



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
"ZARAGOZA"**

**Dinámica de la distribución geográfica de
Oryzomys couesi y *Ototylomys phyllotis*
resultado del cambio climático**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
B I Ó L O G O
P R E S E N T A
EDITH CALIXTO PÉREZ

DIRECTOR DE TESIS: Dra. Ella Vázquez Domínguez
ASESOR INTERNO: M. en C. David Nahum Espinosa Organista



Octubre 2009



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

*A mis padres María Eleazar Pérez Ríos y Rafael Calixto Rodríguez
que de ellos aprendí a trabajar incansablemente y hacerlo siempre con
honestidad*

*Al Dr. Román Zarate y la Dra. Silvia Heyser
por enseñarme que la magia existe.*

Agradecimientos académicos

Agradezco profundamente al Dr. Enrique Martínez Meyer por aceptarme en su laboratorio en el Instituto de Biología hace ya un par de años, formarme académicamente y depositar permanentemente su confianza en mí.

A la Dra. Ella Vázquez Domínguez por aceptarme como su estudiante y brindarme todo su apoyo para la realización de este trabajo; así como por soportar la larga espera para su conclusión.

Al M. en C. David Nahum Espinosa Organista quien siempre mostro excepcional disposición y apoyo no solo como revisor de este escrito, sino también por ser el vínculo con la facultad.

Al M. en C. Eliseo Cantellano de Rosas por sus múltiples enseñanzas durante los últimos años de la carrera y de mi estancia en la facultad. De él y en su laboratorio obtuve mis primeros conocimientos en el mundo de los Sistemas de información geográfica y la percepción remota. Le agradezco también haber revisado detenidamente este manuscrito y hacer aportaciones de gran relevancia.

A la M. en C. Balbina Vázquez Benítez y la Biól. Ma. Beatriz Martínez Rosales por sus valiosos comentarios para mejorar este trabajo y su infinita disposición.

A Constantino González Salazar y todos los compañeros del laboratorio de análisis espaciales del Instituto de Biología de la UNAM (Claudia Ballesteros Barrera, Bárbara Ayala Orozco, Saúl López Alcaide, Armando Escobedo Galván, Denise Arroyo Lambaer, Karina Ramos Rendón, Yajaira García, y V. Baruch Arroyo Peña), por sus muy valiosas enseñanzas, su invaluable amistad y apoyo.

A los compañeros y amigos del laboratorio de Geomática de la Fes-Zaragoza con los que comenzamos juntos en esta aventura.

Al programa de becas Pronabes-UNAM por ofrecerme una beca a lo largo de la carrera, sin la cual el camino hasta la conclusión de mi carrera indiscutiblemente hubiera sido mucho más difícil.

Al proyecto IN219707 por la beca otorgada para la realización de esta tesis.

A la Universidad Nacional Autónoma de México a quien he aprendido a amarla desde el CCH y a la que nunca terminaré de pagarle todo lo que me ha dado.

Agradecimientos personales

A mis padres que en cada una de sus acciones formaron sin darse cuenta a la mujer que hoy soy. Ellos me dejaron soñar desenfadadamente y lanzarme sin recelo tras ellos.

A mis hermanas Cecilia, Alma, Susana y Alejandra Calixto Pérez por ser desde que tengo uso de razón una de las mejores compañías que puedo tener.

A la gran familia que hoy somos (con los nuevos integrantes: Xochitl, Rubén, Arturo, Zidane, Daniel, Alejandro y Juan) y que tanto disfruto. A la que siempre extraño y a la que siempre estaré ansiosa de visitar.

A la amorosa e inigualable familia Salazar Calixto por abrirme las puertas de su casa y su corazón sin esperar nada a cambio y sin saber que formaríamos lazos amistosos como nunca antes.

Al maravilloso hombre que pone un poco de orden y tranquilidad a mi vida: Sergio Díaz Martínez.

A mi amigos, que aunque creo que la amistad es algo que no debe agradecerse, si quiero hacerles saber que gracias a ellos este planeta es un mejor lugar para habitar: Edgar Peralta Solorio, Luz Veronica Gutiérrez Ayala, Landy Castillo Godínez, Luz María Tafoya, Susana Montecinos Moreno, Tanya Hernández Romero, Max Feliciano Carreón, Paulina Cifuentes, Ana Leonor, Rocío Montiel, Carlos Wilson Ribera, y a todos a los que quiero y no alcanzaría a enlistar en esta página.

Muy especialmente quiero agradecer a la Doctora Silvia Heyser, el Doctor Román Zarate y al Doctor Mauricio Acosta Regalado, sin los cuáles mi vida sería definitivamente dista. Mil gracias por todo su apoyo.

Contenido

I.	Resumen	7
II.	Introducción	8
III.	Marco teórico	10
	1. El nicho ecológico	10
	1.1 Hutchinson y el nicho n-dimensional	
	1.2 Conservadurismo del nicho	
	2. Cambio climático	12
	2.1 Evidencias de cambio en el clima actual	
	2.2 ¿Qué ha producido el cambio en el clima actual?	
	2.3 El efecto invernadero y los GEI	
	2.4 Escenarios de emisiones y prospecciones a futuro	
	3. Cambio climático y biodiversidad	17
	4. Modelos de nicho y la distribución potencial de las especies	18
	4.1 Construcción de los modelos de nicho ecológico	
	5. Especies de estudio	22
IV.	Hipótesis	27
V.	Objetivos	28
VI.	Materiales y Métodos	29
VII.	Resultados	32
VIII.	Discusión	44
IX.	Reflexiones finales	50
X.	Referencias	51
XI.	Anexos	57

I. Resumen

Actualmente el clima en la tierra está cambiando. La temperatura global ha aumentado y los regímenes de lluvia se han modificado. Esto influye directamente en la biodiversidad, sin embargo, desconocemos la forma en que responderá cada una de las especies, ya que su persistencia dependerá de sus capacidades de adaptación o dispersión, de la posible evolución de su nicho o el movimiento espacial de su distribución. Aunado a lo anterior, enfrentamos una acelerada pérdida de ecosistemas naturales, lo que reduce drásticamente sus posibilidades de hábitat.

Para predecir el posible impacto del cambio climático en la biodiversidad, los modelos de nicho ecológico han sido ampliamente utilizados como una herramienta que permite registrar el desplazamiento de la distribución de las especies, así como la dirección del mismo en escenarios actuales y futuros.

En este trabajo se modeló el nicho ecológico de los roedores *Oryzomys couesi* y *Ototylomys phyllotis* para analizar los posibles efectos del cambio climático en su distribución. Para este fin se modeló con el algoritmo genético GARP la distribución potencial actual y a futuro considerando escenarios de cambio climático para ambas especies. Las proyecciones se realizaron en tres períodos de tiempo (2030, 2050 y 2080) y se empleó el escenario A1 de emisiones de gases de efecto invernadero. Los modelos generados posteriormente fueron ajustados considerando el uso de suelo y la vegetación actual únicamente para el área de distribución correspondiente a México.

Los resultados muestran que ambas especies reducen drásticamente su área de distribución por efecto del cambio climático, siendo *Ototylomys phyllotis* la especie más afectada perdiendo 68% de su área de distribución, mientras que *Oryzomys couesi* pierde 45% en la proyección del 2080. Sin embargo, al considerar el cambio de uso de suelo y vegetación, ambas especies se ven gravemente impactadas reduciéndose en más del 90% para *O. phyllotis* y alrededor del 80% en *O. couesi*. En ambos casos, la distribución potencial de las especies se mueve espacialmente (en las proyecciones a futuro) hacia zonas de mayor altitud; lo que coincide con las respuestas que se ya se han observado de la biota frente al cambio climático.

Este análisis es un ejemplo de la gran amenaza que representa el cambio climático a la biodiversidad, y pone de manifiesto la urgente necesidad de tomar medidas que permitan amortiguar sus efectos y que ayuden a frenar la acelerada pérdida de la biodiversidad resultado de las actividades humanas.

II. Introducción

Usted sabe, al igual que yo, que las diferentes formas de vida en la tierra se encuentran distribuidas de forma no aleatoria. Cotidianamente vemos que cierto tipo de plantas o animales cambian al trasladarnos de un lugar hacia otro, es decir, observamos que las especies se encuentran asociadas a sitios específicos. Si en ese momento pudiéramos tener una vista panorámica del sitio, y nos alejáramos más y más, veríamos como estas asociaciones van formando patrones. Pero, ¿qué define estos patrones de distribución? ¿qué determina que las especies se encuentren en un lugar y no en otro?, o mejor aún ¿cómo llegaron a los sitios en donde están? ¿qué determina su permanencia en ese lugar? o ¿qué ocurriría si eso que la determina se modifica?

Muchas de estas preguntas se han abordado a lo largo de la historia desde varios ángulos y hoy sabemos que son muchos los factores que determinan la distribución geográfica de las especies, ya que involucra su historia evolutiva y ecológica (Soberón y Peterson 2005). En primer lugar, sabemos que los procesos fisiológicos de las especies suceden dentro de ciertos límites de tolerancia a las variables ambientales, por ejemplo temperatura, humedad, entre otros (Guisan y Thullier 2005), y por lo tanto en primera instancia su distribución está determinada por efecto del ambiente. Sin embargo, el hecho de que una especie se encuentre en un sitio o no, involucra una serie de factores que operan a diferentes escalas (Pearson y Dawson 2003). Por ejemplo, las relaciones entre las especies son determinantes, ya que si bien éstas pueden ser de tipo positivas, como la relación entre una planta y sus dispersores o polinizadores, pueden también ser de tipo negativas, donde la existencia de parásitos, competidores o depredadores pueden desplazar a las especies de un área determinada o limitar su establecimiento, reduciendo así su área de distribución. Otro factor determinante es la historia, ya que en el pasado pudieron presentarse condiciones que facilitarían o impedirían su dispersión hacia nuevos sitios, debido a la accesibilidad a éstos por la configuración del paisaje o sus propias habilidades de dispersión; además es importante considerar la capacidad evolutiva de la especie para adaptarse a nuevas condiciones (Soberón y Peterson 2005). Todos estos factores operando a diferentes escalas interactúan dinámicamente delimitando el área de distribución para las especies.

Sin embargo, las áreas donde se distribuyen las especies no son precisamente las mismas que conocemos, ya que éstas se representan frecuentemente mediante mapas

‘punteados’, en los que se registran los puntos donde la especie fue vista o colectada. Ello puede generar inconsistencias, ya que la falta de registros no necesariamente implica que la especie esté ausente; por lo tanto documentar la ausencia de una especie es complicado (Anderson 2003). La falta de registros de una especie puede deberse, entre otras cosas, a un muestreo inadecuado o insuficiente; un ejemplo son las especies poco conocidas (Anderson y Martínez-Meyer 2004). Además, al emplear este método, dejamos fuera aquellas zonas donde actualmente la especie no se encuentra y que son ambientalmente viables, ya que se ha observado que son pocas las especies que habitan en todas las zonas en las que potencialmente podrían hacerlo (Anderson y Martínez-Meyer 2004; Araújo y Pearson 2005). Esto podría deberse, entre otras razones, a eventos de extinciones locales en el pasado, o porque son áreas donde la especie no se ha dispersado, o que se encuentren habitadas por especies cercanamente emparentadas (Anderson y Martínez-Meyer 2004).

Considerando lo anterior, se hace evidente las dificultades a las que nos enfrentamos al determinar las áreas de distribución. Por ello, en este trabajo se consideró necesario aplicar métodos que permitieran identificar aquellas áreas donde la especie no está reportada, pero donde las condiciones son favorables y que por lo tanto representan áreas potenciales para su distribución.

La disponibilidad actual de mapas de climas globales y coberturas digitales del terreno, así como el reciente desarrollo de herramientas computacionales como los Sistemas de Información Geográfica (SIG), permiten caracterizar los requerimientos ambientales de una variedad de especies y predecir su distribución potencial (Knouft et al. 2006, Anderson y Martínez-Meyer 2004).

Según el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC; por sus siglas en inglés), el clima actualmente está cambiando (IPCC 2007) y desconocemos la forma en que responderán las especies a dichos cambios, ya que dependerá de la capacidad de adaptación o dispersión de cada una; por lo que determinar sus áreas de distribución potencial toma especial relevancia, sobre todo porque podemos prever la disponibilidad potencial de hábitat, ante la posibilidad de que las especies se desplacen a otras áreas como respuesta al cambio climático.

III. Marco Teórico

1. El Nicho ecológico

El concepto de nicho ecológico ha sido discutido intensamente por muchos autores desde que se acuñó el término, incluso aún en la actualidad la polémica continua. La palabra nicho se emplea por primera vez en un sentido ecológico en 1910, por R.H. Johnson, quien aunque utiliza el término, no da una definición estricta del mismo (Hutchinson 1978). Es en 1914 que Joseph Grinnell vuelve a emplear esta palabra en uno de sus escritos, y lo describe como la subdivisión más pequeña del hábitat, *la unidad última... ocupada únicamente por una especie o subespecie* (Hutchinson 1978). C.S. Elton, en 1927 en un capítulo de su libro *Animal Ecology*, titulado Nichos, lo considera como un concepto activo, definiéndolo como el lugar que ocupa una especie determinada en una comunidad, es decir, cuáles son sus costumbres, alimento y modo de vida (Hutchinson 1978).

Como podemos ver, entre estos dos autores hay una gran diferencia en cuanto al sentido que se le da a la palabra. Mientras Grinnell hace referencia a un contexto meramente geográfico, al hablar de éste como una unidad del hábitat, Elton, hace una referencia particular al lugar que ocupa en la comunidad, más que en el espacio geográfico. Sin embargo, ambos lo ven como ese espacio o “hueco”, ya sea en la geografía o en la comunidad, pero que está ahí y puede ser ocupado por las especies (Pulliman 2000).

1.1 Hutchinson y el nicho n-dimensional

G.E. Hutchinson, en 1957 en el ya clásico escrito *Concluding Remarks* (Hutchinson 1957), hace una extensa discusión al respecto del término, la cual es ampliada al dedicarle un capítulo titulado *What is a niche?*, en su libro *An Introduction to Population Ecology*. Es justo a Hutchinson a quien se le reconoce la definición más amplia y útil del concepto de nicho (Wiens y Graham 2005). En *Concluding Remarks* escribe:

Consider two independent environmental variables x_1 and x_2 which can be measured along ordinary rectangular coordinates. Let the limiting values permitting a species S_1 to survive and reproduce respectively.... An area is thus defined, each point of which corresponds to a possible environmental state permitting the species to exist indefinitely... We may now introduce another

variable x_3 and obtain a volume and the further variables $x_4 \dots x_n$ until all of the ecological factors relative to S_1 have been considered. In this way an n -dimensional hypervolume is defined, every point in which would permit the species S_1 , this hypervolume N_1 will be called the fundamental niche (Hutchinson 1957).

Es decir, al considerar el conjunto de variables ambientales que puedan afectar a una especie determinada, y trazar cada una como un eje, donde los valores máximos y mínimos estén dados por los límites dentro de los cuales las especies puedan sobrevivir y reproducirse. Así, el hipervolumen formado representaría lo que Hutchinson llamó el nicho fundamental de la especie. Dicho de otra manera, el nicho fundamental es ese conjunto de variables dentro de las cuales la especie puede existir indefinidamente. Ahora, si se considera una segunda especie, acercándonos más a lo que ocurre en los sistemas naturales, el nicho fundamental de cada una de ellas podría traslaparse en algún punto del espacio ecológico n -dimensional, y en esta zona de superposición tendría lugar una exclusión competitiva y la región superpuesta se incluiría en el nicho de alguna de las dos, o esta tendría que dividirse, formando nichos efectivos o postinteractivos (Hutchinson 1978).

Con esto, Hutchinson ubica al nicho en el espacio ecológico, no geográfico, marcando una clara diferencia con las definiciones de Grinnell y Elton, ya que para Hutchinson el nicho tiene como base a las especies, siendo éstas las que tienen nichos, no el ambiente (Pulliman 2000).

1.2 *El conservadurismo del nicho*

Siguiendo esta definición de Hutchinson surgen preguntas interesantes: ¿los valores máximos y mínimos que definen cada una de las variables del hipervolumen son estáticos o pueden modificarse en el tiempo? ¿ante alguna modificación a las condiciones ambientales donde la especie actualmente habita, ésta tiene la posibilidad de extender estos límites de tolerancia buscando amortiguar el cambio? En la literatura reciente puede encontrarse esta discusión. A partir del trabajo realizado por Peterson y colaboradores en 1999, en el que se modeló el nicho fundamental de varios taxones hermanos, se ha sugerido que las especies tienden a conservar estables muchos aspectos de su nicho fundamental sobre escalas de tiempo evolutivo (Peterson *et al.* 1999). Los autores observaron que al proyectar el nicho ecológico de cada uno de los taxones en la geografía, éste no sólo predice su propia distribución, sino también la de su taxón hermano, es decir, una parte del conjunto de características que definen el nicho

fundamental de las especies no se había alterado como parte del proceso evolutivo; a ésta tendencia de las especies a retener aspectos del nicho fundamental en el tiempo se le conoce como 'conservadurismo del nicho'. Posterior a esta publicación y hasta la fecha, el conservadurismo del nicho se ha discutido intensamente, aplicándolo a muy distintos métodos y grupos taxonómicos (Knouft *et al.* 2006, Hawkins *et al.* 2006, Martínez-Meyer *et al.* 2004). Aunque la discusión al respecto de si el conservadurismo se presenta en todas las especies continúa, el concepto es ya parte del vocabulario empleado en la literatura actual.

El conservadurismo del nicho tiene relevancia si consideramos un escenario de cambio climático, ya que ante estos cambios la evolución del nicho o el movimiento espacial de las especies son las únicas alternativas a la extinción (Martínez-Meyer *et al.* 2004). Ello porque aquéllas poblaciones que se ubiquen fuera del nicho no podrían mantenerse por tiempo indefinido sin la inmigración de poblaciones fuente que estén establecidas en sitios dentro de los rangos del nicho fundamental (Pulliman 2000). De hecho, eventos de extinciones masivas asociadas a cambios climáticos rápidos pueden ser una manifestación del conservadurismo del nicho (Wiens y Graham 2005).

2. Cambio climático

El clima es un estado cambiante de la atmósfera que depende de un gran número de factores que interactúan de manera compleja. Cuando, por ejemplo, la precipitación o temperatura se "salen" de su valor promedio de muchos años, se habla de una anomalía climática (Magaña 2004). En la actualidad se observan cambios en el clima que suceden en periodos de tiempo muy cortos, incluso a nivel de décadas, y aunque si bien es cierto que a una escala de tiempo geológico han existido cambios del clima de la Tierra, dichos cambios sucedieron a lo largo de millones de años y nunca como hoy que se presentan en periodos tan cortos (Magaña 2004). Es por ello que en 1988, la Organización Meteorológica Mundial (OMM) y el programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, crearon el panel intergubernamental de expertos sobre el cambio climático (IPCC), cuyo objetivo es evaluar y entender los diferentes aspectos del cambio climático, incluyendo cómo las actividades humanas pueden provocar dichos cambios y cuáles son sus consecuencias.

Según el IPCC, cambio climático se refiere a todo cambio en el clima a través del tiempo, ya sea debido a la variabilidad natural o como resultado de las actividades humanas

(IPCC 2007). Lo anterior difiere de la definición de la convención marco sobre cambio climático (CMCC), donde éste se atribuye directa o indirectamente a actividades humanas (CMCC 1992).

2.1 Evidencias de cambio en el clima actual

El clima en la Tierra está cambiando en la actualidad: la temperatura global ha aumentado y los regímenes de lluvia se han modificado, once de los doce años más cálidos en los registros instrumentales (desde 1850) se ubican desde mediados de la década pasada; el nivel del mar en los océanos ha aumentado en promedio 3.1 mm/año (entre 2.4 y 3.8) en comparación con la década de los 60's, con un aumento de 1.8 mm/año (entre 1.3 y 2.3); la extensión de los hielos marinos árticos ha disminuido 2.7% por decenio (entre 2.1 y 3.3); en promedio, los glaciales de montaña y la cubierta de hielo han disminuido en ambos hemisferios (Fig. 1) (IPCC 2007)

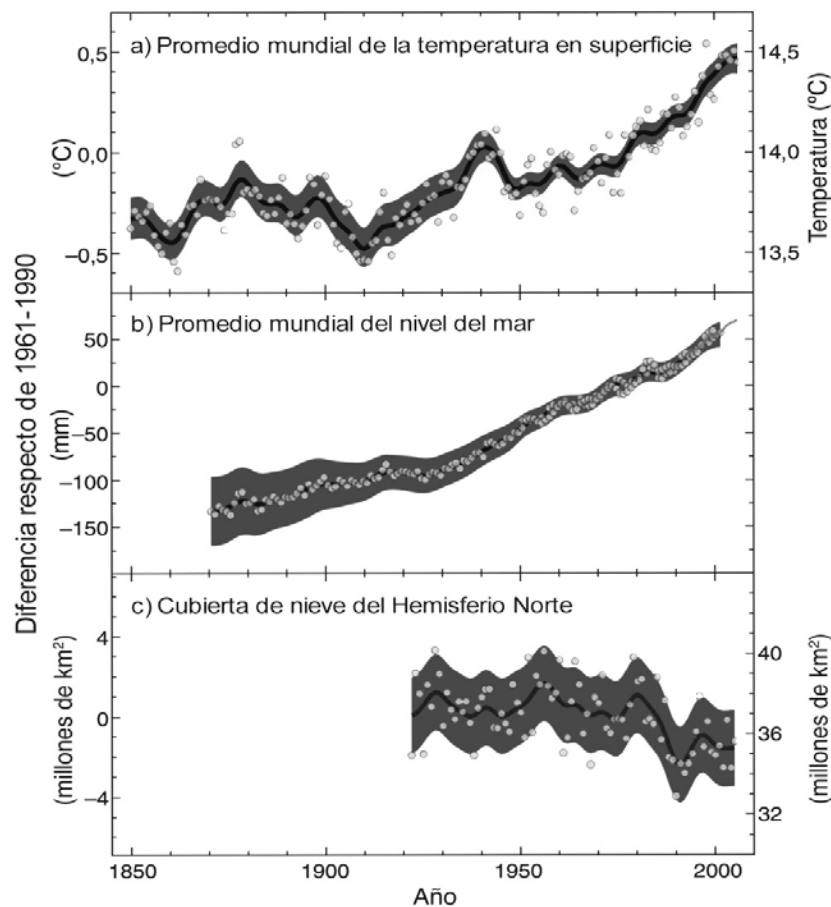


Figura 1. Cambios en la temperatura, en el nivel del mar y en la cubierta de nieve del Hemisferio Norte (Tomado de IPCC 2007).

Aunque el aumento en la temperatura es global, éste es más acentuado en las latitudes septentrionales superiores. Las temperaturas del Hemisferio Norte, durante la segunda mitad del siglo XX, fueron muy probablemente las más altas de los últimos 500 años para un periodo de tiempo similar. La actividad ciclónica tropical intensa del Atlántico Norte ha aumentado desde 1970, y muy probablemente en los últimos 50 años los días y las noches frías han sido menos frecuentes en la mayoría de las zonas terrestres, y más frecuentes los días y noches cálidos (IPCC 2007).

2.2 ¿Qué ha producido el cambio en el clima actual?

Dado que el clima depende de una serie de factores y que además presenta fluctuaciones en escalas de días a siglos, las causas que han originado los cambios en el clima no son fáciles de explicar (Magaña 2004). Sin embargo, se ha encontrado una relación entre los cambios climáticos observados en el último siglo y el aumento en las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) (IPCC 2001). Los GEI están constituidos por tres o más átomos y pueden ser de origen natural o antropogénico, algunos de ellos son: vapor de agua (H_2O), bióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), hidrofluorocarbonos (HFCS), perfluorocarbonos (PFCS) y hexafluoruro de azufre (SF_6); los últimos seis están regulados en sus emisiones por la CMCC (Cuatecontzin y Gasca 2004). Estos gases tienen la característica de ser opacos a la radiación terrestre y contribuyen de manera natural al calentamiento de la Tierra. De hecho, si los GEI de origen natural no estuvieran presentes en la atmósfera terrestre el planeta sería mucho más frío (Garduño 2004),

2.3 El efecto invernadero y los GEI

El aire es transparente para la radiación de onda corta como la que proviene del sol; una parte de ésta es absorbida por la superficie terrestre y otros componentes de la Tierra, los que como resultado se calientan y emiten radiación de onda larga (infrarrojas) que es absorbida por la atmósfera y las nubes. Las capas atmosféricas en conjunción con las nubes van, sucesivamente, absorbiendo, calentándose y reemitiendo hacia arriba y hacia abajo radiación térmica, como resultado de lo cual la atmósfera superficial es cálida y es más fría conforme uno asciende, fenómeno que se conoce como 'efecto invernadero'. De hecho, aunque la fuente principal de energía térmica es el sol, la atmósfera no se calienta desde arriba, sino de abajo hacia arriba (Garduño 2004). Existe un equilibrio entre la radiación solar entrante y la radiación

terrestre saliente. Cualquier factor que altere este equilibrio, así como la redistribución de la energía dentro y entre la atmósfera, tierra y océano, puede afectar el clima (IPCC 2001). Un cambio en la energía radiativa neta disponible para el sistema mundial tierra-atmósfera es denominado forzamiento radiativo. Por lo tanto, forzamientos radiativos positivos tienden a calentar la superficie de la Tierra y la atmósfera interior, mientras que forzamientos radiativos negativos tiende a enfriarlas. El efecto invernadero produce entonces un forzamiento radiativo positivo (Magaña 2004).

El efecto invernadero ha ocurrido en la atmósfera de la Tierra durante miles de millones de años, sin embargo, el aumento en las concentraciones de GEI producen menor desprendimiento de calor hacia el espacio, reforzando el efecto invernadero (IPCC 2001). Las emisiones de GEI han aumentado en un 70% por efecto de las actividades humanas desde la era preindustrial, entre 1790 y 2004, siendo el CO₂ el más importante, cuyas emisiones aumentaron cerca del 80% en ese mismo periodo. Las concentraciones atmosféricas de CO₂ y CH₄ en 2005 excedieron el intervalo natural de valores para los últimos 650,000 años (IPCC 2007).

La utilización de combustibles de origen fósil ha contribuido en gran medida al aumento de la concentración mundial de CO₂, así como el cambio en el uso de la tierra, pues la agricultura juega un papel muy importante, ya que contribuye significativamente al aumento en las concentraciones de CH₄ y N₂O (IPCC 2007).

Se prevé que las emisiones de GEI seguirán aumentando en los próximos decenios (IPCC 2007) y, en consecuencia, se esperan cambios futuros en el clima. Considerando lo anterior, aunado al complejo factor social asociado, se han hecho prospecciones sobre el comportamiento de clima en el futuro, generando una serie de escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero.

2.4 Escenarios de emisiones y prospecciones a futuro

En el año 2000, el IPCC publicó una serie de escenarios donde se estiman las emisiones de gases de efecto invernadero a largo plazo, con la finalidad de comprender la tendencia del cambio climático en el futuro. Estos escenarios contemplan diversos factores que influyen en las emisiones de GEI, como son el crecimiento demográfico, el desarrollo socioeconómico y el cambio tecnológico. Dicho panel señaló que *Los escenarios son una alternativa de lo que podría acontecer en el futuro, su evolución futura es muy incierta* (IPCC 2000).

Los escenarios consisten de seis grupos (A1F1, A1T, A1B, A2, B1, B2) los cuales se agrupan en cuatro líneas evolutivas y familias de escenarios (A1, A2, B1 y B2), que contemplan diferentes tendencias demográficas, sociales, económicas, tecnológicas y medioambientales, éstas pueden ser positivas en algunos y negativas en otros. Por ejemplo, las líneas evolutivas A1 y B1 contemplan cambios positivos en un enfoque global, con tendencias poblacionales al aumento pero que alcanzan un nivel máximo a mediados de siglo, para posteriormente descender; hay crecimientos económicos y la introducción de nuevas tecnologías más eficientes y con mayor aprovechamiento de los recursos. En cambio, en las líneas evolutivas A2 y B2 se considera un mundo más heterogéneo, con menor desarrollo económico y una población mundial en continuo crecimiento. Las líneas evolutivas (para mayor información consultar "Informe especial del IPCC, escenarios de emisiones" IPCC 2000).

Considerando esta serie de escenarios, se estima que habrá un aumento de emisiones de GEI a nivel mundial con respecto a un escenario base del año 2000 de entre 25% y 90% hacia 2030, suponiendo que los combustibles de origen fósil permanecieran dentro de las principales fuentes de energía. Tomando en cuenta lo anterior, se espera un aumento en la temperatura, aunque dicha estimación varía respecto del escenario empleado, teniendo un aumento de entre 1.1 a 2.9 °C en el escenario más optimista (B1) y hasta 2.4-6.4 °C en un escenario pesimista (A1FI) (Tabla 1) (IPCC 2007).

El aumento de la temperatura superficial de la Tierra se estima que continuará siendo más acentuado en las latitudes altas, así como la disminución en la superficie de nieve y el aumento en el nivel del mar. Es probable que aumente la intensidad de los ciclones tropicales y muy probable que las precipitaciones aumenten en latitudes altas y disminuya en la mayoría de las regiones terrestres subtropicales (IPCC 2007).

Tabla 1. Proyecciones del promedio mundial del calentamiento en superficie y del aumento del nivel del mar a final del siglo XXI (Modificada de IPCC 2007).

Caso	Cambio de temperatura (°C en 2090-2099 respecto de 1980-1999)		Aumento en el nivel del mar (m en 2090-2099 respecto de 1980-1999) Intervalo obtenido a partir de modelos. Excluido los cambios dinámicos rápidos futuros del flujo de hielo
	Estimación óptima	Intervalo probable	
Concentraciones constantes en los niveles del año 2000	0.6	0.3-0.9	No disponible
Escenario B1	1.8	1.1-2.9	0.18-0.38
Escenario A1T	2.4	1.4-3.8	0.20-0.45
Escenario B2	2.4	1.4-3.8	0.20-0.43
Escenario A1B	2.8	1.7-4.4	0.21-0.48
Escenario A2	3.4	2-0-5.4	0.23-0.51
Escenario A1F1	4.0	2.4-6.4	0.26-0.59

3. Cambio climático y biodiversidad

A lo largo de la historia de la Tierra se han registrado cinco eventos de extinción masiva. Aunque las causas son aún inciertas, es probable que reflejen cambios en el ambiente físico ocasionados por impactos de meteoritos o periodos de intensa actividad volcánica, entre otros. Sin embargo, en la actualidad las actividades antropogénicas que han generado cambios en el clima global, junto con el cambio de uso de suelo y la presencia de especies invasoras, podrían determinar el sexto evento de extinción masiva (Chapin *et al.* 1998). Se ha estimado que entre el 15 y 37% de las especies podrían estar condenadas a la extinción para el año 2050 (Thomas *et al.* 2004).

Se han documentado algunas respuestas de la biota a los actuales cambios en el clima en diversas partes del mundo (McCarty 2001, Walther *et al.* 2002, Carey y Alexander 2003, Parmesan y Yohe 2003, Menzel *et al.* 2006, Parmesan 2006, Cleland *et al.* 2007). La mayoría coincide en que los efectos que puede tener el cambio climático sobre la biodiversidad son irreversibles, ya que impactan a todos los niveles de organización ecológica: a nivel de poblaciones, cambios en la composición de especies en las comunidades y cambio en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (McCarty 2001). Algunas de las respuestas que se han documentado son:

1) Eventos fenológicos en las especies, ya que éstos son desencadenados por señales relacionadas con cambios estacionales, como temperatura o precipitación (Cleland *et al.* 2007). Se han visto afectados eventos como la migración, la floración o la puesta de huevos. También ciertos eventos que inician con la primavera se han adelantado, por ejemplo la llegada de aves migratorias así como la floración de primavera y la fructificación (Parmesan y Yohe 2003, Menzel *et al.* 2006). Sin embargo, es importante resaltar que los cambios en diferentes grupos taxonómicos no son necesariamente sincrónicos, lo cual puede tener profundas consecuencias ecológicas (Walther *et al.* 2002).

2) Disminución en el tamaño de las poblaciones o eventos de extinciones locales para algunas especies. Por ejemplo, se ha documentado el declive de las poblaciones de anfibios a nivel global, lo que se ha asociado con los efectos del cambio climático, principalmente en relación con el aumento de temperatura y cambios en la precipitación, ya que la temperatura y la humedad son dos componentes del clima con mayor impacto en la biología de los anfibios (Carey y Alexander 2003).

3) Cambio en la abundancia de las especies y en la estructura de las comunidades en sitios específicos. Por ejemplo, se ha registrado el movimiento o desplazamiento de especies para ubicarse en sitios adecuados dentro de sus límites de tolerancia a las variables ambientales cambiantes, con lo que han colonizado nuevos sitios y modificado tanto sus rangos de distribución como sus patrones de abundancia y por consecuencia la estructura de las comunidades. Se ha observado un cambio de la distribución de varias especies de aves, mariposas y plantas alpinas hacia los polos o mayores altitudes, de alrededor de 6 km por década (Parmesan y Yohe 2003).

Es importante tomar en cuenta que los cambios en el clima son sólo un factor en la larga lista de factores que afectan la distribución y la supervivencia de las poblaciones (Root *et al.* 2003); es por ello que es indispensable la aplicación de programas que permitan amortiguar estos múltiples factores.

4. Modelos de nicho ecológico y la distribución potencial de las especies

Considerando que el cambio en la distribución de las especies es de alguna forma un reflejo de lo que acontece en la estructura de sus poblaciones, comprender la dinámica de su distribución a través del modelado de nichos ecológicos es un enfoque que ha sido ampliamente empleado (Anderson *et al.* 2002, Parra-Olea *et al.* 2005, Ballesteros-Barrera 2007). En años recientes se

ha considerado a los modelos de nicho como una herramienta útil en muy diversos estudios sobre ecología, biogeografía, evolución y más recientemente, en conservación e investigación relacionada con cambio climático y salud pública (Guisan y Thuiller 2005, Martínez-Meyer 2005, Peterson *et al.* 2005)

Con los modelos de nicho ecológico es posible registrar el desplazamiento de la distribución de las especies, así como la dirección del mismo (Parra *et al.* 2005). También han sido útiles para identificar áreas climáticamente viables para las especies, que representarían sitios potenciales para la colonización, con una clara aplicación al estudio de especies invasoras (Peterson y Holt 2003); para ubicar áreas de distribución potencial donde la especie no ha sido registrada por diversos factores, desde esfuerzos de colecta insuficientes hasta eventos históricos, como eventos de extinción local, etc. (Anderson y Martínez-Meyer 2004). Asimismo, al modelar el nicho ecológico de las especies es posible proyectarlo en el tiempo o en el espacio, por ejemplo, a escenarios de cambio climático en las próximas décadas (Peterson *et al.* 2001, Midgley *et al.* 2002, Peterson *et al.* 2002, Parra-Olea *et al.* 2005) e identificar áreas de la distribución potencial histórica que se perderán por efectos de cambios en el clima, además de áreas que podrían potencialmente ganarse por efecto de la colonización. Hay que añadir que dado que la conservación de especies poco conocidas representa un reto debido al desconocimiento que se tiene de su biología y distribución, los modelos de nicho generan mapas robustos de distribución potencial de las especies (Martínez-Meyer 2005, Sánchez-Cordero *et al.* 2005) y apoyan la generación de estrategias para la toma de decisiones con miras en la conservación de las especies (Sánchez-Cordero *et al.* 2005, Papes y Gaubert 2007) ante el inminente riesgo de extinción (Thomas *et al.* 2004).

4.1 Construcción de los modelos de nicho ecológico

Los modelos de nicho ecológico se basan en la identificación del conjunto de variables ambientales óptimas para la especie, para ubicar áreas en la geografía donde dichas variables estén presentes y con base en lo cual es posible construir un mapa de distribución. Idealmente, en este mapa se incluyen sitios donde se ha registrado la especie, así como áreas donde no se ha reportado, pero en donde las condiciones son viables, es por ello que se les considera mapas de distribución potencial.

Los modelos se construyen a partir de dos tipos de datos básicos, los datos biológicos que están definidos por puntos de colecta de las especies, y los geográficos que son típicamente representados por variables ambientales. Ambos son los datos de entrada para los

diversos algoritmos de modelado, en los cuales se modela el nicho de las especies en un espacio ecológico; el modelo generado se proyecta a la geografía obteniendo como resultado un mapa de distribución potencial de las especies (Martínez-Meyer 2005) (Fig. 2).

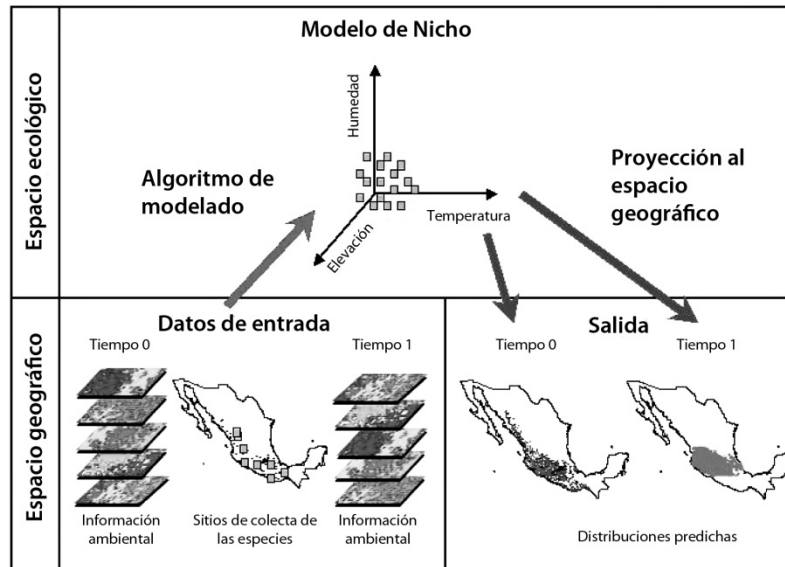


Figura 2. Proceso de construcción de los modelos de nicho ecológico. Modificado de Martínez-Meyer (2005).

Las variables ambientales son coberturas digitales generadas a partir de valores de variables del ambiente físico tomados con cierta periodicidad, durante un periodo de tiempo determinado. Con base en trabajo experimental, se ha observado que las variables del clima (valores máximos y mínimos o promedio de temperatura y precipitación) son más informativas que otras (Martínez-Meyer 2005), ya que a ciertas escalas el clima y los factores físicos afectan directamente la distribución de las especies (Anderson y Martínez-Meyer 2004, Soberón y Peterson 2005). Las variables topográficas se emplean también como parte de la descripción del ambiente físico, éstas son: elevación, pendiente, orientación de la pendiente y capacidad de encharcamiento del terreno (índice topográfico) (Anderson y Martínez-Meyer 2004, Martínez-Meyer 2005, Peterson *et al.* 2005)

Este conjunto de variables puede reflejar valores actuales de los factores climáticos, o valores estimados hacia diferentes tiempos (pasado o futuro) (Martínez-Meyer *et al.* 2004, Thomas *et al.* 2004). Recientemente se ha empleado un conjunto de variables generadas a partir de valores de temperatura y precipitación, considerando además los escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero en varios lapsos de tiempo al futuro, para realizar

mapas de distribuciones potenciales considerando escenarios de cambio climático siguiendo la metodología antes mencionada.

Debido a la creciente demanda de modelos de distribución potencial que puedan evaluar el riesgo de extinción para las especies, en la actualidad se han generado una gran variedad de algoritmos de modelado, por ejemplo Biomapper, FloraMap, BIOCLIM, GARP, entre otros. Estos pueden distinguirse básicamente entre los que requieren de datos de presencia y ausencia como datos de entrada y aquellos que requieren sólo datos de presencia y que generan o no pseudoausencias (Martínez-Meyer 2005), pero todos básicamente extrapolan las asociaciones entre los puntos de ocurrencia y el conjunto de datos ambientales identificando estas áreas en un mapa (Soberón y Peterson 2005).

El área que predicen los modelos, pese a que representa sitios viables para las especies, puede en la realidad estar o no habitada por éstas. Ello puede deberse a factores externos al modelo, como interacciones bióticas, factores históricos o cambio en el uso de suelo y la deforestación que conduce a la pérdida del hábitat (Sánchez-Cordero *et al* 2005, Soberón y Peterson 2005). Es posible cuantificar la reducción del área de distribución sobreponiendo los modelos de distribución potencial con mapas de uso de suelo actual (Sánchez-Cordero *et al.* 2005).

Quizá una de las limitaciones más fuertes de éstos modelos es que no consideran factores adicionales a los climáticos que también definen la distribución de las especies, como dispersión y competencia, por ejemplo (Guisan y Thuiller 2005). Asimismo, los resultados sobre proyecciones a futuro obtenidos con escenarios de cambio climático pueden ser muy distintos dependiendo del algoritmo que se esté empleando (Martínez-Meyer 2005). Sin embargo, los modelos de nicho ecológico ofrecen una alternativa para estimar qué tanto afectaría el cambio climático a las especies, así como identificar aquellas especies que pueden ser más vulnerables al cambio, o identificar áreas climáticamente viables para su permanencia. Ayudan también para generar información necesaria para la implementación de medidas a corto y largo plazo, como por ejemplo, el establecimiento de áreas naturales protegidas o la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (Botkin *et al.* 2007).

5. Especies de estudio

El Orden Rodentia es el más numeroso de los mamíferos en el mundo, con 2,021 especies. En México están presentes ocho familias de este Orden: Sciuridae, Castoridae, Geomyidae, Heteromidae, Muridae, Dasyproctidae, Agoutidae y Erethizontidae. De éstas, la Familia Muridae, representada por 22 géneros y 127 especies, es la más ampliamente distribuida, ya que se localiza en una gran variedad de hábitat, ausente únicamente en las regiones polares y algunas islas (Ceballos 2005).

Los múridos de América, anteriormente clasificados en la Familia Cricetidae, han sido objeto de muy diversos estudios, tanto a nivel de familia (Peterson *et al.* 2001) como a nivel de género o especie, lo que haría suponer que son organismos bien conocidos; sin embargo, aunque existen especies de las que se tienen bases de datos derivadas de colectas históricas, han sido en general muy poco estudiadas.

Un ejemplo de lo anterior son las especies de estudio del presente trabajo, *Oryzomys couesi* y *Otodylomys phyllotis*. Aunque algunos representantes del género *Oryzomys* han sido empleados en algunos estudios enfocados a la conservación de la biodiversidad de México (Illoldi *et al.* 2008), son muy pocos los trabajos sobre aspectos de su biología, como relaciones ecológicas, o posibles respuestas a diferentes factores de impacto. El caso de *Otodylomys* no es muy distinto, ya que escasamente se conoce su descripción científica. Recientemente se ha estudiado la genética poblacional y ecología de algunas poblaciones de ambas especies (Vega *et al.* 2007, Fuentes-Montemayor *et al.* 2009, Vázquez-Domínguez *et al.* en prensa, Gutiérrez-García y Vázquez-Domínguez en revisión).

Clasificación:

Orden Rodentia

Suborden Myomorpha Brandt, 1855

Infraorden Myodonta Schaub, *in*: Grassé y Dekeyser, 1955

Superfamilia Muroidea Illiger, 1811

Familia Muridae Illiger, 1811

Subfamilia Sigmodontinae Wagner, 1843

Género *Oryzomys* Baird, 1858

Oryzomys couesi (Alston, 1877)

Género *Otodylomys* Merriam, 1901

Otodylomys phyllotis (Merriam, 1901)

***Oryzomys couesi* (Alston, 1877)**

'Rata arrocerá del pantano'

En 1981, Hall reporta 24 subespecies de *Oryzomys palustris*, entre los cuales se encontraba *Oryzomys palustris couesi*. Sin embargo, revisiones taxonómicas recientes (Ramirez-Pulido *et al.* 2005) ubican a *Oryzomys palustris* con una subespecie, *Oryzomys palustris texensis*, y a *Oryzomys couesi* como una especie independiente con trece subespecies enlistadas a continuación:

Oryzomys couesi (Alston, 1877)

- Oryzomys couesi albiventer* Merriam, 1901
- Oryzomys couesi aquaticus* J. A. Allen, 1891
- Oryzomys couesi aztecus* Merriam, 1901
- Oryzomys couesi couesi* (Alston, 1877)
- Oryzomys couesi cozumelae* Merriam, 1901
- Oryzomys couesi crinitus* Merriam, 1901
- Oryzomys couesi fulgens* Thomas, 1893
- Oryzomys couesi lambi* Burt, 1934
- Oryzomys couesi mexicanus* J. A. Allen, 1897
- Oryzomys couesi peninsulae* Thomas, 1897
- Oryzomys couesi peragrus* Merriam, 1901
- Oryzomys couesi regillus* Goldman, 1915
- Oryzomys couesi zygomatiscus* Merriam, 1901

Descripción:



D.R. CONABIO/Aslam Narváez Parra

Figura 3. *Oryzomys couesi*

Son ratas de tamaño mediano a grande (43-82 g). Tienen orejas pequeñas y cubiertas por pelo, patas blancas; la cola carece de pelo, es escamosa y tiene la misma longitud que la cabeza y el cuerpo. El pelaje en la región dorsal es de color grisáceo-café, con un poco de negro, en los lados es un poco más pálido y en la región ventral es blanco o amarillo claro. La cola es bicolor en la parte dorsal y clara en la parte ventral (Ceballos y Miranda 2000, López y Medellín 2005).

Historia natural y ecología:

Son nocturnos y terrestres, buenos nadadores, por lo que es común encontrarlos en zonas inundables como manglares, humedales o marismas. Se encuentran principalmente en zonas húmedas, como vegetación riparia y selva baja, y escasamente en matorrales. Especie omnívora que se alimenta de semillas, frutos, partes suculentas de hierbas y arbustos, y ocasionalmente peces pequeños, crustáceos e insectos. Generalmente establecen sus madrigueras entre la vegetación acuática, en huecos en la base de los árboles y arbustos. Se reproducen durante todo el año, teniendo hasta ocho crías por año (Lopez y Medellín 2005). Se reproducen todo el año y su periodo de gestación es de 21 a 28 días. Las crías pueden reproducirse a las 7 semanas de nacidas y su ciclo de vida es corto (Ceballos y Miranda 2000).

Hábitat:

Habita en selva baja caducifolia, selva mediana subperennifolia, bosque de pino-encino, bosque templado caducifolio, bosque espinoso, selva tropical caducifolia y perennifolia, manglar y vegetación riparia. Es común en cultivos, pastizales, plantíos de árboles frutales y cocotales. Se le encuentra desde el nivel del mar hasta 2,300 msnm (López y Medellín 2005).

Distribución:

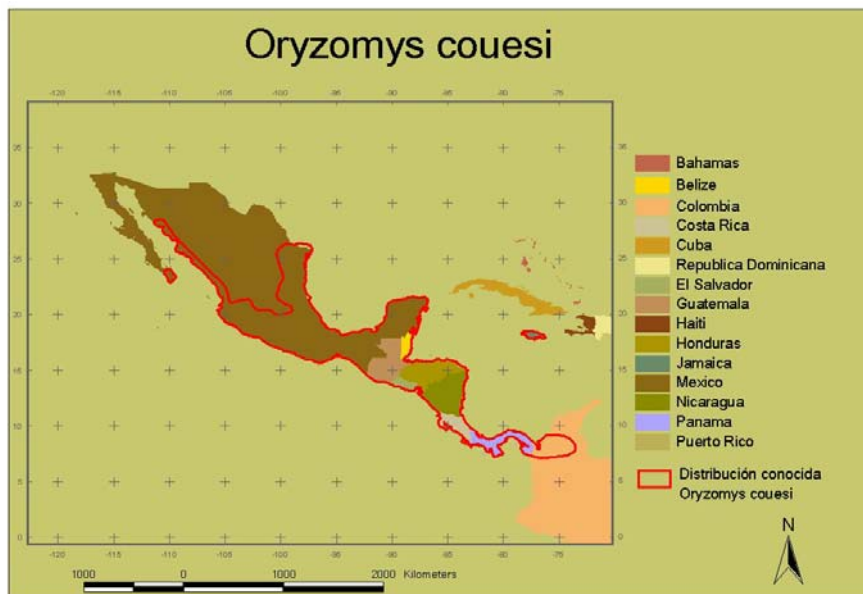


Figura 4. Distribución conocida de *Oryzomys couesi*. Polígono de distribución conocida disponible en www.Natureserve.org

Se distribuye desde el extremo sur de Texas, pasando por la vertiente del Golfo, hasta la península de Yucatán, y por el Pacífico desde Sonora hasta el sur de México. Una única población en Baja California Sur, ya considerada extinta (Álvarez-Castañeda com person). En todo Centro América y hasta el norte de Colombia. El registro de Jamaica, un único ejemplar

de principios del siglo XX, muy probablemente sea una identificación errónea (Fig. 4).

Estado actual:

De acuerdo con lo reportado en la literatura es una especie abundante, que se le puede encontrar en hábitats perturbados y particularmente en cultivos de arroz y caña de azúcar. Sus poblaciones tienen altas densidades en cultivos anuales y puede ser considerada una especie plaga en México (Ceballos y Miranda 2000). Sin embargo, sus poblaciones están drásticamente disminuidas, sobre todo por la transformación de la vegetación (Vázquez-Domínguez, com person.)

***Otodylomys phyllotis* (Merriam, 1901)**

'rata trepadora orejona'

Otodylomys phyllotis es la única representante del género. Tiene dos subespecies reconocidas en México y Centro América:

Otodylomys phyllotis (Merriam, 1901)

Otodylomys phyllotis connectens Sanborn, 1935

Otodylomys phyllotis phyllotis Merriam, 1901

Descripción:



Figura 5. *Otodylomys phyllotis*

Son animales generalmente de cuerpo delgado y tamaño mediano (34-84 g), con coloración oscura en dorso y clara en la parte ventral, aunque el color del pelaje varía geográficamente, así como también el tamaño. Por ejemplo, la subespecie *phyllotis* que se encuentra en la península de Yucatán es más pequeña que los de Tabasco y Chiapas de la subespecie *connectens*.

Los ojos y las orejas son grandes y la cola es larga y sin pelo, de color uniforme y escamosa (Arita 2005) (Fig. 5).

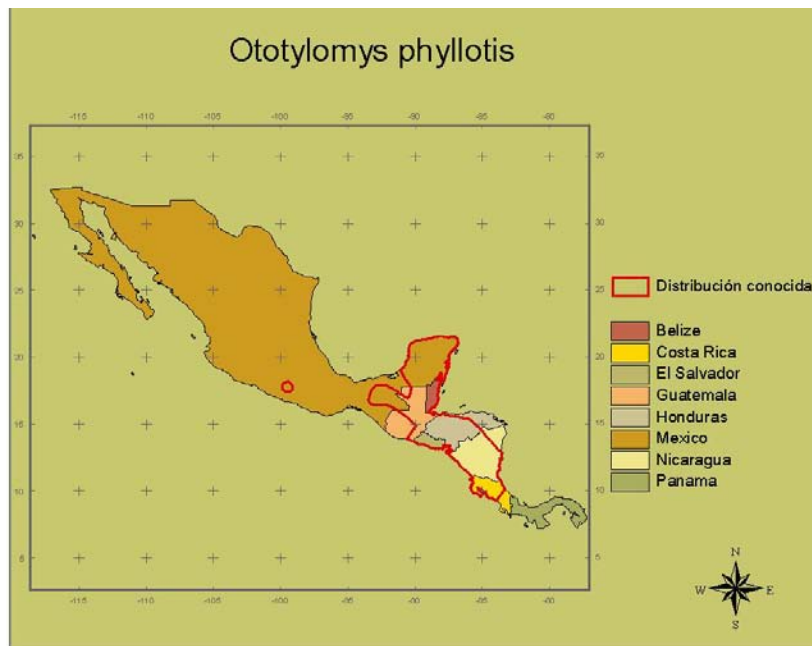
Historia Natural y ecología:

Son nocturnos, trepadores y tienen preferencia por los sitios boscosos y rocosos. Sus hábitos alimenticios son pobremente conocidos, aparentemente su dieta consiste principalmente de frutos y hojas. Se reproducen durante todo el año, aunque es posible que haya una baja en la actividad reproductiva en las estaciones de secas (octubre, noviembre). El periodo de gestación varía de 49 a 69 días (Arita 2005).

Hábitat:

Se encuentra en el bosque tropical perennifolio, subperennifolio, y caducifolio. No frecuenta sitios de cultivo por lo que no es considerado como plaga. Se le encuentra desde el nivel del mar hasta 2,000 msnm. La mayoría de las localidades en México no superan los 1,000 msnm.

Distribución:



Es una especie endémica de Mesoamérica. Se encuentra en la península de Yucatan, Tabasco, Chiapas y un registro de fragmentos de hueso en Guerrero, el cual no ha sido confirmado taxonómicamente. En Centroamérica llega hasta el centro de Costa Rica (Fig. 6).

Figura 6. Distribución conocida de *Ototylomys phyllotis*. Polígono de distribución conocida disponible en [www. Natureserve.org](http://www.Natureserve.org)

Estado actual:

Se ha reportado baja densidad poblacional en algunas de sus zonas de distribución, y aunque no se encuentra en ninguna lista oficial de especies amenazadas, esta característica y su preferencia por sitios boscosos, hace que algunos autores la clasifiquen como particularmente vulnerable a la deforestación (Arita 2005).

IV. Hipótesis

Con el modelado de distribución potencial, se identificarán nuevas áreas de distribución geográfica (área potencial) no reportadas para *Oryzomys couesi* y *Otodylomys phyllotis*.

La distribución de *Oryzomys couesi* se modificará como resultado del cambio climático en menor grado que la de *Otodylomys phyllotis*, particularmente porque: es una especie más generalista, no está limitada a un solo tipo de vegetación y puede sobrevivir en ambientes con cierto grado de perturbación.

V. Objetivos

- Modelar la distribución geográfica histórica y potencial de *Otodylomys phyllotis* y *Oryzomys couesi*
- Modelar la distribución geográfica de *Oryzomys phyllotis* y *Otodylomys couesi* bajo escenarios de cambio climático
- Evaluar cuál de las dos especies se verá más afectada (cambio en el tamaño del área) como resultado del cambio climático
- Evaluar el tipo de afectación (i.e. fragmentación, pérdida de área en la periferia o el centro de la distribución) y si ésta es diferente entre las dos especies.

VI. Materiales y métodos

El trabajo de análisis consistió de tres fases: a) creación de la base de datos; b) modelado de la distribución potencial actual y proyectada a futuro bajo escenarios de cambio climático; y c) ajuste de la distribución potencial con cambios de uso de suelo.

a) Base de datos

Se construyó una base de datos considerando puntos de colecta de especímenes resguardados en diferentes colecciones biológicas. Para ello se realizó una búsqueda exhaustiva de los registros disponibles en material bibliográfico y bases de datos electrónicas en portales de biodiversidad como GBIF (<http://www.gbif.org/>), REMIB (http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html), UNIBIO (<http://unibio.ibiologia.unam.mx/>), considerando útiles sólo aquellos registros que contaran con coordenadas geográficas, o bien datos claros que permitieran la ubicación de los sitios, para posteriormente poder asignarles una georeferencia y la verificación de las mismas. Este proceso de verificación y georeferenciación se realizó utilizando como base el archivo digital de localidades de INEGI para el caso de México, y los gaceteros Alexandria (<http://www.alexandria.ucsb.edu>) y Fallingrain (<http://www.fallingrain.com/world/>) para Centroamérica.

Se obtuvieron un total de 62 localidades para cada una de las especies. Estas localidades ya verificadas se visualizaron con herramientas de sistemas de información geográfica (SIG), generando un mapa de sitios de ocurrencia para cada una de las especies (Figuras 5 y 10).

b) Modelado del nicho ecológico

Considerando como datos de entrada la base de datos de puntos de registro de las especies, se generaron los modelos de nicho ecológico utilizando capas digitales de 19 variables bioclimáticas derivadas de valores mensuales de precipitación, temperatura máxima y mínima (Hijmans *et al.* 2005.) y dos variables topográficas, una cobertura de pendientes y una de índice topográfico (USGS, Hydro 1K).

Los modelos de nicho ecológico se construyeron con los algoritmos de inteligencia artificial Genetic Algorithm for Rule-Set Prediction (GARP) (Stockwell and Noble 1992) y Maxent (Phillips *et al.* 2006). GARP relaciona las características ambientales de los puntos donde la

especie ha sido reportada, con base en las coberturas climáticas y geográficas de entrada, con puntos tomados al azar del resto de la zona de estudio, y genera una serie de reglas de decisión que resumen los factores asociados a la presencia de la especie (Peterson *et al.* 2005). Inicialmente, se dividió el conjunto de puntos de colecta en datos de entrenamiento y de validación (50% de los datos para cada caso), ya que GARP realiza una selección de reglas a través de un proceso iterativo en que las evalúa con los datos de entrenamiento. GARP posteriormente evalúa el éxito predictivo con los datos definidos como de validación. Las reglas “evolucionan” imitando la evolución del ADN (e.g., mutaciones puntuales, deleciones) y los cambios son evaluados por el algoritmo para saber si deben incluirse o no en el modelo. Así, se generaron inicialmente 100 modelos de los cuales GARP seleccionó los 10 mejores a través de una matriz de confusión donde verificó la cantidad de datos de presencia que no fueron predichos por el modelo (error de omisión) y la cantidad de presencias predichas que no cuentan con datos de ocurrencia de la especie (error de comisión) (Anderson 2003). Estos modelos de condiciones ecológicas se proyectaron a la geografía, identificando sitios que contarán con las condiciones ambientales que se han asociado a la presencia de la especie y donde potencialmente podría distribuirse. De esta forma, los diez mejores modelos son sumados para generar un mapa consenso de distribución potencial de la especie, utilizando sistemas de información geográfica.

Maxent estima la probabilidad de distribución de la especie con base en análisis de máxima entropía y asocia los puntos de colecta de la especie con las capas climáticas y topográficas de entrada. Genera así un mapa de celdas asentado en el terreno geográfico, donde los valores de alta probabilidad asociados a una celda en particular indica la probabilidad de que dicha celda tenga las condiciones ambientales adecuadas para la especie (Urbina-Cardona y Layola 2008). En este trabajo se definió el 20% de los datos como datos de validación, lo que le permite al programa efectuar algunos análisis estadísticos simples (Phillips, tutorial maxent <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>). Los mapas probabilísticos obtenidos presentan valores continuos entre 0 y 1, entre más cercano sea el valor a 1, mayor será la probabilidad de que ese pixel tenga las condiciones ambientales asociadas a la presencia de la especie. Debido a que los valores son continuos, se definió un valor a partir del cual se indicó la presencia (valores de 1) y la ausencia (valor de 0).

Se siguió el mismo procedimiento con ambos algoritmos para generar los mapas de distribución potencial proyectados al futuro. En los datos de entrada se emplearon las mismas bases de datos de puntos de colecta de las especies y las variables topográficas. Las 19

variables ambientales fueron generadas considerando la familia de escenarios de emisiones gases de efecto invernadero A2, estimados para los años 2020, 2050 y 2080, tomando como base el modelo de circulación general CCCMA (Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis; <http://www.cccma.bc.ec.gc.ca/>), que se obtuvieron de la base de datos de Worldclim (<http://www.worldclim.org/>).

De esta manera se obtuvieron mapas de presencia-ausencia de los dos algoritmos que definen la distribución potencial actual y proyectada a futuro para las especies. Los mapas se obtuvieron en formato raster que pueden ser visualizados y manipulados con herramientas SIG.

c) *Ajuste de la distribución potencial con cambios de uso de suelo*

Dado que los modelos de distribución potencial identifican las zonas en las que se encuentran las variables ambientales en donde la especie se ha observado históricamente, éstos no contemplan factores externos que limiten la distribución, como por ejemplo el cambio de uso de suelo. En un procesamiento posterior se empleó cartografía de uso de suelo y vegetación para eliminar aquellos sitios donde en la actualidad no se encuentran condiciones de hábitat para la especie, por efectos de deforestación, aumento en los asentamientos humanos, o zonas agrícolas, etc.

Se consultaron para ello las coberturas de suelo global de Global Land Cover Facility (<http://glcf.umiacs.umd.edu>) y de The USGS Land Cover Institute (<http://landcover.usgs.gov/globalandcover.php>), con resolución espacial de 1 km y que cubren en su totalidad el área de estudio. Sin embargo, ninguna de estas coberturas tiene categorías de vegetación que se ajusten a los tipos de vegetación descritos para México como hábitat para las especies de estudio, y son más bien muy generales y no consideran ciertas comunidades vegetales importantes, como por ejemplo los humedales. Es por ello que fue necesario en este trabajo hacer el ajuste de los modelos considerando el cambio de uso de suelo únicamente para el área de distribución que corresponde a México, tomando como base la cobertura de uso de suelo y vegetación Serie III de INEGI (2005), la cual presenta una categorización de vegetación más detallada e identifica todos los tipos de vegetación descritos para las especies.

VII. Resultados

1. Distribución potencial actual

- ***Oryzomys couesi***

Los puntos de colecta que constituyen la base de datos de *Oryzomys couesi* se distribuyen en México, Guatemala, Belice, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica y Panamá (Fig. 7).

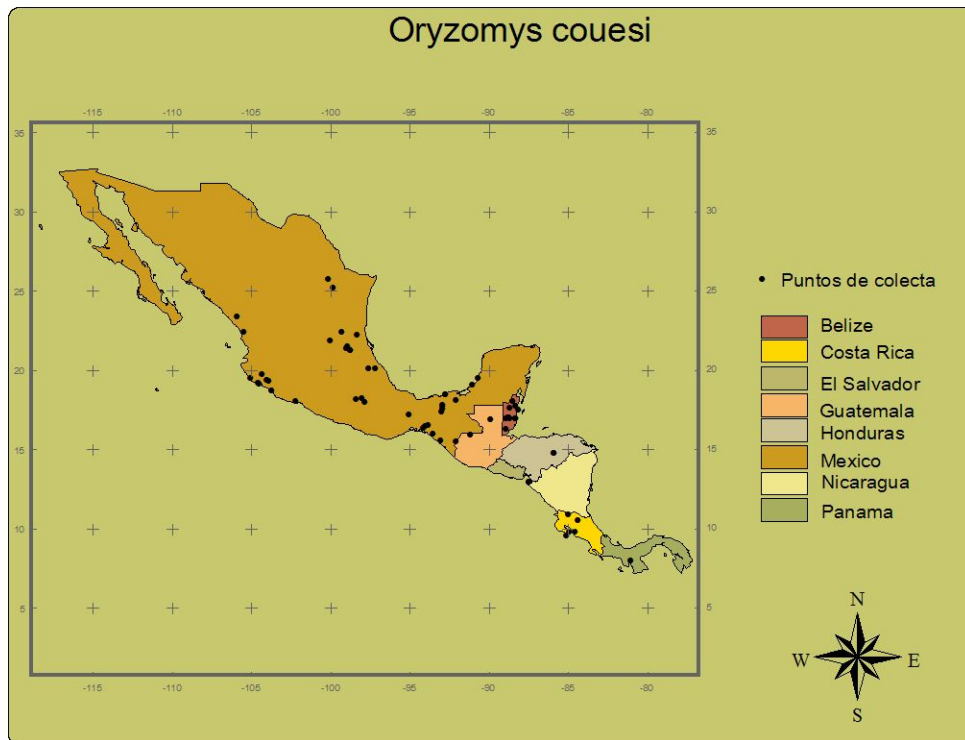


Figura 1. Puntos de colecta de *Oryzomys couesi*

Los modelos de nicho ecológico generados a partir de datos de colecta y variables bioclimáticas proyectados a la geografía generaron el mapa de distribución potencial construido con Maxent (Fig. 8a), y el mapa consenso de los diez mejores modelos de GARP (Fig. 8b). Ambos mapas se sumaron y se identificaron las zonas de coincidencia entre ambos modelos (Fig. 8c).

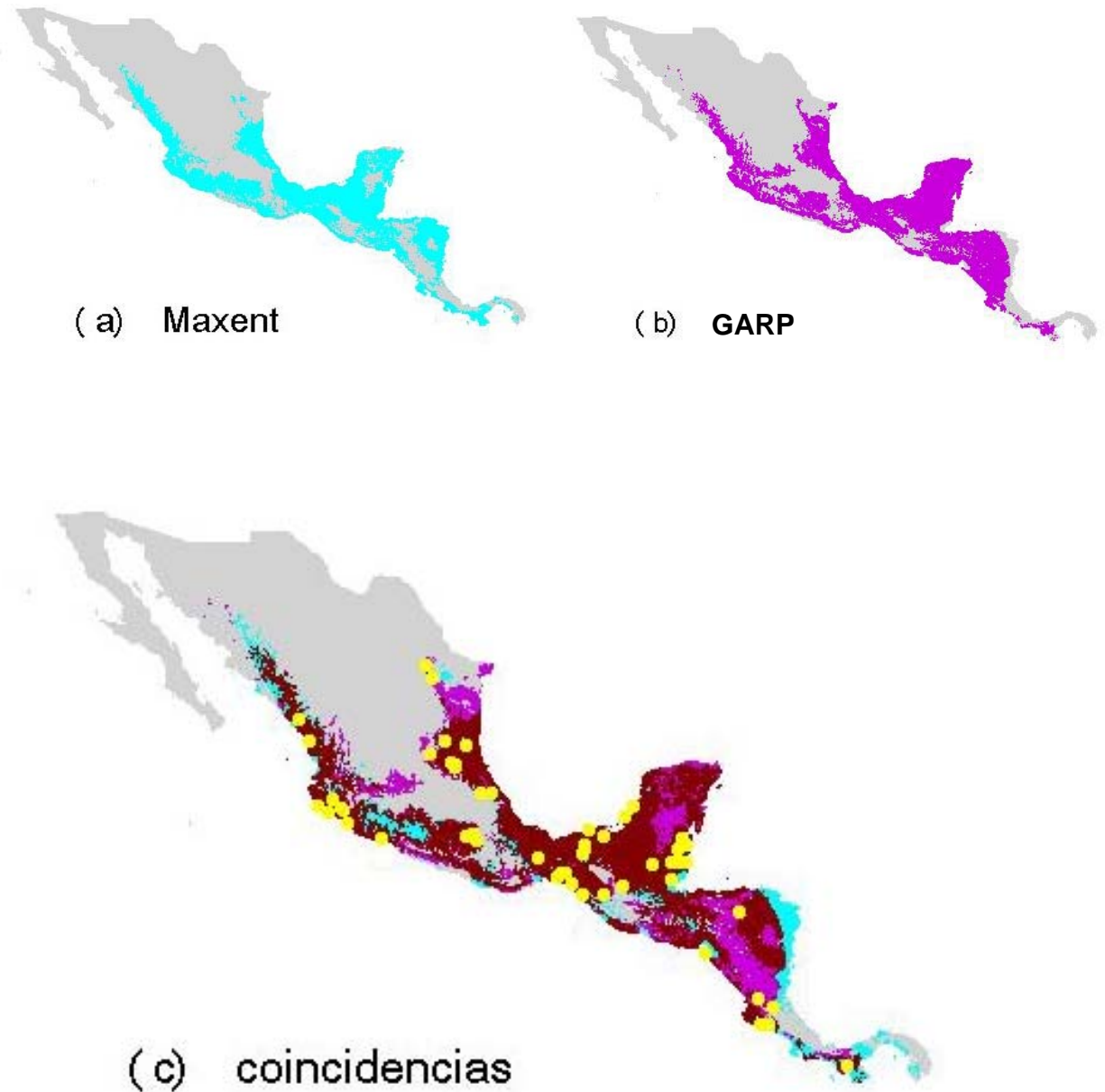


Figura 8. (a) Distribución potencial de *Oryzomys couesi* modelado con el algoritmo Maxent; (b) distribución potencial de *O couesi* modelado con el algoritmo GARP; (c) mapa de áreas de coincidencia entre lo modelado con Maxent y Garp

- Distribución potencial modelada con Maxent
- Distribución potencial modelada con GARP
- coincidencias entre modelos
- puntos de colecta

La distribución potencial actual fue bastante coincidente con ambos algoritmos. Cincuenta y siete de los 62 puntos de colecta coincidieron con el modelo construido con GARP, mientras que 56 puntos de colecta fueron predichos por Maxent. GARP predijo 7% más del área predicha por Maxent, ya que GARP identificó 843,846 km² como área de distribución potencial, mientras que Maxent identificó 784,638 km² (Tabla 2). Los límites de la distribución conocida de la especie, tanto latitudinal como longitudinalmente, fueron también bastante coincidentes con nuestros modelos, iniciando en México, de norte a sur por el Golfo desde el sur Tamaulipas hasta la península de Yucatán, y por el Pacífico desde el sur de Sinaloa hasta Chiapas, por todo Centroamérica hasta el centro-sur de Panamá.

- ***Ototylomys phyllotis***

Para *Ototylomys phyllotis* los puntos de colecta que constituyen la base de datos se ubican en los países de México, Guatemala, Belice, Honduras, El Salvador, Nicaragua y Costa Rica (Fig. 9).

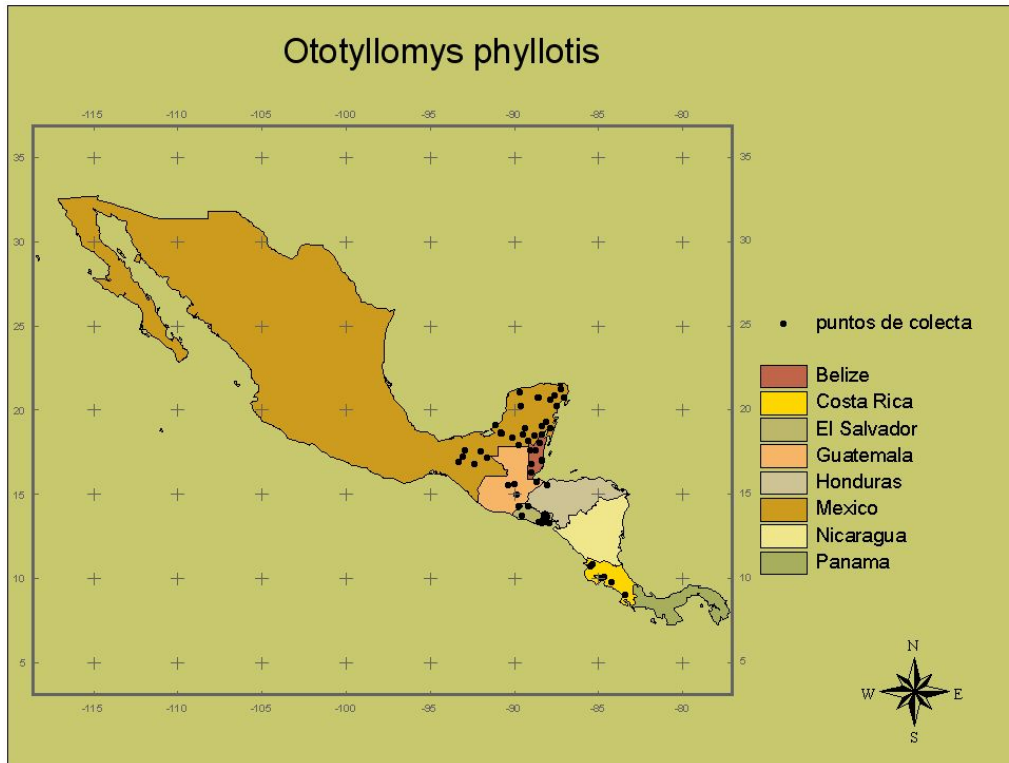


Figura 9. Puntos de colecta de *Ototylomys phyllotis*

Los mapas obtenidos independientemente con el algoritmo Maxent (Fig. 10a) y el mapa consenso de los 10 mejores modelos de GARP (Fig. 10b) fueron sumados para identificar las zonas de coincidencia (Fig. 10c).

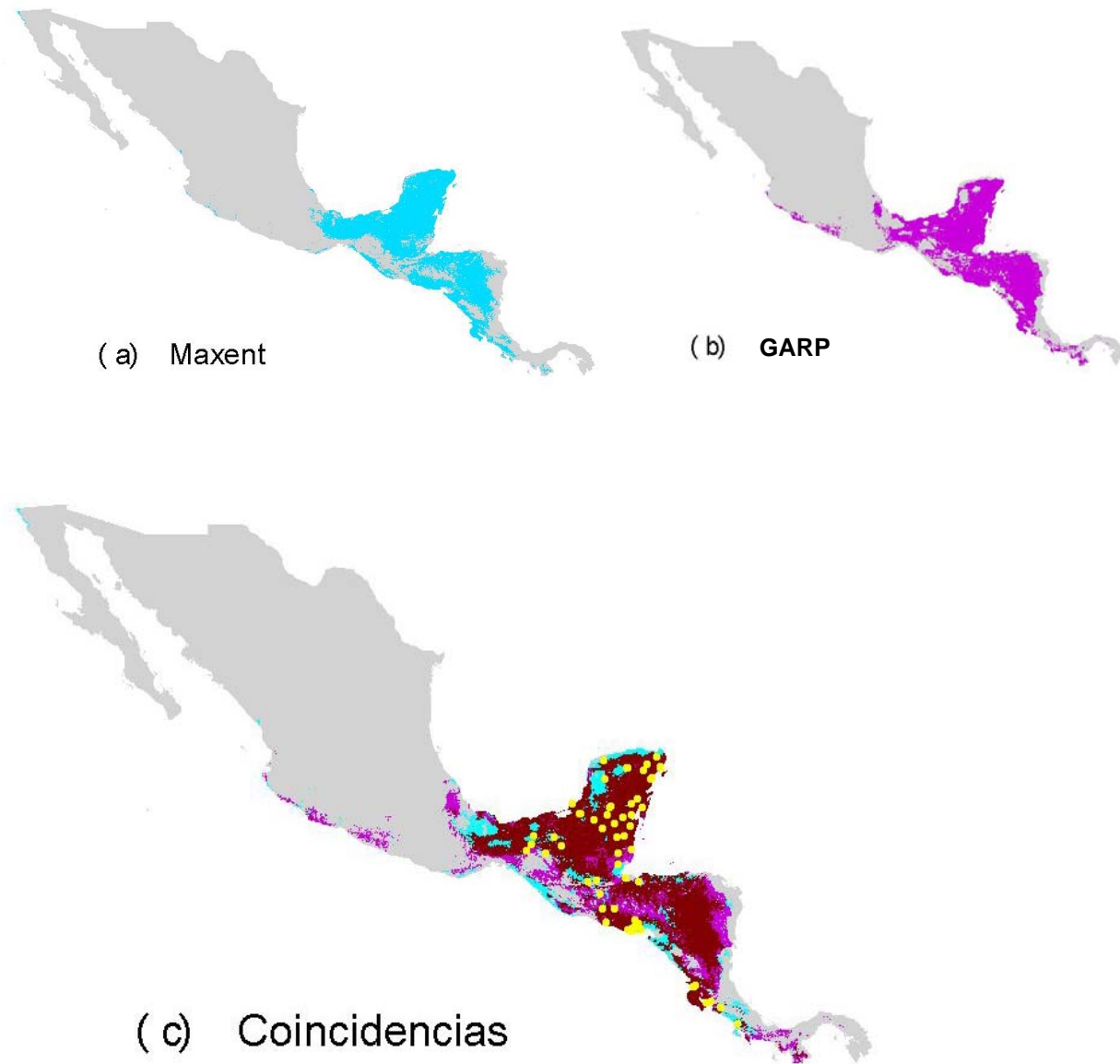


Figura 10. (a) Distribución potencial de *Ototylomys phyllotis* modelado con el algoritmo Maxent; (b) distribución potencial de *O. phyllotis* modelado con el algoritmo GARP; (c) mapa de áreas de coincidencia entre lo modelado con Maxent y GARP

- Distribución potencial modelada con Maxent
- Distribución potencial modelada con GARP
- Coincidencias entre modelos
- puntos de colecta

La distribución potencial actual modelada con GARP y Maxent también fue bastante coincidente para *Ototylomys phyllotis*. Cincuenta y cuatro de los 62 puntos de colecta coinciden con el modelo construido con GARP, mientras que 57 puntos de colecta son predichos por Maxent. En cuanto al tamaño del área predicha por los algoritmos también fueron muy similares. GARP predijo 7% más del área predicha por Maxent, ya que el primero identificó 474,510 km² como área de distribución potencial, mientras que el segundo 436,565 km² (Tabla 3). En cuanto a los límites de la distribución conocida, ambos algoritmos predijeron mayor área hacia el norte de la distribución, identificando como área de distribución potencial una franja exclusivamente costera de los estados de Oaxaca, Michoacán, Guerrero, Jalisco, Colima y sur de Nayarit, por el Pacífico, y parte del extremo sur de Veracruz en el Golfo, los cuales no cuentan con registros de la especie en nuestra base de datos.

En términos generales los modelos de distribución potencial actual construidos para ambas especies fueron bastante coincidentes entre los dos métodos. GARP predijo mayor área en ambos casos, y la distribución potencial actual modelada para *Ototylomys phyllotis* fue más amplia de la distribución actual conocida, identificando nuevas áreas en la costa del Pacífico y el Golfo de México.

2. Distribución potencial proyectada a futuro

La coincidencia entre los modelos construidos con GARP y Maxent para *Oryzomys couesi* es menor al modelar la distribución a tiempo futuro (Tabla 2) (mapas Anexo 1).

Tabla 2. Número de puntos de colecta y área (km²) predichos por cada algoritmo para la distribución potencial de *O. couesi*.

	GARP		Maxent	
	Puntos de colecta	Área predicha	Puntos de colecta	Área predicha
actual	57	843,846	56	784,638
2020	49	793,714	57	843,961
2050	38	631,441	58	780,384
2080	17	460,821	61	952,858

No hubo una tendencia similar entre las predicciones de ambos algoritmos. Para GARP, el tiempo a futuro representó menor coincidencia de los puntos de colecta con el modelo, mientras que para Maxent la coincidencia fue similar al área predicha (Tabla 2). Sin embargo, en el caso de Maxent no se observa un patrón, ya que hubo un aumento de área para el año 2020, en 2050 ésta disminuyó y en 2080 nuevamente se incrementó. GARP, mientras tanto, mostró siempre una tendencia a disminuir el área, por lo tanto a coincidir menos con los puntos de colecta (mapas en la sección de anexos).

En el caso de *Otodylomys phyllotis* los mapas de distribución potencial proyectados a futuro bajo escenarios de cambio climático construidos con GARP y Maxent coincidieron en la tendencia a que el área de distribución potencial se reducirá al ir avanzando en el tiempo. Maxent perdió menos área en comparación con GARP y, por lo tanto, la coincidencia con los puntos de colecta fue mayor, lo cual, considerando que se trata de proyecciones a futuro, no necesariamente implica que sean más acertados. Sin embargo, en la proyección al 2080 hubo una disminución drástica de área, perdiendo alta coincidencia con los puntos de colecta (Tabla 3) (mapas en la sección de anexos).

Tabla 3. Número de puntos de colecta y área (km²) predichos por cada algoritmo para la distribución potencial de *Otodylomys phyllotis*.

	GARP		Maxent	
	Puntos de colecta	Área predicha	Puntos de colecta	Área predicha
actual	54	474,510	57	436,565
2020	37	379,506	53	380,298
2050	20	245,619	40	289,457
2080	9	149,597	13	140,825

En este trabajo, tanto GARP como Maxent generaron modelos muy confiables en las proyecciones actuales para ambas especies, pero en el caso de *Oryzomys couesi*, GARP es el que presentó resultados coherentes y por lo tanto posiblemente más confiables en las proyecciones a futuro. Debido a estas inconsistencias y buscando hacer comparables los resultados entre especies, se decidió considerar en el análisis únicamente los modelos construidos con el algoritmo GARP para las dos especies.

- **Distribución potencial de *Oryzomys couesi* actual y proyectada a futuro bajo escenarios de cambio climático**

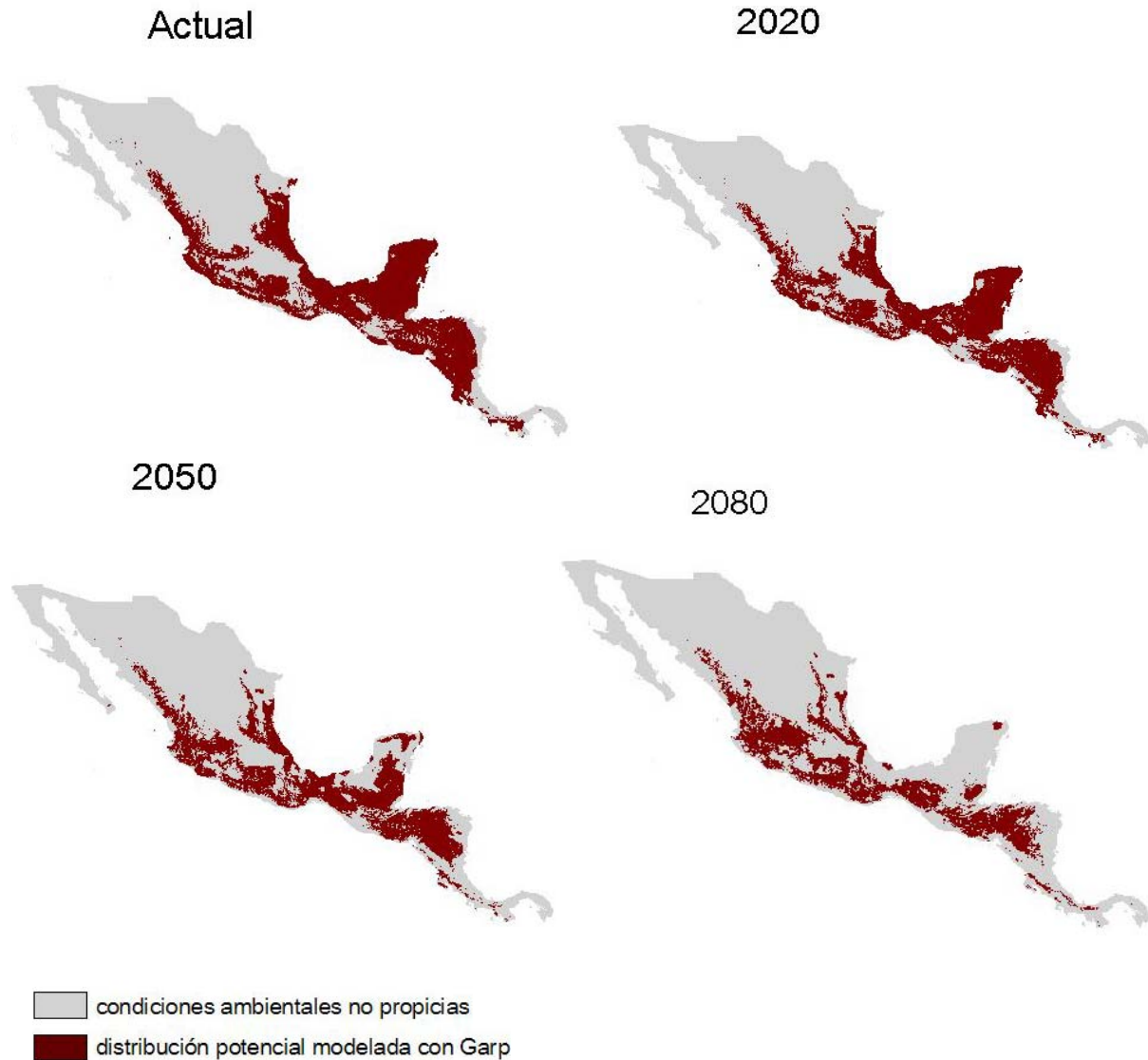


Figura 11. Modelos de distribución potencial de *Oryzomys couesi*, actual y proyectados a futuro bajo escenarios de cambio climático

En los modelos de distribución potencial proyectados a futuro bajo escenarios de cambio climático, hubo una disminución en el área de distribución para ambas especies (Figs. 11 y 12). Para *Oryzomys couesi* el área de distribución potencial predicha en la actualidad se redujo en un 6% para el año 2020, para el 2050 se perdió el 25% y para el 2080 el 45% aproximadamente (Tabla 4).

Tabla 4. Área de la distribución potencial en las proyecciones a futuro para *Oryzomys couesi*

Periodo de tiempo	Área en km ²	Área perdida%
Actual	843,846	
2020	793,714	5.9
2050	631,441	25.2
2080	460,821	45.4

Las mayores reducciones de área se presentaron en la zona del Golfo de México y el Caribe, con reducciones significativas en Veracruz, la península de Yucatán y Nicaragua.

- **Distribución potencial de *Ototylomys phyllotis* actual y proyectados a futuro bajo escenarios de cambio climático**

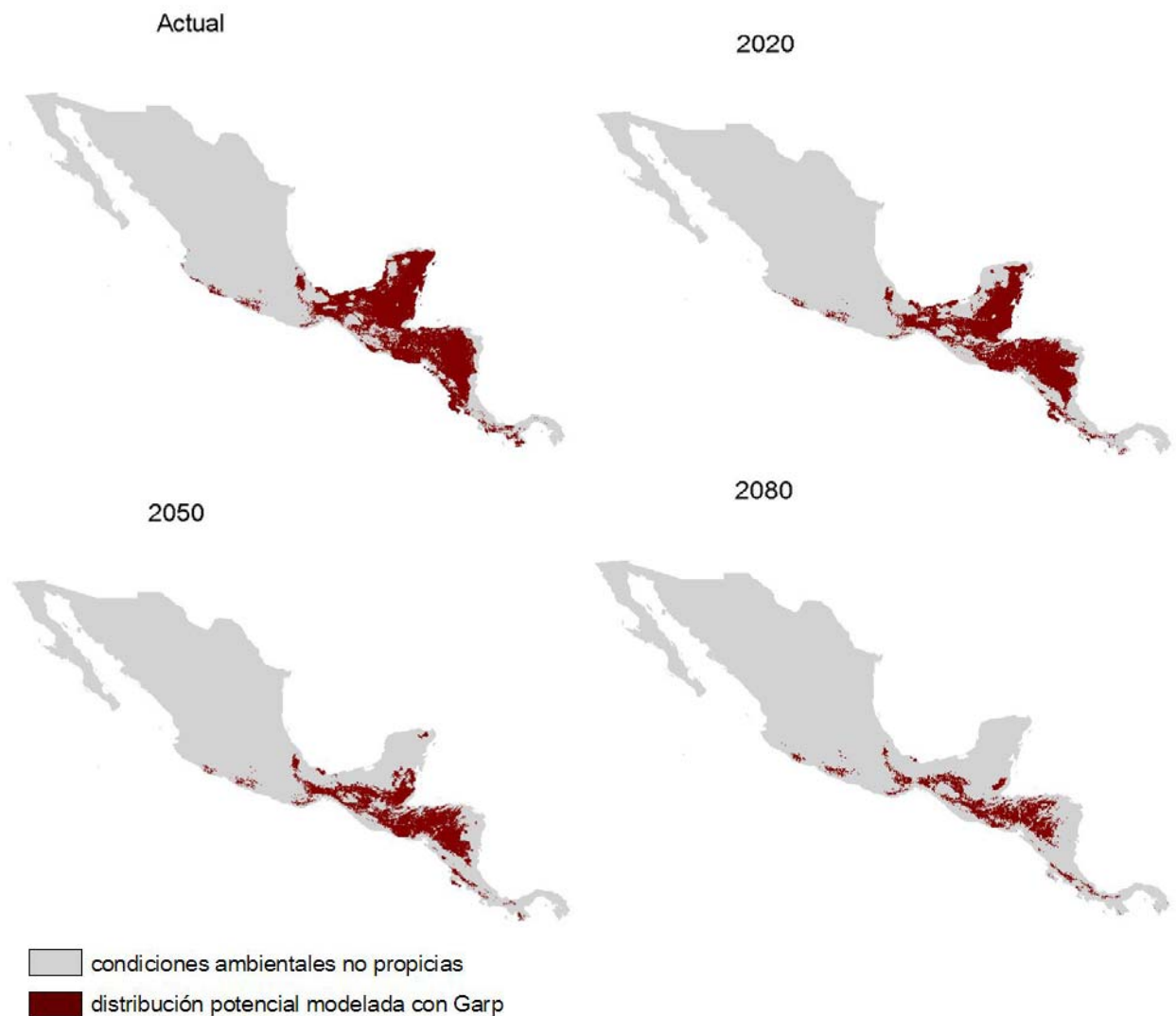


Figura 12. Modelos de distribución potencial de *Ototylomys phyllotis* actual y proyectados a futuro bajo escenarios de cambio climático

En los mapas de distribución potencial proyectados a futuro bajo escenarios de cambio climático también hubo una disminución en el área de distribución de *Ototylomys phyllotis* (Fig. 12). El área de distribución potencial predicha en la actualidad se redujo en 20% para el año 2020, para el 2050 en 48% y para el 2080 fue de aproximadamente 68% (Tabla 5). Las zonas que más área perdieron fueron la península de Yucatán y la región ubicada al oriente de Centroamérica.

Tabla 5. Área de la distribución potencial en las proyecciones a futuro para *Ototylomys phyllotis*

Periodo de tiempo	Área en km ²	Área perdida%
Actual	474,510	
2020	379,506	20
2050	245,619	48.2
2080	149,597	68.5

3. Modelos de distribución potencial considerando el cambio de uso de suelo para México

Los mapas de distribución potencial construidos a partir de los modelos de nicho ecológico que consideran las variables climáticas y topográficas muestran las áreas donde las condiciones ambientales son semejantes a las zonas donde la especie ha sido reportada. Sin embargo, no consideran las condiciones de fragmentación y cambio de uso de suelo que limita la distribución de las especies en la actualidad. Por ello, se realizó un ajuste de los mapas de distribución potencial con cartografía de uso de suelo y vegetación (USV) (INEGI 2005), únicamente para el área de distribución correspondiente a México. Los resultados mostraron que la distribución potencial actual de *Oryzomys couesi* se reduce en un 60% al hacer el ajuste (Fig. 13).


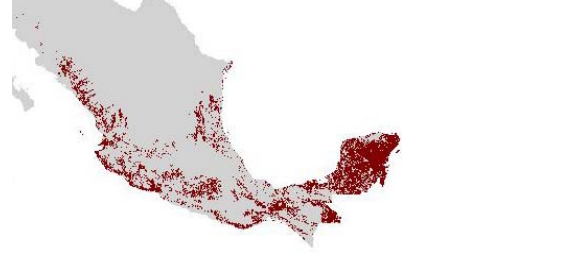
Sin ajuste con USV	Con ajuste de USV
	
557,437 km ²	220,395 km ² . Reducción en un 60%

Figura 13. Modelos de distribución potencial actual para México, considerando el cambio en el uso del suelo (USV).

En el caso de *Ototylomys phyllotis* se encontró que la distribución potencial actual se redujo en un 47% al hacer el ajuste (Fig. 14).


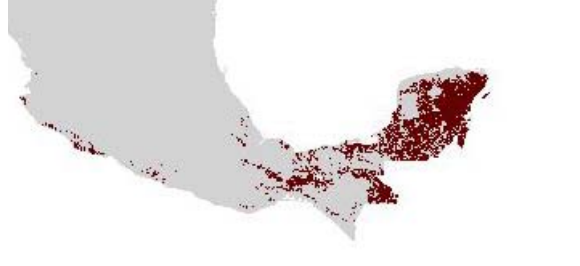

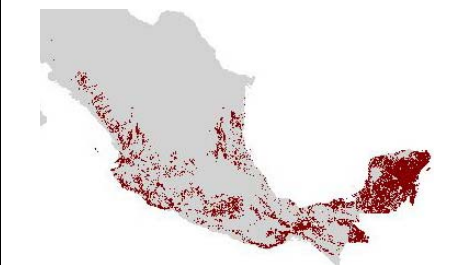
Sin ajuste con USV	Con ajuste de USV
	
202,458 km ²	106,663 km ² . Reducción en un 47%

Figura 14. Modelos de distribución potencial actual para México, considerando USV

Proyecciones a futuro

La distribución potencial de *O. couesi* proyectada a futuro se vio afectada por dos factores interactuantes: cambio climático analizado en tres periodos de tiempo 2020, 2050 y 2080 (Fig. 15a) y el cambio de uso de suelo y vegetación considerándose datos del año 2002 (Fig. 15b).

Año	a) sin USV	b) con USV	Área perdida por efecto del cambio climático	Área perdida por efecto del cambio climático y USV
2020			5%	63%
	529,169 km ²	204,551 km ²		



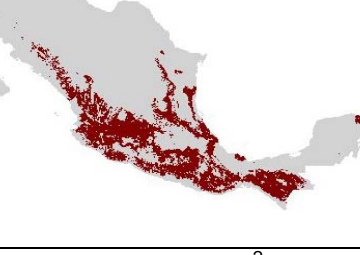

2050			24%	75%
	422,184 km ²	138,935 km ²		
2080			41%	86%
	325,975 km ²	78,656 km ²		

Figura 15. Modelos de distribución potencial proyectados a futuro bajo efectos de cambio climático, (a) sin ajuste de USV y (b) con ajuste de USV.

La distribución potencial actual correspondiente a México se redujo, en la proyección al 2020, en un 5% por efecto del cambio climático; si le adicionamos el cambio de uso de suelo y vegetación, la distribución se redujo en un 60%. Para el 2050 hubo una reducción del 24% por el cambio climático y del 63% considerando el cambio de uso de suelo; para el 2080 hubo una pérdida de alrededor del 40% y del 80%, respectivamente.

Para *Otodylomys phyllotis* la distribución potencial proyectada al futuro con escenarios de cambio climático (Fig. 16a) también se redujo drásticamente al considerarse el cambio en el uso de suelo y la vegetación (Fig. 16b).

La distribución potencial actual correspondiente a México se redujo en la proyección al 2020 en 29% por efectos del cambio climático; si se consideran los efectos del cambio de uso de suelo y vegetación, la distribución se redujo en un 63%. Para el 2050 hubo una reducción del 63% por efecto del cambio climático y el 87% considerando el cambio de uso de suelo, y para el 2080 la pérdida fue de alrededor del 77% y del 95% respectivamente.



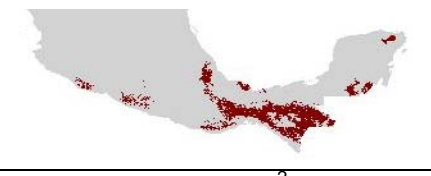

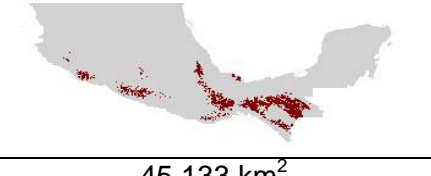

Año	a) sin USV	b) con USV	Área perdida por efecto del cambio climático	Área perdida por efecto del cambio climático y USV
2020			29.4%	63.4%
	142,994 km ²	74,085 km ²		
2050			63.9%	86.9%
	73,053 km ²	26,463 km ²		
2080			77.7%	94.7%
	45,133 km ²	10,665 km ²		

Figura 16. Modelos de distribución potencial proyectados a futuro bajo efectos de cambio climático, s(a) in ajuste de USV y (b) con ajuste de USV.

VIII. Discusión

La distribución potencial actual modelada para *Oryzomys couesi* y *Otodylomys phyllotis* es altamente coincidente con la distribución conocida para ambas especies, lo que resulta de tener un continuo de condiciones ambientales a lo largo de los puntos de colecta de las especies. Asimismo, se identificaron nuevos sitios ambientalmente viables donde las especies no han sido reportadas. En el caso de *Oryzomys couesi* estos sitios no rebasan los límites de la distribución conocida, pero para *Otodylomys phyllotis* hay una sobrepredicción donde se identifican sitios de distribución potencial en la zona costera del Pacífico y en el Golfo de México y que rebasan los límites con registros reportados para la especie.

Las nuevas áreas identificadas son porciones de selva caducifolia y bosque de coníferas de la costa del Pacífico, y vegetación hidrófila y remanentes de selva del Golfo de México (Fig. 17). Estos sitios son similares a aquéllos donde se ha observado que la especie puede sobrevivir y por lo tanto representan sitios potenciales para su distribución. Curiosamente, cabe aclarar que el único registro histórico con que se cuenta en el Pacífico es un fragmento de hueso proveniente de heces de búho en una cueva, en el estado de Guerrero, registro que pudiera ser una identificación errónea, ya que pese a búsquedas en campo en el pasado no ha podido corroborarse dicho registro (Vázquez-Domínguez com. pers.). Ahora bien, el hecho de que nuestro modelo identifique condiciones viables para la especie no necesariamente significa que ésta pueda estar ahí, ya que se ha observado que son pocas las especies que habitan en todos los sitios donde potencialmente podrían hacerlo (Anderson y Martínez-Meyer 2004; Araújo y Pearson 2005). Algunas razones posibles de dicha ausencia son, por ejemplo, la presencia de un taxón cercanamente emparentado (que lo 'excluye'), por que haya habido un evento de extinción local en el pasado (Anderson y Martínez-Meyer 2004), o bien que represente un área disponible para dispersiones futuras. Sin embargo, para que esto último sucediera, por ejemplo con *Otodylomys phyllotis*, ésta tendría que ser capaz de sobrepasar la barrera geográfica que representa el Istmo de Tehuantepec. Es indispensable que al identificar áreas de sobrepredicción se consideren tanto las barreras geográficas como las interacciones bióticas, factores que tienen un efecto determinante en el posible establecimiento de una especie (Martínez-Meyer 2005). Considerando lo anterior, los modelos de distribución potencial obtenidos en este análisis pueden servir de base para planear colectas en campo diseñadas a inspeccionar estas zonas identificadas como viables y que no cuentan con registros de la especie.

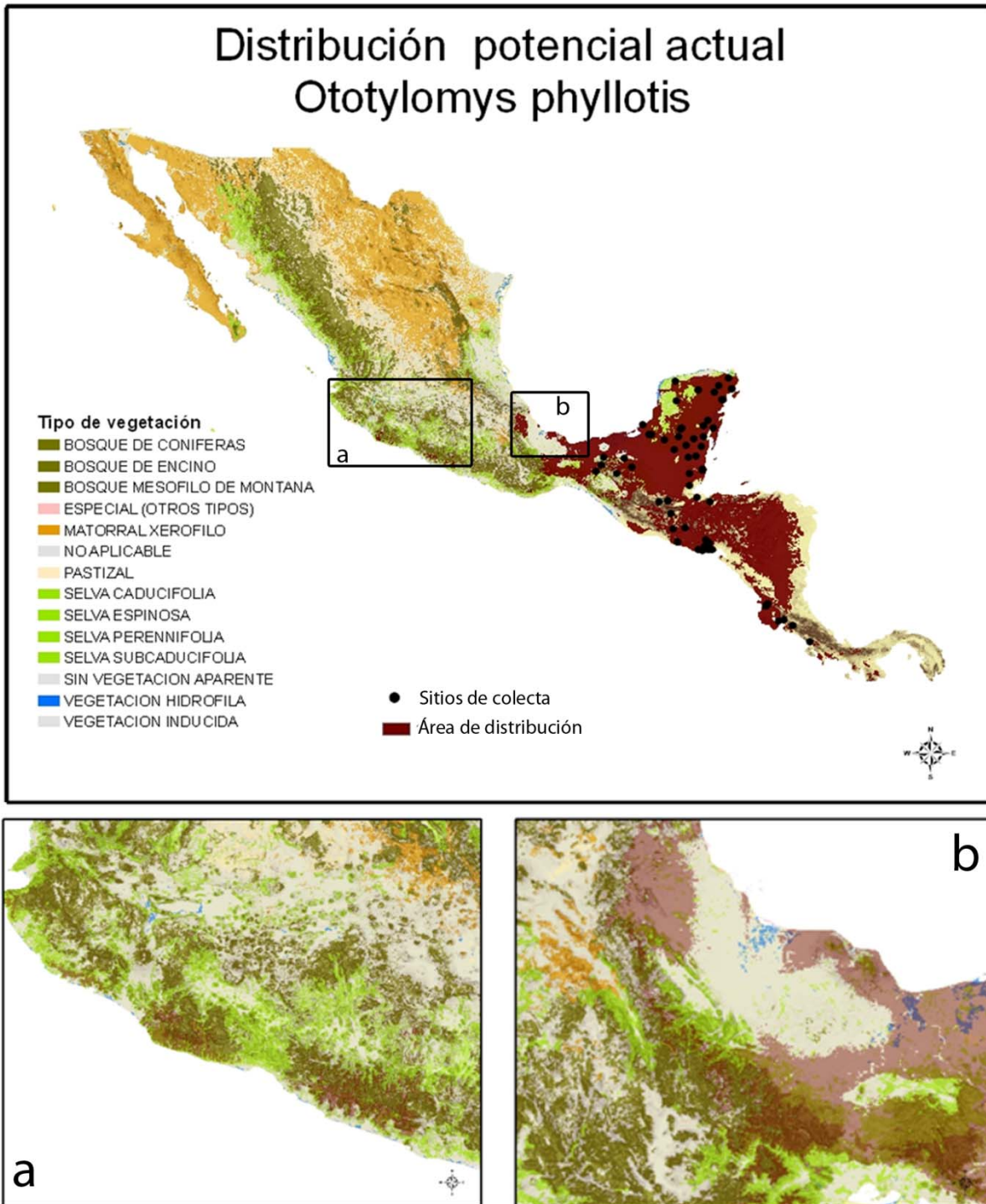


Figura 17. Áreas de distribución potencial actual identificadas para *O. phyllotis* que no cuentan con registros de presencia.

El empleo de diferentes algoritmos para modelar la distribución de una misma especie puede ser una potencial fuente de error si no es considerada con cuidado, ya que se ha observado que los resultados pueden variar según el algoritmo empleado (Martínez-Meyer 2005). La alta coincidencia en este trabajo entre lo modelado con el algoritmo genético GARP y lo modelado con Maxent da más certeza sobre las zonas identificadas, sin embargo, este no es el caso para las proyecciones a futuro donde efectivamente existe discrepancia entre lo modelado con cada algoritmo. Papes y Gaubert (2007) reportan también resultados dispares en modelos de distribución potencial modelados con GARP y Maxent. Es necesario considerar a detalle esta fuente de incertidumbre, ya que los modelos de distribución potencial a futuro considerando escenarios de cambio climático conllevan en sí mismos un alto grado de incertidumbre. Por ejemplo, los escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero que son empleados para la construcción de los modelos son, como lo señala el IPCC (2000) '*una alternativa de lo que podría acontecer en el futuro, su evolución futura es muy incierta*'. Es por ello que, para evitar correr riesgos innecesarios de potencializar errores, se decidió mantener en el análisis los resultados de un solo algoritmo (ver resultados).

Considerando entonces los resultados a futuro obtenidos con GARP, ambas especies se ven severamente afectadas, ya que presentan reducciones significativas en el tamaño del área al considerar escenarios de cambio climático, siendo *Otodylomys phyllotis* la especie más afectada ya que pierde 68.5% de su área de distribución en la proyección al año 2080, mientras que *O. couesi* pierde el 45.4% de su distribución. Ahora bien, el ritmo al cual pierden área es bastante particular, ya que *Oryzomys couesi* 'resiste' más el cambio a corto plazo, pues en el primer periodo (presente al 2030), su área sólo se reduce en un 6%, mientras que la de *O. phyllotis* lo hace en un 20%. Posiblemente ello esté asociado a que *O. couesi* tiene hábitos más generalistas de alimentación y tipo de hábitat comparada con *O. phyllotis*. Ahora, en el segundo periodo (al 2050), el área de *O. couesi* se reduce drásticamente, pasando del 6 al 25%, al igual que *O. phyllotis* que va del 20 al 48%. Para el periodo final (2080), ambas pierden el doble de lo que habían perdido en el periodo anterior; dada entonces la mayor pérdida de área de *O. phyllotis* al inicio, hace que al final sea la especie más afectada (68% versus 45% de *O. couesi*). Cabe resaltar que a partir del 2050 ambas especies pierden área a la misma tasa. Ello nos muestra cómo, aunque las especies pudieran tener la capacidad de "amortiguar" este tipo de cambios ambientales en su inicio, si dicho efecto es constante y/o permanente, éstas se verán afectadas irremediablemente.

Ahora bien, el área que se mantiene en las proyecciones a futuro para las dos especies coincide en dos aspectos: 1) en el sur de México donde las distribuciones son coincidentes, las zonas que permanecen para una especie se sobrelapan con las áreas de la otra, es decir, las áreas mantenidas son las mismas geográficamente (aunque no necesariamente en extensión) en el sureste de México, y 2) dichas áreas están asociadas a las zonas de mayor altitud (Fig. 18), es decir para el año 2080 la distribución de *O. couesi* y *O. phyllotis* se habría desplazado hacia altitudes mayores. Esto es muy congruente a lo reportado en la literatura, ya que al preverse aumentos en la temperatura (IPCC 2007), se ha estimado que las especies tenderán a desplazarse a sitios con menor temperatura (y mayor altitud). De hecho, ya se ha observado esta respuesta de la biodiversidad al actual cambio climático: Parmesan y Yohe (2003) reportan cambios en la distribución de mariposas y plantas alpinas hacia los polos o mayores altitudes a un ritmo de 6 km por década.

Además, el área perdida de la distribución potencial al año 2080 está asociada con lo que hoy conocemos como bosques tropicales, y las áreas que se mantienen se asientan en los actuales bosques templados. Sin embargo, debido a la directa relación de las diferentes comunidades vegetales con la temperatura, se estima que los bosques tropicales migren hacia altitudes mayores y por lo tanto los bosques templados y la vegetación alpina serían los más impactados (Villers y Trejo 2005).

El desplazamiento de la distribución de *O. couesi* y *O. phyllotis* no sólo implica cambios en el área de distribución, pues ello supondría que la distribución de las demás especies a las que están asociadas (e.g., hábitat, alimento, depredadores) se desplazarán en conjunto. Sin embargo, las especies de plantas y animales, lo mismo que los ecosistemas en general, seguramente serán afectados de manera diferencial, lo que puede resultar en nuevos ensambles o interacciones bióticas (Thomas *et al.* 2004), por lo que es factible suponer que no coincidirán los sitios climáticamente viables con los recursos necesarios (e.g., tipo de suelo, alimento) para que las especies sobrevivan (Thomas *et al.* 2004).

Lo anteriormente expuesto muestra que el cambio en el clima puede tener grandes consecuencias para las especies, reduciendo drásticamente sus posibilidades de hábitat. Pero debe considerarse además que ya en la actualidad –con un cambio climático apenas expresado en el aumento de la temperatura– la acelerada pérdida de la biodiversidad está particularmente asociada, entre otros, a la pérdida y fragmentación del hábitat resultado del cambio de uso de suelo (Groves 2003). Esto es, la identificación de un sitio climáticamente viable para una especie no puede ser considerada como un sitio potencial para su distribución, si no se toman

en cuenta las condiciones mismas del hábitat, ya que las poblaciones de una especie pueden reducirse o extirparse de un sitio por pérdida del hábitat natural (Sánchez-Cordero et al. 2005).

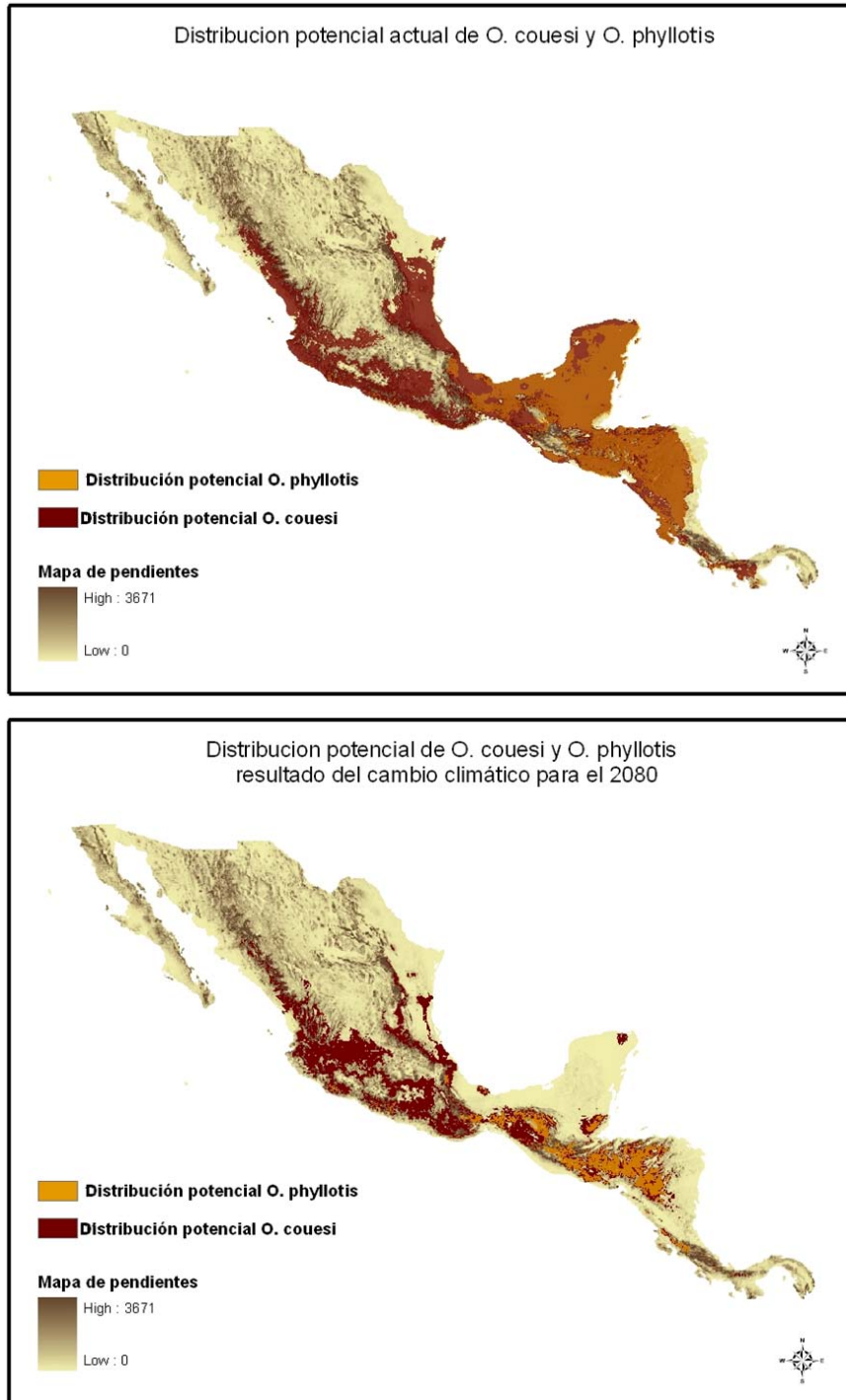


Figura 18. Comparación de áreas mantenidas para la distribución potencial actual y proyectada al 2080 de *Oryzomys couesi* y *Ototylomys phyllotis*

En nuestro caso, tanto *Oryzomys couesi* como *Otodylomys phyllotis* se ven gravemente afectadas por el cambio de uso de suelo. La distribución potencial modelada para el presente se reduce 60% para *O. couesi* y 47% para *O. phyllotis* si consideramos el uso de suelo actual. Es decir, alrededor del 50% del área identificada como climáticamente viable para las especies, no cuenta realmente con condiciones de hábitat adecuadas para sobrevivir. Es de resaltar que en este caso *O. couesi* es la especie más afectada, a pesar de que está asociada a una mayor variedad de tipos de vegetación comparada con *O. phyllotis*, por lo cual podríamos suponer que se afectaría en menor medida por el cambio de uso de suelo. Sin embargo, si consideramos que uno de los ecosistemas con los que está fuertemente vinculada esta especie son los humedales costeros, el resultado tiene más sentido ya que son ecosistemas fuertemente amenazados por las actividades humanas, compitiendo por el uso de suelo con el sector turístico, industrial, ganadero, agrícola y el desarrollo urbano (Conabio 2008). Además, los ecosistemas costeros están amenazados también por el potencial aumento del nivel del mar resultado del cambio climático.

Actualmente no se cuenta con proyecciones de cambio de uso de suelo que nos presenten un panorama de cómo será éste a corto y largo plazo, sólo se tienen prospecciones que indican que se perderán grandes extensiones de matorrales, pastizales naturales y vegetación halófila, ya que se consideran prioritarios los ecosistemas asociados con productos maderables y servicios como la captura de carbono (Semarnat 2009). Asimismo, el cambio climático incrementará los incendios forestales que se traducirán como pérdidas adicionales de la cobertura vegetal (Semarnat 2009). Sin embargo, y considerando la importancia de incluir al cambio de uso de suelo en el presente análisis, fue posible cuantificar la reducción del área de distribución de una especie sobreponiendo mapas de uso de suelo actual en los modelos de distribución potencial (Sánchez-Cordero *et al.* 2005). Para ello el análisis se realizó bajo el supuesto que las zonas que no cuentan con vegetación natural en el presente, no representan posibilidades de hábitat en el futuro para las especies. Esto claramente no es sostenible en todos los casos, pero hasta que no se desarrollen escenarios de cambio de uso de suelo al futuro, es la única alternativa para abordar el efecto sinérgico de estos dos factores.

En el caso de *O. couesi* sólo el 37% de su área de distribución potencial actual se mantiene para el 2030 considerando los efectos del cambio climático y el cambio de uso de suelo; si las zonas alteradas se mantuvieran como hasta hoy, para el año 2080 se mantendría únicamente el 14%. El caso de *O. phyllotis* no es más alentador, para el 2080 sólo mantiene aproximadamente el 6% de su área de distribución potencial actual.

IX. Reflexiones finales

Con base en lo anterior podemos decir que a pesar de que *Oryzomys couesi* es más generalista y puede habitar en una gran variedad de tipos de vegetación, éstos son mayoritariamente ecosistemas amenazados, como por ejemplo los bosques templados que están fuertemente amenazados por el aumento en la temperatura como resultado del cambio climático, y los humedales costeros que tienen fuertes presiones, tanto por factores antropogénicos como por el posible aumento en el nivel del mar. Por otro lado, *Otodylomys phyllotis* es mucho más específico y únicamente habita bosques tropicales, ecosistemas en los que además de los impactos del cambio climático, la presión antropogénica y las altas tasas de deforestación han logrado que existan sólo algunos remanentes y fragmentos de estos bosques (Villers y Trejo 2050). Es por ello que ambas especies tendrán sin duda reducciones significativas en su área de distribución debido al cambio climático, efectos que se potencializarán si las condiciones de uso de suelo continúan favoreciendo la pérdida de la vegetación natural.

Este análisis muestra los posibles efectos del cambio climático en la distribución de dos especies de roedores, sin embargo bien puede ser este un ejemplo de los posibles efectos del cambio climático y las presiones de la humanidad a la biodiversidad. La alteración de los procesos naturales puede llevar a las reacciones en cadena que modifiquen por completo el mundo en el que vivimos. Así, el cambio climático representa una amenaza de grandes dimensiones a la biodiversidad; en particular la posible migración de las especies dependerá de las capacidades de cada una, de la naturaleza de los nuevos ensamblajes formados, y de su potencial evolutivo. Además, la drástica disminución de su área de distribución pone en fuerte riesgo la persistencia de las especies. Los sitios identificados en este estudio como climáticamente viables para las especies en el futuro y que en la actualidad no cuentan con vegetación natural, pueden ser consideradas como áreas para restauración y que en el futuro representen posibilidades de hábitat para las especies (Sánchez-Cordero 2005).

Lo anterior pone de manifiesto la urgente necesidad de implementar programas a corto, mediano y largo plazo que controlen las actividades humanas que ponen en riesgo a la biodiversidad. La reducción de las emisiones de gases efecto invernadero y el establecimiento de reservas naturales (Botkin *et al.* 2007), son algunas de las medidas necesarias para mitigar los efectos del cambio climático en la biodiversidad.

X. Referencias

- Anderson R.P., M. Gómez-Laverde, T. Peterson. 2002. Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography* 11:131-141.
- Anderson R.P. 2003. Real vs. artefactual absences in species distributions: tests for *Oryzomys albigularis* (Rodentia: Muridae) in Venezuela. *Journal of Biogeography* 30:591-605.
- Anderson R.P., Martínez-Meyer E. 2004. Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (Heteromys) of Ecuador. *Biological Conservation* 116:167-79.
- Araujo M., Pearson R. 2005. Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography* 28:693-95.
- Arita H.T. 2005. *Ototylomys phyllotis* (Merriam 1901). En: *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G y G. Olivia, coords). Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica. México. Pp. 719-720.
- Ballesteros-Barrera C., E. Martínez-Meyer, H. Gadsden. 2007. Effects of land-cover transformation and climate change on the distribution on two microendemic Lizards, genus *Uma*, of Northern Mexico. *Journal of Herpetology* 41:733-740.
- Botkin D.B., H. Saxe, M.B. Araújo, R. Betts, R.H.W. Bradshaw, T. Cedhagen, P. Chesson, T.P. Dawson, J.R. Etterson, D.P. Faith, S. Ferrier, A. Guisan, A.S. Hansen, D.W. Hilbert, C. Loehle, C. Margules, M. New, M.J. Sobel, D.R.B. Stockwell. 2007. Forecasting the effects of Global Warming on Biodiversity. *BioScience* 57:227-236.
- Carey C., M.A. Alexander. 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions* 9:111-121.
- Ceballos G., A. Miranda. 2000. Guía de campo de los mamíferos de la costa de Jalisco, México. Fundación Ecológica de Cuixmala, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ecología/Instituto de Biología. México.
- Ceballos G. 2005. El Orden Rodentia En: *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G y G. Olivia, coords). Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica. México. Pp. 531.
- Chapin III ByF.S., O.E. Sala, I.C. Burke, J. Phillip, D.U. Hooper, W.K. Lauenroth, A.Lombard, H.A. Mooney, A.R.Mosier, S. Naeem, S.W. Pacala, J. Roy, W.L. Steffen,

- D.Tilman 1998. Ecosystem Consequences of Changing Biodiversity, experimental evidence and a research agenda for the future. *Bioscience* 48.
- Cleland E.E., I. Chuine, A. Menzel, H.A. Mooney, M.D. Schwartz. 2007. Shifting plant phenology in response to global change. *Ecology and Evolution* 22:357-365.
- CMCC 1992. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Disponible en: <http://unfccc.int>
- Conabio 2008. Los manglares de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Disponible en:
<<http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/manglares/doctos/manglares.html>>
- Cuatecontzin D.H., J. Gasca 2004. Los gases regulados por la convención marco de las naciones unidas sobre el cambio climático. En: *Cambio climático: una visión desde México*. (J. Martínez, A. Fernandez Bermauntz compiladores). Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). Pp. 87-98.
- Fuentes-Montemayor E., A.D. Cuarón, E. Vázquez-Domínguez, J. Benítez-Malvido, D. Valenzuela, E. Andresen. 2009. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. *Journal of Animal Ecology* 78: 857-865.
- Garduño R. 2004. ¿Qué es el efecto invernadero? En: *Cambio climático: una visión desde México*. (J. Martínez, A. Fernandez Bermauntz compiladores). Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). Pp. 29-39.
- Groves C. 2003. *The Challenge of Conserving Biological Diversity en Drafting a conservation blueprint, a practitioner's Guide to Planning for Biodiversity*. The Nature Conservancy. USA.
- Guisan A., Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:9993-1009.
- Hawkins B.A., J.A.F. Diniz-Filho, C.A Jaramillo, S.A Soeller, 2006. Post-Eocene climate change, niche conservatism, and the latitudinal diversity gradient of the New World birds. *Journal of Biogeography* 33:770-780.
- Hall R. 1981. *The mammals of north Americ*, Vol. II. Ronal Press, N.Y. Pp. 605-630.
- Hijmans R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jonesc, A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- Hutchinson G.E. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symp Quantitative Biol, 22, 414-27.

- Hutchinson GE. 1978. What is a niche?. En: *An introduction to population ecology*. Yale University. Pp. 152-212.
- Illoldi-Rangel P., T. Fuller, M. Linaje, C. Pappas, V. Sánchez-Cordero, S. Sarkar. 2008. Solving the maximum representation problem to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Diversity and Distributions*, Journal compilation.
- INEGI (2005). Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación, Escala 1:250,000, Serie 3 (CONTINUO NACIONAL). (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Dirección General de Geografía eds). INEGI Aguascalientes, Ags., México.
- IPCC 2000. Informe especial del IPCC, escenarios de emisiones, resumen para responsables de políticas. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático. Disponible en <<http://www.ipcc.ch>>
- IPCC 2001. Tercer Informe de Evaluación: Cambio climático 2001, la base científica, resumen técnico Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático. Disponible en <<http://www.ipcc.ch>>
- IPCC 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis, resumen para responsables de políticas. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático. Disponible en <<http://www.ipcc.ch>>
- Knouft J.H., J.B. Losos, R.E. Glor, J.J. Kolbe. 2006. Phylogenetic analysis of the evolution of the niche in lizards of the *Anolis sagrei* group. *Ecology* 87:S29-S38.
- Lopez X. y R.A Medellin. 2005. *Oryzomys couesi* (Alston, 1877). En: *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G y G. Olivia, coords). Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica. México. Pp:709-710.
- McCarty J.P. 2001. Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology* 15:320-331.
- Magaña V.O. 2004. El cambio climático global: comprender el problema. En: *Cambio climático: una visión desde México*. (J. Martínez, A. Fernandez Bermauntz compiladores). Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). Pp. 18-27.
- Martínez-Meyer E., A.T. Peterson, W.W. Hargroves 2004. Ecological niches as stable distributional constraints on mammal species, with implications for Pleistocene extinctions and climate change projections for biodiversity. *Global Ecology and Biogeography* 13:305-314.

- Martínez-Meyer E. 2005. Climate change and biodiversity: some considerations in forecasting shifts in species' potential distributions. *Biodiversity Informatics* 2:42-55.
- Menzel A., T.H. Sparks, N. Estrella, E. Kochz, A. Aasa, R. Ahas, K. Alm-kübler, P. Bissolli, O. Braslavská, A. Briede, F.M. Chmielewski, Z. Crepinsek, Y. Curnel, A. Dahl, C. Defila, A. Donnelly, Y. Filella, K. Jatczak, F. Mages, A. Mestre, Ø. Nordli, J. Peñuelas, P. Pirinen, V. Remisová, H. Scheffinger, M. Striz, A. Susnik, A.J.H.V. Vliet, F-E. Wielgolaski, S. Zachz and A. Züst. 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12:1969-1976.
- Midgley G.F., L. Hannah, D. Millar, M.C. Rutherford, L.W. Powrie. 2002. Assessing the vulnerability of species richness to anthropogenic climate change in a biodiversity hotspots. *Global ecology and biogeography* 11:445-451.
- Papes M., P. Gaubert. 2007. Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and distributions* 13:890-902.
- Parra-Olea G., E. Martínez-Meyer, G. Pérez-Ponce de León. 2005. Forecasting climate change effects on Salamander distribution in highlands of Central Mexico. *Biotropica* 37:202-208.
- Parmesan C., G. Yohe. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37-42
- Parmesan C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37:637-69.
- Pearson R.G., T.P. Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography* 12:361-371.
- Peterson A.T., Soberón J, Sánchez-Cordero V. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science* 285, 1265-67.
- Peterson A.T., V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, J. Bartle, R.W. Buddemeier, A.G. Navarro-Sigüenza. 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological modelling* 14:21-30.
- Peterson A.T., M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, Robert H. Buddemeier, D.R.B. Stockwell. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416:626-629.

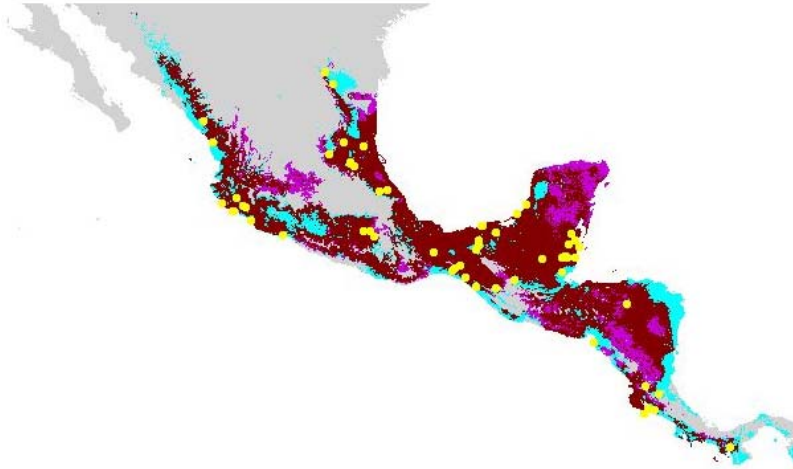
- Peterson AT., R.D. Holt. 2003. Niche differentiation in Mexican birds: using point occurrences to detect ecological innovation. *Ecology Letters* 6:774-782.
- Peterson A.T., C. Martínez-Campos, Y. Nakazawa, E. Martínez-Meyer. 2005. Time-specific ecological niche modeling predicts spatial dynamics of vector insects and human dengue cases. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 99:647-655.
- Phillips S.J., R.P. Anderson, R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modeling* 190:231-259.
- Pulliman R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*. 3:349-61.
- Ramírez-Pulido J., J.Arroyo-Cabrales, A. Castro-Campillo. 2005. Estado actual y relación nomenclatural de los mamíferos terrestres de México. *Acta zoológica Mexicana* 21:21-82.
- Root T.L., J.T. Price, K. R. Hall, S. H. Schneider, C. Rosenzweig, J.A. Pounds. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421:57-60.
- Sánchez-Cordero V., V. Cirelli, M. Munguía, S. Sarkar 2005. Place prioritización for biodiversity representation using species ecological niche modeling. *Biodiversity informatics* 2:11-23.
- Semarnat 2009. La economía del cambio climático. Dr. Luis Miguel Galindo coordinador. SEMARNAT-SHCP. México. Disponible en:
< <http://www.semarnat.gob.mx/Pages/inicio.aspx>>
- Soberón J., T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1-3.
- Stockwell D.R.B., I.R. Noble. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of data analysis. *Mathematics and computers in simulations*. 33:385-390.
- Thomas C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M.F. de Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A.S.V. Jearsveld, G.F. Midgley, L. Miles, M.A.Ortega-Huerta, A.T. Peterson, O.L. Phillips, S.E. Williams. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145-148.
- Urbina-Cardona J.N., Loyola, R.D. 2008. Applying niche-based models to predict endangered-hylid potential distributions: are neotropical protected areas effective enough?. *Tropical Conservation Science*. 4:417:445

- Vázquez-Domínguez, E., A. Mejía-Puente, R. Vega. 2009. *Oryzomys couesi* en el sureste de México: estimaciones genéticas y filogeográficas. En: *60 años de la Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología, UNAM. Aportaciones al conocimiento y conservación de los mamíferos mexicanos.* (F.A. Cervantes, J. Vargas-Cuenca y Y. Hortelano-Moncada,(comp.). Instituto de Biología, UNAM, México (en prensa)
- Vega R., E. Vázquez-Domínguez, A. Mejía-Puente, A. Cuarón. 2007. Unexpected high levels of genetic variability and the population structure of an island endemic rodent (*Oryzomys couesi cozumelae*). *Biological Conservation*, 137: 210-222.
- Villers L., Trejo I. 2004. Evaluación de la vulnerabilidad en ecosistemas forestales En: *Cambio climático: una visión desde México.* (J. Martínez, A. Fernandez Bermauntz compiladores.). Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT).
- Walther G-R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T.J.C. Beebee, J-M Fromentin, O. Hoegh-Guldberg, F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389-395
- Wiens J., C. Graham. 2005. Niche Conservatism: Integrating Evolution, Ecology and Biology. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36:519-39

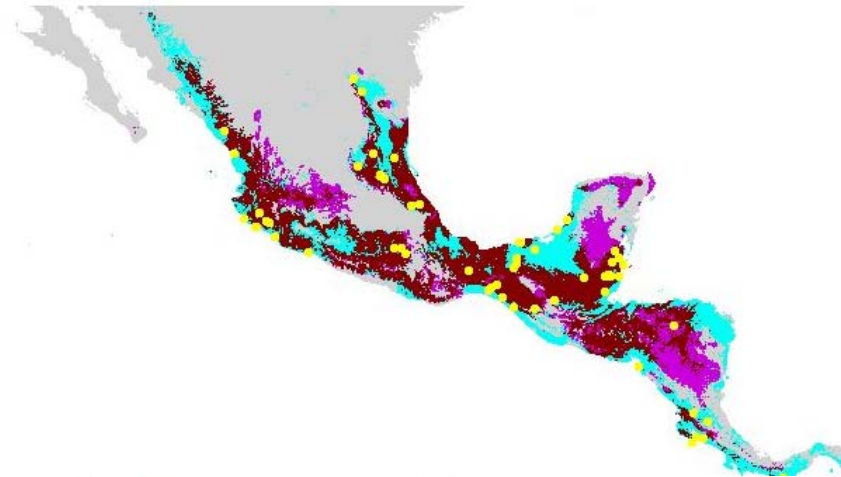
XI. Anexos

Modelos de Distribución potencial proyectados a futuro para *Oryzomys couesi*

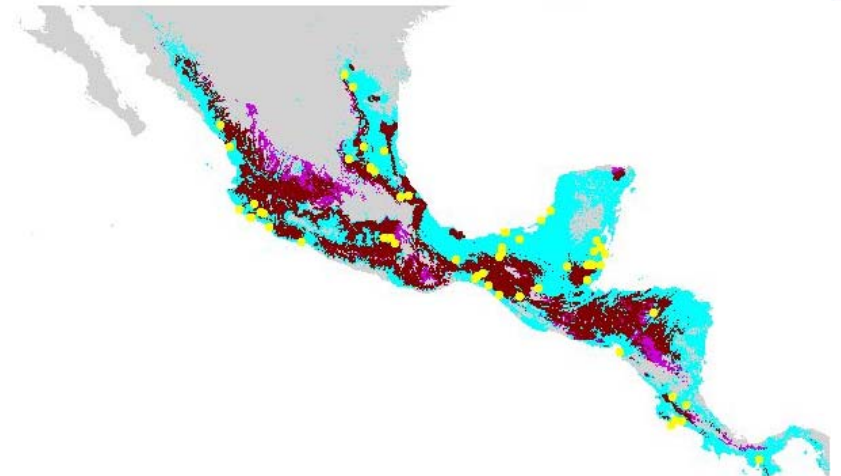
2020



2050



2080

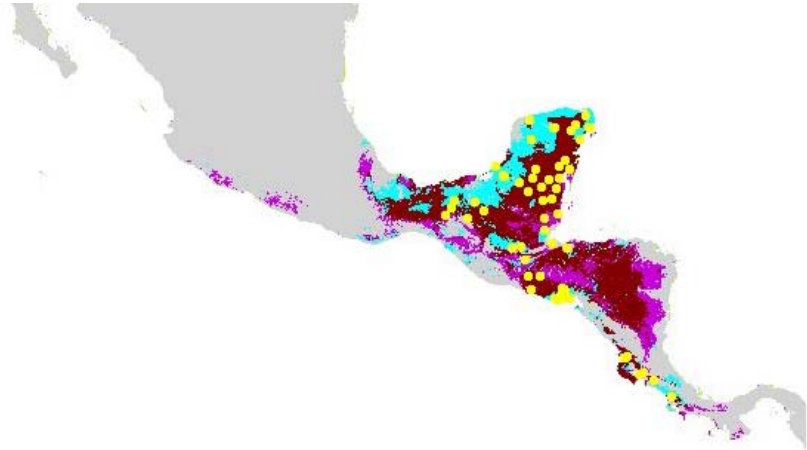


■ Distribución potencial modelada con Maxent ■ Distribución potencial modelada con GARP

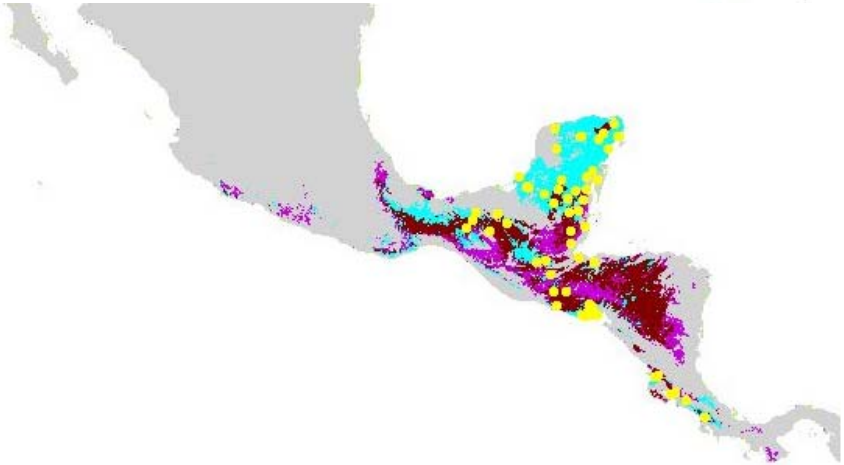
■ Coincidencias entre modelos ● puntos de colecta

Modelos de Distribución potencia proyectados a futuro para *Otodylomys phyllotis*

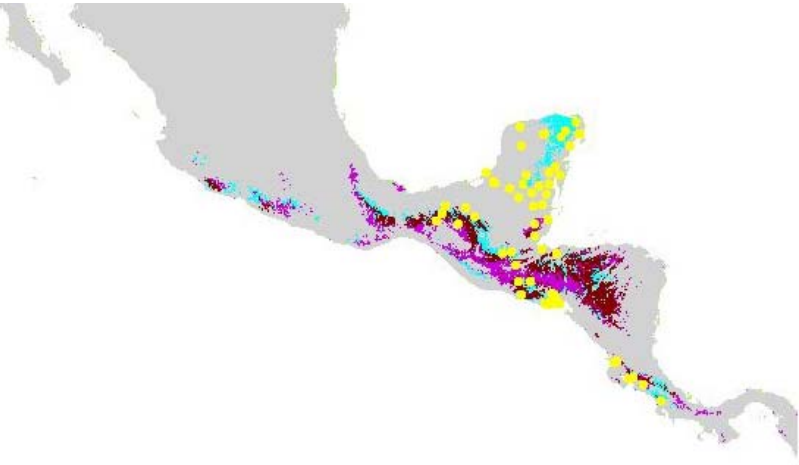
2020



2050



2080



■ Distribución potencial modelada con Maxent ■ Distribución potencial modelada con GARP
■ Coincidencias entre modelos ● puntos de colecta