelos. Fuentes: Hijmans, 2006; Inman *et al.*, 2013; Weier y Herring, 2010.

Variable	Especie	Descripción de la capa
Bioclimáticas	<i>X. tereticaudus</i>	Worldclim
	<i>T. obscurus</i>	Bio 1: Temperatura media anual
		Bio 2: Rango medio diario
		Bio 3: Isotermalidad
		Bio 4: Estacionalidad de la temperatura
		Bio 5: Temperatura máxima del mes más cálido
		Bio 6: Temperatura mínima del mes más frío
		Bio 7: Rango de temperatura anual
		Bio 8: Temperatura media del trimestre más húmedo
		Bio 9: Temperatura media del trimestre más seco
		Bio 10: Temperatura media del trimestre más cálido
		Bio 11: Temperatura media del trimestre más frío
		Bio 12: Precipitación anual
		Bio 13: Precipitación del mes más lluvioso
		Bio 14: Precipitación del mes más seco
		Bio 15: Estacionalidad de precipitación
		Bio 16: Precipitación del trimestre más húmedo
		Bio 17: Precipitación del trimestre más seco
		Bio 18: Precipitación del trimestre más cálido
	Bio 19: Precipitación del trimestre más frío	
Altitud	<i>X. tereticaudus</i>	Continuo de Elevación Mexicano (CEM 3.0)
	<i>T. obscurus</i>	
Pendiente	<i>X. tereticaudus</i>	Continuo de Elevación Mexicano (CEM 3.0)→ "Terrain analysis"→ slope
	<i>T. obscurus</i>	
Rugosidad del terreno	<i>X. tereticaudus</i>	Continuo de Elevación Mexicano (CEM 3.0)→ "Terrain analysis"→ Ruggedness index
	<i>T. obscurus</i>	
Vegetación	<i>X. tereticaudus</i>	Índice de vegetación: Producto MODIS (NDVI)→ QGIS Grass "r.series"
	<i>T. obscurus</i>	
Textura del suelo	<i>X. tereticaudus</i>	Índice de tamaño de partícula: Producto MODIS → QGIS Grass "r.series"
	<i>T. obscurus</i>	
	<i>X. tereticaudus</i>	Imágenes Landsat 8→ QGIS "Semi- Automatic Classification"
Albedo	<i>X. tereticaudus</i>	Producto de albedo derivado de MODIS → QGIS Grass "r.series"
Tipo de suelo	<i>X. tereticaudus</i>	Mapa de edafología 1:250 000 (INEGI): Imágenes rasterizadas (tipo de suelo)
	<i>T. obscurus</i>	

3.6 Modelos de distribución potencial de especies a partir del modelado de nicho ecológico

Para generar los modelos de distribución potencial se eligió el programa MaxEnt 3.3.3k ya que uno de los problemas asociados a la determinación de la distribución de las especies (para cualquiera de los métodos), es que algunas de ellas han sido poco estudiadas y cuentan con pocos registros de ocurrencias debido a:

- a) la dificultad de ser detectadas
- b) por existir en baja densidad poblacional
- c) por habitar en sitios remotos o de difícil acceso.

A pesar de lo anterior, este algoritmo para generar modelos de nicho, representa una herramienta útil, pues permite generar mapas de distribución más detallados que los mapas de puntos y permiten derivar información aun cuando el conocimiento de la especie es limitado. Algunos programas, como el de máxima entropía (MaxEnt), han logrado mantener un funcionamiento estable y un buen resultado en cuanto a su habilidad predictiva a pesar de esta limitante, por lo que han probado su utilidad en materia de conservación biológica (Hernandez *et al.*, 2006).

Este es un software basado en lenguaje java que implementa el algoritmo de máxima entropía y ha sido evaluado en su funcionamiento y poder predictivo, y catalogado dentro de los programas con mejor desempeño (Franklin, 2010; Ortega-Huerta y Peterson, 2008). Para este método no se requiere de registros de ausencia, lo cual es conveniente ya que este tipo de información suele ser difícil de obtener para la mayoría de las especies, por lo que el programa genera puntos de fondo para contrastar con las presencias (Phillips *et al.*, 2006). Además de esto, MaxEnt permite habilitar una herramienta que identifica la contribución de cada variable en el modelo (Ortega-Huerta y Peterson, 2008) y cuenta con un formato de salida logístico, el cual produce un mapa con la estimación de la probabilidad de presencia de la especie (Merow *et al.*, 2013).

MaxEnt es un algoritmo que genera predicciones o inferencias a partir de información incompleta utilizando parámetros estadísticos (Jaynes, 1957 en Phillips *et al.*, 2006). El método de máxima entropía “estima una probabilidad de distribución, al encontrar la distribución de probabilidad de máxima entropía (la más uniforme o extendida), que se encuentra sujeta a un set de restricciones que representan la información incompleta de la distribución de interés” (Phillips *et al.*, 2006). La información que se conoce de la distribución de la especie se encuentra relacionada a las variables, por lo que se conoce el valor de cada registro en cada una de ellas; las restricciones radican en que los valores esperados para cada una de estas variables coincida con su valor promedio empírico (este valor promedio resulta del promedio obtenido de los valores encontrados en los registros de presencia) (Phillips *et al.*, 2006). Los pixeles del ambiente o zona de estudio, constituyen el espacio en el que MaxEnt puede aproximar una distribución, mientras que los registros de ocurrencia de las especies funcionan como los “puntos de muestreo” de las variables ambientales (Phillips *et al.*, 2006).

La fórmula que utiliza MaxEnt para calcular la probabilidad de que la especie esté presente en la salida logística es la siguiente (Soberón, 2012), y se explica a profundidad en el trabajo de Elith *et al.* (2011):

$$\hat{p}(Y = 1|z) = \frac{\tau e^{\beta \cdot x - r}}{1 - \tau + \tau e^{\beta \cdot x - r}}$$

Dónde: $\tau = 0.5$ (asumiendo que este valor representa la probabilidad de observar a la especie en zonas típicas), r = la entropía relativa que se obtiene de los datos de ocurrencia con respecto a los de los pixeles del ambiente, $\beta \cdot x$ es el resultado de maximizar la entropía sujeta a las restricciones. Con ello se busca producir una probabilidad en cada pixel x o sobre cada combinación ambiental z , sin adicionar información nueva (Soberón, 2012). Se genera un índice de similitud del ambiente encontrado en las celdas con presencias y el resto de las celdas comprendiendo el espacio geográfico.

Según Merow *et al.*, (2013), en MaxEnt se divide al paisaje en un entramado de celdas, de las cuales el programa extrae una muestra de los sitios con registros de presencia para después contrastarlos con el paisaje. Se generan modelos que predicen la

probabilidad de presencia de la especie en cada celda. Esta predicción se realiza a partir del cálculo de la tasa relativa de ocurrencias (ROR), que estima la densidad de presencias a lo largo del paisaje, describiendo la probabilidad relativa de que una celda esté contenida en una colección de muestras de presencia.

Además permite determinar la influencia que ejerce cada predictor o variable ambiental en la propuesta de distribución del modelo (Franklin, 2010), por lo cual, se pueden hacer inferencias sobre los factores que ejercen una mayor influencia en la presencia de las especies con base en las variables analizadas.

3.7 Elaboración y Evaluación de los modelos

3.7.1 Elaboración de los modelos de distribución

Se ajustaron los parámetros para la implementación del algoritmo a las siguientes especificaciones: se realizaron 50 réplicas, empleando el 80% de las localidades de ocurrencia para la construcción del modelo y 20% para la prueba y 1000 iteraciones, con los que se el programa construyó un modelo conjugado de valores promedio ya que han mostrado mejorar la confiabilidad y la robustez de los modelos (Rodder et al, 2009). Se activó la opción de “random seed”, sin la opción de “extrapolate” ni “clamping”. Se empleó un factor de regularización β de 1 para evitar el sobreajuste de los datos. Se realizó la prueba “jackknife” que se encuentra dentro de los procesos auxiliares de MaxEnt y que permite el cálculo de la contribución relativa de las variables (Phillips *et al.*, 2006). Se seleccionó la salida de tipo “logística”, que clasifica el valor de los píxeles de 0 a 1, e interpreta la escala como la probabilidad de presencia (Merow *et al.*, 2013). Los modelos se generaron a partir de distintas combinaciones de variables (Tabla 5). Para cada píxel analizado, el modelo aplica los parámetros de regularización para calcular los valores de cada una de las variables ambientales ingresadas y posteriormente utiliza los datos de entrenamiento designados para identificar y ponderar los píxeles con valores más altos asignados a los píxeles más parecidos a los que coinciden con los datos de entrenamiento (Mooney, 2000).

Tabla 5. Combinaciones de variables utilizadas para generar los modelos

Especies	Variables
<i>T. o. obscurus</i> <i>T. o. meridionalis</i>	Variables bioclimáticas seleccionadas por subespecie Altura Pendiente Índice de rugosidad NDVI Índice de tamaño de partícula Albedo Tipo de suelo
<i>X. t. tereticaudus</i> <i>X. t. apricus</i>	Variables bioclimáticas seleccionadas por subespecie Altura Pendiente Índice de rugosidad NDVI Índice de tamaño de partícula Albedo Tipo de suelo Textura del suelo

3.7.2 Evaluación de los modelos

Los modelos fueron evaluados en cuanto a su desempeño y precisión, a través del Receptor del Funcionamiento Característico (ROC, por sus siglas en inglés), de los que se deriva el área bajo la curva (AUC por sus siglas en inglés), el cual es considerado un indicador efectivo y ampliamente utilizado para evaluar el desempeño de los modelos de MaxEnt (Franklin, 2010; Mooney, 2010; Manel, Williams, y Ormerod, 2001). El valor AUC evalúa la exactitud del modelo y en el caso de los modelos de distribución, mide la distinción entre sitios en los que la presencia de una especie es probable en contraste con sitios en los que no (Mooney, 2010). Los modelos predictivos presentan dos tipos de errores: errores de omisión, es decir, falsos negativos dónde el modelo no considera áreas de distribución conocida y los errores de comisión, falsos positivos que incluyen hábitat inadecuado en sus predicciones (Peterson, Papes y Soberón, 2008; Mas, J-F. *et al.*, 2013). En este tipo de análisis se compara el mapa de probabilidad con el mapa de eventos de “presencias conocidas” y se evalúa el grado de coincidencia espacial de los

eventos con los valores de probabilidad, como resultado, un modelo con alto poder predictivo tendrá que generar mapas de probabilidad con valores altos en las zonas que coinciden con un evento de presencia (Peterson *et al.*, 2008).

El método de análisis de curva ROC (Mas *et al.*, 2013; Figura 12) muestra en el eje 'x', la tasa de falsos positivos, es decir, la proporción de pixeles "sin presencia" o "sin evento" que son modelados como eventos "positivos" o con presencias; conocido también como "1-especificidad" y matemáticamente expresada como:

$$F_t / (F_t + C_t)$$

Donde F_t representa la proporción de celdas con falsos positivos (ausencia modelada como presencia) y C_t representa la porción de rechazos correctos (ausencias modeladas como tales).

Mientras que en el eje 'y', se representa la tasa de positivos verdaderos, es decir, la proporción eventos o presencias conocidas que fueron modeladas como tales, conocido también como sensibilidad y expresada como:

$$H_t / (H_t + M_t)$$

En donde: H_t representa la porción de celdas correspondientes a éxitos (presencias modeladas como tales) y M_t la porción de fracasos (presencias modeladas como ausencias).

Así, el AUC de la curva ROC se emplea para comparar la respuesta del modelo con la expectativa de una respuesta nula (Mas *et al.*, 2013).

La curva ROC posee los siguientes sectores (Tabla 6), siendo las curvas cercanas a la región (0,1) los que representan modelos predictivos que exitosamente lograron identificar las presencias conocidas y que raramente identificaron ausencias como presencias.

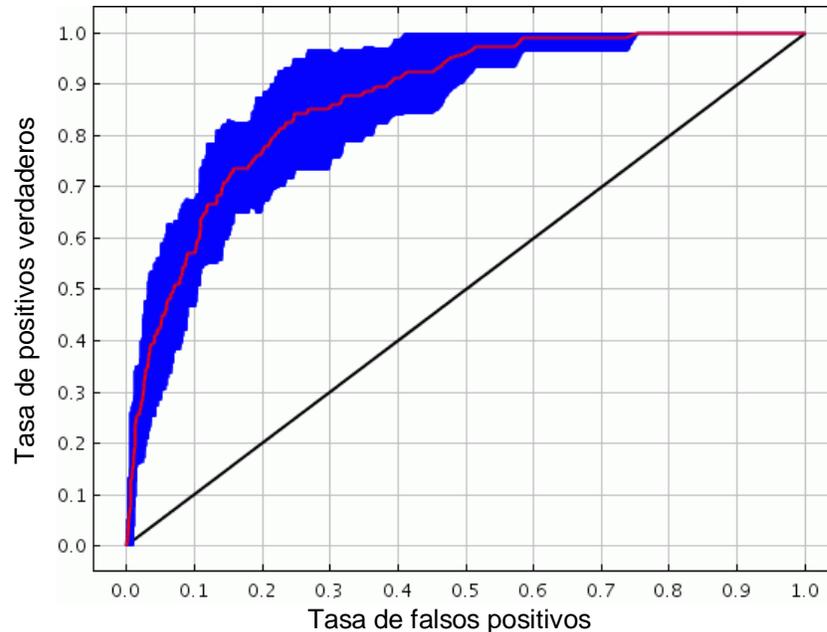


Figura 12. Curva del Receptor del Funcionamiento Característico (ROC). Modificado de Phillips (2009). En esta figura, la línea roja representa el ajuste del modelo a los datos de entrenamiento e indica la capacidad predictiva del modelo. La línea negra corresponde a una predicción al azar. Un puntaje AUC= 1 sugiere una predicción perfecta sin error de omisión ya que los eventos/presencias coinciden con sitios de alta probabilidad, un AUC=0.5,= genera una recta diagonal y es lo esperado de una predicción aleatoria y un AUC <0.5 es el que se espera de un modelo con un poder predictivo inferior al azar (Mas *et al.*, 2013).

Tabla 6. Descripción de las regiones de las curvas del Receptor del Funcionamiento Característico (ROC) (Peterson *et al.* 2008).

<i>Coordenadas</i>	<i>Descripción</i>	<i>Evaluación del desempeño</i>
Origen (0,0)	El algoritmo no falla en identificar falsamente ausencias, pero no logra identificar presencias conocidas	No es útil
Esquina superior derecha (1,1)	El algoritmo identifica las presencias conocidas pero además identifica incorrectamente a las ausencias como positivos	No es útil
Esquina superior izquierda (0,1)	El algoritmo identifica correctamente todas las presencias conocidas correctamente y no identifica a las ausencias como presencias.	Útil

Según el gráfico de la curva ROC y su puntaje de AUC, se conservaron los modelos si presentaban un alto poder predictivo al seleccionar los modelos con un puntaje AUC y

curva ROC con valores más cercanos a 1 (Figura 13). Un puntaje superior a 0.90 sugiere un buen poder predictivo lo que implica a su vez que los modelos tienen precisión y distinguen entre los sitios donde la presencia de una especie es probable y donde no (Mooney, 2010).

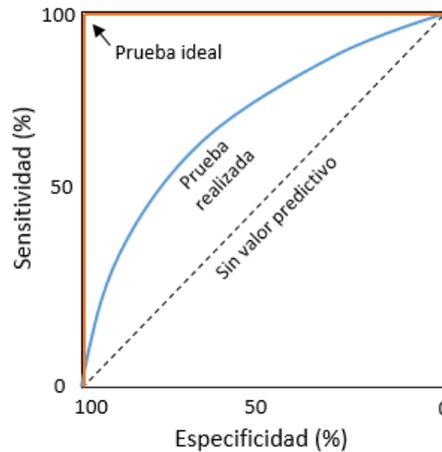


Figura 13. Gráfico ROC: Comparación de puntajes y su interpretación valores no predictivos e ideales. Modificado de Phillips *et al.* (2006).

El segundo criterio para evaluar el desempeño del modelo fue el gráfico del rendimiento de los modelos. Los gráficos de omisión muestran como varían las tasas de omisión para el 80% de los datos utilizados en la construcción de los modelos. La tasa de omisión es calculada a partir de los registros utilizados para el entrenamiento del modelo y los puntos de validación o prueba. El análisis se hace a partir del uso de un umbral para generar predicciones binarias con condiciones adecuadas predichas por arriba de este valor y con condiciones inadecuadas por debajo de éste. En la gráfica se muestra como varía la omisión del modelo y como varía el área predicha con respecto del valor de umbral seleccionado. Se espera que la tasa de omisión de los datos de prueba sea parecida a la tasa de omisión predicha (Phillips, 2009).

Para ello, se seleccionó el modelo que presente una tasa de omisión cercana a la omisión predicha tanto en los puntos de entrenamiento como en los puntos de prueba (Phillips, 2009).

3.7.3 Determinación de la contribución relativa de las variables

MaxEnt permite identificar la contribución relativa que tiene cada variable en los modelos. Para ello se utilizó una prueba “Jackknife”, donde consecutivamente se elimina del modelo cada una de las variables para calcular cuanta contribución genera cada una y corre cada variable de manera individual, para identificar cuál de ellas contribuye en mayor medida (Mooney, 2010).

3.8. Procesado y edición de los modelos resultantes

Los modelos generados para cada especie contienen en cada pixel los valores de probabilidad de presencia de la especie según las condiciones ambientales favorables (que van de 0 a 1) (Peterson *et al.*, 2011). Estos modelos de probabilidad pueden ser transformados en modelos binarios para indicar áreas con hábitat idóneo o adecuado y hábitat no adecuado. Esta transformación los hace más convenientes y prácticos en materia de conservación y manejo, pues la información es presentada en términos de presencia y ausencia de las condiciones adecuadas (Fourcade *et al.*, 2014; Liu, Berry, Dawson, y Pearson, 2005). Esto se obtiene a partir de la definición de un valor de umbral de corte para discriminar entre sitios con ambiente idóneo y no idóneo (Monroy-Vilchis, Domínguez-Vega, y Urbina, 2014; Torres y Jayat, 2010). El umbral o punto de corte que se tomó con base fue el valor del 10mo percentil de presencias de entrenamiento, generado junto con el análisis de omisión y comisión en MaxEnt (Fourcade *et al.*, 2014). Este umbral “refleja el valor de probabilidad en el que 90% de los registros de presencia quedan dentro del área potencial predicha, mientras que el resto que cae fuera de este área potencial, representa un ambiente atípico (McGaughan *et al.*, 2014). Este umbral ha sido aplicado a especies con bajo poder de dispersión y es considerado un umbral conservativo ya que no tiende a sobrestimar el área de distribución potencia (Rodder *et al.*, 2009).

Se obtuvo el valor de umbral promedio (10mo percentil de presencias de entrenamiento) de cada modelo para generar los modelos de predicción binaria. En ellos se representa el hábitat idóneo y no idóneo, al delimitar las áreas de distribución potencial de cada

subespecie. Cada modelo se transformó a una imagen binaria mediante una reclasificación en Qgis, en la cual todos los pixeles con valores menores al valor del umbral seleccionado, se transformaron a 0 para indicar áreas con hábitat no idóneo y el resto se cambió a 1 para indicar áreas con hábitat idóneo, con la siguiente condición:

$$(\text{"modelo@1"} < \text{valor umbral}) * (0) + (\text{"modelo@1"} \geq \text{valor umbral}) * (1)$$

Para la cuantificación del área que comprende el área de distribución potencial de cada especie, se vectorizó la imagen binaria y se editó para eliminar los sitios en los que la especie no se encuentra.

Para calcular el área, el vector editado se re proyectó a UTM y posteriormente a este vector se le calculó el área de cada polígono.

Para determinar el uso de suelo y vegetación que se encuentra en las áreas de distribución potencial propuestas de cada subespecie, se descargó el archivo vectorial de uso de suelo y vegetación de INEGI modificado por CONABIO (<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>). Se realizó una clasificación según el tipo de vegetación y uso de suelo de cada polígono y posteriormente se re-proyectó a UTM y se rasterizó. Se utilizaron los modelos binarios de cada subespecie en formato raster como molde para extraer el uso de suelo y vegetación. Posteriormente, con ello se calculó el área ocupada por cada tipo de uso de suelo dentro de los límites del área de distribución potencial.

Se descargaron los polígonos de las áreas naturales protegidas de los estados de Baja California y Baja California Sur (<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>) y se re proyectaron (UTM). Utilizando los polígonos del modelo binario de cada subespecie, se extrajo el área que quedó dentro de los límites de las ANP y se calculó el área. Con este mismo procedimiento, se calcularon las áreas de coincidencia de los modelos de distribución potencial cada especie con los polígonos de distribución propuestos por la UICN (<http://www.iucnredlist.org/>).

Capítulo 4. Resultados

A través de la búsqueda bibliográfica, de bases de datos en internet y trabajo de campo, se integró una base de datos de los registros, en la que se obtuvieron 329 registros de localidades con coordenadas geográficas precisas (Figura 14). Hubo 23 registros que no se pudieron ubicar con precisión y se descartaron. De los registros útiles, 57 correspondieron a *Tamias obscurus* (15 a *T. o. meridionalis* y 42 a *T. o. obscurus*) y 272 a *Xerospermophilus tereticaudus* (105 a *X. t. tereticaudus* y 167 a *X. t. apricus*).

Se puso más atención a *T. o. meridionalis* y a *X. t. apricus* dado el aparente estado de riesgo de extinción en que parecen estar. La primera de estas subespecies tiene una distribución muy restringida y todos, salvo cuatro registros (dos registros propios, uno proporcionado por Gorgonio Ruiz Campos y otro por Alan Harper), derivaron de la literatura, ya que a lo largo de 10 días de trabajo de campo por los sitios en los que tradicionalmente se les ha encontrado y con guías conocedores del área y de la especie, solo se obtuvieron dos registros. Esta expedición sirvió, sin embargo, para obtener información de campo sobre las características físicas y biológicas de los sitios de registro anterior y obtener las coordenadas de los sitios reportados en la literatura. En el caso de la especie *X. tereticaudus*, los registros de ambas subespecies se obtuvieron únicamente de trabajo en campo realizado durante el 2014 y 2015.

4.1. Variables seleccionadas para generar los modelos

El rango de condiciones en las que habita cada una de las subespecies (amplitud del nicho ambiental) presentó, como es normal, variaciones. Como punto de partida se consideraron las 19 variables bioclimáticas disponibles en WorldClim (<http://www.worldclim.org/bioclim>), seis variables derivadas de imágenes satelitales y un archivo vectorial de edafología. Con el fin de reducir el espectro de variables bioclimáticas a un subconjunto eficaz, con base en el análisis de correlación, se seleccionaron las variables bioclimáticas para cada subespecie. Para cada una de las subespecies de *T.*

obscurus se conservaron cuatro variables bioclimáticas y para las subespecies de *X. tereticaudus*, cinco variables bioclimáticas (Tabla 7).

Se obtuvo el coeficiente de variación de los valores de las variables ambientales de cada subespecie. En el caso de las variables de rugosidad del terreno y pendiente, *T. o. obscurus*, *X. t. tereticaudus* y *X. t. apricus* exhibieron un coeficiente de variación alto, cercano o mayor al 100%; la variable de albedo para *T. o. obscurus* obtuvo una variación superior a 100%; y las variables de NDVI y altitud para *X. t. tereticaudus* superaron el 100% de variación. La mayoría los valores de los registros en las variables bioclimáticas exhibieron poca variación, excepto en los casos de precipitación del mes más seco para *T. o. meridionalis* y *X. t. tereticaudus*, temperatura mínima del mes más frío para *T. o. obscurus* y la precipitación anual, precipitación del mes más húmedo, precipitación del mes más seco, precipitación del trimestre más húmedo, precipitación del trimestre más seco, precipitación del trimestre más frío, para las cuatro subespecies, las cuales presentaron coeficientes de variación cercanos al 100% (Apéndice 1 y 2).

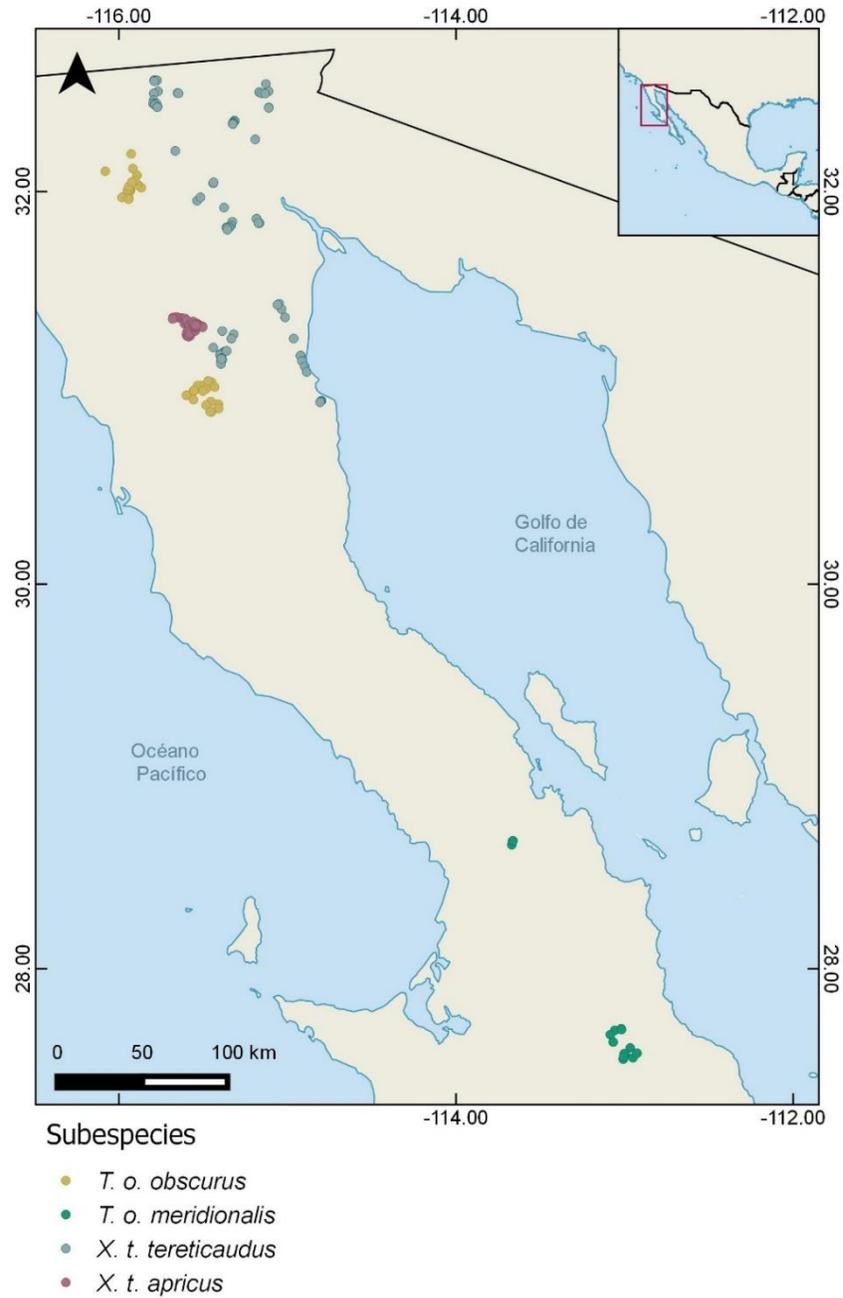


Figura 84. Distribución de los registros de *Tamias obscurus obscurus*, *T. o. meridionalis*, *Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus* y *X. t. apricus*.

Tabla 7. Variables seleccionadas para generar los modelos de cada subespecie.

Subespecie	Variables	
<i>T. o. obscurus</i>	Temperatura media anual (Bio 1)	Altitud
	Isotermalidad (Bio 3)	Pendiente
	Temperatura media del trimestre más seco (Bio 9)	Rugosidad del terreno
	Precipitación del trimestre más seco (Bio 17)	Albedo
		NDVI
		Índice de tamaño de partícula
		Tipo de suelo
<i>T. o. meridionalis</i>	Isotermalidad (Bio 3)	Altitud
	Estacionalidad de la temperatura (Bio 4)	Pendiente
	Temperatura media del trimestre más húmedo (Bio 8)	Rugosidad del terreno
	Precipitación del trimestre más húmedo (Bio 16)	Albedo
		NDVI
		Índice de tamaño de partícula
		Tipo de suelo
<i>X. t. apricus</i>	Estacionalidad de la temperatura (Bio 4)	Altitud
	Precipitación del mes más húmedo (Bio 13)	Pendiente
	Precipitación del mes más seco (Bio 14)	Rugosidad del terreno
	Estacionalidad de la precipitación (Bio 15)	Albedo
	Precipitación del trimestre más seco (Bio 17)	NDVI
		Índice de tamaño de partícula
		Tipo de suelo
		Textura de suelo
<i>X. t. tereticaudus</i>	Temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5)	Altitud
	Temperatura mínima del mes más frío (Bio 6)	Pendiente
	Temperatura media del trimestre más húmedo (Bio 8)	Rugosidad del terreno
	Estacionalidad de la precipitación (Bio 15)	Albedo
	Precipitación del trimestre más húmedo (Bio 16)	NDVI
		Índice de tamaño de partícula
		Tipo de suelo
		Textura de suelo

4.2. Modelos de distribución potencial de las subespecies

Se generaron tres modelos para cada subespecie considerando distintos tipos de variables: únicamente las variables bioclimáticas, únicamente las variables derivadas de imágenes satelitales (MODIS, Landsat y modelo digital de elevación) y la capa de tipos de suelo y por último, considerando ambos tipos de variables. De éstos, se seleccionó el modelo en el que se consideraron ambos tipos de variables para cada subespecie (Tabla 17), tomando en cuenta que los modelos contaran con un puntaje de área debajo de la curva (AUC) alto (>0.9), pues demuestra un buen poder predictivo.

4. 2. 1 *Tamias obscurus obscurus*

El modelo de distribución potencial de *T. o. obscurus* se basó en cuatro variables bioclimáticas, albedo, altitud, índice de tamaño de partícula, NDVI, pendiente, rugosidad del terreno y tipo de suelo (Tabla 7). El mapa resultante se muestra en la Figura 15a.

El valor promedio de umbral utilizado para generar el modelo binario de distribución potencial de la subespecie fue de 0.3449 y su aplicación permitió proponer una distribución de áreas con “hábitat idóneo” (Figura 15b). El modelo resultante muestra una clara asociación con los sitios altos de las dos sierras del norte de la Península (Figura 16).

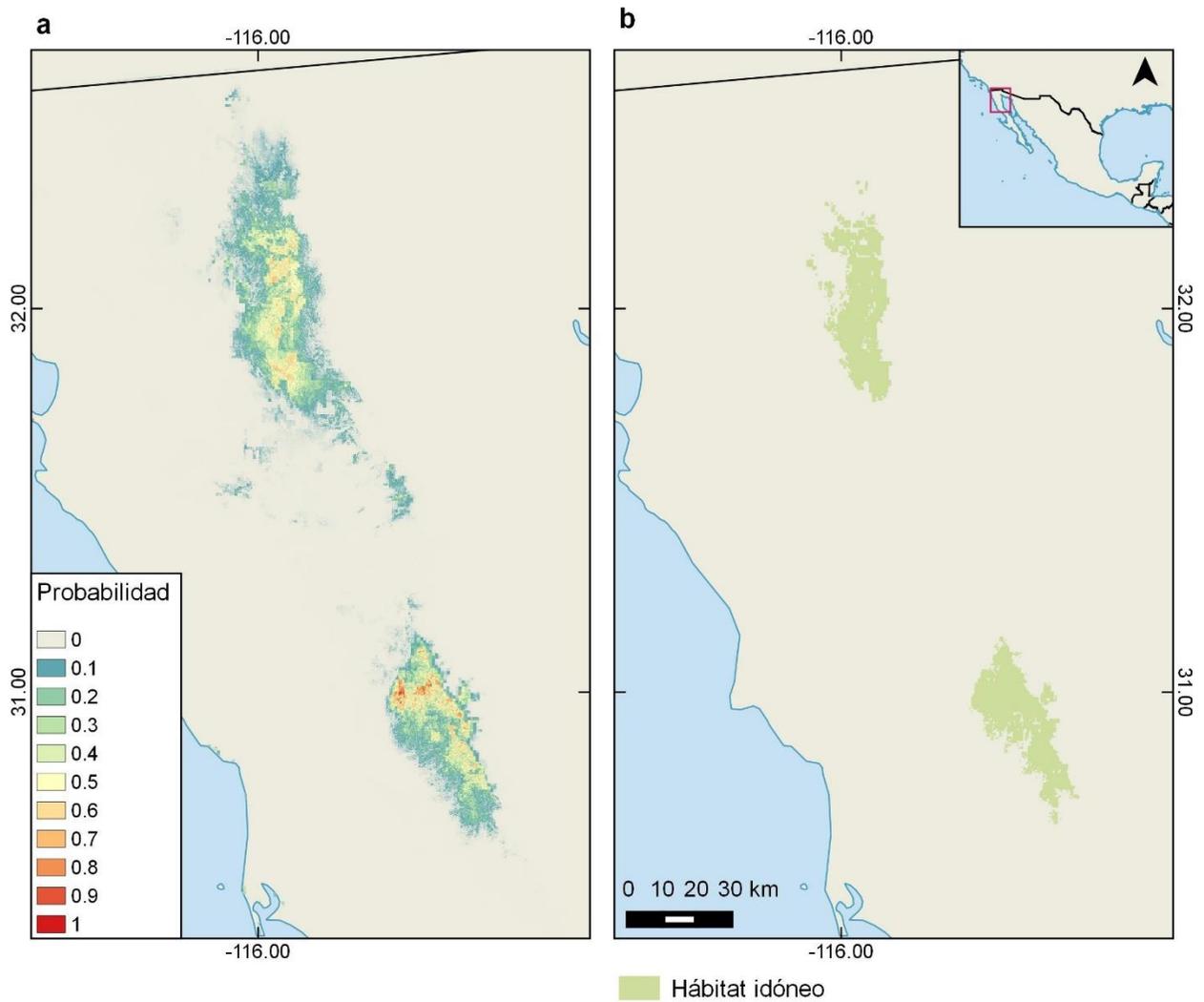


Figura 15. Distribución potencial de *Tamias obscurus obscurus* en Baja California. a) Distribución potencial: El color rojo (1) indica probabilidad de presencia alta y el color crema (0) indica probabilidad de presencia nula. b) Modelo binario de distribución potencial con base en el umbral. El color verde representa la predicción del hábitat idóneo de la subespecie.

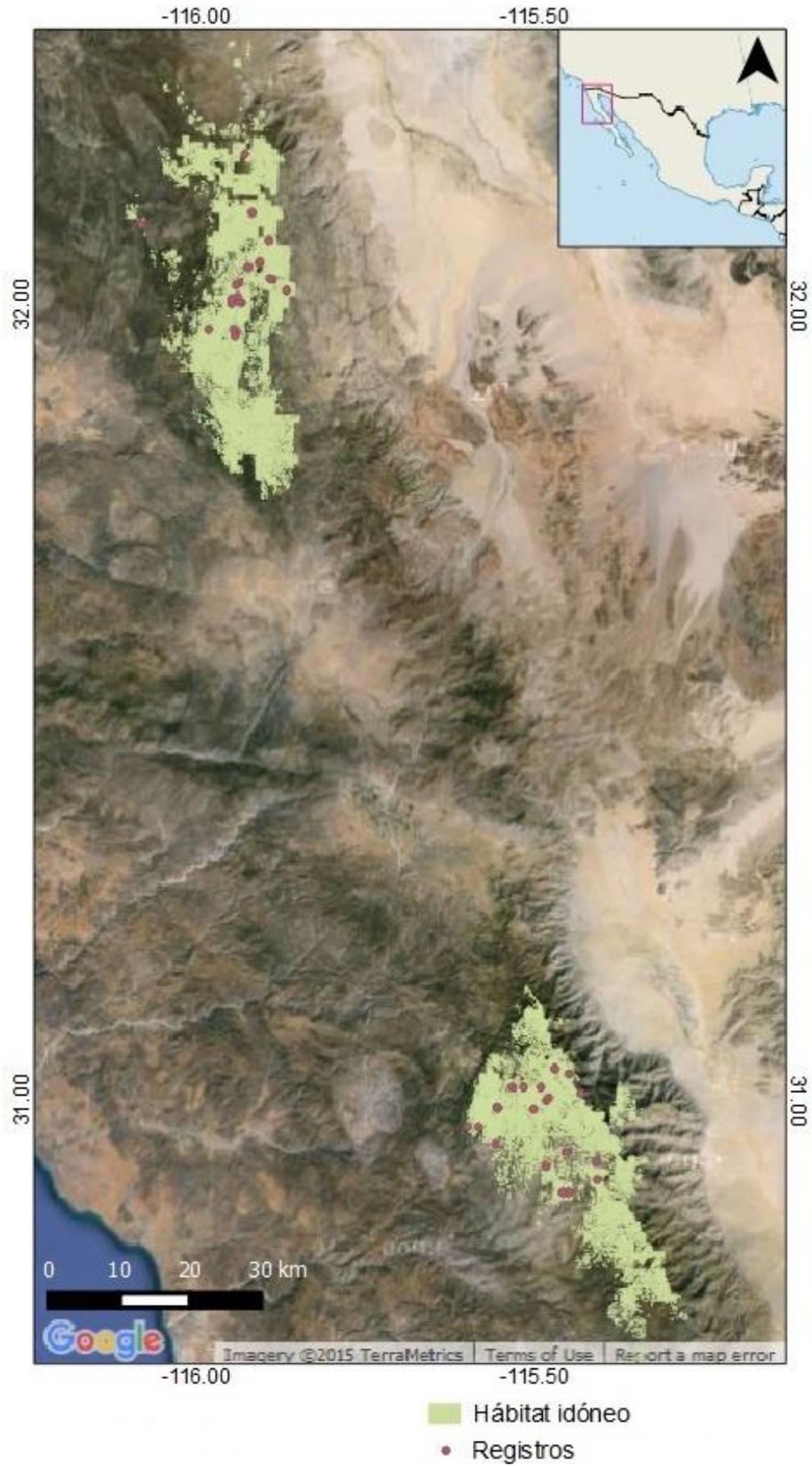


Figura 16. Predicción de hábitat idóneo de *Tamias obscurus obscurus* con base en el modelo binario de distribución potencial, sobre una imagen de satélite. Google Imagery ©2015 TerraMetrics, 24 de septiembre de 2015.

4.2.1.1 Rendimiento del modelo

El análisis de la tasa de omisión y área predicha (Figura 17a) mostró que la omisión en los puntos de prueba (línea azul claro) no se ajusta a la tasa de omisión predicha (línea negra) completamente, hasta alcanzar valores del umbral acumulativo altos, lo que indica que el ajuste de los datos empleados para generar y probar el modelo es parcial, una de las causas comunes de esto es la auto correlación espacial que ocurre debido a la cercanía de las localidades de registro.

En el gráfico del área debajo de la curva las curva (AUC) del receptor de funcionamiento característico (ROC) (Figura 18a), el modelo de esta subespecie obtuvo un valor de 0.995 y una desviación estándar de 0.001; lo que indica que el modelo tuvo buen poder para predecir las presencias en la fracción de datos asignados para la prueba del modelo, ya que logra distinguir entre los sitios donde la presencia de una especie es probable y donde no (Mooney, 2010).

4.2.1.2 Respuesta de las variables predictivas

Las curvas de respuesta (Figura 19) muestran cómo el resultado del modelo varía en el rango completo de valores mientras el resto de las variables permanecen en sus valores promedio (Apéndice 3). Cada una de estas variables ambientales describe un componente de las características generales del hábitat que se creen importantes para la especie en estudio (Inman *et al.*, 2013).

La respuesta de la probabilidad de presencia varió conforme lo hicieron las distintas variables (Tabla 8). Por otra parte, el tipo de suelo que mostró mayor relación con la probabilidad de distribución potencial fue el regosol.

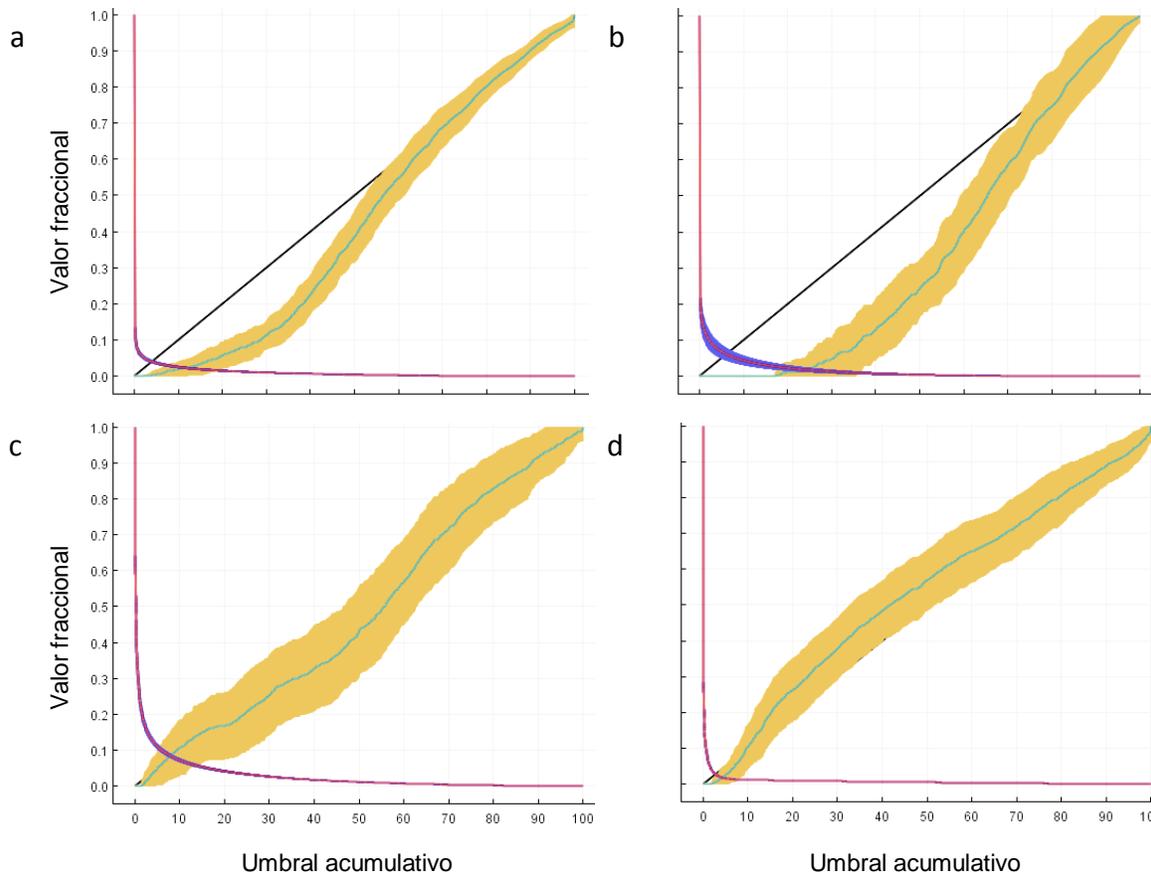


Figura 17. Gráfico de omisión y área predicha promedio para *Tamias obscurus obscurus* (a), *T. o. meridionalis* (b), *Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus* (c) y *X. t. apricus* (d). La línea roja muestra las fracciones de los puntos de fondo del área de estudio incluidos en el área predicha en diferentes umbrales acumulativos. La línea azul claro muestra la fracción de los puntos de presencia de prueba ubicados por fuera del área potencial, es decir, el ajuste del modelo a los datos. La línea negra representa la tasa de omisión predicha. La franja amarilla representa la omisión promedio ± 1 desviación estándar y la azul representa al área promedio ± 1 desviación estándar.

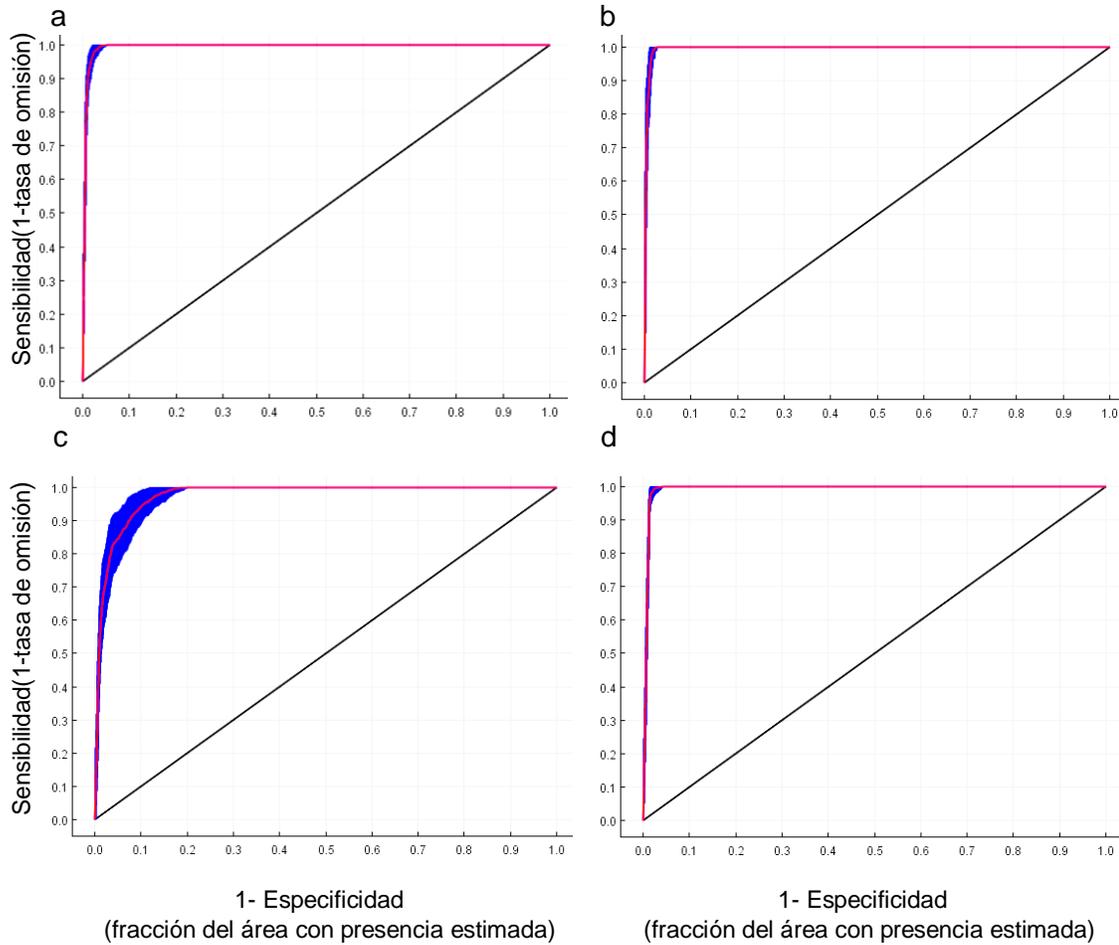


Figura 18. Sensibilidad promedio del Receptor del Funcionamiento Característico (ROC) para el modelo de *Tamias obscurus obscurus* (a), *T. o. meridionalis* (b), *Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus* (c) y *X. t. apricus* (d). La línea roja indica el valor promedio del área debajo de la curva (AUC) la cual muestra el ajuste del modelo e indica la capacidad predictiva del modelo, la franja azul representa el valor ± 1 desviación estándar y la línea negra indica una referencia de una predicción al azar.

Tabla 8. Efecto de las variables utilizadas para generar el modelo sobre la probabilidad de presencia de *Tamias obscurus obscurus*.

Variable	Efecto	Valor de la variable para probabilidad de presencia más alta
Albedo	ligeramente inverso	0
Altitud	directo	2804-3085 msnm
Precipitación del trimestre más seco	directo	25.5 mm
Temperatura media anual	ligeramente inverso	-2 a 10° C
Isotermalidad	inverso	0 a 8.4%
Temperatura media del trimestre más seco	inverso	0.8 a 4.5° C
Índice de tamaño de partícula	directo	0-70.85° C
NDVI	directo	0.7-0.88
Pendiente	ligeramente inverso	1.3°
Rugosidad del terreno	inverso	1.5

4.2.1.3 Análisis de contribución de las variables en la construcción del modelo

La variable con mayor contribución al modelo fue la altitud, seguido por la precipitación del trimestre más seco, pendiente, tipo de suelo y la rugosidad del terreno (Tabla 9). Estas aportaron 94% de información en la creación del modelo. El índice de tamaño de partícula no aportó información para la construcción del modelo.

En el remuestreo por el método de Jackknife en MaxEnt (Figura 20), la variable con la mayor ganancia cuando se empleó en aislamiento fue la altitud, por lo que esta variable parece contener la mayor cantidad de información útil por sí misma para predecir la distribución de la subespecie; la altitud fue seguida por la temperatura media anual. El tipo de suelo fue la variable que disminuyó la ganancia cuando fue omitida, por lo que parece contener la mayor parte de la información útil que no se encuentra contenida el resto de las variables, seguido por las variables de NDVI y el albedo.

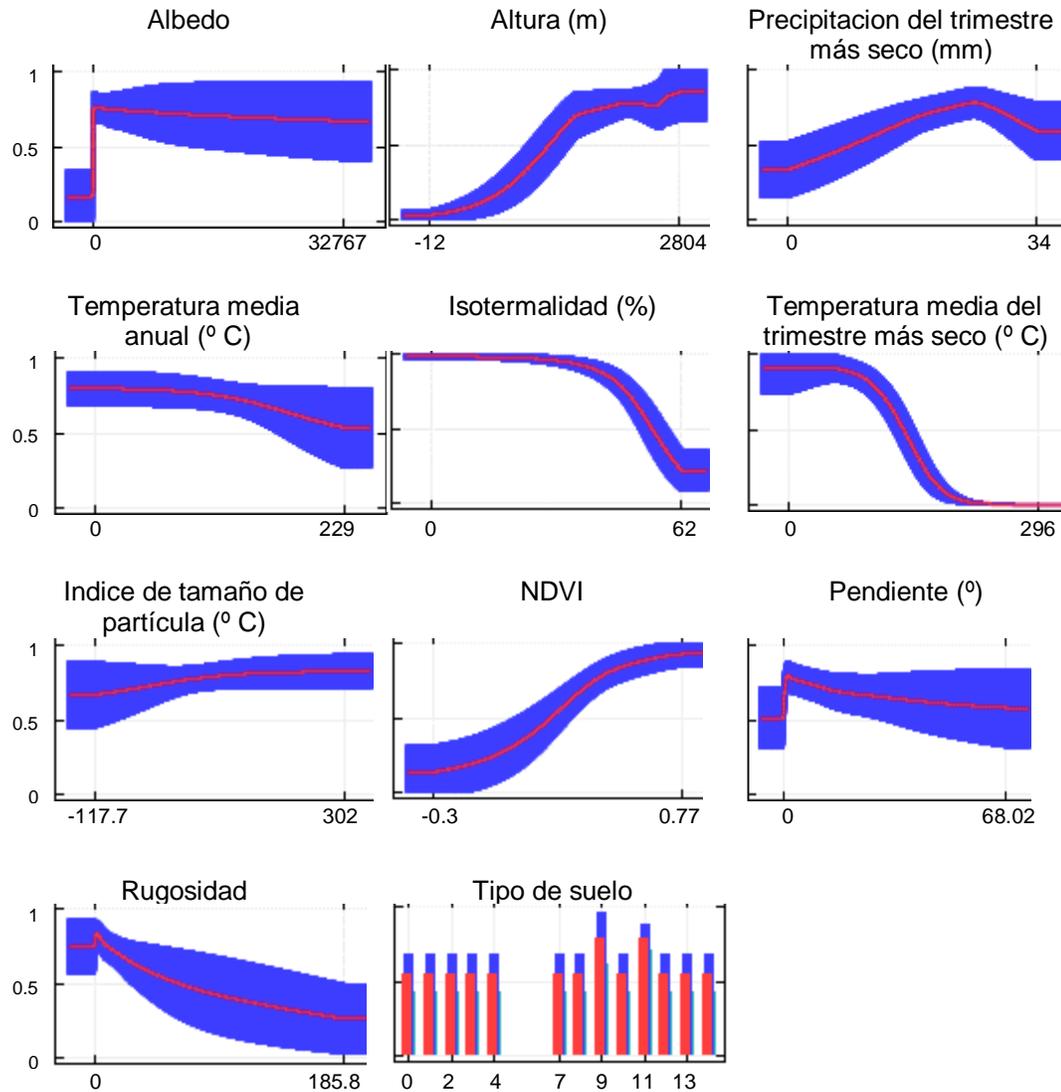
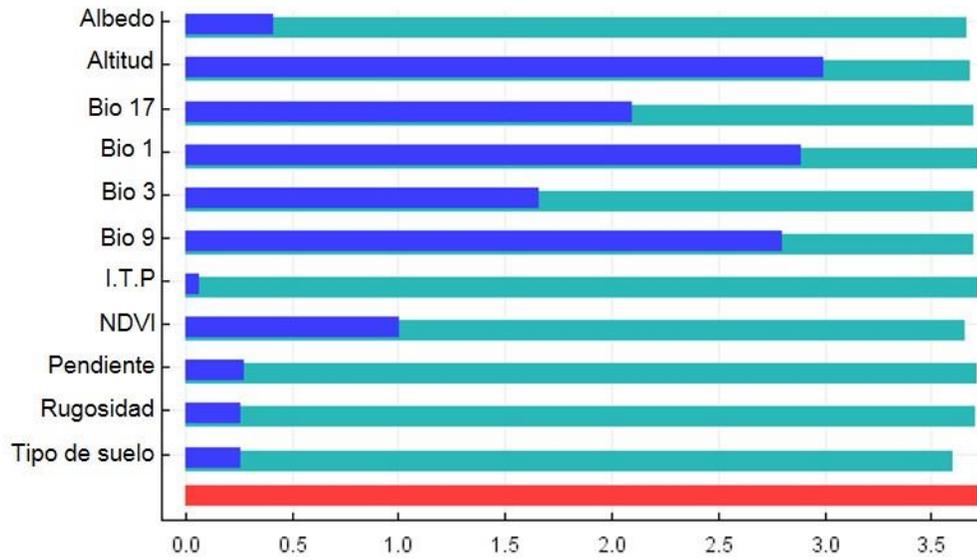


Figura 19. Curvas de respuesta de cada variable ambiental del modelo de *Tamias obscurus obscurus*. Los tipos de suelo son: arenosol (1), calcisol (2), cambisol (3), fluvisol (4), gypsisol (5), gleysol (6), leptosol (7), luvisol (8), phaeozem (9), planosol (10), regosol (11), solonchak (12), solonetz (13) y verisol (14)

a



b

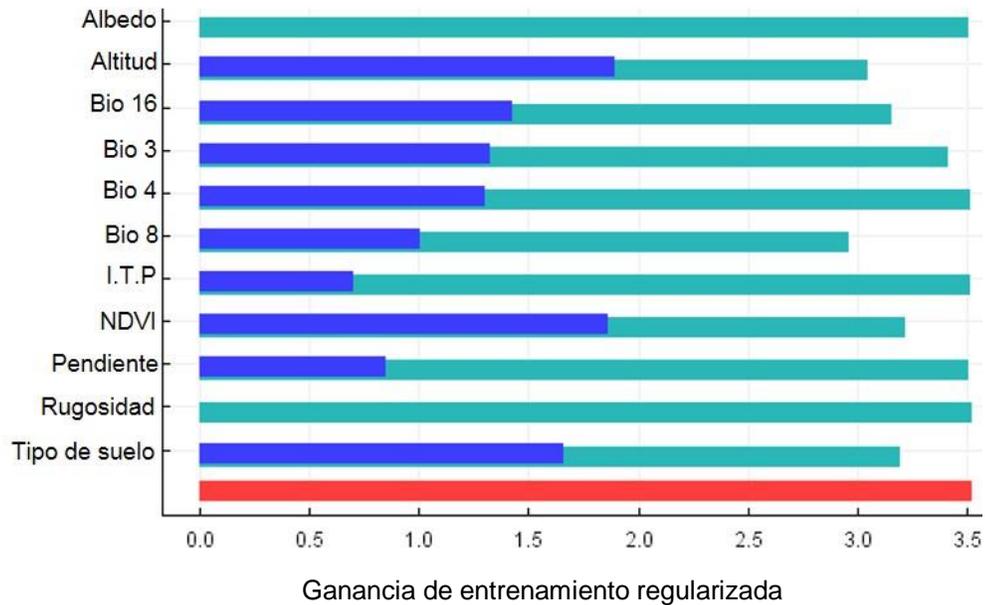


Figura 20. Prueba Jackknife para la significancia de las variables en la construcción del modelo de distribución potencial de *Tamias obscurus obscurus* (a) y *T. o. meridionalis* (b). Las barras verdes indican la disminución de la ganancia del modelo cuando la variable es omitida; la barra azul indica la ganancia cuando la variable es utilizada de forma aislada; la barra roja indica la ganancia al utilizar todas las variables.

Tabla 9. Porcentaje de contribución de variables físicas y bioclimáticas a los modelos de distribución potencial de cuatro subespecies de ardillas terrestres en Baja California.

	<i>T. o. obscurus</i>	<i>T. o. meridionalis</i>	<i>X. t. tereticaudus</i>	<i>X. t. apricus</i>
Relieve				
Altitud	77	21	10	19
Pendiente	5	1	12	0
Rugosidad del terreno	2	0		0
Sustrato				
Tipo de suelo	4	28	18	22
Textura			1	2
Índice de tamaño de partícula	0	0	2	16
Superficie				
Albedo	1	1	42	3
NDVI	1	4	2	3
Temperatura				
Temperatura media anual	1			
Temperatura media del trimestre más húmedo		7	3	
Temperatura media del trimestre más seco	1			
Temperatura máxima del mes más cálido			3	
Temperatura mínima del mes más frío			5	
Estacionalidad de la temperatura		1		13
Isotermalidad	1	28		
Precipitación				
Precipitación del trimestre más seco				10
Precipitación del trimestre más húmedo		9	1	
Precipitación del mes más seco	6			0
Precipitación del mes más húmedo				0
Estacionalidad de la precipitación			2	12

4.2.2 *Tamias obscurus meridionalis*

El modelo de distribución potencial de *T. o. meridionalis* se basó en cuatro variables bioclimáticas junto con las variables albedo, altitud, índice de tamaño de partícula, NDVI, pendiente, rugosidad del terreno y tipo de suelo (Tabla 7). El mapa resultante se muestra en la Figura 21a.

El valor promedio del umbral utilizado para generar el modelo binario de distribución potencial de la subespecie fue 0.4191 y su aplicación permitió proponer la distribución áreas con “hábitat idóneo” (Figura 21b). El modelo resultante muestra una asociación con las sierras meridionales de la península (Figura 22).

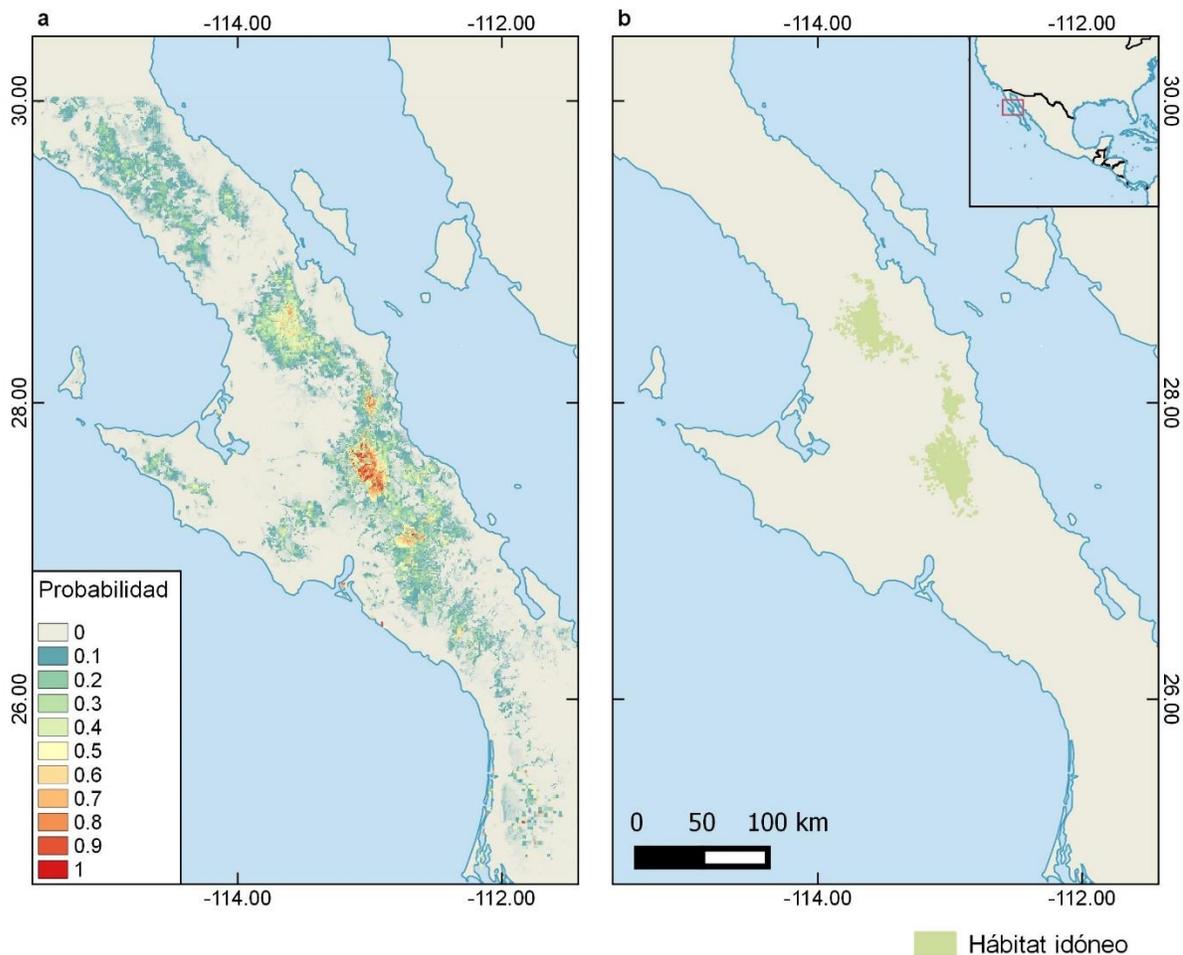


Figura 21. Distribución potencial de *Tamias obscurus meridionalis* en Baja California y Baja California Sur. a) Distribución potencial: El color rojo (1) indica probabilidad de presencia alta y el color crema (0) indica probabilidad de presencia nula. b) Modelo binario de distribución potencial con base en el umbral. El color verde representa la predicción del hábitat idóneo de la subespecie.

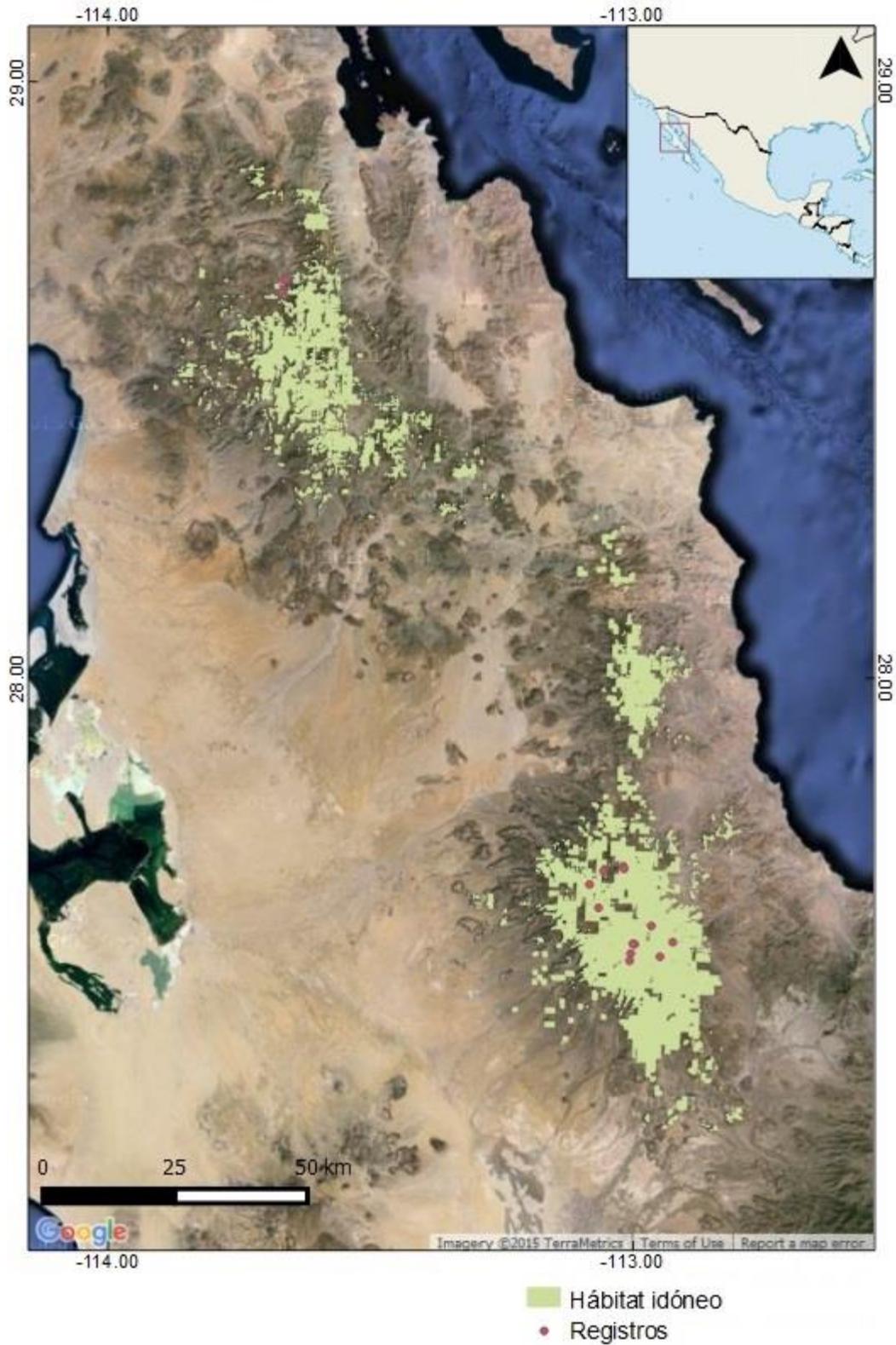


Figura 22. Predicción de hábitat idóneo de *Tamias obscurus meridionalis* con base en el modelo binario de distribución potencial, sobre una imagen de satélite. Google Imagery ©2015 TerraMetrics, 24 de septiembre de 2015.

4.2.2.1 Rendimiento del modelo

En el análisis de la tasa de omisión y área predicha promedio (Figura 17b) se observa que la omisión en los puntos de prueba (línea azul claro) no se ajusta a la tasa de omisión predicha (línea negra) completamente, hasta alcanzar valores del umbral acumulativo altos, lo que indica que el ajuste de los datos empleados para generar y probar el modelo es parcial. Esta falta de ajuste inicial puede indicar auto correlación espacial, debido posiblemente a la cercanía de las localidades de registro.

En el gráfico del área debajo de la curva las curva (AUC) del receptor de funcionamiento característico (ROC) (Figura 18b), el modelo de esta subespecie obtuvo un valor de 0.996 y una desviación estándar de 0.001; lo que indica que el modelo tiene buen poder predictivo y logra predecir las presencias en la fracción de datos asignados para la prueba del modelo ya que logra distinguir entre los sitios donde la presencia de una especie es probable y donde no (Mooney, 2010).

4.2.2.2 Respuesta de las variables predictivas

Las curvas de respuesta (Figura 23) muestran cómo el resultado del modelo varía en su rango completo de valores mientras el resto de las variables permanecen en sus valores promedio (Apéndice 3). La respuesta de la probabilidad de presencia varió conforme lo hicieron las distintas variables (Tabla 10). Los tipos de suelo que tienen relación con la probabilidad de distribución potencial son el leptosol y el fluvisol.

Tabla 10. Efecto de las variables utilizadas para generar el modelo sobre la probabilidad de presencia de *Tamias obscurus meridionalis*

Variable	Efecto	Valor de la variable para probabilidad de presencia más alta
Albedo	ligeramente inverso	0
Altitud	directo	1445-1610 msnm
Isotermalidad	directo	63 a 69 %
Estacionalidad de la temperatura	indirecto	0 a 18° C
Temperatura media en el trimestre más húmedo	directo	31 a 34 ° C
Precipitación del trimestre más húmedo	inverso	0 a 10 mm
Índice de tamaño de partícula	inverso	0 ° C
NDVI	directo	0.6 a 0.7
Pendiente	ligeramente inverso	0 a 9.2°
Rugosidad del terreno	constante	0 a 0.1

4.2.2.3 Análisis de contribución de las variables en la construcción del modelo

La variable de isotermalidad y el tipo de suelo fueron las variables con mayor porcentaje de contribución, seguido por la altitud. Aportaron 77% de la información en la creación del modelo (Tabla 9). La rugosidad del terreno y el índice de tamaño de partícula no aportaron información para la construcción del modelo.

El remuestreo por el método de Jacknife en MaxEnt (Figura 20b), mostró que la variable con la mayor ganancia cuando se empleó en aislamiento es la altitud por lo que parece contener la mayor cantidad de información útil por sí misma para predecir la distribución de la subespecie, seguida por la temperatura media anual; mientras que la temperatura promedio del trimestre más húmedo es la variable que disminuyó la ganancia cuando omitida, por lo que parece contener la mayor parte de información que no se encuentra contenida en otras variables, seguido por la variable de altitud y tipo de suelo.

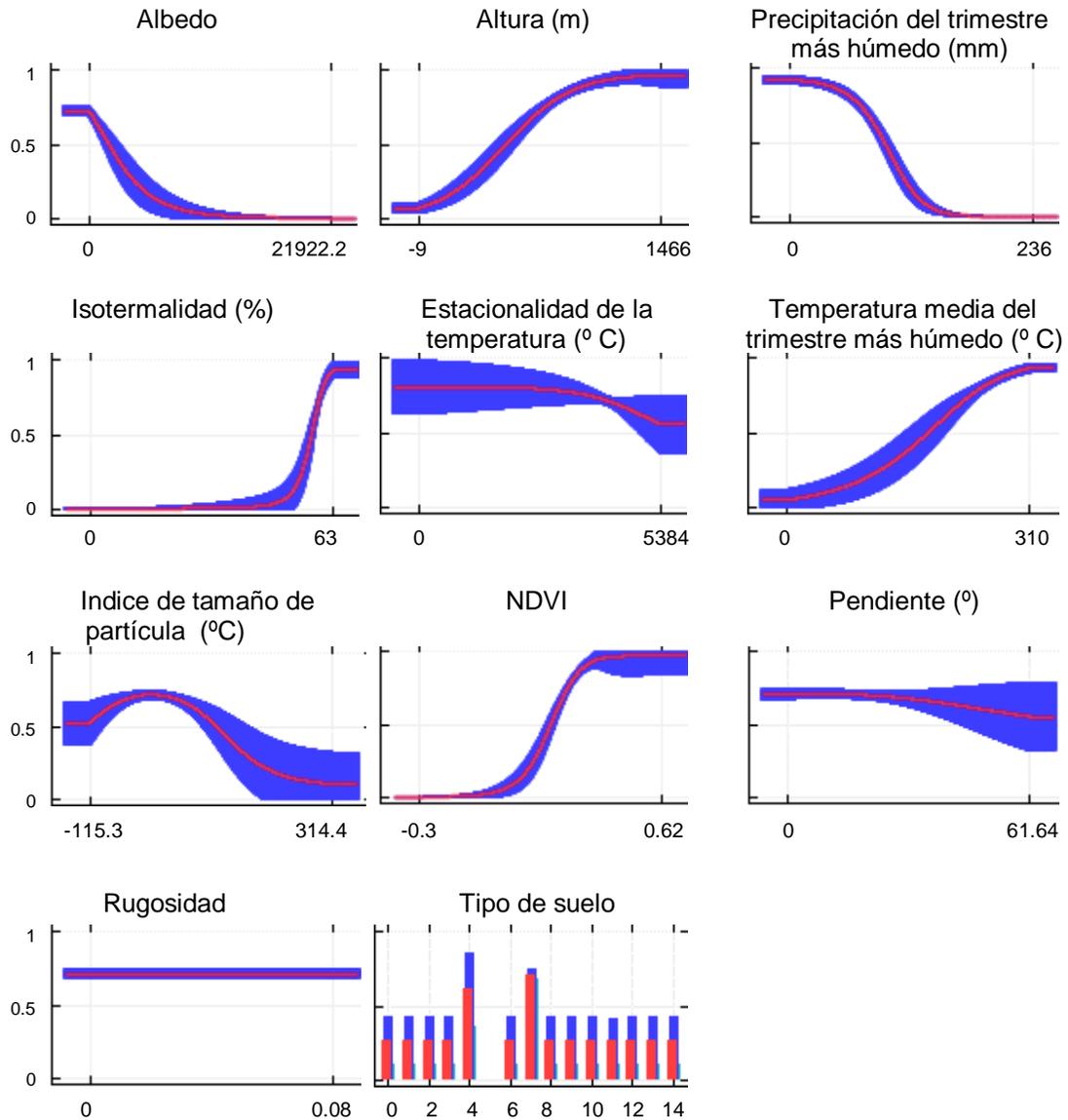


Figura 23. Curvas de respuesta de cada variable ambiental para el modelo de *Tamias obscurus meridionalis*. Los tipos de suelo son: arenosol (1), calcisol (2), cambisol (3), fluvisol (4), gypsisol (5), gleysol (6), leptosol (7), luvisol (8), phaeozem (9), planosol (10), regosol (11), solonchak (12), solonetz (13) y verisol (14).

4.2.3 *Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus*

Las variables seleccionadas para generar el modelo de *X. t. tereticaudus* fueron: cinco variables bioclimáticas, índice de tamaño de partícula, tipo de suelo, rugosidad del terreno, pendiente, NDVI, textura de suelo, albedo y altitud (Tabla 7). Con ellas se produjo el mapa de distribución potencial (Figura 24a).

El valor promedio del umbral utilizado para generar el modelo binario de distribución potencial de la subespecie fue de 0.3260 y su aplicación permitió proponer una distribución de áreas con “hábitat idóneo” (Figura 24b). El modelo muestra una asociación clara con las áreas planas y arenosas del este del estado (Figura 25).

4.2.3.1 Rendimiento del modelo

En el análisis de la tasa de omisión y área predicha promedio de esta subespecie (Figura 17c), se observa que la omisión en los puntos de prueba (línea azul claro) se ajusta a la tasa de omisión predicha (línea negra), lo que indica un buen rendimiento del modelo por el ajuste de los datos empleados para generar y probar el mismo.

En el gráfico del área debajo de la curva las curva (AUC) del receptor de funcionamiento característico (ROC) (Figura 18c), el modelo de esta subespecie obtuvo un valor de 0.976 y una desviación estándar de 0.008; lo que indica que el modelo tiene buen poder predictivo para las presencias en la fracción de datos asignados para la prueba del modelo ya que logra distinguir entre los sitios donde la presencia de una especie es probable y donde no (Mooney, 2010).

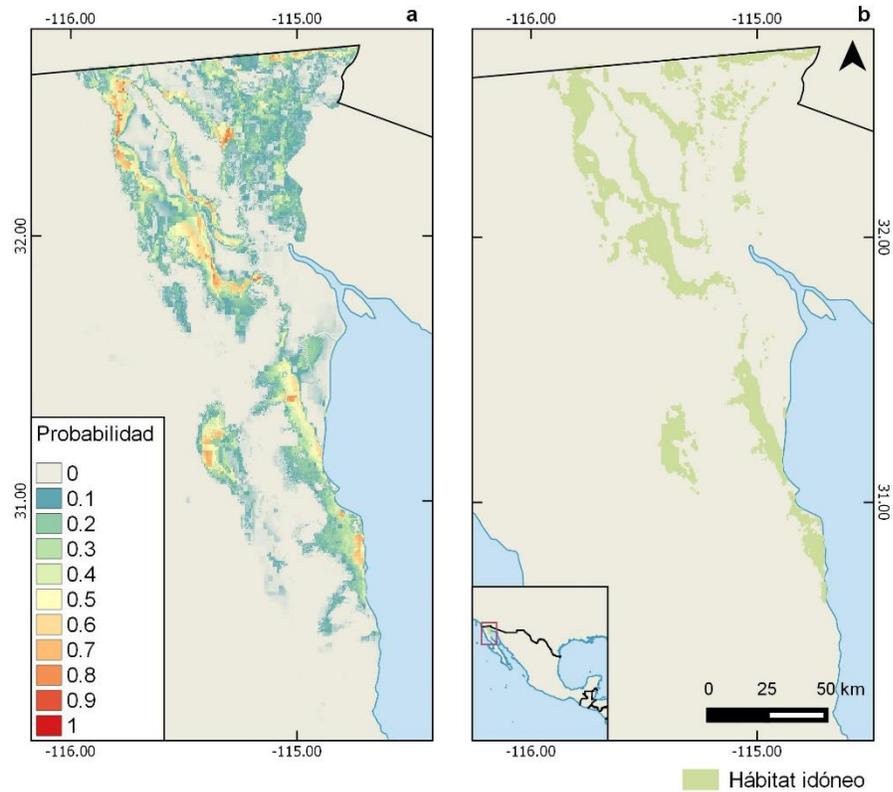


Figura 24. Distribución potencial de *Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus* en Baja California. a) Distribución potencial: El color rojo (1) indica probabilidad de presencia alta y el color crema (0) indica probabilidad de presencia nula. b) Modelo binario de distribución potencial con base en el umbral. El color verde representa la predicción del hábitat idóneo de la subespecie.

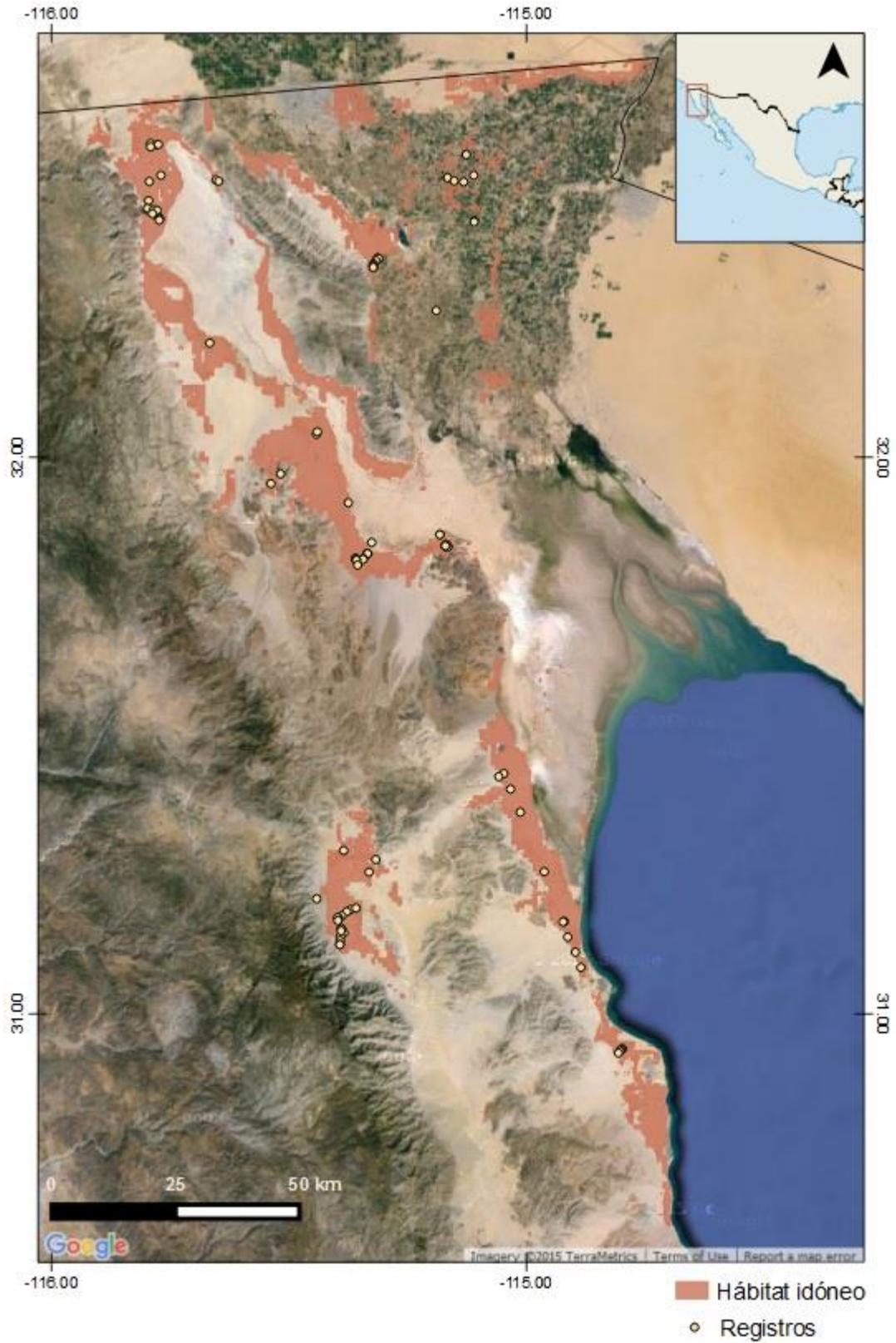


Figura 25. Predicción de hábitat idóneo de *Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus* con base en el modelo binario de distribución potencial, sobre una imagen de satélite. Google Imagery ©2015 TerraMetrics, 24 de septiembre de 2015.

4.2.3.2 Respuesta de las variables predictivas

Las curvas de respuesta (Figura 26) muestran cómo el resultado del modelo varía en su rango completo de valores mientras el resto de las variables permanecen en sus valores promedio (Apéndice 3). La respuesta de la probabilidad de presencia varió conforme lo hicieron las distintas variables (Tabla 11). El tipo de suelo que tuvo relación con alta probabilidad de distribución potencial de la subespecie fue el arenoso; mientras que la arena con grava fue la textura que presentó mayor relación con la probabilidad de distribución potencial.

Tabla 11. Efecto de las variables utilizadas para generar el modelo sobre la probabilidad de presencia de *Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus*

Variable	Efecto	Valor de la variable para probabilidad de presencia más alta
Albedo	Inverso	0.2
Altitud	Inverso	9.4 msnm
Temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5)	Inverso-directo	43 a 48 ° C
Temperatura mínima del mes más frío (Bio 6)	Directo-inverso	4.9 a 5.3° C
Temperatura media del trimestre más húmedo (Bio 8)	Inverso	-3 a 0° C
Estacionalidad de la precipitación (Bio 15)	Inverso	0 a 28%
Precipitación del trimestre más húmedo (Bio 16)	Directo	390.5 a 431 mm
Índice de tamaño de partícula	Directo	0° C
NDVI	Inverso	0.07
Pendiente	Inverso	0°
Rugosidad del terreno	Directo	133 a 152

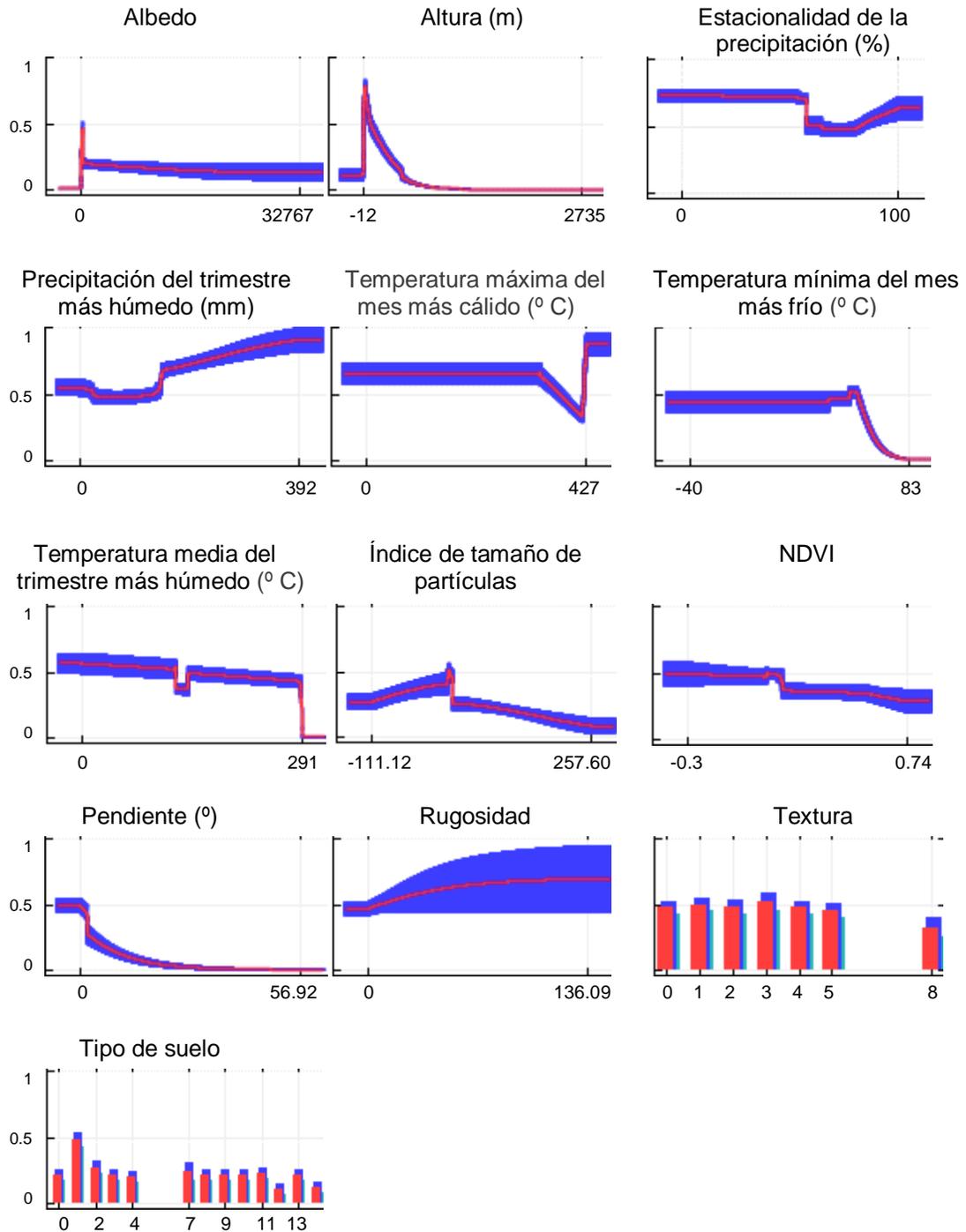


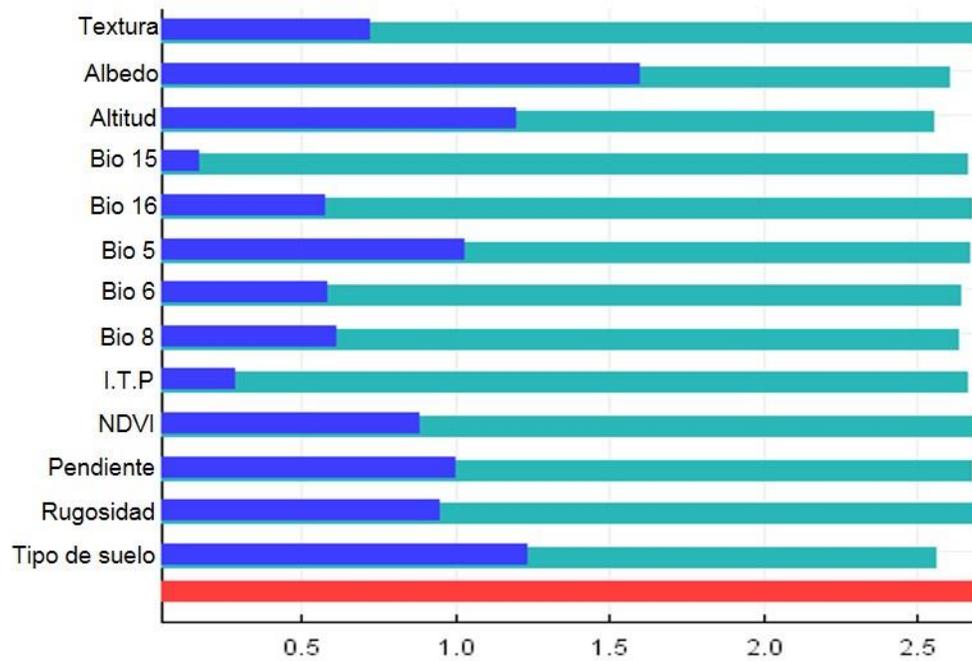
Figura 26. Curvas de respuesta de cada variable ambiental para el modelo de *Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus*. Los tipos de suelo son: arenosol (1), calcisol (2), cambisol (3), fluvisol (4), gypsisol (5), gleysol (6), leptosol (7), luvisol (8), phaeozem (9), planosol (10), regosol (11), solonchak (12), solonetz (13) y verisol (14). Las texturas son: sin clasificación (0), arena fina y limosa (1), arena (2), arena con grava (3), arena gruesa (4), rocoso (5) y agricultura (8).

4.2.3.3 Análisis de contribución de las variables en la construcción del modelo

El albedo, el tipo de suelo, la pendiente y la altitud fueron las variables que tuvieron un mayor porcentaje de contribución (Tabla 9) y en conjunto aportaron 82% de información en la creación del modelo, mientras que la variable de rugosidad del terreno no aportó información para la construcción del modelo.

El remuestreo por el método de Jackknife en MaxEnt (Figura 27a), mostró que la variable con la mayor ganancia cuando se empleó en aislamiento fue la de albedo, por lo que parece contener la mayor cantidad de información útil por sí misma para la construcción del modelo; la altitud fue la variable que disminuyó la ganancia del modelo al ser omitida, por lo que parece contener la mayor parte de información que no se encuentra contenida en otras variables.

a



b

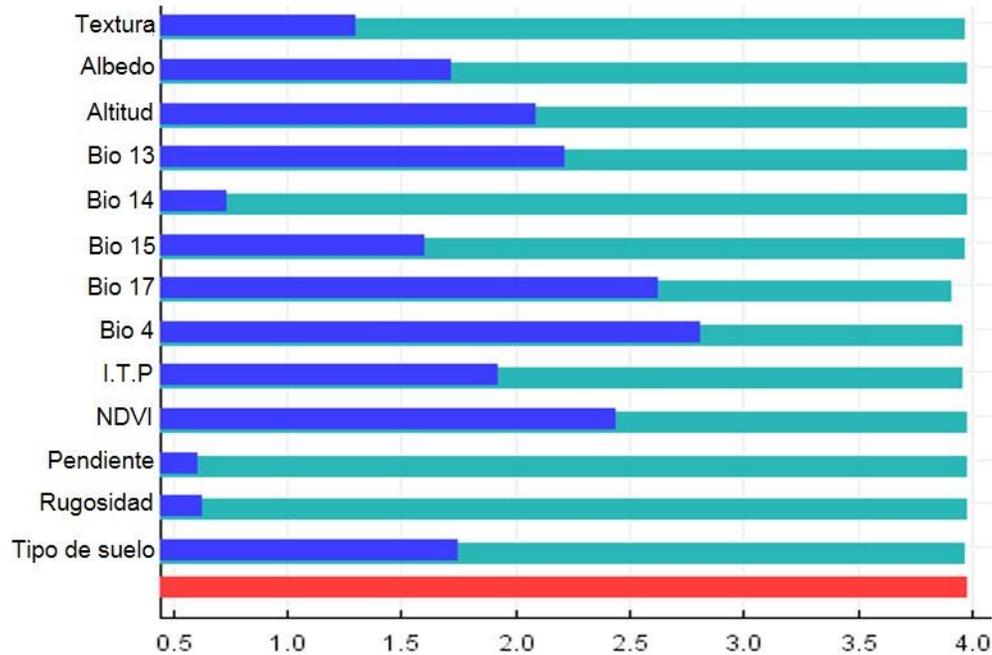


Figura 27. Prueba Jacknife para la significancia de las variables en la construcción del modelo de distribución potencial de *Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus* (a) y *X. t. apricus* (b). Las barras verdes indican el decrecimiento de la ganancia del modelo cuando la variable es omitida, la barra azul indica la ganancia cuando la variable es utilizada de forma aislada; la barra roja indica la ganancia al utilizar todas las variables.

4.2.4 *Xerospermophilus tereticaudus apricus*

El modelo de distribución potencial de *X. t. apricus* se basó en cinco variables bioclimáticas, albedo, altitud, índice de tamaño de partícula, NDVI, pendiente, rugosidad del terreno, tipo de suelo y textura del suelo (Tabla 7). Con ellas se produjo el mapa de distribución potencial (Figura 28a).

El valor promedio del umbral utilizado para generar el modelo binario de distribución potencial de la subespecie fue de 0.4114 y su aplicación permitió proponer una distribución de áreas con “hábitat idóneo” (Figura 28b). El modelo muestra una clara asociación con el área plana y arenosa que se encuentra entre las dos sierras en el Valle de la Trinidad (Figura 29).

4.2.4.1 Rendimiento del modelo

En análisis de la tasa de omisión y área predicha promedio de esta subespecie (Figura 17d), se observa que la omisión en los puntos de prueba (línea azul claro) se ajusta a la tasa de omisión predicha (línea negra), lo que indica un buen rendimiento por el ajuste de los datos empleados para generar y probar el modelo.

En el gráfico del área debajo de la curva las curva (AUC) del receptor de funcionamiento característico (ROC) (Figura 18d), el modelo de esta subespecie obtuvo un valor de 0.993 y una desviación estándar de 0.001, lo que corresponde a un modelo con buen poder predictivo. Esto indica que el modelo tuvo buen poder de predicción de las presencias en la fracción de datos asignados para la prueba del modelo, ya que logra distinguir entre los sitios donde la presencia de una especie es probable y donde no (Mooney, 2010).

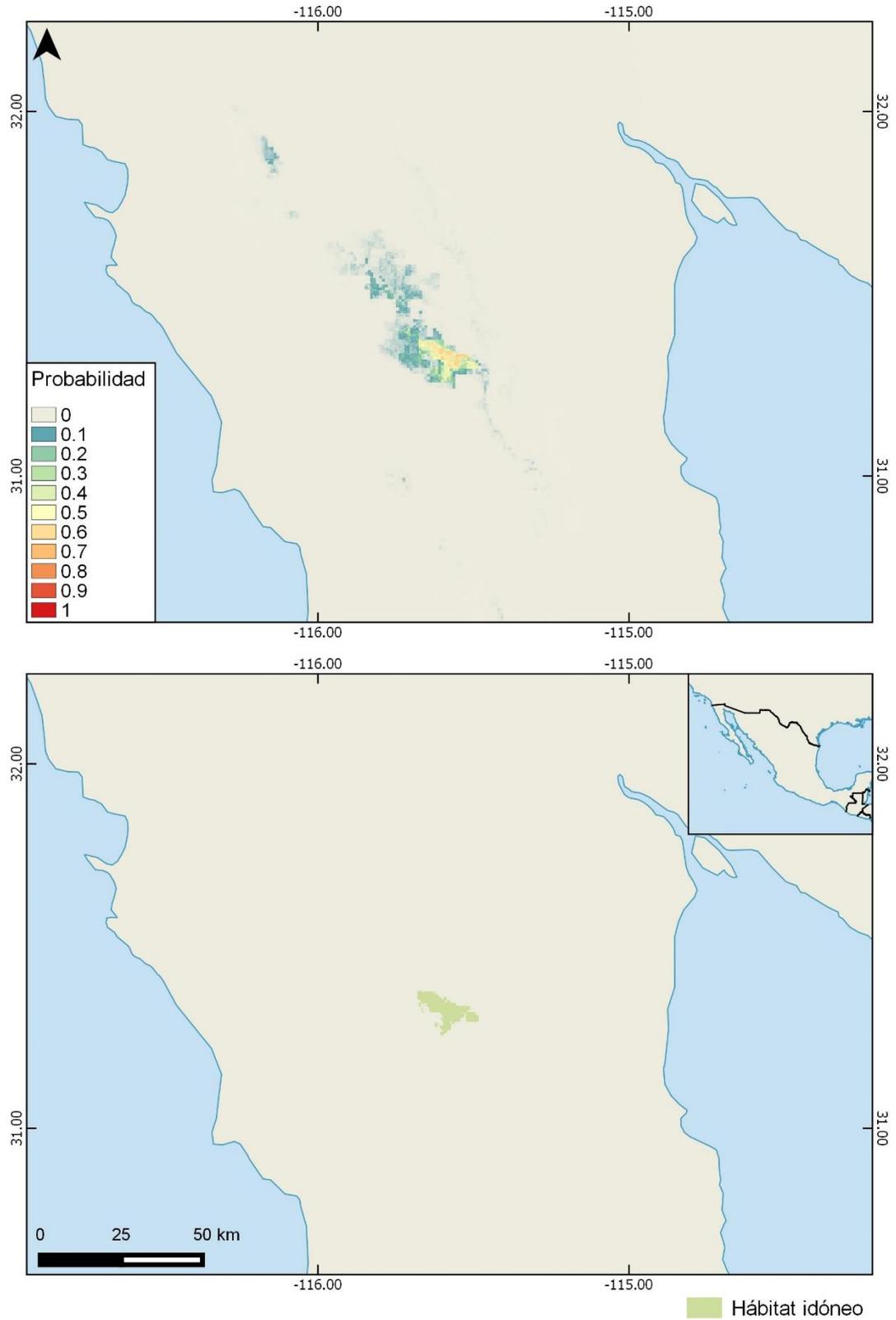


Figura 28. Distribución potencial de *Xerospermophilus tereticaudus apricus* en Baja California. a) Distribución potencial: El color rojo (1) indica probabilidad de presencia alta y el color crema (0) indica probabilidad de presencia nula. b) Modelo binario de distribución potencial con base en el umbral. El color verde representa la predicción del hábitat idóneo de la subespecie.

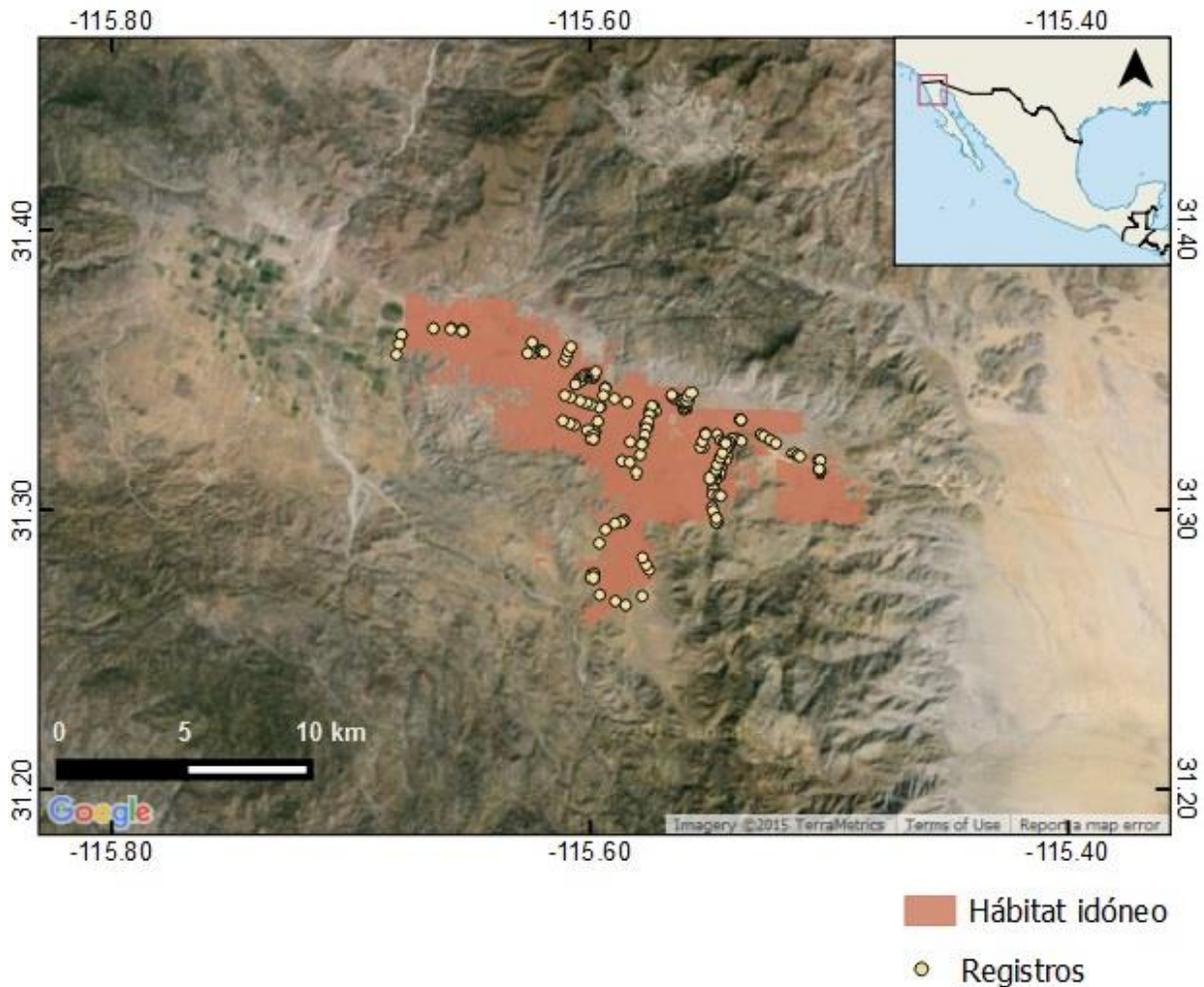


Figura 29. Predicción de hábitat idóneo de *Xerospermophilus tereticaudus apricus* con base en el modelo binario de distribución potencial, sobre una imagen de satélite. Google Imagery ©2015 TerraMetrics, 24 de septiembre de 2015.

4.2.4.2 Respuesta de las variables predictivas

Las curvas de respuesta (Figura 30) muestran como varía el resultado del modelo a lo en su rango completo de valores mientras el resto de las variables permanecen en su valor promedio (Apéndice 3). La respuesta de la probabilidad de presencia varió conforme lo hicieron las distintas variables (Tabla 12). Las texturas de suelo que presentaron una mayor relación con alta probabilidad de distribución potencial fueron la arena con grava, arena y arena fina, mientras que el fluvisol tuvo más relación con la alta probabilidad de distribución potencial.

Tabla 12. Efecto de las variables utilizadas para generar el modelo sobre la probabilidad de presencia de *Xerospermophilus tereticaudus apricus*

Variable	Efecto	Valor de la variable para probabilidad de presencia más alta
Albedo	directo	0.1-0.2
Altitud	directo	1106 msnm
Estacionalidad de la temperatura	directo	49.3 a 50.4° C
Precipitación del mes más húmedo (Bio 13)	constante	0 a 158 mm
Estacionalidad de la precipitación	indirecto	0 a 8%.
Precipitación del trimestre más seco (Bio 17)	directo-indirecto	10.5 mm
Precipitación del mes más seco	indirecto	0 mm
Índice de tamaño de partícula	directo	0 ° C
NDVI	indirecto	0.21 a 0.23
Pendiente	indirecto	1.2°
Rugosidad del terreno	indirecto	2

4.2.4.3 Análisis de contribución de las variables en la construcción del modelo

Las variables de tipo de suelo, altitud, índice de tamaño de partícula, estacionalidad de la temperatura, estacionalidad de la precipitación y precipitación del trimestre más seco tuvieron el mayor porcentaje de contribución (Tabla 9). Estas variables aportaron 92% de información en la creación del modelo, mientras que la pendiente, precipitación del mes más seco, rugosidad del terreno y precipitación del mes más húmedo no aportaron información para la construcción del modelo.

El remuestreo por el método de Jacknife (Figura 27b), mostró que la variable con la mayor ganancia al emplearse en aislamiento fue la de estacionalidad de la temperatura, por lo que parece contener la mayor cantidad de información útil por sí misma para la construcción del modelo; la variable precipitación del trimestre más seco fue la que más disminuyó la ganancia cuando fue omitida, por lo que parece contener la mayor parte de información que no se encuentra contenida en otras variables.

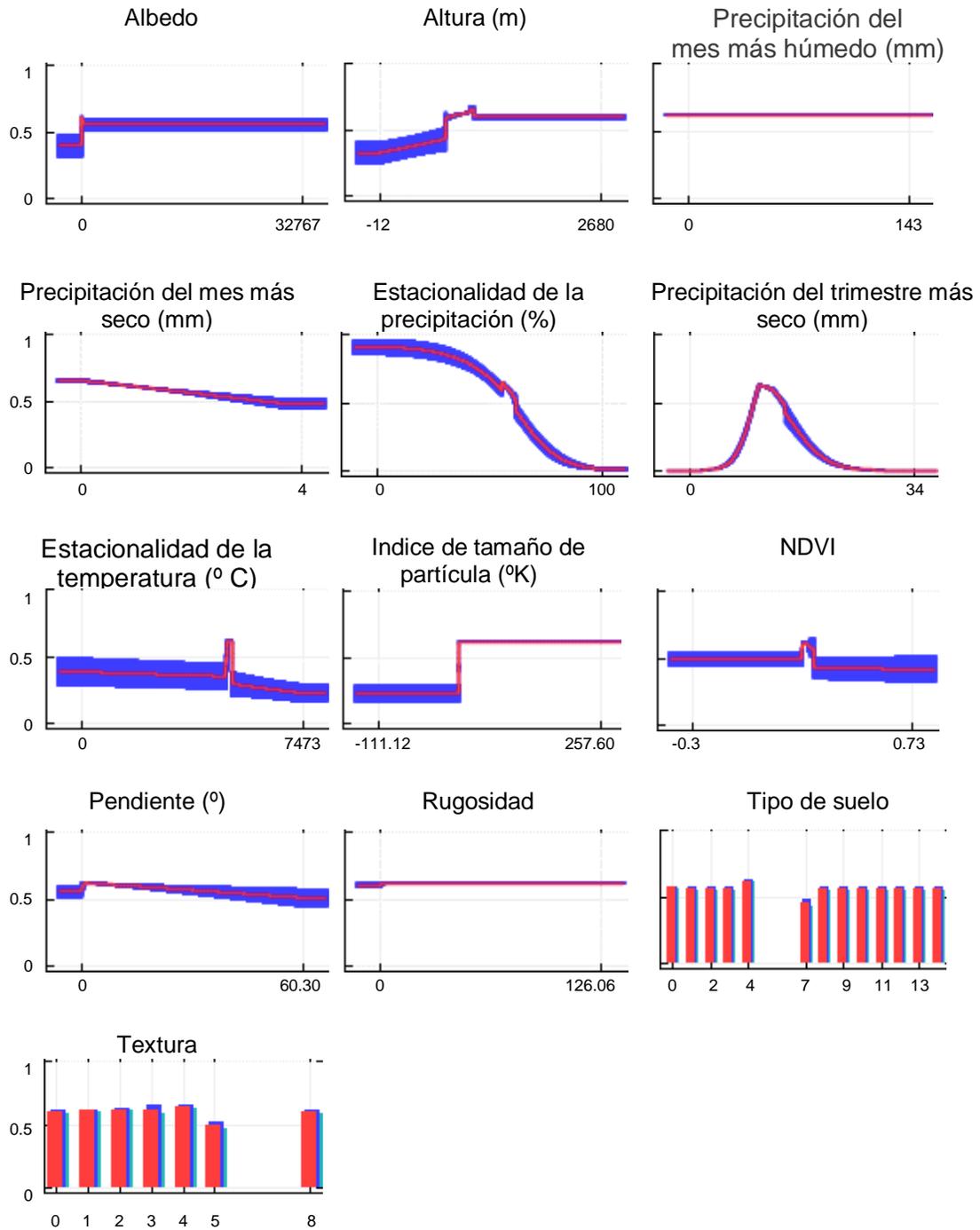


Figura 30. Curvas de respuesta de cada variable ambiental para el modelo de *Xerospermophilus tereticaudus apricus*. Los tipos de suelo son: arenosol (1), calcisol (2), cambisol (3), fluvisol (4), gypsisol (5), gleysol (6), leptosol (7), luvisol (8), phaeozem (9), planosol (10), regosol (11), solonchak (12), solonetz (13) y verisol (14). Las texturas son: sin clasificación (0), arena fina y limosa (1), arena (2), arena con grava (3), arena gruesa (4), rocoso (5) y agricultura (8).

4.3 Áreas totales predichas por los modelos de distribución potencial

A partir del modelo binario se generaron archivos vectoriales para calcular el área de distribución potencial de las cuatro subespecies estudiadas. Para ello se eliminaron los polígonos que se encontraban fuera de las áreas de distribución conocida de las subespecies y se calcularon las áreas a partir de los vectores resultantes. Las áreas así predichas variaron entre 60 km² a 1800 km² (Tabla 13).

Tabla 13. Área predicha por el modelo de distribución potencial para las subespecies, porcentaje que representa del territorio mexicano y categoría que concuerda con las características de distribución conforme al Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER) y por la Unión Internacional de la Conservación de la Naturaleza (IUCN), en cuanto a los criterios relacionados a la distribución geográfica. El Criterio B de la lista roja de la IUCN se subdivide en 2: B1, que corresponde a la extensión de la ocurrencia y B2, que corresponde al área de ocupación (IUCN, 2010).

Subespecie	Área predicha por el modelo binario (km ²)	Porcentaje del territorio mexicano ocupado	MER Criterio A	IUCN Criterio B
<i>T. o. obscurus</i>	606.11	0.03%	Muy restringida	B1:EN B2:VU
<i>T. o. meridionalis</i>	1303.68	0.07%	Muy restringida	B1: EN B2: VU
<i>X. t. tereticaudus</i>	1776.48	0.09%	Muy restringida	B1: EN B2: VU
<i>X. t. apricus</i>	67.03	0.003%	Muy restringida	B1:CE B2:EN

Al comparar la distribución de las subespecies con la ubicación de Áreas Naturales Protegidas (ANP) de Baja California y Baja California Sur (Figura 31), se encontró que la población de *T. o. obscurus* en Sierra San Pedro Mártir cuenta con un área predicha, casi por completo dentro de los límites del Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir, mientras que la distribución potencial de la población de Sierra Juárez se encuentra sólo de forma mínima dentro de los límites del Parque Nacional Constitución de 1857 (Tabla 14). El área de distribución predicha por el modelo de *T. o. meridionalis* se encuentra casi completamente dentro del Área de Protección de Flora y Fauna de Valle de los Cirios y

de la Reserva de la Biósfera El Vizcaíno (Tabla 14). El área de distribución predicha para *X. t. tereticaudus* cuenta con una pequeña proporción del área (189.7 km²) dentro de los límites de la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado (Tabla 14), mientras que el área de distribución predicha para *X. t. apricus* no se encuentra dentro de los límites de ninguna ANP (Tabla 14).

Hubieron marcadas diferencias entre el tipo de uso de suelo y vegetación que se encuentra presente en las áreas de distribución potencial de las cuatro subespecies (Tabla 15; Figuras 32-35). La distribución potencial de *T. o. obscurus* tiene más de la mitad del área en bosque de pinos y un 0.02% en pastizales cultivados, mientras que su congénérico *T. o. meridionalis* tiene más tres cuartas partes del área con matorral sarcocaulé y solo 0.1% en agricultura de humedad. Las áreas potencialmente ocupadas por *X. t. tereticaudus* y *X. t. apricus* se encuentran ocupadas por matorral desértico micrófilo en mayor proporción, para la primer subespecie en más de la mitad del área y para la segunda en más de tres cuartos de la superficie; y una menor superficie en zona urbana (0.4%) y en agricultura de riego (4.7%).

El tamaño y los polígonos de distribución propuestos por la IUCN para las dos especies discordó fuertemente con los de las áreas de distribución obtenidas a partir de los modelos de distribución (Figura 36; Tabla 16). En el caso de *T. o. obscurus*, se observa que el área propuesta por la IUCN es mucho más amplia que la propuesta por el modelo. Para *T. o. meridionalis* ocurre lo contrario. En el caso de *X. t. tereticaudus*, el área del polígono de la IUCN es mucho mayor al área propuesta por el modelo integrado de las dos subespecies.

Tabla 14. Área dentro de los límites de las áreas naturales protegidas para las cuatro subespecies.

Subespecie	Área dentro de los límites de un ANP (km²)	Porcentaje de área ocupada
<i>T. o. obscurus</i>		
Parque Nacional Constitución de 1857	0.25	0.07%
Parque Nacional San Pedro Mártir	234.45	84.58%
<i>T. o. meridionalis</i>		
Reserva de la biósfera El Vizcaíno	834.1	97.24%
Área de Protección de Flora y Fauna Valle de los Cirios	436.6	
<i>X. t. tereticaudus</i>		
Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado	189.76	10.68%
<i>X. t. apricus</i>	0	0%

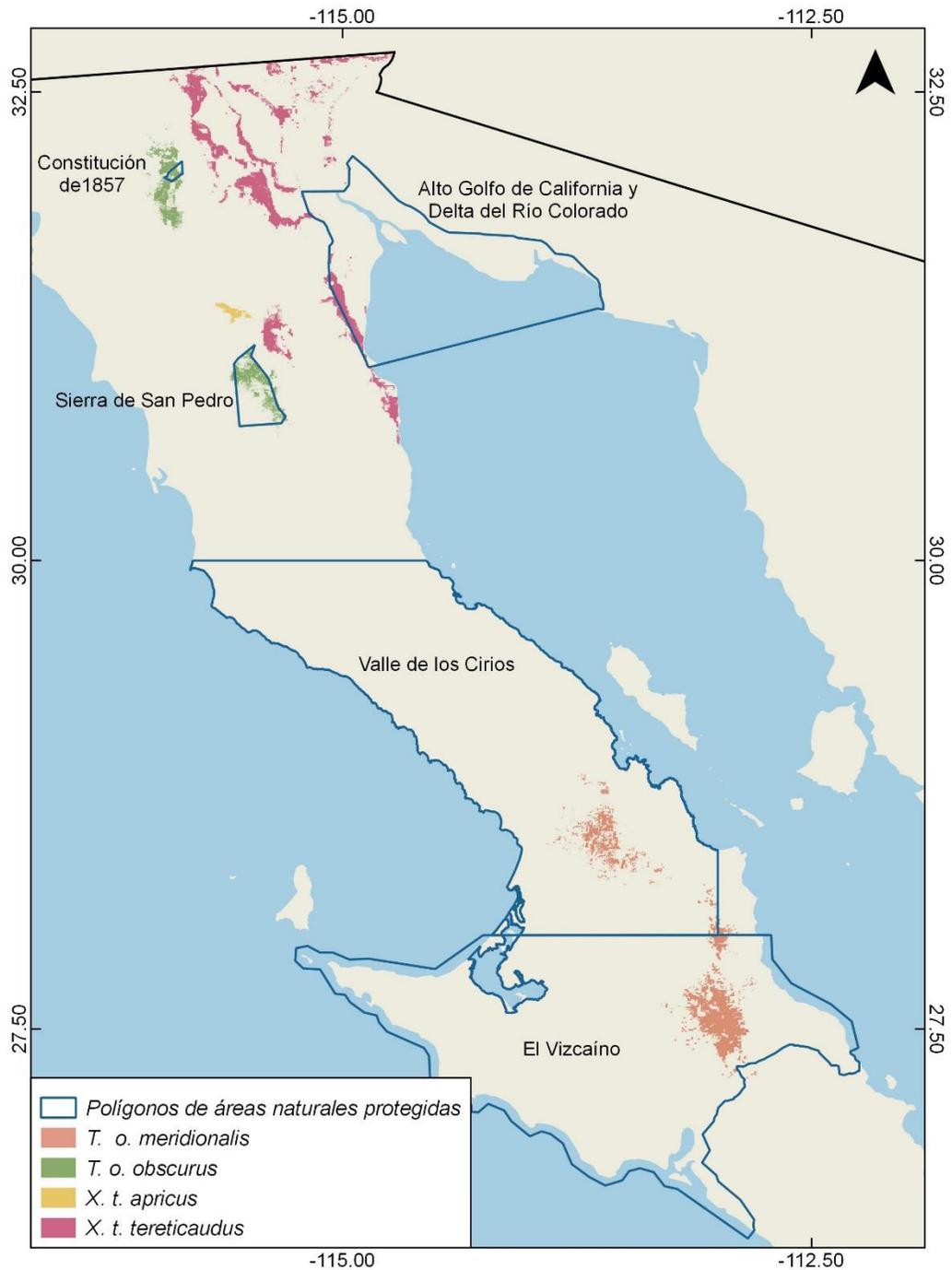


Figura 31. Distribución potencial de las dos especies y los límites de las Áreas Naturales Protegidas correspondientes. Archivos vectoriales recuperados de Bezaury-Creel *et al.*, 2009.

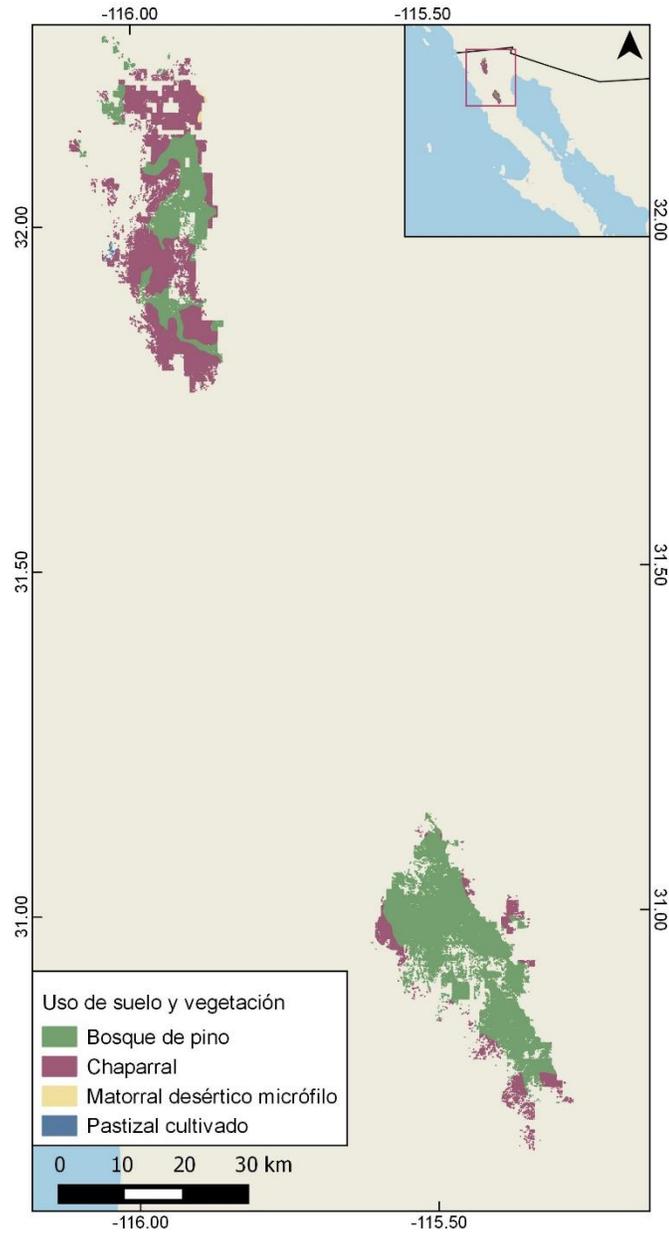


Figura 32. Uso de suelo y vegetación dentro del área de distribución propuesto para *Tamias obscurus obscurus*. Archivos vectoriales de uso de suelo y vegetación recuperados de CONABIO (1999).

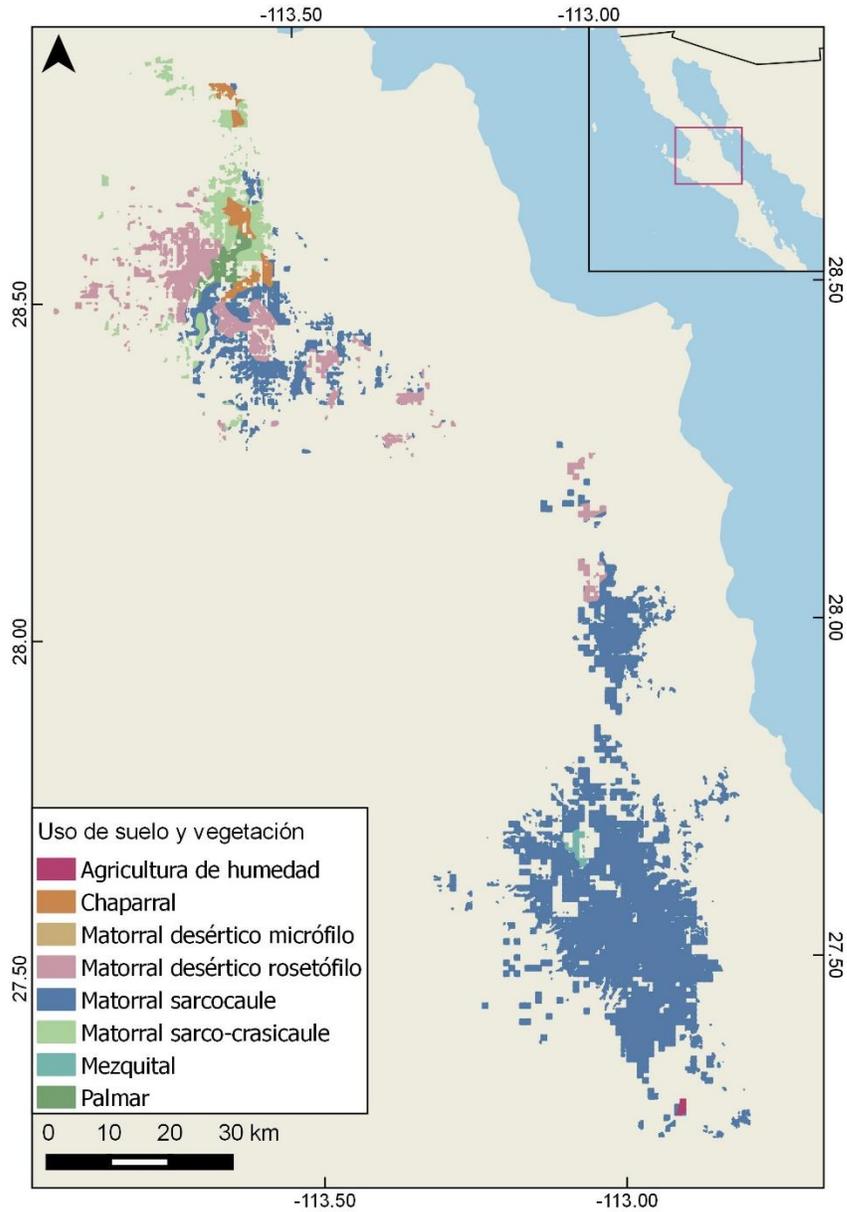


Figura 33. Uso de suelo y vegetación dentro del área de distribución propuesto para *Tamias obscurus meridionalis*. Archivos vectoriales de uso de suelo y vegetación recuperados de CONABIO (1999).

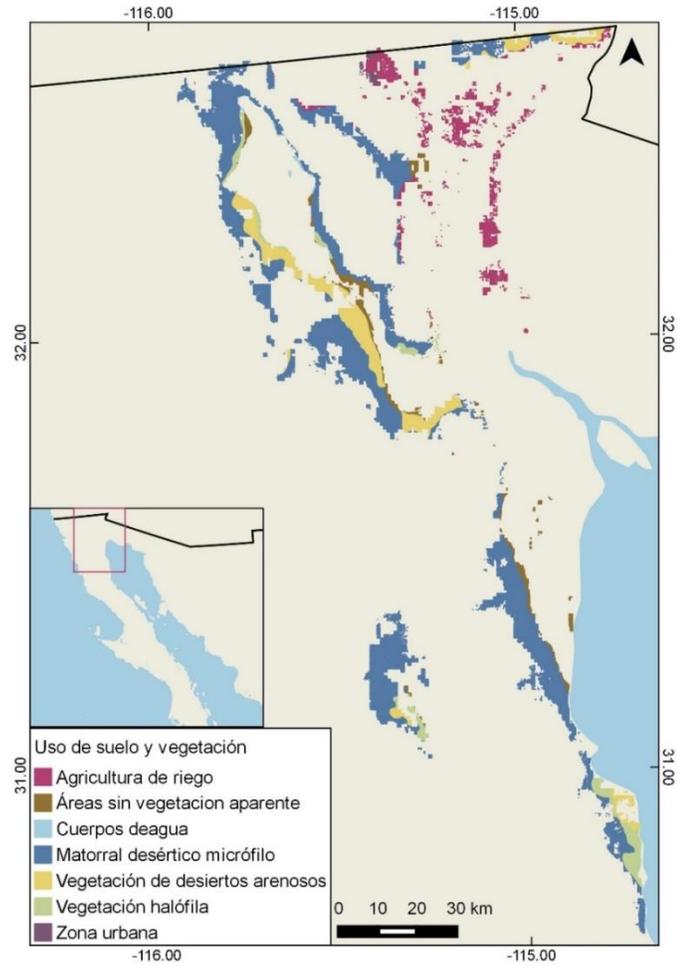


Figura 34. Uso de suelo y vegetación dentro del área de distribución propuesto para *Xerospermophilus tereticaudus tereticaudus*. Archivos vectoriales de uso de suelo y vegetación recuperados de CONABIO (1999).

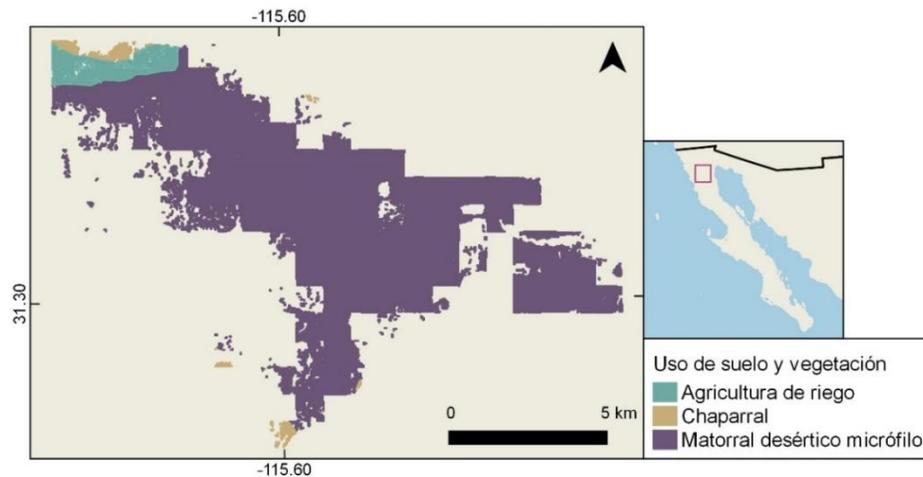


Figura 35. Uso de suelo y vegetación dentro del área de distribución propuesto para *Xerospermophilus tereticaudus apricus*. Archivos vectoriales de uso de suelo y vegetación recuperados de CONABIO (1999).

Tabla 15. Uso de suelo y vegetación dentro del área de distribución potencial propuesta por los modelos de cada subespecie. Archivos vectoriales obtenidos de CONABIO (1999).

Subespecie	Uso de suelo y vegetación	Área (km ²)	Porcentaje de área ocupada
<i>T. o. obscurus</i>	Matorral desértico micrófilo	0.73	0.12%
	Chaparral	233.39	38.5%
	Bosque de pino	371.77	61.34%
	Pastizal cultivado	0.16	0.02%
<i>T. o. meridionalis</i>	Matorral sarco-crasicaule	83.85	6.42%
	Matorral sarcocaule	1009.44	77.40%
	Chaparral	31.69	2.43%
	Palmar	18.9	1.44%
	Matorral desértico rosetófilo	151.51	11.61%
	Mezquital	6.17	0.47%
	Matorral desértico micrófilo	0.009	0.0007%
	Agricultura de humedad	2.58	0.19%
<i>X. t. tereticaudus</i>	Agricultura de riego	138.80	7.81%
	Vegetación de desiertos arenosos	245.57	13.82%
	Matorral desértico micrófilo	1201.02	67.61%
	Zona urbana	8.12	0.45%
	Cuerpos de agua	2.98	0.16%
	Vegetación halófila	103.13	5.80%
	Áreas sin vegetación aparente	76.49	4.30%
<i>X. t. apricus</i>	Matorral desértico micrófilo	62.87	93.78%
	Chaparral	0.98	1.47%
	Agricultura de Riego	3.17	4.73%

Tabla 16. Área de los polígonos de distribución considerados por la UICN, el área predicha por los modelos de nicho desarrollados en este trabajo y el traslapo de estos últimos con los primeros. En el caso de *X. tereticaudus*, el área comprende la distribución de ambas subespecies pues el mapa de distribución de la especie la toma como una distribución continua. Archivos vectoriales obtenidos de IUCN (2008).

Subespecie	Área dada por el UICN (km ²)	Área predicha por el modelo (km ²)	Traslapo (%)
<i>T. o. obscurus</i>	5777.61	606.11	97.32%
<i>T. o. meridionalis</i>			
Población norte	0	393.38	0%
Población sur	346.24	910.28	38.03%
<i>X. t. tereticaudus</i>	11148.29	1776.48	59.83%
<i>X. t. apricus</i>		67.03	98.31%

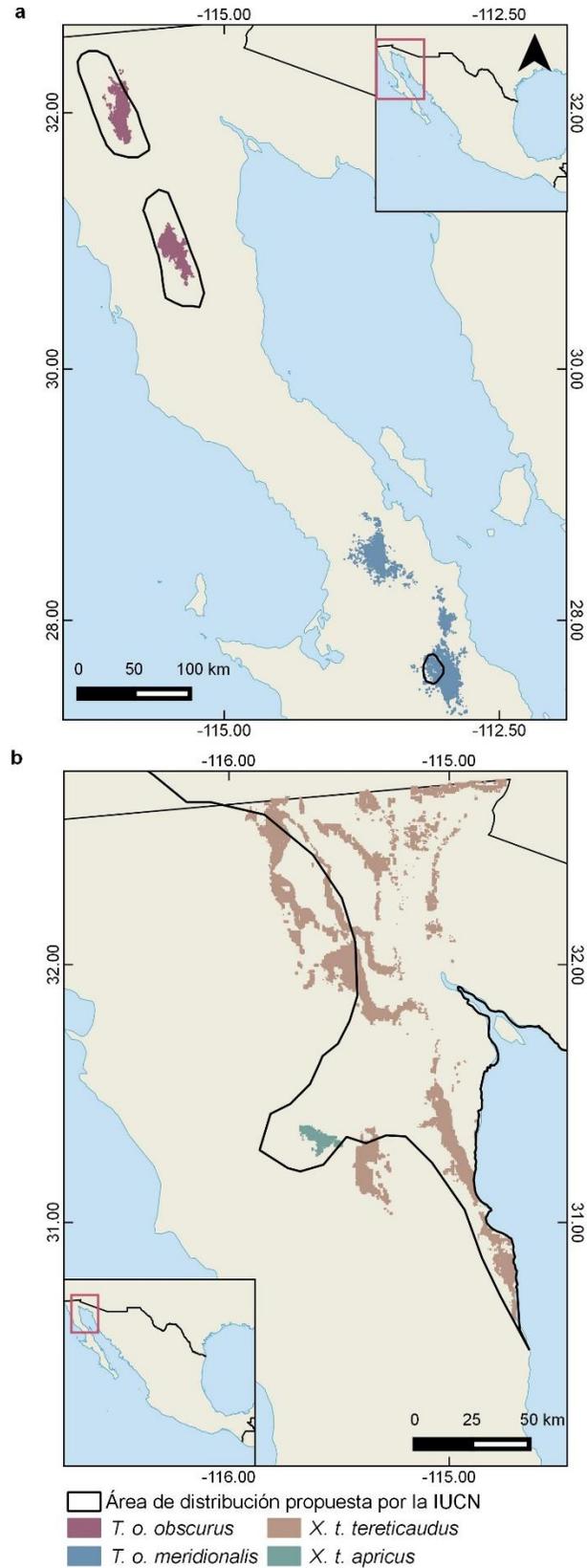


Figura 36. Polígonos de distribución propuesta por la IUCN y distribución predicha por el modelo para (a) *Tamias obscurus* y (b) *Xerospermophilus tereticaudus*. Archivos vectoriales recuperados de Linzey et al. (2008).

Capítulo 5. Discusión

5.1 Ajuste y desempeño de los modelos

El buen ajuste de los datos de omisión con la tasa de omisión predicha (Figura 17) indica el buen rendimiento de los modelos. En el caso de los modelos de las subespecies de *T. obscurus*, principalmente para *T. o. meridionalis*, la evaluación indicó que existe un ajuste parcial ya que los modelos parecen presentar un sobreajuste, posiblemente por la dependencia de los registros (Phillips, 2009) en valores de umbral acumulativos bajos. Una razón por la que pudo ocurrir esto fue por ser un modelo construido con un número bajo de registros, además de que la distribución de la subespecie naturalmente ocurre en un área pequeña, esto sugiere que la escala a la que responde la subespecie es menor a la resolución a la que se encuentra la información ambiental.

El desempeño del modelo fue evaluado por el área debajo de la curva (AUC) del receptor de funcionamiento característico (ROC), el cual indicó que los modelos de todas las subespecies tienen un ajuste excelente y con utilidad potencial, ya que obtuvieron valores superiores a 0.90, lo que implica a su vez que los modelos tienen precisión. Esto es importante ya que indica que los modelos logran distinguir entre hábitat idóneo y el no idóneo, lo que denota que tienen un buen poder predictivo ya que la probabilidad de que el modelo clasifique un registro de presencia dentro de un pixel con alta probabilidad de presencia, es alto.

Para cada uno de los modelos obtenidos de las subespecies estudiadas, la respuesta de cada subespecie con respecto a las diferentes variables utilizadas para generar el modelo fue distinta, lo que refleja variaciones en las características del hábitat en el área de distribución que se propone para cada una.

En el caso de *T. o. obscurus*, varias de las variables útiles para generar el modelo de concordaron con la ecología conocida de la subespecie, notoriamente aquellas que tienen que ver con sitios de montaña, incluyendo aquellas que reflejan hábitats con coberturas de vegetación densas, como el chaparral de montaña y el bosque de coníferas, información que deriva de variables como la de albedo y NDVI. El tipo de suelo

en el que el modelo detectó alta probabilidad de distribución potencial fue el regosol, lo que concuerda con las características climáticas, de suelo y orográficas del sitio descrito (Arriaga *et al.*, 2000), el cual es un tipo de suelo mineral común en zonas erosionadas principalmente en regiones áridas, semiáridas y en terrenos montañosos (IUSS, 2007).

Sin embargo, otras variables que reflejan condiciones de montaña fueron predichas parcialmente por el modelo. La altitud predicha por el modelo con probabilidad de distribución potencial va de los 1138 a 3085 msnm, siendo de los 2804 a 3085 msnm, los de mayor probabilidad de hábitat idóneo, sin embargo, la distribución de la especie se ha reportado entre los 700 y 2590 msnm (Callahan, 1977), lo que indica que el modelo, logra predecir solo en parte la altitud conocida para la subespecie; Howell (1929) menciona que la especie se limita a la zona de vida de transición (bosques abiertos) y que esta se encuentra en elevaciones de por lo menos 2590 msnm en Sierra San Pedro Mártir (Callahan, 1976), lo que indica que la subespecie podría encontrarse por este rango de altitud detectado con mayor probabilidad. Esta zona de vida se caracteriza por la presencia de bosque de pinos (Woodward, 2012). El rango de mayor probabilidad de presencia detectado por el modelo se encuentra por fuera del rango altitudinal registrado para *T. o. obscurus* y es superior al punto más alto del estado (3000 msnm) lo cual indica que existe un error en la altura máxima representada en la capa de altitud. Una razón por la que el área de mayor probabilidad de presencia esté por encima del rango de distribución registrado para la subespecie, puede ser que la mayoría de los registros se encuentran a altitudes superiores a los 2000 msnm y hay registros que se encuentran entre los 2500 y 2804 msnm, lo que aumenta el rango de altitud en el que se reporta a la subespecie en la literatura. A su vez, puede ser efecto del parámetro de regularización β utilizado, que evita el sobreajuste de los datos, permitiendo que los valores de los píxeles del paisaje que sean cercanos a los valores medios de los píxeles con registros de presencia, posean valores altos de probabilidad, sin que los valores de los píxeles del paisaje deban ser exactamente los valores encontrados en los puntos de registro. Lo anterior se relaciona directamente con las funciones de características seleccionadas para el modelado, lo cual tiene una relación directa con el número de registros. En este caso, se emplearon las características lineales y cuadráticas, es decir, que se

consideraron los valores medios y varianzas cercanos a los valores observados en los sitios de ocurrencia.

Esto mismo se observó en la respuesta de la pendiente. *Tamias obscurus obscurus* habita casi exclusivamente en sitios con afloramientos rocosos (Allen, 1893; Callahan, 1977), lo que contrasta con el resultado del modelo que detectó como áreas de mayor probabilidad de presencia a los terrenos planos (con pendientes de 1.3°). Sin embargo, dentro del rango de pendientes con probabilidad de ocurrencia, el modelo detectó áreas de distribución potencial en sitios con pendientes abruptas hasta en sitios planos. Ello puede ser resultado de un sesgo en la colecta de ejemplares y registros de presencia, debido a que las colectas se encuentran en sitios con este tipo de pendiente. Esto le da al algoritmo información de sitios con pendientes bajas o nulas y ocasiona que detecte áreas con estas características, como las de mayor probabilidad de distribución potencial.

El índice de tamaño de partícula no contribuyó a la construcción del modelo de *Tamias obscurus obscurus*. El modelo detectó áreas de distribución potencial con alta probabilidad en sitios con partículas muy finas, lo que es contradictorio con la presencia de rocas y peñascos en el hábitat de la subespecie (Allen, 1893; Best y Granai, 1994b).

Los valores de las variables bioclimáticas seleccionadas para el modelo reflejan las condiciones de altitud en las que se desarrolla la subespecie, encontradas en los chaparrales de montaña y bosque de coníferas, los cuales en Baja California, se localizan principalmente en el clima mediterráneo y en las montañas de clima frío-templado (Delgadillo, 1998). El modelo detecta distribución potencial en sitios con clima semifrío, subhúmedo con verano fresco largo y con temperaturas medias anuales de desde -3 a los 18° C de la zona (García, 1998), con precipitación en verano en menor cantidad comparada con la precipitación invernal (Vidal-Zepeda, 1990; García, 1998; Arriaga *et al.*, 2000a), mientras que la isothermalidad indica menor variabilidad en la temperatura diaria en relación a la anual (O'Donnell y Ignizio, 2012).

Para la subespecie *T. o. meridionalis* el modelo de distribución potencial identificó variables que fueron útiles para determinar su área de distribución potencial y que a su

vez concuerdan con el conocimiento de la especie reportado en la literatura. Al igual que en el caso de la subespecie *T. o. obscurus*, las variables relacionadas con la orografía y características de la superficie fueron relevantes para la identificación del área de distribución potencial, la cual se encuentra en las sierras meridionales de la península. Los valores de albedo y el NDVI seleccionados indicaron probabilidad de distribución potencial, desde suelos sin vegetación y sitios con vegetación dispersa, hasta vegetación densa (Weier y Herring, 2000). Las áreas con vegetación dispersa hasta vegetación densa fueron las de mayor probabilidad de presentar distribución potencial, lo que concuerda con la vegetación de oasis o riparia encontrada en los sitios de ocurrencia de la subespecie. Las zonas con vegetación dispersa, detectadas por el modelo, concuerdan con la vegetación de matorral que rodea los manchones de vegetación de oasis o de tipo ripario en donde se detecta la mayor probabilidad de distribución potencial, apoyado por lo encontrado por Suárez (2005); además, en la literatura se reporta a la subespecie presente en sitios con esta vegetación (Callahan, 1976).

Aunque una gran parte del rango de altitudes predichas por el modelo coincide con la literatura (461-1371 msnm) (Callahan, 1976), la altitud con mayor probabilidad de distribución potencial se encontró por encima de este rango (1445-1610 msnm), sin embargo la literatura marca un rango de los 304 hasta por lo menos 1370 msnm, por lo que el hábitat idóneo podría encontrarse por encima de él. El índice de tamaño de partícula no contribuyó en la construcción del modelo, aunque fue consistente con las características del hábitat con presencia de grandes peñascos en los que se observa esta ardilla.

Las áreas de distribución potencial se encontraron desde sitios sin pendientes, hasta lugares con pendientes abruptas, lo que concuerda con los hábitats rocosos conocidos para la subespecie (Allen, 1893; Best y Granai, 1994b). Sin embargo la distribución potencial con la mayor probabilidad de presencia fue en áreas planas, lo cual es incongruente con la literatura, sin embargo durante el trabajo de campo se observó que las localidades visitadas en las que se ha registrado a la subespecie, se encontraban en su mayoría dentro de cañones y las paredes de los mismos presentaban pendientes abruptas. Igualmente, dentro de los cañones, en donde se encontraban los parches de

vegetación de oasis, la pendiente es plana, con grandes peñascos, lo cual puede explicar que sitios con alta probabilidad de distribución potencial de esta subespecie, presentan pendientes de baja magnitud. De igual manera, el modelo detectó áreas de distribución potencial en sitios con rugosidad de terreno bajo, correspondientes a sitios sin cambios en la elevación, lo cual puede ocurrir por la razón antes mencionada, pues en campo, se observó que si bien los cañones presentan una topografía rugosa, a menor escala, dentro de los cañones donde se obtuvieron los puntos georreferenciados, los cambios abruptos de pendiente solo ocurren en las paredes del cañón y dentro de ellos, la rugosidad del terreno disminuye, al ser terreno a nivel. El problema radica en que en el modelo no se logra distinguir entre los elementos de macro y microhábitat, es decir, a macro escala, las pendientes y el terreno es muy rugoso por tratarse de los cañones en las sierras, sin embargo, dentro de los cañones, a lo largo de los arroyos, el terreno es plano. Lo que ilustra la principal limitación del método para detectar de manera fina el microhábitat de la subespecie.

El tipo de suelo que presenta mayor relación con alta probabilidad de distribución potencial es el leptosol, lo que concuerda con lo encontrado por Suárez (2005), suelos someros, gravosos o pedregosos comunes en regiones montañosas con topografía fuertemente disecada (IUSS, 2007). El siguiente tipo de suelo es el fluvisol, que es un tipo de suelo aluvial (INEGI, 2001). Este tipo de suelos se encontraban en su mayoría a lo largo de un arroyo entre los cañones de la Sierra San Francisco y San Borja en los sitios visitados.

Los valores de las variables bioclimáticas seleccionadas reflejaron las condiciones generales de la región (Vidal-Zepeda, 1990; García, 1998; Arriaga *et al.*, 2000 b, c), al detectar los sitios de distribución potencial en áreas con las características de temperatura y precipitación que concuerdan con lo detectado en los sitios de presencia de la ardilla.

El modelo de distribución potencial de *X. t. tereticaudus* detectó áreas con distribución potencial en sitios con valores de albedo y NDVI que reflejan los hábitats áridos observados. El albedo tuvo una gran contribución en el modelo. Los valores de

reflectancia obtenidos de la variable fueron similares a los del hábitat de *X. t. mohavensis* (Inman *et al.*, 2013), lo que concuerda con las preferencias de hábitat de la especie por hábitats abiertos (Neal, 1964). Del mismo modo, los valores de NDVI coinciden con lo esperado, al indicar que la cobertura de la vegetación en las áreas con la mayor probabilidad de distribución potencial corresponde a zonas sin o con cobertura vegetal moderada (Weier y Herring, 2000), lo que concuerda con las características del matorral observado y las preferencia de hábitat de las especies.

Las áreas de distribución potencial se encontraron entre los 0 y 202 msnm, con la mayor probabilidad a los 9 msnm. Aunque la literatura indica una altitud de 70 hasta 1190 msnm, en el área de estudio, la subespecie se encuentra en altitudes menores, (Grinnell y Dixon, 1918; Zeiner *et al.*, 1990), por lo que el modelo logra identificar el rango de altura adecuadamente. El índice de tamaño de partícula tuvo poca contribución al modelo, y respuesta fue contraria a la ecología de la subespecie, pues indicó que su distribución potencial en áreas con partículas gruesas cuando se encuentra en sitios arenosos, generalmente sin rocas (Grinnell, 1914; Neal, 1964; Ernest y Mares, 1987; Zeiner *et al.*, 1990). Una preferencia y característica importante del hábitat de esta especie, es su presencia en zonas planas y arenosas (Stephens, 1906; Grinnell y Dixon, 1918; Neal, 1964; Ernest y Mares, 1987), mismas que el modelo de distribución detectó como áreas con hábitat idóneo para la subespecie. Del mismo modo, la rugosidad de terreno asociado a altas probabilidades fue en áreas planas y ligeramente rugosas. El tipo de suelo que tuvo relación con alta probabilidad de distribución potencial fue el arenosol con texturas de arena y grava, lo que concuerda con la descripción de los suelos y texturas registrados en el hábitat de la especie (Grinnell, 1964; Neal, 1964; INEGI, 2001).

Las variables bioclimáticas seleccionadas para el modelo reflejaron las características de clima y precipitación generales de la región (Vidal-Zepeda, 1990; García, 1998; Arriaga *et al.*, 2000d).

El albedo y el NDVI fueron variables útiles para determinar el área de distribución potencial de *X. t. apricus*. En ambos casos reflejaron un hábitat desértico con arbustos y árboles aislados, concordante con lo observado en el campo. Los valores de albedo

indicados por el modelo con alta probabilidad de distribución potencial de esta subespecie, son similares a los del hábitat de *X. t. mohavensis* (Inman et al., 2013), así como a los valores obtenidos en el modelo de *X. t. tereticaudus*. Durante el trabajo en campo, se registró que a medida que la cobertura de la vegetación aumentaba, en la forma de densidad de arbustos, la abundancia de ardillas disminuía hasta llegar a cero. Los valores de albedo y NDVI permitirían separar aquellos sitios con mayor probabilidad de ocurrencia de aquellos con menor probabilidad. La variable de NDVI coincide con las características de la superficie en cuanto al albedo, pues el área de distribución potencial propuesta con mayor probabilidad de presencia de hábitat idóneo, corresponde a lo esperado en zonas áridas en sitios con vegetación dispersa (Weier y Herring, 2000); lo que concuerda con lo que se ha observado y registrado para la subespecie.

El rango de altitud con mayor probabilidad en el área de distribución potencial predicha por el modelo fue inadecuado. Esta discordancia se puede deber a la influencia de las zonas montañosas que rodean al Valle de la Trinidad. Los valores indicados como de mayor probabilidad tanto de pendiente y de rugosidad concordaron con la ecología conocida de la subespecie, tanto la descrita en la literatura, como la observada en campo.

El tamaño de partícula tuvo una contribución media al modelo, pero los valores predichos por el mismo fueron parcialmente discordantes con la ecología de la especie, pues incluyó desde partículas finas hasta gruesas. La inclusión de partículas gruesas, que no corresponden al hábitat, posiblemente se deba al efecto de la cercanía con las zonas montañosas que rodean al valle. Sin embargo, a pesar de incluir zonas con partículas gruesas, el modelo se centró en la región del valle, sin extenderse a las zonas rocosas y montañosas aledañas.

El tipo de suelo que presenta mayor relación con la distribución potencial es el fluvisol, con texturas de arenosas y gravosas y de arenas finas (INEGI, 2001; IUSS, 2007), y concuerda con las características indicadas en la literatura y con lo observado en campo, en donde los individuos se encontraron en suelo arenoso de textura fina o media y, a medida que la grava era más abundante y la textura se hacía más gruesa y compacta, se dejaban de observar individuos y madrigueras. Los valores de las variables

bioclimáticas predichas por el modelo fueron coherentes con los valores de la región (Vidal-Zepeda, 1990; García, 1998).

Algunas variables fueron importantes para generar los modelos, pero otras no contribuyeron de manera importante en la construcción de los modelos y, o identificaron valores contrarios con los atributos del hábitat reportados en la literatura u observados durante el trabajo en campo. Por ejemplo, el índice de tamaño de partícula, con la que se pretendía representar características importantes de la estructura del hábitat, no logró resumir la información en la forma esperada para todos los modelos, probablemente por las características orográficas, por lo que se puede omitir de los modelos de especies similares.

Algunas variables tuvieron una significancia alta en la generación de los modelos, a la par de una correspondencia con la ecología de la especie, que pueden ser útiles por sí mismas para predecir la distribución de la subespecie. Tal fue el caso del albedo y NDVI para todas las subespecies; pendiente y rugosidad para *X. t. tereticaudus*, y la altura en el caso de *X. t. apricus*, que mostró importancia en la contribución al modelo, pero que de manera aislada, no responde de la forma esperada; sin embargo, no generó modelos de distribución que no coincidieran con las características altitudinales de las especies.

A pesar de que la respuesta de las variables evaluadas individualmente no tuvo el resultado esperado por completo en todas las variables y en todos los casos, el conjunto de variables utilizadas logró definir áreas de distribución potencial que concuerdan, al menos, de forma parcial con lo esperado. En el caso de *T. o. meridionalis*, que tuvo menor ajuste, si se compara el modelo con la información disponible y con el trabajo reciente que trata la delimitación de la distribución de la subespecie, el uso de este método supone una mejora a los resultados existentes, ya que en el trabajo anterior (en el que se utiliza otro método), no se logra determinar la distribución, haciéndolo a nivel de provincias zoogeográficas (Suárez, 2005).

Los modelos generados en este trabajo, cuando menos en el caso de *X. t. tereticaudus*, son sustancialmente mejores que otros esfuerzos similares. Por ejemplo en un esfuerzo

reciente por modelar la distribución de *X. tereticaudus*, se utilizó el algoritmo GARP y variables bioclimáticas y topográficas (Ceballos et al. 2010; Figura 37). Ese modelo produjo una distribución potencial de *X. t. tereticaudus* de 20,649.79 km²; es decir 11 veces más grande que el área de distribución potencial estimada en este trabajo. Este modelo es evidentemente incorrecto, ya que incluye amplias áreas en el norte y el centro de la Península e Isla Ángel de la Guarda en las que con toda certeza la especie no ocurre, al tiempo que omite completamente la distribución de *X. t. apricus*, la población de *X. t. tereticaudus* en el oeste del Valle de Santa Clara y la del valle de Mexicali. Así, el modelo desarrollado aquí, basado en variables bioclimáticas y de hábitat son más fieles a la distribución conocida de la especie y, por lo tanto, más útiles.

Los resultados obtenidos resaltan la importancia del conocimiento de la biología de la especie, de su historia natural y de las características del hábitat en el que se encuentran, de manera que los modelos puedan ser refinados y así proponer de mejor manera una aproximación de la distribución de las especies.

5.2 Modelos de distribución potencial

El modelo de *T. o. obscurus* tuvo un buen desempeño, aunque con un ajuste parcial, que no deja de ser mejor que una predicción aleatoria. El modelo mostró una clara asociación con las áreas altas de las dos sierras del norte de la Península por el lado de la vertiente del Pacífico, con la influencia de climas más templados como con mayor probabilidad de distribución potencial para la subespecie. El modelo es útil para la búsqueda de otros sitios en los que se encuentre la subespecie, especialmente en la Sierra Juárez, donde hay menos registros.

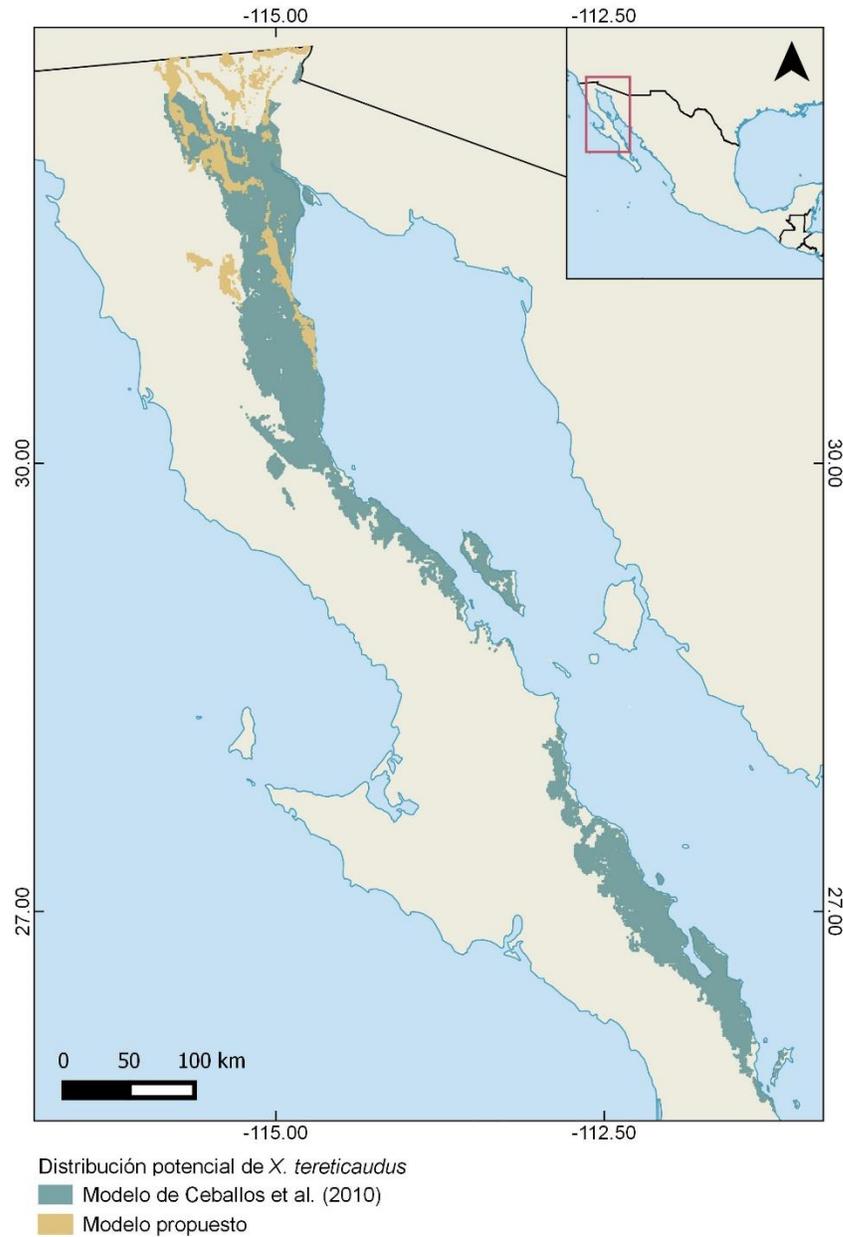


Figura 37. Comparación de áreas predichas por dos modelos de distribución potencial de la especie *Xerospermophilus tereticaudus*.

El modelo de *T. o. meridionalis* aunque con buen desempeño, tuvo poco ajuste e incluyó extensas áreas en las que se sabe que no ocurre la especie. Puede haber dos razones para ello: (1) el bajo número de registros de presencia que se utilizó, tanto para entrenar como para evaluar el modelo y (2) su dependencia de estructuras ambientales a menor resolución que las utilizadas para generar el modelo. En el segundo caso, ello se debe a que se trata de una subespecie relictiva que se encuentra presente en un microhábitat dentro de los cañones en las montañas del desierto, en condiciones métricas propiciadas

por los oasis a lo largo del cauce de arroyos y pozos de agua. Por lo tanto, para esta subespecie son fundamentales las prospecciones de campo basadas en el reconocimiento de dichos hábitats méxicos y un refinamiento de los modelos. Callahan (1976) mencionó reportes de la presencia de la ardilla en San Borja y en las montañas al sur de Mulegé. En 2012 se confirmó su presencia en una localidad en San Borja (Escobar-Flores *et al.*, 2012), extendiendo la distribución de la subespecie al norte, misma que se confirmó durante el trabajo en campo hecho en el 2015. Sin embargo, queda pendiente de verificar la presencia de esta ardilla en las montañas al sur de Mulegé. El modelo muestra áreas con hábitat idóneo y áreas con probabilidad media en algunos puntos a lo largo de las montañas al sur de Sierra San Francisco, por lo que el modelo podría funcionar como referencia para futuras prospecciones en campo fuera de las localidades conocidas hasta la fecha.

Los modelos de ambas subespecies de *X. tereticaudus* mostraron un buen desempeño, poder predictivo y ajuste, e identificaron hábitats que son concordantes con los utilizados por la especie, tal como fueron detectados en trabajo de campo y que se encuentran reportados en la literatura. *X. t. tereticaudus* mostró una asociación clara con hábitats áridos, planos, arenosos y con poca cobertura vegetal en el noreste de Baja California, por lo que el modelo fue adecuado en identificar su distribución potencial. El modelo de *X. t. apricus* mostró una asociación con este mismo tipo de características de hábitat antes mencionadas, pero ubicadas únicamente en el Valle de la Trinidad, lo que indica que a pesar de que la subespecie tiene una distribución restringida, las condiciones geográficas y la escala permitieron generar un modelo que se ajustará a este lugar, sin generar una distribución extendida fuera de estos límites. Los modelos de distribución potencia, por su hábitat idóneo, se pueden considerar una buena aproximación a la distribución de ambas subespecies de *X. tereticaudus*.

Los modelos de tres de las subespecies cuentan con al menos una fracción de su área de distribución potencial dentro de un ANP. En el caso de la ardilla microendémica *T. o. meridionalis*, esta inclusión es casi total. Por otra parte, la subespecie *X. t. apricus* tiene su distribución completamente fuera de las ANPs. Ello aunado a su tamaño poblacional pequeño y distribución restringida, la hace especialmente vulnerable, ya que no está

catalogada bajo ninguna categoría de protección y la falta de la protección del hábitat dentro de su área de distribución es una amenaza para la persistencia de las colonias. Las especies bajo esta situación de riesgo, requieren de protección de al menos una parte de su área de distribución para asegurar su presencia a largo plazo (Mota-Vargas y Rojas-Soto, 2012).

El uso de suelo y vegetación encontrados dentro de las áreas de distribución potencial es en su mayoría vegetación nativa. Sin embargo, en el caso de *X. t. tereticaudus* y *X. t. apricus*, una fracción importante del área de distribución potencial es de tipo agrícola, en la cual en campo se registraron muy pocos individuos (en el caso de *X. t. tereticaudus*) o ningún individuo (en el caso de *X. t. apricus*). Aun cuando en el caso de *X. t. apricus*, la mayor parte del área predicha alberga vegetación nativa, el área agrícola ocupa alrededor de 5%, la cual es importante ya que la extensión total de la distribución de la subespecie se restringe a los límites del valle. Este valle ocupa un área de aproximadamente 65 km², en los que prospecciones recientes no han detectado individuos de esta subespecie. Las colonias de ardillas dependen de los manchones de vegetación nativa que han ido disminuyendo a medida que el valle agrícola ha ido creciendo, lo que se ha corroborado con trabajo de campo de E. Mellink y J. Luévano en el Valle de la Trinidad, quienes observaron solo dos individuos en el año 2010 en el cementerio (rodeado de vegetación nativa) y desde entonces no ha sido posible registrar a ningún individuo en el valle agrícola y el poblado.

La vegetación que se encuentra en el área de distribución potencial de *T. o. obscurus* coincide con lo mencionado en la literatura, además, adicionalmente, identifica distribución potencial en matorral desértico micrófilo en una pequeña área (0.12%). En el caso de *T. o. meridionalis*, la literatura menciona una asociación con los oasis de los Cañones de Sierra San Francisco que se encuentran en la zona de vida “Bajo Sonorense”, en presencia de agua en pozos o arroyos (Nelson, 1922; Callahan, 1975). El modelo detecta áreas de distribución potencial en sitios con vegetación de tipo matorral y chaparral, lo que concuerda con lo mencionado en la literatura, al haberse registrado individuos entre cactus, en la zona de vida Bajo Sonorense (Nelson, 1922). Lo anterior podría respaldar el hecho de que el modelo haya generado un área de distribución

potencial más amplia de la esperada, por la presencia de este tipo de vegetación en una gran extensión de la región y a la limitación de la herramienta por detectar detalladamente las condiciones particulares del microhábitat de la ardilla.

Los polígonos de distribución propuestos por la UICN para las especies son una representación de la extensión de su área de distribución, las cuales representan áreas distribuidas de forma continua a lo largo de los límites de éstos polígonos. Sin embargo, estos polígonos incluyen extensiones de hábitat que no es adecuado para las especies (IUCN, 2008). En el caso de las especies aquí estudiadas, los polígonos de la UICN sobrestimaban el área. En el caso de *X. tereticaudus*, el área del polígono de la IUCN está construido como un continuo entre las dos subespecies y el área es mucho mayor al área total propuesta por los modelos de ambas subespecies integrados. En el caso de *T. o. meridionalis* ocurrió lo contrario, ya que el área de distribución potencial fue mayor, como consecuencia del poco ajuste que tuvo, pero también por considerar la extensión de su área de distribución, al integrar a la población de estas ardillas en la Sierra San Borja que en el polígono de la IUCN no se incluye.

Según el área potencial obtenida para cada subespecie y tomando en cuenta los criterios B de la lista roja de la UICN y el criterio A del MER, que tienen relación con la amplitud de distribución, estas poblaciones presentan características de distribución que corresponden con categorías de vulnerable, en peligro y peligro crítico (IUCN) y con distribución muy restringida (MER). Lo anterior contrasta con el estado actual de conservación en el que se encuentran las dos especies, que es el de preocupación menor, la cual asume que los taxones se encuentran ampliamente distribuidos y en abundancia.

En general, los modelos generados de la distribución potencial de *T. o. obscurus*, *X. t. tereticaudus* y *X. t. apricus* representan una distribución potencial de las subespecies que favorece una delimitación más fina de distribución propuesta actualmente. En el caso de *T. o. meridionalis*, el modelado de nicho para delimitar la distribución de la especie generó un modelo poco específico, por lo que el mejor enfoque para precisar su distribución y, a la par, su estado de conservación actual, es realizar prospecciones extensivas de campo.

Dicha limitación del algoritmo podría ser aplicable a cualquier otra especie cuya distribución dependa de atributos del ambiente que tienen un tamaño menor a la resolución de las capas de información ambiental disponibles. Generar un mayor número de registros para incorporar al modelo y validar las predicciones permitiría afinar los resultados.

Existen diversos métodos para aproximar la distribución potencial de una especie o subespecie: polígono convexo mínimo, método aerográfico, cartográfico, el método de trazado a mano basado únicamente en opinión experta y por último los basados en modelado de nicho. Sin embargo, ninguno de ellos produce resultados completamente satisfactorios, ya que los primeros, generalmente sobrestiman el área de distribución y son poco específicos (Mota-Vargas y Rojas-Soto, 2012). En contraste, el modelado basado en nicho generalmente produce predicciones de distribución potencial más apegados a la realidad, siempre y cuando la resolución de las variables ambientales sea adecuada para reflejar las necesidades de hábitat de la especie de estudio. Por ello, se recomienda que las decisiones relacionadas con la asignación y re evaluación de categorías de riesgo se basen en modelos generados a partir del método de modelado de nicho (Mota-Vargas y Rojas-Soto, 2012).

Capítulo 6. Conclusiones

1. En general, los modelos de distribución potencial de las subespecies lograron diferenciar entre hábitat idóneo y no idóneo, aunque la precisión varió entre los modelos de las cuatro subespecies, siendo el de *T. o. meridionalis* el de menor utilidad. Los modelos de *T. o. obscurus*, *X. t. tereticaudus* y *X. t. apricus* generaron resultados apegados a la distribución conocida de las subespecies.
2. La inclusión de variables que describen las condiciones del hábitat importantes para las especies generó modelos detallados. Sin embargo, existieron variables, como el índice de tamaño de partícula, que aun cuando representaron una variable importante para la especie, no contribuyeron en la construcción del modelo.
3. La ocupación del hábitat por *T. o. meridionalis* está en función de características difíciles de ser detectados por sensores y representados de forma digital, por lo que el modelado de su distribución fue insatisfactorio. Este caso indica la necesidad de la concordancia entre la escala de las variables importantes para la especie y la de la información sobre características del hábitat.
4. Las áreas de distribución predichas para ambas especies muestran que las categorías asignadas a ellas, en la MER y por la UICN (Baja Preocupación) no son adecuadas, pues estas requieren que las especies estén ampliamente distribuidas y abundantes.
5. Las poblaciones de cuando menos *T. o. meridionalis* y *X. t. apricus* parecen requerir de atención para su conservación, debido a que poseen áreas de distribución restringida y a que la segunda no está dentro de un ANP, ni se considera con problemas de conservación.

Lista de referencias bibliográficas

- Allen, J. A. (1890). *A review of some of the North American ground squirrels of the genus Tamias*. Nueva York: Bulletin of the American Museum of Natural History, 3: 45-116. Recuperado el 7 de Julio de 2015, de <http://digitallibrary.amnh.org/dspace/handle/2246/1661>
- Allen, J. A., Anthony, A. W., Thurber, E. C. (1893). *On a collection of mammals from the San Pedro Mártir region of Lower California: with notes on other species, particularly of the genus Sitomys*. Nueva York: *Bulletin of the American Museum of Natural History*. (pp. 181-202). Recuperado el 7 de Julio 2015, de <http://www.biodiversitylibrary.org/bibliography/88984#/details>
- Álvarez-Castañeda, Patton, J. L. (Eds.). (1999). *Mamíferos del Noroeste de México..* México, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. 569 pp.
- Álvarez-Castañeda, S. T., Castro-Arellano, I., y Lacher, T. (2015). *Spermophilus atricapillus*. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3*. Recuperado el 30 de Mayo de 2015, de <http://www.iucnredlist.org>
- Álvarez-Castañeda, S. T., y Cortés-Calva, P. (2011). Genetic evaluation of the Baja California rock squirrel. *Zootaxa*, 3138, 35–51.
- Álvarez-Castañeda, S. T., Cortés-Calva, P., González-Ruíz, N., y Suárez-Gracida, G. (2008). Sciuridae. En: *Los mamíferos de las Reservas de El Valle de los Cirios y El Vizcaíno* (pp.45-63). Editora Alternativa Periodística, S.A. de C.V.
- Anderson, R. P., Lew, D., y Peterson, A. T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162, 211–232.
- Anderson, R. P., y Martínez-Meyer, E. (2004). Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation*, 116(2), 167–179. doi: 10.1016/S0006-3207(03)00187-3
- Arita, H. T., y Ceballos, G. (1997). Los mamíferos de México: Distribución y Estado de Conservación. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 2, 33–71.
- Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa. 2000 a. *Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, México*. Recuperado el 15 de septiembre de 2015, de http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rtp_011.pdf
- Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa. 2000 b. *Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso*

- de la Biodiversidad, México. Recuperado el 15 de septiembre de 2015, de http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rtp_005.pdf
- Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa. 2000 c. *Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, México*. Recuperado el 15 de septiembre de 2015, de http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rtp_007.pdf
- Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa. 2000 d. *Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, México*. Recuperado el 15 de septiembre de 2015, de http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rtp_013.pdf
- Bagchi, S., Namgail, T., y Ritchie, M. E. (2006). Small mammalian herbivores as mediators of plant community dynamics in the high-altitude arid rangelands of Trans-Himalaya. *Biological Conservation*, 127(4), 438–442. doi: 10.1016/j.biocon.2005.09.003
- Ball, L. C., Doherty Jr, P. F., y McDonald, M. W. (2005). An occupancy modeling approach to evaluating a palm springs ground squirrel habitat model. *Journal of Wildlife Management*, 69(3), 894–904.
- Bell, K. C., Hafner, D. J., Leitner, P., y Matocq, M. D. (2009). Phylogeography of the ground squirrel subgenus *Xerospermophilus* and assembly of the Mojave Desert biota. *Journal of Biogeography*, 37(2), 1–16. doi: 10.1111/j.1365-2699.2009.02202.x
- Bezaury-Creel J.E., J. Fco. Torres, L. M. Ochoa-Ochoa, Marco Castro-Campos, N. Moreno. (2009). *Base de Datos Geográfica de Áreas Naturales Protegidas Municipales de México - Versión 2.0, Julio 31, 2009*. Recuperado el 14 de septiembre de 2015, de <http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/anpm09gw.xml? httpcache =yes xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc html.xsl& indent=no>
- Best, T. L., y Granai, N. J. (1994a). *Tamias merriami*. *Mammalian Species*, 476, 1–9.
- Best, T. L., y Granai, N. J. (1994b). *Tamias obscurus*. *Mammalian Species*, 472, 1–6.
- Bradley, W. G. y Deacon, J. E. (1971). Ecology of small mammals at Saratoga Springs, Death Valley National Monument, California. *Journal of the Arizona Academy of Science*, 6 (3), 206-215.
- Brussaard, L. et al. (1997). Biodiversity and Ecosystem Functioning in Soil. *Ambio*, 26(8), 563–570.
- Callahan, J. R. (1975). Status of the Peninsula Chipmunk. *Journal of Mammalogy*, 56(1), 266–269. doi: 10.1126/science.95.2469.427-b
- Callahan, J. R. (1976). *Systematics and Biogeography of the Eutamias obscurus complex (Rodentia: Sciuridae)*. Tesis de doctorado. The University of Arizona. 184 p.

- Callahan, J. R. (1977). Diagnosis of *Eutamias obscurus* (Rodentia: Sciuridae). *Journal of Mammalogy*, 58(2), 188–201.
- Callahan, J. R., y Davis, R. (1976). Desert Chipmunks. *Southwestern Association of Naturalist*, 21(1), 127–130. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/3670333>
- Carey, A. B. (1995). Sciurids in pacific northwest managed and old-growth forests. *Ecological Applications*, 5(3), 648–661.
- Castillo, C. del C. (2009). *Densidad, estructura poblacional y hábitat de la ardilla endémica de perote (Spermophilus perotensis MERRIAM 1893)*. Tesis de maestría en ciencias. Instituto de Ecología, A.C. 90 p.
- Castillo, Reyna A. (2005). Orden Rodentia. En: Ceballos, Gerardo y Oliva, Gisselle (Eds.). *Los mamíferos silvestres de México*. (pp. 572-573). Fondo de Cultura Económica.
- Ceballos, G. y Téllez-Girón, G. (2005). Orden Rodentia. En: Ceballos, Gerardo y Oliva, Gisselle (Eds.). *Los mamíferos silvestres de México*. (pp. 537-538). Fondo de Cultura Económica.
- Ceballos, G., S. Blanco, C. González y E. Martínez. (2006). *Spermophilus tereticaudus (Juancito)*. *Distribución potencial*. Recuperado el 15 de Octubre de 2015, de http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/spe_teregw.xml? httpcache=yes& xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl& indent=no
- Ceballos, G. (2007). Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: the efficiency of reserve networks. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, 17(2), 569–78. Recuperado de: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17489260>
- Chapman, Joseph, A., y Feldhamer, G. A. (1982). *Wild Mammals of North America* (p. 1147).
- Chefaoui, R. M., Hortal, J., y Lobo, J. M. (2005). Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian Copris species. *Biological Conservation*, 122(2), 327–338. doi: 10.1016/j.biocon.2004.08.005
- Coakley, J. A. (2002). *Reflectance and albedo, surface*. Recuperado el 10 de agosto de 2015, de http://www.curry.eas.gatech.edu/Courses/6140/ency/Chapter9/Ency_Atmos/Reflectance_Albedo_Surface.pdf
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (1998). *Uso de suelo y vegetación de INEGI agrupado por CONABIO*. Recuperado el 14 de Septiembre de 2015, de http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usva1mgw.xml? httpcache=yes& xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl& indent=no

- Cowles, R. (1977). *Desert Journal: A Naturalist Reflects on Arid California*. Recuperado el 28 de octubre de 2015, de: www.ucpress.edu/op.php?isbn=9780520036369
- Davidson, A. D., Detling, J. K., y Brown, J. H. (2012). Ecological roles and conservation challenges of social, burrowing, herbivorous mammals in the world's grasslands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(9), 477–486. doi: 10.1890/110054
- Delgadillo, J. (1998). Florística y ecología del norte de Baja California. (pp. 173-215). Mexicali: Universidad Autónoma de Baja California.
- Dice, L. R. y Blossom, P. M. (1937). Studies of mammalian ecology in southwestern North America, with special attention to colors of desert mammals. Recuperado el 20 de Agosto de 2015 de: <http://catalog.hathitrust.org/Record/001502523>
- Drabek, C. M. (1970). *Ethoecology of the round-tailed ground squirrel, Spermophilus tereticaudus*. Tesis de doctorado en Zoología. University of Arizona. 119 p.
- Ellis, S. L., y Maxson, L. R. (1979). Evolution of the Chipmunk Genera *Eutamias* and *Tamias*. *Journal of Mammalogy*, 60(2), 331–334.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., Yates, C. J. (2011). A statistical explanation on MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 43-57. doi: 10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x
- Elton, Charles. (1927). *Animal Ecology*. Nueva York: Macmillan Co. Recuperado el 7 de Julio 2015, de <https://archive.org/stream/animalecology00elto#page/n0/mode/2up>
- Ernest, K. A., y Mares, M. A. (1987). *Spermophilus tereticaudus*. *Mammalian Species*, (274), 1–9.
- Escobar-Flores, J. G., Ruiz-Campos, G., Gomis Covos, F., Guevara-Carrizalez, A., y Martínez Gallardo, R. (2012). New records and specimens of three mammals (*Spilogale gracilis*, *Bassariscus astutus*, and *Neotamias obscurus meridionalis*) for Baja California, México). *Western North American Naturalist*, 72(4), 591–594.
- Estrada-Peña, A., Estrada-Sánchez, A., Estrada-Sánchez, D., y de la Fuente, J. (2013). Assessing the effects of variables and background selection on the capture of the tick climate niche. *International Journal of Health Geographics*, 12(43). doi: 10.1186/1476-072X-12-43
- Fourcade, Y., Engler, J. O., Rödder, D., y Secondi, J. (2014). Mapping Species Distributions with MAXENT Using a Geographically Biased Sample of Presence Data: A Performance Assessment of Methods for Correcting Sampling Bias. *PLoS One*, 9(5). Recuperado de <http://www.plosone.org/article/fetchObject.action?uri=info:doi/10.1371/journal.pone.0097122yrepresentation=PDF>

- Franklin, J. (2010). *Mapping Species Distributions*. Nueva York, Cambridge University Press. 320 pp.
- Fuller, R. A., Ladle, R. J., Whittaker, R. J. y Possingham, H. P. (2011). *Planning for Persistence in a Changing World*. In: Ladle, R. J. y Whittaker, R. J. (Eds.). *Conservation Biogeography*. (pp. 177- 178), John Wiley & Sons.
- García, E. (1998). 'Climas' (clasificación de Köppen, modificado por García). Recuperado el 15 de Septiembre de 2015, de http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/clima1mgw.xml?_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&indent=no
- Gervais, J. A., Griffith, S. M., Davis, J. H., Cassidy, J. R., y Dragila, M. I. (2010). Effects of Gray-tailed Vole Activity on Soil Properties. *Northwest Science*, 84(1), 159–169. doi:10.3955/046.084.0205
- González-Ruiz, N., Álvarez-Castañeda, S. T., y Álvarez, T. (2005). Distribution, taxonomy, and conservation status of the perote mouse *Peromyscus bullatus* (Rodentia: Muridae) in México. *Biodiversity and Conservation*, 14(14), 3423–3436. doi: 10.1007/s10531-004-0548-8.
- Graham, C.H. y Hijmans, R.J. (2006). A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 578–587.
- Grinnell, J. (1914). *An account of the mammals and birds of the lower Colorado Valley: with especial reference to the distributional problems presented*. Berkeley: University of California Press. (pp. 224-225).
- Grinnell, J. (1917). The niche-relationships of the California thrasher. *Auk*, 34:427–433.
- Grinnell, J., y Dixon, J. (1918). Natural History of the ground squirrels of California. *Monthly Bulletin California State Commission in Horticulture*, 7, 597–708. Recuperado el 20 de Enero de 2015, de <http://www.biodiversitylibrary.org/item/100015#page/5/mode/1up>
- Groom, M. J., Meffe, G. K., y Carroll, C. R. (2005). *Principles of Conservation Biology*. 3 ed. Massachusetts, Sinauer Associates.
- Hafner, D. J., Yensen, E., y Kirkland, G. L. (Eds.).(1998). *North American Rodents. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Rodent Specialist Group. Gland, Switzerland, y Cambridge, UK. Information Press, Oxford, UK. 171 pp.
- Hall, E. R. (1981). *The mammals of North America*. New York. John Wiley y Sons.
- Hernandez, P., Graham, C., Master, L., y Albert, D. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29(5), 773–785.

- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. Recuperado 16 Noviembre 2014, de <http://www.worldclim.org/bioclim>
- Hirzel, A. H., y Le Lay, G. (2008). Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology*, 45(5), 1372–1381. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01524.x
- Howell, Arthur H.(1938). Revision of the North American Ground Squirrels, with a Classification of the North American Sciuridae. *North American Fauna*. (56). Recuperado el 10 de Julio de 2015, en <http://www.fwspubs.org/doi/abs/10.3996/nafa.56.0001>.
- Huey, L. M. (1927). *A new Luisiana heron and a new round-tailed ground squirrel from Lower California, Mexico*. Transactions of the San Diego Society of Natural History, 5(7), 83-165. Recuperado el 7 de Julio de 2015, en <http://www.biodiversitylibrary.org/part/11741#/summary>
- Huey, L. M. (1964). The mammals of Baja California, México. *Transactions of the San Diego Society of Natural History*, 13(7), 85–165. Recuperado el 20 de Mayo de 2015 en https://archive.org/stream/cbarchive_100386_themammalsofbajacaliforniamexi1905/themammalsofbajacaliforniamexi1905#page/n1/mode/2up
- Hutchinson, E. G. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22(2), 415–427. doi: 10.1007/978-3-642-38007-5_26
- INEGI. (2001). *Diccionario de datos edafológicos*. Recuperado el 8 de agosto de 2015, de [http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/edafologia/doc/dd_edafologicos\(alf\)_250k.pdf](http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/edafologia/doc/dd_edafologicos(alf)_250k.pdf)
- Inman, R. D., Esque, T. C., Nussear, K. E., Leitner, P., Matocq, M. D., Weisberg, P. J., Dilts, T. E., Vandergast, A. G. (2013). Is there room for all of us? Renewable energy and *Xerospermophilus mohavensis*. *Endangered Species Research*, 20(1), 1–18. doi: 10.3354/esr00487
- İşik, K. (2011). Rare and endemic species: why are they prone to extinction? *Turkish Journal of Botany*, 35, 411–417. doi: 10.3906/bot-1012-90
- IUCN. (2008). *Tamias obscurus*. Recopilado el 9 de Abril de 2015, de <http://maps.iucnredlist.org/map.html?id=21359>
- IUCN. (2008). *Spermophilus tereticaudus*. Recopilado el 9 de Abril de 2015, de <http://maps.iucnredlist.org/map.html?id=20493>
- IUCN. (2014). IUCN Standards and Petitions Subcommittee. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11. Recuperado el 8 de agosto de 2015 de <http://jr.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>

- IUSS. (2007). *Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Un marco conceptual para clasificación, correlación y comunicación internacional*. Recuperado el 10 de agosto de 2015, de <http://www.fao.org/3/a-a0510s.pdf><http://www.fao.org/3/a-a0510s.pdf>.
- Jackson, S. T., y Overpeck, J. T. (2000). Responses of plant populations and communities to environmental changes of the late Quaternary. *Paleobiology*, 26, 194–220. doi: 10.1666/0094-8373(2000)26[194:ROPPAC]2.0.CO;2
- Jiang, Z., Huete, A. R., Didan, K., y Miura, T. (2008). Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote Sensing of Environment*, 112(10), 3833–3845. doi: 10.1016/j.rse.2008.06.006
- Julyan, Robert. (2006). *The Mountains of New Mexico*. (pp. 26-28) Albuquerque, University of New Mexico Press. 369 p.
- Jyothi, B. N., Babu, G. R., y Murali, I. V. (2012). Thematic Classification of Multispectral Imagery. *International Journal of Electronics and Computer Science Engineering*, 1(2), 181–190.
- Khafagi, O., Hatab, E. E., y Omar, K. (2012). Ecological Niche Modelling As a Tool for Conservation Planning: Suitable Habitat for *Hypericum sinaicum* in South Sinai, Egypt. *Universal Journal of Environmental Research and Technology*, 2(6), 515–524. Recuperado de: <http://www.environmentaljournal.org/2-6/ujert-2-6-6.pdf>
- Krzyśik, A. J. (1995). *USACERL Technical Report EN-94/09, The Mohave Ground Squirrel at Fort Irwin, California*. (p. 40).
- Landry, S. O. (1970). The Rodentia as Omnivores. *The Quarterly Review of Biology*, 45(4). Recuperado el 27 de octubre de 2015, de <http://www.jstor.org/stable/2821009>
- Larson, E. A. (1964). The Peninsula Chipmunk in Baja California. *Journal of Mammalogy*, 45(4), 634. Recuperado de: <http://www.jstor.org/stable/1377338>
- Leitner, P. (2010). *Mohave ground squirrel research and monitoring program. Monitoring Mohave Ground Squirrel Populations in The Coso Region*. California Department of Fish and Game, California.
- Linzey, A. V., Timm, R., Álvarez-Castañeda, S. T., Castro-Arellano, I., y Lacher, T. (2008a). *Spermophilus tereticaudus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. Recuperado el 10 de Agosto de 2014, de www.iucnredlist.org
- Linzey, A. V., Timm, R., Álvarez-Castañeda, S. T., Castro-Arellano, I., y Lacher, T. (2008b). *Tamias obscurus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.1. Recuperado el 6 de Junio de 2015 de www.iucnredlist.org
- Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P., y Pearson, R. G. (2005). Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 38(6) 385–393.

- López-Beltrán, M. A. (2014). *Integración de imágenes del sensor MODIS y cartografía temática para la simulación de modelos geoespaciales para obtener zonas propensas a desertificación en el Estado de Sinaloa, México*. Tesis de maestría en Ciencias de la Información. Universidad Autónoma de Sinaloa. 136 p.
- Loza, C. (2005). Orden Rodentia. En: Ceballos, Gerardo y Oliva, Gisselle (Eds.). *Los mamíferos silvestres de México*. (pp. 563-564). *Fondo de Cultura Económica*
- Mas, J.-F., Filho, B., Pontius, R., Gutiérrez, M., y Rodrigues, H. (2013). A Suite of Tools for ROC Analysis of Spatial Models. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 2(3), 869–887. doi:10.3390/ijgi2030869
- McGaughran, A., Morgan, K., y Sommer, R. J. (2014). Environmental variables explain genetic structure in a beetle-associated nematode. *PloS One*, 9(1). doi:10.1371/journal.pone.0087317
- Mellink, E. (1996). XIV Simposio sobre fauna silvestre de la Universidad Nacional Autónoma de México, 11-13 de Septiembre de 1996.
- Mellink, Eric y Luévano, Jaime. (2005). Orden Rodentia. En: Ceballos, Gerardo y Oliva, Gisselle (Eds.). *Los mamíferos silvestres de México*. (pp. 579-580). *Fondo de Cultura Económica*
- Mellink, Eric y Luévano, Jaime. (2005). Orden Rodentia. En: Ceballos, Gerardo y Oliva, Gisselle (Eds.). *Los mamíferos silvestres de México*. (pp. 580-581). *Fondo de Cultura Económica*.
- Merow, C., Smith, M. J., y Silander, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058–1069.
- Monge-Nájera, J. (2008). Ecological biogeography: a review with emphasis on conservation and the neutral model. *Gayana*, 72(1), 102–112.
- Monroy-Vilchis, O., Domínguez-Vega, H., y Urbina, F. (2014). Primer registro de *Coleonyx elegans nemoralis* (Lacertilia : Eublepharidae) para el Estado de México , México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 318–321. doi:10.7550/rmb.34613
- Mooney, Teri Lorraine. (2010/0). *Predicting Hydromantes shastae occurrences in Shasta County, California*. Tesis de Maestria en Ciencias. University of Southern California. 45 p.
- Mota-Vargas, Claudio y Rojas-Soto, Octavio. (2012). The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge. *Journal for Nature Conservation*. 20. 10-17. doi: 10.1016/j.jnc.2011.07.002

- Nakamura, M., y Soberón, J. (2009). Niches and distributional areas : Concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(2), 19644-19650.
- Neal, B. J. (1964). Comparative biology of two south-western ground squirrels *Citellus harrisi* and *C. tereticaudus*. Tesis de doctorado en Zoología. University of Arizona. 125 p.
- Nelson, E. W. (1922). Lower California and its Natural Resources. *National Academy of Sciences, First Memoir*, (16), 1–418. Recuperado el 12 de Agosto de 2014 de <https://archive.org/stream/natacademy1922#page/n1001/mode/2up>
- Nelson, E. W., y Goldman, E. A. (1909). Eleven new mammals from Lower California. *Proceedings of The Biological Society of Washington*, 22, 23–28. Recuperado el 31 de Mayo de 2015 de <http://biostor.org/reference/82999>
- Nicolaidis, L. (2013). Raster Based Terrain Analysis Techniques pt 2. Recuperado de [http://planet.qgis.org/planet/tag/terrain analysis/](http://planet.qgis.org/planet/tag/terrain%20analysis/)
- O'Donnell M. S., Ignizio, D. A. (2012). *Bioclimatic Predictors for Supporting Ecological Applications in the Conterminous United States*. Recuperado el 8 de agosto de 2015, de <http://pubs.usgs.gov/ds/691/ds691.pdf>
- Ortega-Huerta, M. A., y Peterson, A. T. (2008). Modeling ecological niches and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79, 205–216.
- Peers, M. J. L., Thornton, D. H., y Murray, D. L. (2013). Evidence for large-scale effects of competition: niche displacement in Canada lynx and bobcat. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences*, 280(1773). doi: 10.1098/rspb.2013.2495
- Peterson, A. T. (2001). Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor*, 103, 599–605.
- Peterson, A. T., Papeş, M., y Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, 213(1), 63–72. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., y Araújo, M. B. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)*. Princeton: Princeton University Press. doi: 10.1515/9781400840670
- Phillips, S. J. (2009). A Brief Tutorial on Maxent. Recuperado el 12 de Diciembre de 2014 de <https://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>

- Phillips, S. J., Anderson, R. P., y Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231–259. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026
- Pineda, E. y Lobo, J. M. (2012). The performance of range maps and species distribution models representing the geographic variation of species richness at different resolutions. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 935–944.
- Quinn, R. D. (1990). Habitat Preferences and Distribution of Mammals in California Chaparral. *Research Paper PSW-202. Pacific Southwestern Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture*, 11 pp.
- Riddle, B. R., Ladle, R. J., Lourie, S. A. y Whittaker, R. J. (2011). *Basic biogeography: Estimating biodiversity and mapping nature*. In: Ladle, R. J. y Whittaker, R. J. (Eds.). *Conservation Biogeography*. (pp. 65), John Wiley & Sons.
- Rödger, D., Kielgast, J., Bielby, J., Schmidtlein, S., Bosch, J., Garner, T., Veith, M., Walker, S., Fisher, M., Lötters, S. (2009). Global Amphibian Extinction Risk Assessment for the Panzootic Chytrid Fungus. *Diversity*, 1, 52-66. doi: 10.3390/d1010052.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 504 pp.
- SEMARNAT. (2010). Norma Oficial Mexicana. NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestre-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Nación, 77 pp.
- Sérgio, C., Figueira, R., Draper, D., Menezes, R., Sousa, A. J. (2007). Modelling bryophyte distribution based on ecological information for extent of occurrence assessment. *Biological Conservation*, 135 (3), 341-351.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10, 1115–1123. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x
- Soberón, J., y Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1–10.
- Soberón, J. (2012). *Las probabilidades de MaxEnt*. Recuperado el 26 de Febrero de 2015, de <http://nicho.conabio.gob.mx/la-calibracion-del-modelo/maxent>
- Stephens, F. (1906). California mammals. San Diego: West Coast Publishing Co. (pp. 69- 70).
- Stewart, G. R. (2005). *Petition to list the Mohave Ground Squirrel (Spermophilus mohavensis)*. Recopilado el 12 de Mayo de 2015 de

[https://www.defenders.org/publications/petition to list the mohave ground squirrel.pdf](https://www.defenders.org/publications/petition%20to%20list%20the%20mohave%20ground%20squirrel.pdf)

Suárez-Gracida, C. G. (2005). *Patrones de Distribución del Orden Rodentia en Baja California Sur, México*. Tesis de maestría en Ciencias. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. 110 pp.

The IUCN Red List of Threatened Species. (2008). *Tamias obscurus* Version 2015-2. Recuperado el 24 de Febrero de 2015, de <http://www.iucnredlist.org/details/21359/0>

Torres, R., y Jayat, P. (2010). Modelos predictivos de distribución para cuatro especies de mamíferos. *Mastozoología Neotropical*, 17(2), 335–352.

USGS. NDVI, the Foundation for Remote Sensing Phenology. Recuperado el 8 de Agosto de 2015, de <http://phenology.cr.usgs.gov/ndvi>

Valdéz, M., y Ceballos, G. (1997). Conservation of endemic mammals of México: The perote ground squirrel (*Spermophilus perotensis*). *Journal of Mammalogy*, 78(1), 74–82.

Vander Wall, S. B. (1992). The Role of Animals in Dispersing a “Wind-Dispersed” Pine. *Ecology*, 73(2), 614–621.

Verhulst, N., y Bram, G. (2010). The normalized difference vegetation index (NDVI) GreenSeeker TM handheld sensor: Toward the integrated evaluation of crop management Part A : Concepts and case studies. Recuperado el 12 de Noviembre de 2014 de <http://www.plantstress.com/methods/Greenseeker.PDF>

Vidal-Zepeda, R. (1990). *Precipitación media anual*. Recuperado el 30 de Septiembre de 2015, de <http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/prec4mgw.xml?httpcache=yes&xsl=/db/metadatos/xsl/fqdc.html.xsl&indent=no>

Walton, E. M. (2009). *Ecological Niche Modeling as a Conservation Tool to Predict Actual and Potential Habitat for The Bog Turtle, Glyptemys muhlenbergii*. Tesis de Doctorado. The University of North Carolina. 147 p.

Weiner, J., Herring, D. (2000). *Measuring Vegetation (NDVI & EVI)*. Recuperado el 11 de noviembre de 2014, de: <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/MeasuringVegetation/>

Whitaker, J. O., y Hamilton, W. J. (1998). *Mammals of the Eastern United States* (1st ed). New York, Cornell University Press.

Wiens, J. J., y Donoghue, M. J. (2004). Historical biogeography, ecology and species richness. *Trends in Ecology y Evolution*, 19(12), 639–644. doi:10.1016/j.tree.2004.09.011

- Woodward, S. (2012). *Biomes of the world. Life Zones*. Recuperado el 3 de noviembre de 2015, de https://php.radford.edu/~swoodwar/biomes/?page_id=317.
- Xuezhi, W., Weihua, X., Zhiyun, O., Jianguo, L., Yi, X., Youping, C., Lianjun, Z., Junzhong, H. (2008). Application of ecological-niche factor analysis in habitat assessment of giant pandas. *Acta Ecologica Sinica*, 28(2), 821–828.
- Yensen, Eric y Valdés-Alarcón, Manuel. (1999). Family Sciuridae. En: Álvarez-Castañeda, S. T. y Patton, J.L (Eds.). *Mamíferos del Noroeste de México*. (pp. 239-305). *Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.*
- Zeiner, D.C., Laundenslayer, W. F., Mayer, K. E. y White, M. (Eds.). Life history accounts for species in the California Wildlife Habitat Relationships (CWHR) System were originally published in: *California's Wildlife*. Vol. I-III. California Depart. of Fish and Game, Sacramento, California.

Apéndices

Apéndice 1. Valores máximos, mínimos, promedio, desviación estándar y coeficiente de variación de los registros para las variables bioclimáticas

		Bio 1	Bio 2	Bio 3	Bio 4	Bio 5	Bio 6	Bio 7	Bio 8	Bio 9	Bio 10	Bio 11	Bio 12	Bio 13
<i>T. o. obscurus</i>	Máximo	12.8	13.8	51	5864	29.3	0	29.3	6.7	13.5	20.8	6.4	763	144
	Mínimo	7.4	11.6	45	4420	20.9	-3.3	24.2	2.5	7	13.6	2.5	375	66
	\bar{x}	10.75	12.98	48	5082.48	25.85	-0.98	26.83	5.21	10.95	17.87	5.14	528.88	101.83
	D.S	1.62	0.60	1.81	593.83	2.75	0.89	1.98	1.10	2.07	2.35	1.04	144.14	32.92
	C.V	15.06	4.63	3.77	11.68	10.65	91.26	7.37	21.10	18.89	13.12	20.24	27.25	32.32
<i>T. o. meridionalis</i>	Máximo	19.7	16.6	60	4350	34.5	6.7	27.8	25.8	20.1	25.8	14.5	202	35
	Mínimo	17.3	15.9	58	4134	31.7	4.6	26.7	12.1	17.7	23.2	12.1	143	25
	\bar{x}	18.45	16.28	59	4229.67	33.00	5.71	27.29	22.11	18.77	24.34	13.41	169.07	30.13
	D.S	0.77	0.23	0.53	73.65	0.93	0.64	0.40	4.95	0.78	0.83	0.74	20.26	3.34
	C.V	4.18	1.40	0.91	1.74	2.83	11.17	1.45	22.39	4.15	3.43	5.54	11.99	11.07
<i>X. t. tereticaudus</i>	Máximo	22.9	18.7	56	7035	42.4	6	37.3	28.9	28.4	31.9	14.7	266	54
	Mínimo	17.4	16.6	48	4818	33.4	3.3	29.8	11.5	17.9	24.4	11.5	52	9
	\bar{x}	20.82	17.66	52.83	5779.56	38.19	4.91	33.28	18.35	23.74	28.59	13.74	111.34	20.66
	D.S.	1.49	0.62	2.32	676.44	2.56	0.62	2.31	6.44	3.30	2.10	0.80	67.18	13.36
	C.V	7.15	3.52	4.40	11.70	6.72	12.71	6.93	35.12	13.89	7.35	5.82	60.34	64.66
<i>X. t. apricus</i>	Máximo	15.9	15.9	54	5053	31.5	2.4	29.3	10.3	16.3	22.7	10.3	304	45
	Mínimo	14.5	15.1	52	4850	30	1.6	28.3	9.1	14.9	21.5	8.9	217	32
	\bar{x}	15.32	15.57	53.01	4988.26	31.07	2.02	29.05	9.89	15.73	22.35	9.65	244.28	35.90
	D.S.	0.28	0.18	0.42	41.96	0.34	0.16	0.22	0.26	0.31	0.28	0.27	19.54	2.96
	C.V	1.85	1.15	0.80	0.84	1.10	8.12	0.74	2.63	1.95	1.27	2.76	8.00	8.24

Apéndice 1. Continuación

		Bio 14	Bio 15	Bio 16	Bio 17	Bio 18	Bio 19
<i>T. o. obscurus</i>	Máximo	4	83	384	31	160	384
	Mínimo	1	57	155	16	79	131
	\bar{x}	2.21	68.83	260.90	22.60	113.21	249.29
	D.S	0.61	11.18	96.19	4.16	19.67	107.82
	C.V	27.38	16.24	36.87	18.42	17.38	43.25
<i>T. o.</i>	Máximo	1	77	86	6	86	83
	Mínimo	0	56	61	3	46	56
	\bar{x}	0.27	68.47	73.27	3.80	68.07	68.27
	D.S	0.46	5.66	9.33	1.01	13.05	8.31
	C.V	171.65	8.26	12.74	26.69	19.17	12.17
<i>X. t. tereticaudus</i>	Máximo	1	95	154	7	44	129
	Mínimo	0	53	22	1	11	16
	\bar{x}	0.18	66.85	53.73	3.30	25.71	48.24
	D.S	0.39	12.04	41.09	2.03	5.96	34.66
	C.V	213.77	18.00	76.47	61.70	23.16	71.85
<i>X. t. apricus</i>	Máximo	1	62	135	15	77	126
	Mínimo	0	54	91	10	52	90
	\bar{x}	0.84	57.28	102.29	11.51	66.58	99.11
	D.S	0.36	1.24	10.61	1.05	4.39	8.68
	C.V	43.07	2.17	10.37	9.09	6.60	8.76

Apéndice 2. Valores máximos, mínimos, promedio (o moda), desviación estándar y coeficiente de variación de los registros para las variables derivadas de imágenes satelitales y archivos vectoriales.

		Rugosidad del terreno	Tipo de Suelo	Pendiente	Albedo	Textura del suelo	NDVI	I.T.P	Altura	Textura (reclasificación)
<i>T. o. obscurus</i>	Máximo	63.89	11	41.50	2.30	3	0.47	21.44	2804	
	Mínimo	0	7	0	0.10	2	0.26	13.74	1417	
	\bar{x} /moda*	8.89	11*	5.82	0.39	3*	0.39	17.99	1956.52	
	D.S	13.57		8.79	0.71		0.06	2.48	370.56	
	C.V.	152.76		150.98	181.57		16.07	13.76	18.94	
<i>T. o. meridionalis</i>	Máximo	71.04	11.00	42.05	2.30	3	0.47	21.44	2804	
	Mínimo	1.73	4.00	0.97	0.12	1	0.22	12.59	447	
	\bar{x} /moda*	25.39	7*	16.54	0.13	2*	0.25	14.77	699.20	
	D.S	16.16		10.28	0.01		0.03	2.37	167.59	
	C.V.	63.67		62.18	4.73		9.95	16.04	23.97	
<i>X. t. tereticaudus</i>	Máximo	9.85	14.00	4.51	0.33	3	0.62	25.88	559	8
	Mínimo	0	1	0	0.18	1	0.06	15.04	0	1
	\bar{x} /moda*	1.35	1*	0.72	0.27	3*	0.14	21.68	98.93	2*
	D.S	1.35		0.71	0.03		0.12	2.38	165.74	
	C.V.	100.33		98.68	11.54		86.33	10.96	167.53	
<i>X. t. apricus</i>	Máximo	64.30	11	36.65	0.21	3	0.32	26.25	1138	5
	Mínimo	1	0	0.34	0.14	0	0.21	21.03	65	1
	\bar{x} /moda*	5.88	4*	4.07	0.19	3*	0.23	24.81	960.26	2*
	D.S	7.46		4.58	0.02		0.02	1.10	76.58	
	C.V.	126.98		112.47	7.98		7.61	4.43	7.98	

Apéndice 3. Valores de las variables ambientales utilizados para generar el modelo de distribución de cada subespecie.

	<i>T. o. obscurus</i>	<i>T. o. meridionalis</i>	<i>X. t. tereiticaudus</i>	<i>X. t. apricus</i>
Relieve				
Altitud				
Rango	1138.5-3085	461-1610	0-202	690-2950
Max	2804-3085	1445-1610	9.4	1106
Pendiente				
Rango	0-75	0-68	0-1.8	0-66.5
Max	1.3	0-9.2	0	1.2
Rugosidad del terreno				
Rango	0-129	0-0.1	0-152	0-139
Max	1.5	-	133-152	2
Sustrato				
Tipo de suelo	Regosol	Leptosol, fluvisol	Arenosol	Fluvisol
Textura			Arenoso /gravoso	Arenoso/ gravoso, arena y arena fina
Índice de tamaño de partícula				
Rango	0-70.85	0	0	0-22
Max	0-70.85	0	0	0
Superficie				
Albedo				
Rango	0-36	0-23	-	0-35
Max	0	0	0.2	0.1-0.2
NDVI				
Rango	-0.4-0.88	0.18-0.7	-4-0.6	-0.4-0.8
Max	0.7-0.88	0.6-0.7	0.07	0.21-0.23
Temperatura				
Temperatura media anual (Bio 1)				
Rango	-2-25			
Max	-2-10			
Temperatura media del trimestre más húmedo (Bio 8)				
Rango		16.6-34	-3-29	
Max		31-34	-3-0	
Temperatura media del trimestre más seco (Bio 9)				
Rango	-3-15			
Max	0.8 -4.5			
Temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5)				
Rango			-4-48	
Max			43-48	
Temperatura mínima del mes más frío (Bio 6)				

Apéndice 3. Continuación

Rango			-5 -5.7	
Max			4.9-5.3	
Estacionalidad de la temperatura (Bio 4)				
Rango		0-59.3		48.8-50.6
Max		0-18		49.3-50.4
Isotermalidad (Bio 3)				
Rango	0-58	56-69		
Max	0-8.4	63-69		
Precipitación (Pp)				
Pp. trimestre más seco (Bio 17)				
Rango	1.5-37.4			9-15
Max	25.5			10.5
Pp. del trimestre más húmedo (Bio 16)				
Rango		0-97	0-431	
Max		0-10	390.5-431	
Pp. del mes más seco (Bio 14)				
Rango				0- 4.4
Max				0
Pp. mes más húmedo (BIO 13)				
Rango				0-158
Max				0-158
Estacionalidad de la pp. (BIO 15)				
Rango			0-100	0-62.4
Max			0-28	0-8