



Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Estudios Superiores Iztacala

**Viabilidad Poblacional de
Lagomorfos Insulares de México**

T E S I S

Que para obtener el Título de Bióloga

PRESENTA:

NATHALIA LILIÁN NERI MONTIEL

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS:

Dr. Yury Glebskiy



Los Reyes Iztacala, Edo. de México, 2025



Universidad Nacional
Autónoma de México

Biblioteca Central

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM



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.

AGRADECIMIENTOS

A toda mi familia que me estuvo acompañando en todo el proceso.

A la Universidad Nacional Autónoma de México en especial a la Facultad de Estudios Superiores Iztacala y a mi tutor.

Gracias por todo el cariño

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Ecosistemas Insulares	1
1.2 Islas en México	3
1.3 Los Conejos Insulares.....	5
1.4 Justificación	10
II. OBJETIVO.....	11
III. METODOLOGÍA.....	11
3.1 Descripción del área de estudio	11
3.2 Software Vortex 10.....	13
3.3 Recopilación de información para conejos y liebres.....	15
IV. RESULTADOS.....	21
V. DISCUSIÓN	30
5.1 Calidad de información y vacíos de conocimiento	30
5.2 Pronostico para las poblaciones de conejos insulares en México	31
5.3 Riesgo para la conservación de los lagomorfos insulares en México	32
5.4 Recomendaciones y propuestas	33
VI. CONCLUSIONES	34
REFERENCIAS	35

RESUMEN

Los ecosistemas insulares son muy vulnerables como consecuencia del aislamiento geográfico, por lo tanto, las especies que ahí convergen son propensas a extinguirse. La diversidad en islas puede estar influenciada por la extensión de la isla, la edad geológica, el clima, la capacidad de dispersión y su ubicación geográfica.

En una escala espacial el patrón que sigue la biodiversidad mexicana forma parte de un gradiente latitudinal donde se considera a Oaxaca y Chiapas como los estados con mayor diversidad nacional, pero para especies endémicas la mayor diversidad se ubica en el océano Pacífico, la región montañosa y las islas de Baja California. Estas últimas se distinguen por una gran diversidad de lagomorfos endémicos.

Se podrían considerar a las especies isleñas como “fósiles vivientes” ya que son animales que no se han visto afectados por las presiones evolutivas o por interacciones con gran variedad de especies. Actualmente las especies isleñas se encuentran amenazadas por las actividades humanas y nuestro conocimiento sobre la viabilidad de sus poblaciones es limitado.

El objetivo de este trabajo fue determinar la viabilidad poblacional de las 3 especies y 6 subespecies de conejos y liebres en las islas de Baja California, México (*Lepus californicus insularis*, *Lepus californicus sheldoni*, *Lepus californicus magdalenae*, *Lepus alleni tinuronensis*, *Sylvilagus bachmani mansuetus*, *Sylvilagus bachmani cerrosensis* y *Sylvilagus graysoni*) a 100 años.

Para cumplir con este objetivo se realizó una revisión bibliográfica de las 3 especies y 6 subespecies de conejos y liebres insulares de Baja California, México y se registraron datos de importancia para la viabilidad poblacional de estos. Utilizando el programa Vortex 10 se pudo determinar la viabilidad poblacional en 100 años para cada una de las islas donde habitan estas especies. También se

identificaron vacíos de conocimiento para realizar modelos más exactos en una proyección a futuro.

Se encontró que de todas las especies y subespecies analizadas solamente las tres subespecies de *L. californicus* desaparecen en un periodo de 100 años. Sin embargo, cuando la mortalidad disminuye un 10 o 20% no existe probabilidad de extinción y las poblaciones se mantienen estables.

El tiempo promedio de extinción para *L. californicus insularis* es de 18 años, para *L. californicus magdalenae* es de 24 años y para *L. californicus sheldoni* de 20 años.

De manera general se encontró que si la mortalidad de los lagomorfos insulares de México no es alta las poblaciones son viables a largo plazo. Aunque la introducción de depredadores ferales causada por asentamientos humanos llega a aumentar la mortalidad de los conejos llevándolos a la extinción. Se requieren estudios urgentes sobre la mortalidad y reproducción de los conejos y liebres insulares ya que son características importantes que permitirían crear modelos más exactos.

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Ecosistemas Insulares

Las islas son fragmentos de hábitats naturales completamente rodeados de agua con ecosistemas únicos en donde se han adaptado comunidades como consecuencia del aislamiento geográfico. Las especies que ahí convergen en la mayoría de casos son propensas a extinguirse, por lo tanto, los ecosistemas insulares suelen ser muy vulnerables (Sánchez-Pacheco *et al.* 2000).

Las islas son importantes por ser ricas en biodiversidad y endemismos ya que albergan gran cantidad de especies importantes, además presentan recursos y servicios de interés para las actividades humanas que ahí se realizan; como el ecoturismo y la pesca (Maldonado-Enriquez y Ortega-Rubio 2017).

La diversidad en islas puede ser influenciada por la extensión de la isla, la edad geológica, el tipo de clima, la distancia entre los continentes, la capacidad de dispersión y/o de colonización, y su ubicación geográfica (Melián *et al.* 1999). Un fenómeno que se puede observar mucho en las poblaciones de mamíferos insulares es el cambio en el tamaño del cuerpo a comparación de los organismos continentales. La tendencia en las islas es que los ejemplares pequeños se vuelven más grandes y viceversa ya que todo esto depende de los recursos alimenticios que son limitados (Hoagland 1992).

Los ecosistemas insulares al ser ambientes aislados son vulnerables a sufrir extinciones como consecuencia de especies invasoras y actividades antropogénicas (Salizzoni-Chávez 2021). A pesar de estas extinciones masivas, se considera que los ecosistemas insulares son lugares donde llegan a persistir especies consideradas como “fósiles vivientes” al ser animales que no se han visto afectados por las presiones evolutivas o por interacciones con una gran variedad de especies (Melián *et al.* 1999).

En relación con el deterioro de las islas se añaden las actividades turísticas y el desarrollo social que están en constante crecimiento lo que puede ocasionar cambios en las corrientes marinas, modificación de la línea de costa y destrucción de ecosistemas costeros (Hernández-Ramírez 2009). Un ejemplo de esto son las islas de Baja California donde la actividad turística ha crecido por la diversidad de paisajes, el número de islas y de áreas naturales protegidas (Hernández-Ramírez 2009).

Los taxones de las islas son vulnerables y están muy poco protegidos propiciándolos a la extinción, a pesar de que las extinciones son un proceso “natural” en la vida, aun así, se presencian extinciones masivas que afectan a muchos taxones al mismo tiempo en un corto tiempo (Baena *et al.* 2008). Esto afecta particularmente en las islas, por ejemplo, todos los mamíferos pequeños como los roedores extintos recientemente tenían distribución insular (Baena *et al.* 2008).

Las causas que llevan a una población a extinguirse son tamaños poblacionales pequeños (lo cual es común en ambiente insulares dado su espacio reducido) y tasas de crecimiento poblacionales negativas por lo que se podría plantear de otra manera que las causas de extinción inician cuando la mortalidad aumenta y las tasas de natalidad son muy bajas (Baena *et al.* 2008). Actualmente y con la pérdida de biodiversidad se podrían considerar a las islas como áreas de crianza y refugio, de igual manera son consideradas como áreas que protegen la biodiversidad fuera de los territorios nacionales (Comité Asesor Nacional sobre el Territorio Insular Mexicano 2012). En el supuesto de que estas sean protegidas de la actividad humana.

Se han tenido registro de 484 extinciones de especies endémicas de las islas y ha desaparecido el 20% de las especies y subespecies de mamíferos isleños endémicos (Sánchez-Pacheco *et al.* 2000). De tal manera, es necesario disminuir los daños directos causados por actividades humanas, contaminación y saqueo de especies. El cambio climático también es un factor de importancia que propicia la

extinción de especies que incluso podría ocasionar una total desaparición de la isla por el aumento en el nivel del mar (Maldonado-Enríquez y Ortega-Rubio 2017). Los ecosistemas insulares se pueden clasificar por zonas: la oceánica y costera, por regiones: la marina, marina-costera y costera-continental y por el sistema marino al que pertenecen que en México es el Golfo de California, Océano Pacífico, el Golfo de México y el Mar Caribe (Aguirre *et al.* 2010).

1.2 Islas en México

Los registros actuales consideran aproximadamente 1,365 islas en el territorio mexicano con una superficie de 5,127 km² (CONABIO 2020). La zona del Pacífico es donde más islas se registran con un total de 584, el Golfo de México con 446, la zona del pacífico tropical con 98 y por último el Mar Caribe con un total de 90 islas (CONABIO 2020). Debido a que los lagomorfos insulares de México se concentran en las islas del Golfo de California, este estudio se centrara en esta región.

La formación del Golfo de California inició con movimientos de separación desde principios del Cretácico con ayuda del plegamiento de rocas volcánicas dando origen a la península que con el tiempo se fue modificando por eventos de erosión (Castro-Aguirre *et al.* 1995). Aproximadamente hace 20 millones de años antes de nuestra era, la región norte de la actual península empezó a separarse a consecuencia de la interacción entre las placas tectónicas, originando la fisiografía actual mexicana donde el Golfo de California se amplió, los efectos volcánicos formaron la región centro-sur y a principio del Plioceno se extendió tanto hasta llegar a tener comunicación con la región actual de Los Ángeles y el norte del Golfo de California (Castro-Aguirre *et al.* 1995).

El Golfo de California separó a la Península de California desde el continente mexicano en orientación al sistema de fallas de San Andrés; el Golfo fue formado por los sedimentos provenientes del Río Colorado dando como resultado que las islas de esta zona sean formadas por restos geológicos de la separación de la

península del continente que aún continúan su proceso desde hace millones de años (Case y Cody *et al.* 1983).

La ubicación geográfica de México posiciona al país entre la región Neártica y Neotropical por este motivo, la península de Baja California presenta factores específicos, donde todas estas características fluctúan en el tiempo dependiendo de las interacciones con otros organismos que ahí se encuentren (Álvarez-Castañeda *et al.* 1995). La península de Baja California presenta características únicas que resultan en condiciones de heterogeneidad limitando el movimiento poblacional, produciendo endemismos de mamíferos terrestres y algunos marinos (De la paz-Cuevas *et al.* 2014). Las islas del Golfo de California junto al Eje Neovolcánico, las selvas secas del occidente y la Sierra Madre del Sur son las zonas de mayor especiación del país con el 75% de especies endémicas de distintos grupos de vertebrados (Ceballos *et al.* 2002). Las islas mexicanas albergan alrededor de 8.3% de vertebrados terrestres y plantas vasculares representantes de todo el territorio nacional por su característica de tener climas variados y diferentes ecosistemas (Salizzoni-Chávez 2021). En el Pacífico de Baja California albergan taxones endémicos habiendo 92 mamíferos con un estado de conservación crítico (Sánchez-Pacheco *et al.* 2000).

En el noroeste de México existen 250 islas e islotes desde los estados de Baja California y el Golfo de California (Sánchez-Pacheco *et al.* 2000). El Golfo de California tiene el 50.8% de la superficie del territorio insular de México, su ubicación abarca desde la desembocadura del Río Colorado hasta el Archipiélago de las Islas Mariás dándole características de climas extremos como los áridos y presencia de selvas (Subgrupo del Catálogo de Islas Nacionales del Grupo Técnico para la Delimitación de las Zonas Marítimas Mexicanas. 2014). De igual forma se considera como una zona con una alta actividad de pesca algunos ejemplos son la sardina, camarón y anchoveta (Subgrupo del Catálogo de Islas Nacionales del Grupo Técnico para la Delimitación de las Zonas Marítimas Mexicanas. 2014).

Actualmente la distribución de los mamíferos se debe en gran parte a la respuesta de los organismos al cambio climático del Pleistoceno tardío y Holoceno temprano resultando en extinciones a nivel de orden, familia, género y especie (Ceballos *et al.* 2002). Posteriormente, la introducción de especies desde tiempos de la colonia alrededor del siglo XIX utilizaba cacería de mamíferos introduciendo también cabras y borregos, además, con el paso del tiempo se empezaron a introducir ratas y gatos ferales quienes causaron casi el 65% de las extinciones (Aguirre *et al.* 2010).

1.3 Los Conejos Insulares

Para el siglo XIX se realizó el primer registro de mamíferos en la península, aunque las contribuciones más importantes para México son en la parte continental, y fue hasta finales del siglo XX que se generó información para especies y subespecies insulares (Cortes-Calva *et al.* 2016).

La familia Leporidae son mamíferos lagomorfos conformados por liebres y conejos que hasta la fecha es representado por 11 géneros y 56 especies. El género *Lepus* es el grupo más diverso seguido del género *Sylvilagus* el cual se caracteriza por tener especies con pequeñas variaciones morfológicas lo que resulta difícil para definir el estatus taxonómico para algunas de estas especies (Ramírez-Silva *et al.* 2010).

El acceso a métodos genéticos es de mucha utilidad para poder describir de mejor manera las relaciones filogenéticas del género *Lepus*. Algunos trabajos tienen diversas conclusiones como que las especies de Norte América no son un grupo monofilético debido a que las agrupaciones dentro de los clados son especies provenientes de África, Europa y Japón. Un trabajo reciente tuvo como resultado que algunos clados tienen cohesión geográfica, aunque eso no se puede explicar por orígenes monofiléticos (Ramírez-Silva *et al.* 2010).

De acuerdo con Ramírez-Silva *et al.* (2010). Hay 5 clados y uno de ellos solo es representado por especies mexicanas donde *L. californicus* está más relacionado a

L. insularis mientras que *L. alleni*, *L. callotis* y *L. flavigularis* formaron un grupo separado. Donde las últimas 2 están estrechamente relacionadas. El clado de las especies mexicanas constituyen un linaje basal sugiriendo que están más relacionadas con las especies restantes de *Lepus*, pero separado filogenéticamente de la especie de Norte América (*L. americanus*) (Ramírez-Silva *et al.* 2010).

Para el género *Sylvilagus* únicamente se tiene conocimiento de que las especies de este género derivan de *Sylvilagus bachmani* relacionadas con *S. mansuetus* y *S. bachmani* la única diferencia es mínima en el pelaje y la forma de su cráneo (Cervantes *et al.* 1996).

Los lagomorfos son importantes ejemplares en el mantenimiento de procesos ecológicos asumiendo roles muy importantes, como son la dispersión de semillas, polinización y control de plagas de insectos (Cortes-Calva *et al.* 2016). En ecosistemas insulares al ser organismos hábitat-específicos se ponen en una situación delicada al borde de la extinción (Velázquez 2012). México representa el 27% de la diversidad de lagomorfos con 15 especies, 9 de estas están amenazadas y 7 especies son endémicas (*Romerolagus diazi*, *Sylvilagus graysoni*, *S. cunicularius*, *S. insonus*, *S. mansuetus*, *Lepus flavigularis*, *L. insularis*) (Velázquez 2012). Aunque actualmente se están viendo limitados a la cobertura vegetal de sus hábitats lo que limita el crecimiento poblacional por falta de refugio y alimento (González-Cózatl *et al.* 2007).

Para los lagomorfos de las islas de Baja California solamente 4 son reconocidas en la legislación mexicana como especies en riesgo y críticamente en peligro de extinción debido a su aislamiento geográfico y la disminución poblacional. Aunado a que son especies endémicas de las islas al disminuir o tener nulas tasas de natalidad las poblaciones de las liebres y conejos insulares desaparecerían totalmente de la isla y de la vida silvestre (Lorenzo-Monterubio *et al.* 2018).

Para el presente estudio se consideraron las siguientes especies y subespecies de lagomorfos (**Fig. 1**) que tienen distribución insular en México (**Fig. 2**) nótese que para varios de los taxones existen discusiones con respecto a si son especies o subespecies por ejemplo si es *Lepus insularis* o *Lepus californicus insularis*, para fines de este trabajo se usara la clasificación adoptada en Lorenzo-Monterrubio *et al.* (2018).

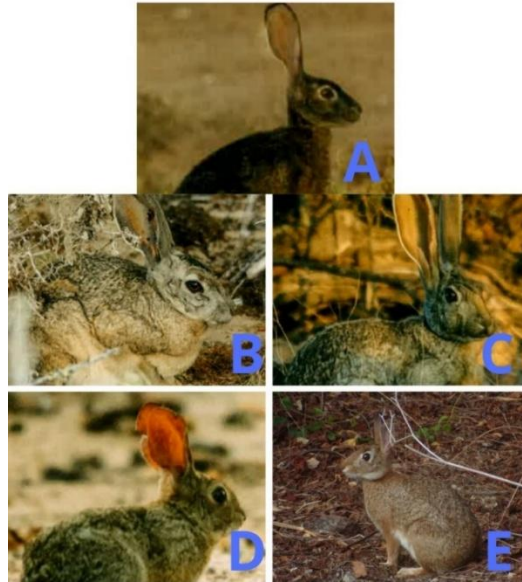


Fig.1 Algunos de los taxones de lagomorfos insulares de Mexico: *Lepus c. insularis* (A), *L. c. magdalenae* (B), *L. alleni tiburonensis* (C), *Sylvilagus bachmani mansuetu* (D) y *S. graysoni* (E).

(Fotografías tomadas de Lorenzo-Monterrubio *et al.* 2018).



Fig. 2 Mapa de la ubicación de todas las islas en Baja California, México (Tomado de Lorenzo- Monterrubio *et al.* 2018).

Lepus californicus insularis

Se localiza en la isla Espíritu Santo, Baja California Sur, con una longitud de medio metro y un peso de 2kg (Lorenzo-Monterrubio *et al.* 2018). Esta filogenéticamente relacionado con *L. alleni* y *L. callotis*, aunque se puede diferenciar por las manchas negras al final de sus orejas, y la cola larga, el número de camadas varia año con año dependiendo también de las condiciones ambientales. *L. californicus* prefiere lugares con pastos escasos con gran cantidad de cactus y arbustos bajos. Este conejo es un animal nocturno y es un importante dispersor de semillas con un ámbito hogareño de 20-140 ha (Best 1996).

Este conejo se encuentra relacionado con *Lepus californicus* la especie del continente que se aisló aproximadamente hace 11,000 años originando otra subespecie (*L. c xanti*) cuando la isla se separó del continente (Lorenzo-Monterrubio *et al.* 2018).

Lepus californicus sheldoni

Ubicada en la Isla Carmen, Baja California Sur, es la liebre más pequeña de las islas con un peso que no supera los 2kg, se caracteriza por tener un color café oscuro a excepción de sus patas blancas y el vientre amarillo (Lorenzo-Monterrubio *et al.* 2018).

La especie basal es *L. californicus martirensis* que fue aislada cuando se originó la isla hace 35,000 años la historia evolutiva es la misma pero sí hay diferencias genéticas importantes (Lorenzo-Monterrubio *et al.* 2018).

Lepus californicus magdalenae

Endémica de las islas Magdalena y Margarita, Baja California Sur, es de tamaño medio que apenas alcanza el medio metro de longitud y pesa poco más de 2 kilogramos con orejas puntiagudas de franjas negras. Es muy difícil de ver en las islas por su gran agilidad para escaparse (Lorenzo-Monterrubio *et al.* 2018).

El origen de esta especie es basal con *L. californicus xanti* especie peninsular que se aisló en la separación de las islas (Lorenzo-Monterrubio *et al.* 2018).

Lepus alleni tiburonensis

Conocida como la liebre antílope, localizada en la Isla Tiburón, Sonora. Mide 60cm de longitud con un peso de 3kg, con cola corta, el color característico de esta liebre es el gris con la cabeza de color pardo, aunque en el invierno el pelaje cambia a un color más oscuro (Lorenzo-Monterrubio *et al.* 2018). Es el más largo de las demás especies insulares, difiere de *Lepus californicus insularis* por las franjas negras de sus orejas blancas y por diferencias craneales, también puede verse en pareja o solitario en la zona sub árida tropical (Best y Henry 1993).

Sylvilagus bachmani mansuetu

Mejor conocido como el conejo matorralero de la Isla San José, Baja California Sur, es el conejo más pequeño de los ubicados en las islas con no más de 30cm por lo

que es difícil de encontrar, es de color café mezclado con (Lorenzo-Monterrubio *et al.* 2018). Habita en zonas densas con matorrales con un rango hogareño pequeño (Chapman 1974).

Sylvilagus cerrosensis

Ubicado en la isla Cedros, Baja California Sur, se parece mucho al conejo matorralero con diferencia en su color café oscuro y amarillo al igual que su vientre (Lorenzo-Monterrubio *et al.* 2018).

Sylvilagus graysoni

Ubicado en la isla Tres Marías en Nayarit, México es morfológicamente más parecido a *S. cunicularis* a excepción de sus orejas cortas y sus patas, es de tamaño mediano de color rojizo, habita en zonas áridas, es un conejo tranquilo y fácil de capturar ya que no es temeroso de los humanos (Cervantes 1997).

1.4 Justificación

A pesar de la diversidad y vulnerabilidad de los conejos insulares de México, hay grandes vacíos de conocimiento sobre estas especies. Por ejemplo, se desconocen las tasas de mortalidad y natalidad para la mayoría de las especies anteriormente descritas, de igual manera se necesitan más estudios para identificar el número exacto de las poblaciones que yacen en cada isla, si en dado caso existen catástrofes que porcentaje es el sobreviviente, la frecuencia de catástrofes y como es la interacción que los humanos tienen con los conejos y liebres de las islas.

De manera particular no hay modelos predictivos sobre la viabilidad de las poblaciones y riesgo de extinción de estas especies. Estos datos serían un eje principal para tomar medidas de protección a las diferentes especies y subespecies de conejos insulares en México.

II. OBJETIVO

Determinar la viabilidad poblacional de las 3 especies y 6 subespecies de conejos y liebres en las islas de Baja California, México (*Lepus californicus insularis*, *Lepus californicus sheldoni*, *Lepus californicus magdalenae*, *Lepus alleni tinuronensis*, *Sylvilagus bachmani mansuetus*, *Sylvilagus bachmani cerrosensis* y *Sylvilagus graysoni*) a 100 años.

El objetivo particular de este trabajo es compilar la información útil para la realización de modelos poblacionales de lagomorfos mencionados e identificar los vacíos de conocimiento sobre las especies que permitirán realizar modelos más exactos.

III. METODOLOGÍA

3.1 Descripción del área de estudio

El Golfo de California está limitado desde la península de Baja California los estados de Sonora y Sinaloa hasta el norte de Jalisco, su extensión geográfica le permite albergar paisajes cambiantes de forma gradual como regiones áridas, selvas y costas (Subgrupo del Catálogo de Islas Nacionales del Grupo Técnico para la Delimitación de las Zonas Marítimas Mexicanas. 2014).

Isla Espíritu Santo

En esta isla habita *Lepus californicus insularis*. La isla tiene un largo de 19km con un ancho de 5.5 km y su superficie de 99 km² con origen volcánico del Mioceno, el clima predominante es seco con una temperatura anual de 22°C, caracterizado por veranos muy cálidos con lluvias en verano que van del 5-10% anualmente (Lorenzo-Monterrubio et al. 2018).

Tiene registradas 5 especies exótico-invasoras de plantas vasculares y mamíferos como el gato y la cabra feral que junto la excesiva depredación en la flora modifica el hábitat y aumenta la competencia por alimento (Conservación de Islas s.f).

Isla Carmen

Esta isla es una de las más grandes del Golfo de California habitada por *Lepus californicus sheldoni* con una longitud aproximada de 32.4 km y un ancho de 3.2 km, cuenta con una superficie de 151 km². La parte más cercana a tierra se localiza en Puerto Escondido, su origen volcánico data del Cenozoico medio (De la Torre *et al.* 2022). Presenta un clima seco desértico con temperatura media anual de 22°C y el mes más frío de 18°C con lluvias en verano, la vegetación que ahí predomina son los cactus, árboles y arbustos (De la Torre *et al.* 2022).

Esta isla es de propiedad privada y tiene mucho turismo debido a la caza deportiva y la importancia de actividades cinegéticas relacionadas con el borrego cimarrón (Lorenzo-Monterrubio *et al.* 2018).

Isla Margarita

Está habitada por *Lepus californicus magdalenae*. Forma parte del complejo insular Magdalena-Margarita-Creciente, al menos la Isla Margarita posee una superficie de 238.5 km² con características desérticas de clima seco, veranos cálidos, tiene una temperatura de 30°C a 45°C las precipitaciones son en verano por lo que también presenta fenómenos naturales como tormentas y huracanes (Lorenzo-Monterrubio *et al.* 2018).

Isla Tiburón

Ubicada en Hermosillo, Sonora. Isla donde habita *Lepus alleni tiburonensis*, con clima predominante seco, esta es la isla que se encuentra más cerca al continente por lo que la vegetación se ve muy influenciada por el desierto sonorense (Rojas *et al.* 2002). Su origen volcánico data de hace 24 u 11 Ma (Neuhaus *et al.* 1999). Es una isla que surge en el Pleistoceno, su longitud es de 50 km de largo por 25 km de ancho con una superficie de 1,208 km² lo que hace que sea la isla más grande de la península, el clima es seco con una temperatura anual de 20°C y una temperatura mínima de 18°C, la precipitación media anual es de 75 a 200 mm, en

los meses más secos es de 0.2 y 0 mm y en los húmedos es de 39 y 51 mm (Lorenzo-Monterrubio et al. 2018).

Isla San José

Aquí habita *Sylvilagus bachmani mansuetu*. Las dimensiones de esta isla son de 28 km de largo por 7.5 km de ancho con una superficie de 194km² el clima árido es muy característico de la zona con temperaturas de 23°C y una precipitación de 100 a 150 mm en verano (Lorenzo-Monterrubio et al. 2018).

Isla Cedros

Pertenece al municipio de Tijuana, Baja California, aquí habita *Sylvilagus cerrosensis* con una superficie de 347 km² con un clima semicálido con lluvias en invierno con temperaturas de 22°C (Lorenzo-Monterrubio et al. 2018). La precipitación media anual es de 100 mm, la isla esta mayormente cubierta por niebla durante el año (SEMAR s.f).

Archipiélago de las Islas Marías

Constituido por las islas María Madre, María Magdalena, María Cleofás y la Isla de San Juanito. Islas donde se encuentra *Sylvilagus graysoni* y *Lepus californicus magdalenae*. Está ubicada frente a la frontera de Nayarit el clima representativo es de tipo seco con lluvias en verano la temperatura anual es de 25°C y el mes más frío de 21°C (CONANP 2007). Por su ubicación esta localidad es propensa a huracanes y tormentas tropicales, las islas tienen origen volcánico con suelos poco profundos del Mesozoico específicamente del Cretácico (CONANP 2007).

3.2 Software Vortex 10

Para simular la viabilidad de las poblaciones de conejos se utilizó el programa VORTEX 10. Este programa utiliza pseudocódigos que no se notan en la interfaz para facilitar los cálculos realizando sumas, sumas de cuadrados, y otros componentes que se necesitan para hacer cálculos estadísticos y que se reporten al finalizar (Lacy 2000). Para que el software pueda hacer análisis de viabilidad

poblacional simula los eventos que afectan en la vida del organismo como los nacimientos, mortalidad, y dispersión que en conjunto sacan resultados poblacionales (Lacy 2000).

La información recabada para el análisis de datos en el software VORTEX 10 es edad de la primera reproducción, longevidad, el número de camadas, número de crías por camada, mortalidad el primer año, mortalidad subsecuente, población inicial y la capacidad de carga para cada uno de los conejos y liebres descritas anteriormente. Aunado a esto, en el software se configuraron 1000 iteraciones para aumentar la precisión de los resultados en las simulaciones de los modelos poblacionales, lo que reduce el impacto de la variabilidad aleatoria y 100 años como un periodo suficientemente largo para obtener datos importantes, pero dentro de un marco donde los datos pueden referirse a tendencias actuales.

El software aún no está diseñado para aceptar valores menores a 1 (uno), por lo tanto, en los casos de la primera reproducción para todos los ejemplares se escribió 1 año a pesar de que para algunos conejos y/o liebres este valor sea menor.

Otra de las configuraciones que se utilizó en el programa sobre la mortalidad y la mortalidad subsecuente fue reducir los valores iniciales un 10% y 20% para poder observar los cambios con los escenarios azarosos que VORTEX 10 proporciona. Este último cambio se debe a que en la mayoría de los casos no existen datos de mortalidad para los lagomorfos insulares y se tomaron los datos de mortalidad de sus análogos de áreas continentales. La mortalidad de los conejos se debe en su mayoría a la depredación (Bond *et al.* 2001). Pero en las islas esta puede disminuir por la ausencia de ciertos depredadores, por ejemplo, la mayoría de los conejos del presente estudio (a excepción de: *Lepus californicus magdalenae*, *Lepus alleni tiburonensis*) no comparten hábitat con coyotes ni zorros (Lorenzo-Monterrubio *et al.* 2018). Lo cual probablemente disminuye sus tasas de depredación y por lo tanto de mortalidad. Debido a esto se corrieron modelos con una tasa de mortalidad reducida.

3.3 Recopilación de información para conejos y liebres

Para cada uno de los organismos seleccionados se recopiló información de diferentes fuentes bibliográficas; toda esta información se fue organizando en tablas como las que se muestran a continuación.

Los datos de capacidad de carga (K) es el resultado de una multiplicación de la densidad poblacional por la superficie de la isla. En el caso de que la capacidad de carga sea menor a la población inicial se toma el dato de población inicial para los dos casos.

El valor de Poligamia es el mismo para todos los organismos, ya que es una forma de reproducción general. Las investigaciones mencionan que los conejos y liebres tienen un sistema de apareamiento polígamo causa de las diferencias que tienen en el ámbito hogareño debido a que los machos tienen que competir por las parejas reproductivas, de lo contrario en especies monógamas no hay diferencias en el ámbito hogareño (Vázquez *et al.* 2013).

Lepus alleni tiburonensis

Al ser la información de *Lepus alleni tiburonensis* muy escasa o incluso nula, los datos obtenidos fueron de *Lepus alleni* (**Tabla 1**). Los datos del número de crías por camada es el dato para el estado de Arizona considerando que es un estado del norte más cercano a México. Aunque los datos de longevidad aún no se conocen bien, la información proporcionada es sobre el “conejo raquetas de nieve” que puede vivir entre 8 y 9 años (Vorhies y Taylor 1933). Los datos relacionados a la mortalidad son los utilizados para *Lepus flavigularis*.

Lepus alleni tiburonensis es una especie sujeta a protección especial (PR) de acuerdo con la plataforma Enciclovida de la CONABIO, pero no se encuentra en la lista de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 ni en la IUCN.

Tabla 1. Datos encontrados para *Lepus alleni tiburonensis*

Variables	Valores	Razones
Tipo de reproducción	Poligamia	Vázquez <i>et al.</i> 2013
Edad de primera reproducción	11 meses	Vorhies y Taylor 1933
Edad máxima (longevidad)	9	Vorhies y Taylor 1933
Numero de camadas	6	Vorhies y Taylor 1933
Numero de crías por camadas	5	Best <i>et al.</i> 1993
Mortalidad primer año	49.30%	Rioja-Paradela <i>et al.</i> 2012
Mortalidad subsecuente	15.38%	Rioja-Paradela <i>et al.</i> 2012
Población inicial	4300	Lorenzo-Monterrubio <i>et al.</i> 2018
Capacidad de carga	4300	Densidades máximas por km ² de la isla (Lorenzo-Monterrubio <i>et al.</i> 2018)

Lepus californicus insularis

Para los datos de la primera reproducción se consideraron los de *Lepus californicus*, en el caso de la mortalidad el estado de Idaho es el único que hasta el momento cuenta con este dato y el número de camadas se tomaron en cuenta los datos para el estado de Kansas por estar más cerca del estado de California (**Tabla 2**). El estado de conservación para esta especie es “vulnerable” de acuerdo con la plataforma de Enclicovida de la CONABIO, aunque tampoco se encuentra enlistada en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 ni en la IUCN.

Tabla 2. Datos encontrados para *Lepus californicus insularis*

Variables	Valores	Razones
Tipo de reproducción	Poligamia	Vázquez <i>et al.</i> 2013
Edad de primera reproducción	243 días (8 meses)	Ballenger 1999
Edad máxima (longevidad)	7 años	Best, 1996
Numero de camadas	6	Best, 1996
Numero de crías por camadas	7	Best, 1996
Mortalidad primer año	91%	Best, 1996
Mortalidad subsecuente	53%	Best, 1996

Población inicial	4804	Lorenzo-Monterrubio <i>et al.</i> 2018
Capacidad de carga	4804	Densidades máximas por km ² de la isla (Lorenzo-Monterrubio <i>et al.</i> 2018)

Lepus californicus magdalenae

Los datos obtenidos para este conejo (**Tabla 3**) fueron los mismos que se obtuvieron para *Lepus californicus insularis* exceptuando la población inicial y la capacidad de carga. La subespecie se encuentra sujeta a protección especial (PR) de acuerdo con la plataforma Enclicovida de la CONABIO, enlistada en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 como endémica sujeta a protección especial y no tiene resultados en la IUCN.

Tabla 3. Datos encontrados para *Lepus californicus magdalenae*

Variables	Valores	Razones
Tipo de reproducción	Poligamia	Vázquez <i>et al.</i> 2013
Edad de primera reproducción	243 días (8 meses)	Ballenger 1999
Edad máxima (longevidad)	7 años	Best 1996
Numero de camadas	6	Best 1996
Numero de crías por camadas	7	Best 1996
Mortalidad primer año	91%	Best 1996
Mortalidad subsecuente	53%	Best 1996
Población inicial	4804	Lorenzo-Monterrubio <i>et al.</i> 2018
Capacidad de carga	4804	Densidades máximas por km ² de la isla (Lorenzo-Monterrubio <i>et al.</i> 2018)

Lepus californicus sheldoni

Los datos empleados para *Lepus californicus insularis* y *Lepus californicus magdalenae* se utilizaron para este conejo exceptuando la población inicial y la capacidad de carga (**Tabla 4**). La subespecie se encuentra sujeta a protección

especial (PR) de acuerdo con la plataforma Enclicovida de la CONABIO, enlistada en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 como endémica sujeta a protección especial y no tiene resultados en la IUCN.

Tabla 4. Datos encontrados para *Lepus californicus sheldoni*

Variables	Valores	Razones
Tipo de reproducción	Poligamia	Vázquez <i>et al.</i> 2013
Edad de primera reproducción	243 días (8 meses)	Ballenger 1999.
Edad máxima (longevidad)	7 años	Best 1996.
Numero de camadas	6	Best 1996.
Numero de crías por camadas	7	Best 1996.
Mortalidad primer año	91%	Best 1996.
Mortalidad subsecuente	98% 3 años (53%) al año	Best 1996.
Población inicial	1479	Lorenzo-Monterrubio <i>et al.</i> 2018
Capacidad de carga	2430	Densidades máximas por km ² de la isla (Lorenzo-Monterrubio <i>et al</i> 2018)

Sylvilagus bachmani mansuetu

Los datos de reproducción, el número de camadas y número de crías fueron obtenidas de la información para *Sylvilagus bachmani* (**Tabla 5**) y los datos de mortalidad fueron los encontrados para *S. bachmani riparius* en condiciones de cautiverio. La subespecie se encuentra en peligro critico (CR) y en peligro de extinción (P) de acuerdo con la plataforma Enclicovida de la CONABIO, no se encuentra enlistada en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 y no tiene resultados en la IUCN.

Tabla 5. Datos encontrados para *Sylvilagus bachmani mansuetu*

Variables	Valores	Razones
Tipo de reproducción	Poligamia	Vázquez <i>et al.</i> 2013
Edad de primera reproducción	5 meses	Chapman 1974
Edad máxima (longevidad)	3 años	Lorenzo <i>et al.</i> 2012
Numero de camadas	5	Chapman 1974
Numero de crías por camadas	15	Chapman 1974
Mortalidad primer año	23.1%	Chapman y Flux 2008.
Mortalidad subsecuente	49%	Chapman y Flux 2008.
Población inicial	2087	Lorenzo-Monterrubio <i>et al.</i> 2018
Capacidad de carga	2087	Densidades máximas por km ² de la isla (Lorenzo-Monterrubio <i>et al.</i> 2018)

Sylvilagus bachmani cerrosensis

Se utilizaron los mismos datos que para *Sylvilagus b. mansuetu* exceptuando la población inicial y la capacidad de carga (**Tabla 6**). La subespecie se encuentra en peligro de extinción (P) de acuerdo con la plataforma Enclicovida de la CONABIO, no se encuentra enlistada en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 y no tiene resultados en la IUCN.

Tabla 6. Datos encontrados para *Sylvilagus bachmani cerrosensis*

Variables	Valores	Razones
Tipo de reproducción	Poligamia	Vázquez <i>et al.</i> 2013
Edad de primera reproducción	5 meses	Chapman 1974
Edad máxima (longevidad)	3 años	Lorenzo <i>et al.</i> 2012
Numero de camadas	5	Chapman 1974
Numero de crías por camadas	15	Chapman 1974
Mortalidad primer año	23.1%	Chapman y Flux 2008.
Mortalidad subsecuente	49%	Chapman y Flux 2008.

Población inicial	452	Lorenzo-Monterrubio <i>et al.</i> 2018
Capacidad de carga	452	Densidades máximas por km ² de la isla (Lorenzo-Monterrubio <i>et al.</i> 2018)

Sylvilagus graysoni

El número de crías y el número de camadas se obtuvieron de los datos para *S. cunicularis* que de acuerdo con Chapman y Ceballos (1990) *S. graysoni* está relacionado con *S. cunicularis* y *S. florindanus* dato del cual se obtuvo la longevidad. La densidad es un dato que se obtuvo de la información de González-Cóztatl (*et al.* 2007) donde menciona que hay 27 individuos/km² y la Isla Magdalena mide 9,440 ha (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas 2022). (**Tabla 7**). La especie se encuentra en peligro de extinción (P) y en peligro (EN) de acuerdo con la plataforma Enclicovida de la CONABIO, enlistada en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 como endémica y en peligro de extinción y también se cataloga en peligro para la IUCN.

Tabla 7. Datos encontrados para *Sylvilagus graysoni*

Variables	Valores	Razones
Tipo de reproducción	Poligamia	Vázquez <i>et al.</i> 2013
Edad de primera reproducción	5 meses	Chapman 1974
Edad máxima (longevidad)	10 años	Chapman <i>et al.</i> 1980
Numero de camadas	2	Cervantes <i>et al.</i> 1992
Numero de crías por camadas	6	Cervantes <i>et al.</i> 1992
Mortalidad primer año	23.1%	Chapman y Flux 2008.
Mortalidad subsecuente	49%	Chapman y Flux 2008.
Población inicial	83	González <i>et al.</i> 2007
Capacidad de carga	253.8	Densidades máximas por km ² de la isla Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (2022)

IV. RESULTADOS

De manera general se encontró que en el modelo base (sin disminuir la mortalidad) de 3 taxones tiene la probabilidad de desaparecer (*Lepus californicus insularis*, *Lepus californicus magdalenae* y *Lepus californicus sheldoni*). En cambio, si la mortalidad disminuye un 10 o 20 % la probabilidad de extinción para todas las especies baja a cero (**Tabla 8**, glosario de términos **Tabla 9**).

Lepus alleni tiburonensis

Para la población base (**gráfico A**) el crecimiento poblacional al año es de $1.2815 \approx 260.2\%$ en la simulación B (-10%) es de $1.4494 \approx 326\%$ y para la simulación C (-20%) es de $1.0509 \approx 186\%$ individuos. Debido a que las tasas de crecimiento son mayores a cero, el crecimiento y expansión es rápido.

Lo que se puede observar (**imagen 3**) es el tamaño poblacional al final de las simulaciones que es de 4,299 para la población base (**gráfica A**) para la mortalidad -10% (**gráfica B**) de 4,305 individuos y para la mortalidad -20% (**gráfica C**) es de 4,299 individuos vivos.

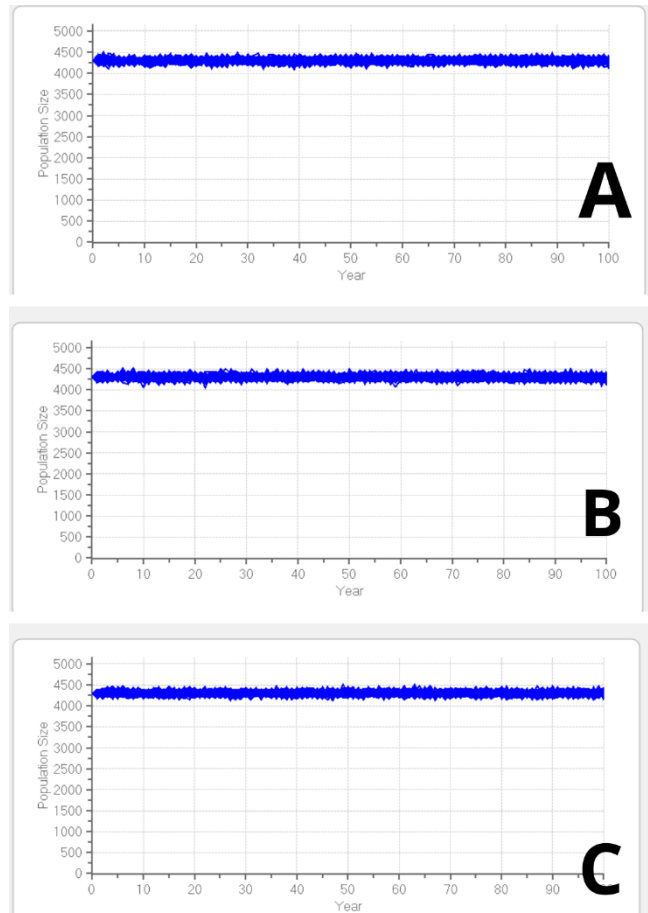


Imagen 3. Gráficas de *Lepus alleni tiburonensis*. Letra A población base con mortalidad al primer año de 49.30% y subsecuente de 15.38%, letra B población -10% (39.30 y 5.38%) y letra C población al -20% (29.30 y 4.62%).

Lepus californicus insularis

Para la población base (**gráfico A**) el crecimiento población al año es de $-0.2787 \approx -24.4\%$, en la simulación B (-10%) es de $0.3209 \approx 37.8\%$ y para la simulación C (-20%) es de $0.6865 \approx 98.6\%$ individuos. En este caso, únicamente la población base decrece con probabilidad de extinción en 18 años; para los casos subsecuentes el crecimiento es moderado.

Lo que se puede observar (**imagen 4**) es el tamaño poblacional al final de las simulaciones que es de cero para la población base (**gráfico A**) para la mortalidad -10% (**gráfico B**) de 1, 092.74 individuos y para la mortalidad -20% (**gráfico C**) es de 1,187.39 individuos vivos.

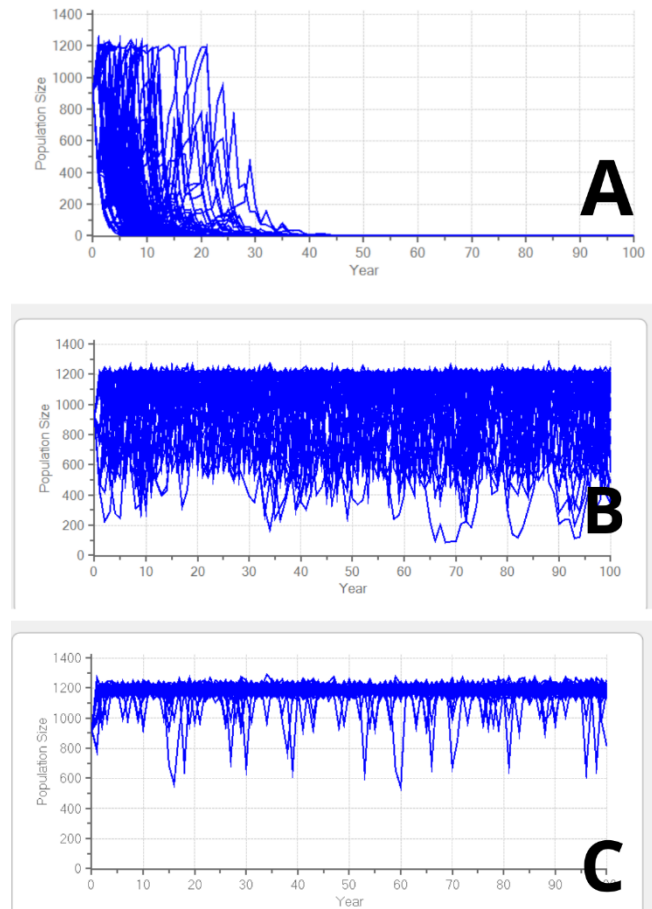


Imagen 4. Gráficas de *Lepus californicus insularis*. Letra A población base con mortalidad al primer año de 91% y subsecuente de 53%, letra B población -10% (81 y 43%) y letra C población al -20% (71 y 33%).

Lepus californicus magdalenae

Para la población base (**gráfico A**) el crecimiento poblacional anual es de $-0.2695 \approx -23.7\%$, en la simulación B (-10%) es de $0.3440 \approx 41\%$ y para la simulación C (-20%) es de $0.7111 \approx 103.6\%$ individuos. En este caso, únicamente la población base decrece con probabilidad de extinción en 24 años; para los casos subsecuentes el crecimiento es moderado y rápido.

Lo que se puede observar (**imagen 5**) es el tamaño poblacional al final de las simulaciones que es de cero para la población base (**gráfica A**) para la mortalidad

-10% (**gráfica B**) de 4,479 individuos y para la mortalidad -20% (**gráfica C**) es de 4,796.36 individuos vivos.

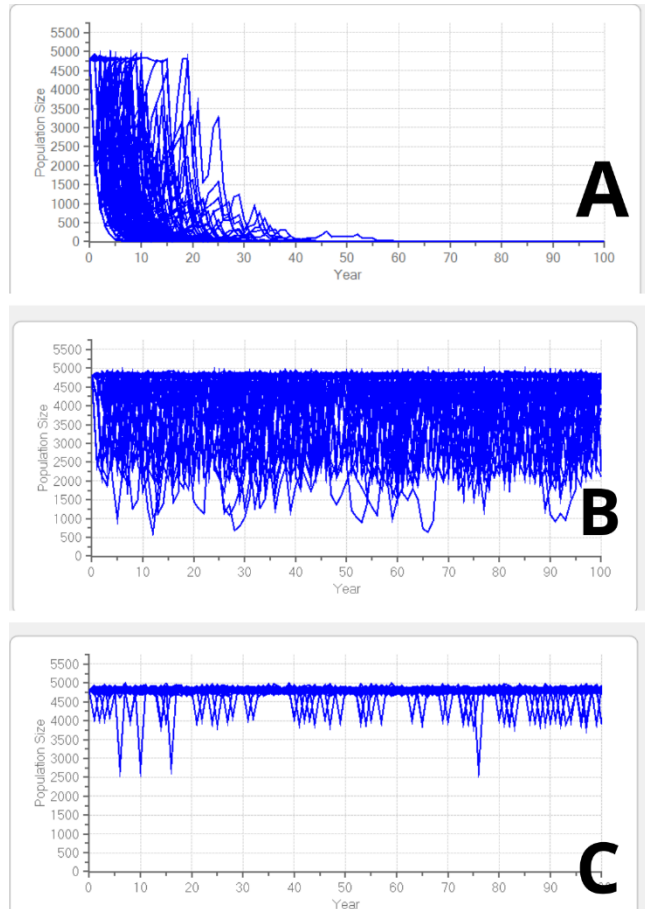


Imagen 5. Gráficas de *Lepus californicus magdalenae*. Letra A población base con mortalidad al primer año de 91% y subsecuente de 53%, letra B población -10% (81 y 43%) y letra C población al -20% (71 y 33%).

Lepus californicus sheldoni

Para la población base (**gráfico A**) el crecimiento poblacional es de $-0.2761 \approx -24.2\%$, en la simulación B (-10%) es de $0.3346 \approx 39.7\%$ y para la simulación C (-20%) es de $0.7022 \approx 101.8\%$ individuos. En este caso, únicamente la población base decrece con probabilidad de extinción en 20 años; para los casos subsecuentes el crecimiento es moderado y rápido.

Lo que se puede observar (**imagen 6**) es el tamaño poblacional al final de las simulaciones que es de cero para la población base (**gráfica A**) para la mortalidad -10% (**gráfica B**) de 2,270.48 individuos y para la mortalidad -20% (**gráfica C**) es de 2,427.65 individuos vivos.

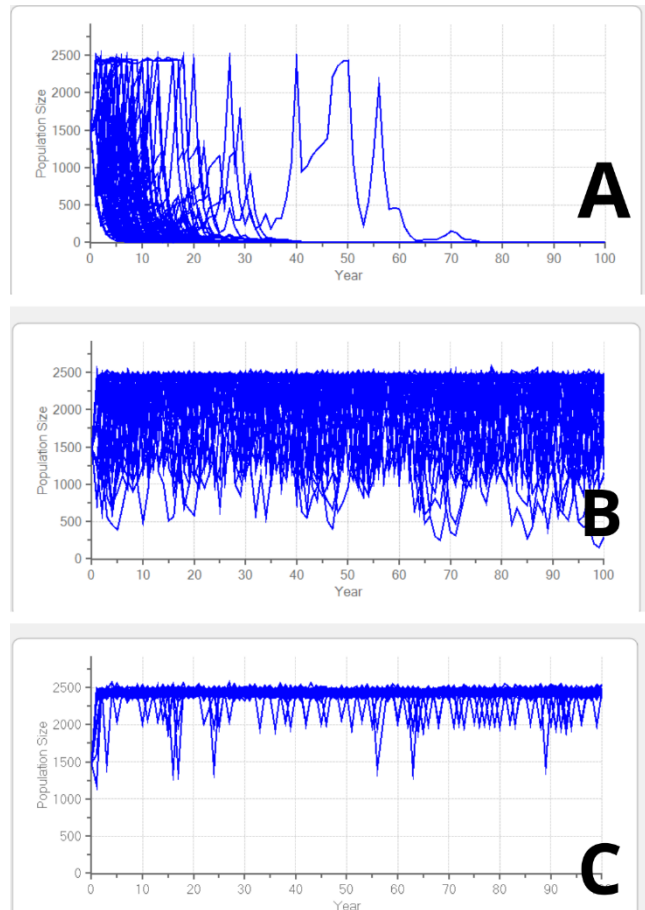


Imagen 6. Gráficas de *Lepus californicus sheldoni*. Letra A población base con mortalidad al primer año de 91% y subsecuente de 53%, letra B población -10% (81 y 43%) y letra C población al -20% (71 y 33%).

Sylvilagus bachmani mansuetu

Para la población base (**gráfico A**) el crecimiento poblacional al año es de $1.1794 \approx 225.2\%$ en la simulación B (-10%) es de $1.3123 \approx 271.4\%$ y para la simulación C (-20%) es de $1.4293 \approx 317.5\%$ individuos. Debido a que las tasas de crecimiento son mayores a cero, el crecimiento y expansión es muy rápido.

Lo que se puede observar (**imagen 7**) es el tamaño poblacional al final de las simulaciones que es de 2,087 para la población base (**gráfica A**) para la mortalidad -10% (**gráfica B**) de 2,085 individuos y para la mortalidad -20% (**gráfica C**) es de 2,086 individuos vivos.

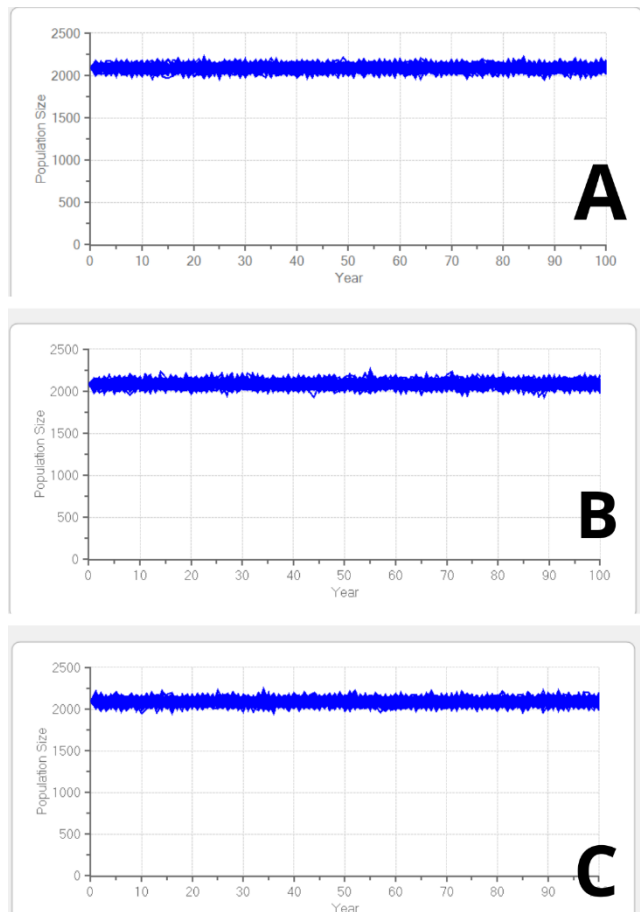


Imagen 7. Gráficas de *Sylvilagus bachmani mansuetu..* Letra A población base con mortalidad al primer año de 23.1% y subsecuente de 49%, letra B población -10% (13.1 y 39%) y letra C población al -20% (3.1 y 29%).

Sylvilagus bachmani cerrosensis

Para la población base (**gráfico A**) el crecimiento poblacional al año es de $1.1049 \approx 201.8\%$ en la simulación B (-10%) es de $1.1049 \approx 201.8\%$ y para la simulación C (-20%) es de $1.3541 \approx 287.3\%$ individuos. Debido a que las tasas de crecimiento son mayores a cero, el crecimiento y expansión es muy rápido.

Lo que se puede observar (**imagen 8**) es el tamaño poblacional al final de las simulaciones que es de 452.19 para la población base (**gráfica A**) para la mortalidad -10% (**gráfica B**) de 452.19 individuos y para la mortalidad -20% (**gráfica C**) es de 453.22 individuos vivos.

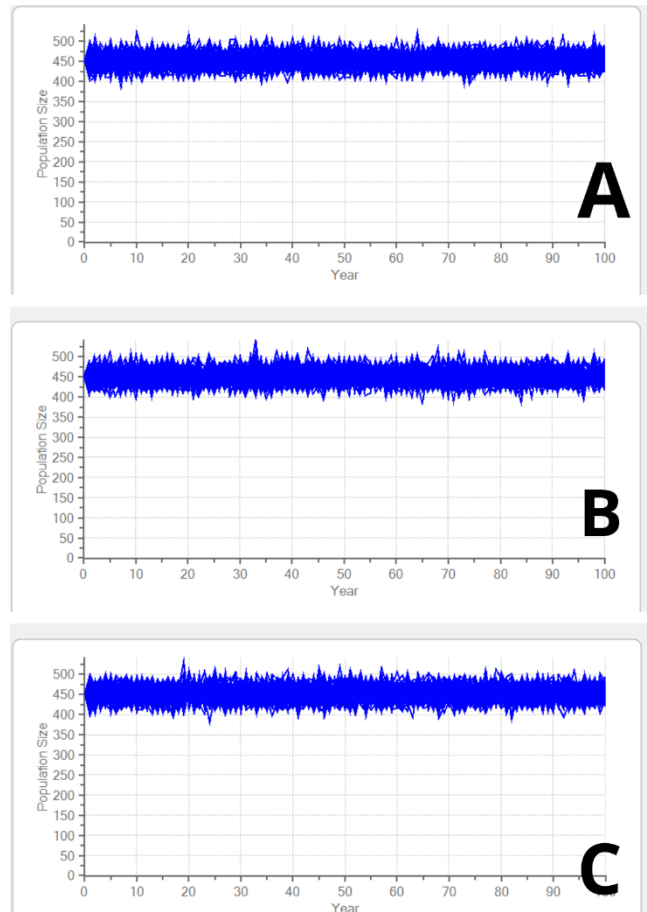


Imagen 8. Gráficas de *Sylvilagus bachmani cerrosensis*.. Letra A población base con mortalidad al primer año de 23.1% y subsecuente de 49%, letra B población -10% (13.1 y 39%) y letra C población al -20% (3.1 y 29%).

Sylvilagus graysoni

Para la población base (**gráfico A**) el crecimiento poblacional al año es de $0.7301 \approx 107.5\%$ en la simulación B (-10%) es de $0.8694 \approx 138.5\%$ y para la simulación C (-20%) es de $0.9909 \approx 169.3\%$ individuos. Debido a que las tasas de crecimiento son mayores a cero, el crecimiento y expansión es muy rápido.

Lo que se puede observar (**imagen 9**) es el tamaño poblacional al final de las simulaciones que es de 253.76 para la población base (**gráfica A**) para la mortalidad -10% (**gráfica B**) de 254.27 individuos y para la mortalidad -20% (**gráfica C**) es de 253.86 individuos vivos.

Tabla 8. Datos resultantes de las simulaciones en Vortex10 para cada liebre y conejo insular. Ver las definiciones de cada parámetro en la **Tabla 9**.

ESPECIE	Escenario	det-r	stoch-r	SD(r)	PE	N-extant	SD(N-ext)	N-all	SD(N-all)	GeneDiv	SD(GD)	nAlleles	SD (nA)	Median TE	Mean TE
<i>Lepus alleni tiburonensis</i>	base	1.3078	1.2815	0.1653	0.0000	4299.50	57.28	4299.50	57.28	0.9859	0.0014	138.77	6.67	0	0.0
	-10%	1.4726	1.4494	0.1381	0.0000	4305.17	57.58	4305.17	57.58	0.9858	0.0014	137.11	6.83	0	0.0
	-20%	1.0791	1.0509	0.2089	0	4299.66	51.43	4299.66	51.43	0.9824	0.0019	112.2	6.11	0	0
<i>L. californicus insularis</i>	base	-0.0880	-0.2782	0.5718	1.0000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0000	0.0000	0.00	0.00	18	19.3
	-10%	0.4181	0.3209	0.3793	0.0000	1092.74	192.13	1092.74	192.13	0.9555	0.0075	43.43	4.34	0	0.0
	-20%	0.7512	0.6865	0.2605	0.0000	1187.39	34.34	1187.39	34.34	0.9553	0.0075	43.64	3.82	0	0.0
<i>L. californicus magdalenae</i>	base	-0.0880	-0.2695	0.5755	1.0000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0000	0.0000	0.00	0.00	24	25.3
	-10%	0.4181	0.3440	0.3821	0.0000	4479.07	700.60	4479.07	700.60	0.9888	0.0011	175.20	10.60	0	0.0
	-20%	0.7512	0.7111	0.2616	0.0000	4796.36	99.64	4796.36	99.64	0.9887	0.0009	173.46	7.69	0	0.0
<i>L. californicus sheldoni</i>	base	-0.0880	-0.2761	0.5744	1.0000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0000	0.0000	0.00	0.00	20	21.5
	-10%	0.4181	0.3346	0.3811	0.0000	2270.48	364.75	2270.48	364.75	0.9777	0.0039	87.75	7.34	0	0.0
	-20%	0.7512	0.7022	0.2604	0.0000	2427.65	52.84	2427.65	52.84	0.9778	0.0026	87.68	5.42	0	0.0
<i>Sylvilagus b. mansueti</i>	base	1.2190	1.1794	0.1253	0.0000	2087.46	36.56	2087.46	36.56	0.9695	0.0044	63.90	4.59	0	0.0
	-10%	1.3496	1.3123	0.1141	0.0000	2085.63	37.94	2085.63	37.94	0.9698	0.0042	64.24	4.53	0	0.0
	-20%	1.4650	1.4293	0.1101	0.0000	2086.10	40.78	2086.10	40.78	0.9697	0.0042	64.44	4.69	0	0.0
<i>S. bachmani cerrosensis</i>	base	1.2190	1.1049	0.1376	0.0000	452.19	16.43	452.19	16.43	0.8664	0.0360	14.19	2.12	0	0.0
	-10%	1.2190	1.1049	0.1376	0.0000	452.19	16.43	452.19	16.43	0.8664	0.0360	14.19	2.12	0	0.0
	-20%	1.465	1.3541	0.1253	0	453.22	17.86	453.22	17.86	0.8682	0.0352	14.26	2.13	0	0
<i>S. graysoni</i>	base	0.8889	0.7301	0.1449	0	253.76	11.02	253.76	11.02	0.7921	0.0677	8.79	1.72	0	0
	10%	1.0233	0.8694	0.134	0	254.27	11.12	254.27	11.12	0.7929	0.0664	8.79	1.66	0	0
	20%	1.1418	0.9909	0.1274	0	253.86	12.36	253.86	12.36	0.7977	0.0584	8.93	1.63	0	0

Tabla 9. Glosario de los términos que utiliza el lenguaje de Vortex 10.

Abreviatura	Significado	Explicación
det-r	Tasa de crecimiento determinística	Tasa media de crecimiento poblacional por año sin considerar la variabilidad ambiental ni demográfica.
stoch-r	Tasa de crecimiento estocástica	Tasa media de crecimiento poblacional considerando las fluctuaciones ambientales y demográficas. Es una medida más realista del crecimiento.
SD(r)	Desviación estándar de r	Variabilidad en la tasa de crecimiento estocástica entre simulaciones.
PE	Probabilidad de extinción	Proporción de simulaciones en las que la población se extinguió al final del período simulado. Valor entre 0 (nunca se extingue) y 1 (siempre se extingue).
N-extant	Tamaño medio de las poblaciones vivas	Tamaño poblacional medio al final de la simulación considerando solo las poblaciones que no se extinguieron.
SD(N-ext)	Desviación estándar de N-extant	Variabilidad del tamaño poblacional entre las poblaciones que sobrevivieron.
N-all	Tamaño medio de población total	Tamaño poblacional promedio considerando todas las simulaciones (incluso las que se extinguieron).
SD(N-all)	Desviación estándar de N-all	Variabilidad del tamaño poblacional total entre todas las simulaciones.
GeneDiv	Diversidad genética	Promedio de la proporción de heterocigosidad genética remanente (en comparación con la inicial).
SD(GD)	Desviación estándar de diversidad genética	Variación de la diversidad genética entre simulaciones.
nAlleles	Número medio de alelos	Número promedio de alelos por locus al final de la simulación
SD (nA)	Desviación estándar del número de alelos	Variabilidad en el número de alelos entre simulaciones.
medianTE	Mediana del tiempo de extinción	Número de años en que la población se extinguió en la mitad de las simulaciones en que ocurrió extinción.
meanTE	Media del tiempo de extinción	Promedio del tiempo hasta la extinción entre las simulaciones donde ocurrió extinción.

V. DISCUSIÓN

5.1 Calidad de información y vacíos de conocimiento

Los resultados del modelado de poblaciones dependen en gran medida de la calidad de la información que se tenga de los organismos a estudiar (Lacy *et al.* 2018). En este trabajo se logró recopilar información para dar resultado a los modelos de todos los taxones de lagomorfos insulares de México. Sin embargo, aún existen vacíos de conocimiento, por lo tanto, algunos de los datos se obtuvieron de especies o poblaciones distintas a las estudiadas lo que puede afectar la exactitud de las predicciones.

Los parámetros más utilizados para el modelado de los escenarios fueron los tamaños poblaciones. Los datos más completos y actuales que se pudieron encontrar para los lagomorfos isleños se basan en la publicación de Lorenzo-Monterrubio *et al.* (2018). Este es el parámetro con la mejor calidad de información que se pudo obtener para los taxones.

Otro parámetro importante es la reproducción y los tamaños de las camadas. Para este estudio se tomaron en cuentas los datos de otras especies y subespecies continentales. Esto es un vacío de conocimiento importante ya que si bien se usaron datos de organismos que estuvieran filogenéticamente cercanos y viven en condiciones ecológicas similares no se puede asegurar que los datos reales sean los mismos. Por lo tanto, se propone que se necesitan estudios sobre la biología reproductiva de estos taxones.

Por último, el parámetro de mortalidad de los organismos es de mayor importancia, aunque no se logró encontrar información de mortalidad para ninguna isla, se utilizó información de poblaciones continentales similares a las estudiadas. Este parámetro de mortalidad es el vacío de conocimiento más importante, se podría asumir (con un cierto nivel de confianza) que los parámetros reproductivos se mantienen relativamente similares en las islas, pero la mortalidad podría verse muy afectada.

Algunos de los depredadores más comunes de lagomorfos es el coyote (*Canis latrans*), la zorrita norteña (*Vulpes macrotis*), la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), gato montés (*Lynx Rufus*), aves rapaces como la lechuza común (*Tyto alba*), el búho cornudo (*Bubo virginianus*) y las víboras de cascabel (Del Razo, 2011). Pero en las islas la depredación suele ser menor por la usencia de estos depredadores del continente. Esto puede cambiar las tasas de mortalidad de manera significativa debido a que la principal causa de mortalidad en lagomorfos es la depredación (Bond *et al.* 2001). Al mismo tiempo los conejos tienen altas tasas de mortalidad que es muy variable a través de los años (Glebskiy *et al.* 2023). Por lo que no es muy seguro extrapolar la mortalidad de los lagomorfos de un año dado a otros periodos de tiempo. Por lo tanto, se necesitan estudios de mortalidad y de preferencia a largo plazo para modelar de manera más precisa a las poblaciones.

Hacen falta estudios relacionados a los parámetros de mortalidad de lagomorfos y también a la actualización de los demás parámetros utilizados en este estudio como el número de camadas, edad reproductiva, número de crías y los tamaños poblacionales en México.

5.2 Pronostico para las poblaciones de conejos insulares en México

Para la mayoría de los taxones (*Lepus alleni tinuronensis*, *Sylvilagus bachmani mansuetus*, *Silvilagus bachmani cerrosensis* y *Sylvilagus graysoni*) el análisis muestra que son poblaciones viables al no poder extinguirse en un periodo de 100 años (**Tabla 8**) asumiendo que no se tengan cambios en los parámetros con el paso del tiempo.

Los taxones que sí corren peligro de extinción son las subespecies de *L. californicus* (*Lepus californicus insularis*, *Lepus californicus sheldoni*, *Lepus californicus magdalenae*) los cuales se extinguen rápidamente con el modelo base, aunque se pueden mantener si la mortalidad baja, aunque sea un 10% (**Tabla 8**).

Sin embargo, es probable que la mortalidad en las islas sea menor a las presentadas en el modelo base, debido a que se utilizaron datos de las regiones continentales donde hay una mayor diversidad de depredadores.

Los datos presentados son consistentes con lo observado en la naturaleza, ya que los conejos insulares han estado aislados entre 5,000 y 12,000 años con la separación de las islas (Cervantes y Castañeda 2012). Donde sus poblaciones han logrado persistir similar a los modelos presentados en este trabajo.

De este modo este estudio aporta una línea base del comportamiento de las poblaciones de lagomorfos insulares de México, pero no se consideran los peligros actuales en especial los de origen antropogénico. Por lo que esta es la primera aproximación para tratar de predecir con modelos matemáticos el futuro de los lagomorfos isleños de México por lo tanto también se puede ayudar a la planeación del manejo de estos taxones.

5.3 Riesgo para la conservación de los lagomorfos insulares en México

Los análisis de este trabajo muestran que incluso cambios pequeños en la mortalidad pueden tener consecuencias importantes para las poblaciones de lagomorfos. En particular una disminución del 10% en la mortalidad para *Lepus californicus* (*Lepus californicus insularis*, *Lepus californicus sheldoni*, *Lepus californicus magdalenae*) puede marcar una diferencia entre que la población se extinga en aproximadamente 20 años o pueda persistir sin probabilidades de extinción por un periodo de 100 años.

La problemática es que en la actualidad las actividades humanas y el aprovechamiento industrial de las islas cambian la mortalidad de lagomorfos insulares de manera significativa lo que conlleva una rápida extinción como los resultados del análisis de *L. californicus*. En particular los peligros más importantes a destacar es la introducción de depredadores ferales (gatos y perros), la cacería, y la pérdida de hábitat.

La introducción de especies exóticas asociadas al hombre (gatos y perros ferales) pueden conducir a la disminución o desaparición de especies isleñas, como en Nueva Zelanda donde 12 de las 13 especies de moas desaparecieron después de la llegada de los humanos (Baena *et al.* 2008). Estos depredadores pueden aumentar la mortalidad de los conejos y liebres, la cual como se vio anteriormente es un factor de gran importancia para su supervivencia (**Tabla 8**).

Por otro lado, la pérdida de hábitat disponible para los conejos y liebres es cada vez mayor por la competencia que existe con las actividades antropogénicas y las especies nativas. Esto disminuye el área efectiva donde se pueden desarrollar los conejos y liebres, lo cual es especialmente importante en el caso de los animales insulares cuyo ámbito de inicio es reducido y no tienen posibilidades de migrar.

En algunas áreas la cacería puede ser sustentable para algunas especies, sin embargo, las poblaciones insulares probablemente no responderían de manera positiva a tal presión ya que algunas subespecies y/o especies se encuentran en peligro de extinción; por lo que se deberían de evaluar los impactos de la caza y establecer un aprovechamiento sustentable (Tlapaya y Gallina 2010).

5.4 Recomendaciones y propuestas

Actualmente hay vacíos importantes en el conocimiento de los conejos insulares de México, particularmente hacen falta más estudios sobre la mortalidad de las especies y subespecies descritas en este trabajo ya que actualmente se desconocen las tasas de mortalidad real para estos taxones y las causas de muerte, principalmente estos datos son el eje central para conocer más detalladamente la persistencia de las poblaciones como se demostró en este estudio.

En particular se sugiere analizar la dieta de los depredadores ferales de las islas (perros y gatos) para determinar si son importantes consumidores de liebres y conejos.

Igualmente hay que destacar que las islas de Baja California albergan una gran diversidad de conejos a nivel mundial y todos son micro endémicos, esta es una característica poco conocida para la gran mayoría de la población general y por lo tanto hay poca conciencia del valor ambiental de las islas. Debido a esto, sería recomendable hacer campañas para crear conciencia sobre lagomorfos insulares pudiendo convertirse en parte de la identidad de las regiones de manera similar como lo hizo el teporingo.

También es importante destacar que con la actualización de los datos de mortalidad se puede ajustar las Normas Oficiales Mexicanas sobre el estatus de conservación para cada taxon de este estudio.

VI. CONCLUSIONES

- La mayoría de las especies de lagomorfos insulares pueden persistir a largo plazo si la mortalidad se mantiene baja.
- Hace falta concientización y estudios de reproducción y especialmente mortalidad de lagomorfos insulares
- Los riesgos principales son los depredadores introducidos

REFERENCIAS

- Aguirre-Muñoz, A., J.E., Bezaury-Creel, H. de la Cueva, I.J. March-Mifsut, E. Peters-Recagno, S. Rojas-González de Castilla y K. Santos-del Prado Gasca. 2010.** Islas de México, Un recurso estratégico. Instituto Nacional de Ecología (INE), The Nature Conservancy (TNC), Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. (GECI), Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE).
- Álvarez-Castañeda, S. T.; Salinas-Zavala, C. A.; De La chica, F. 1995.** Análisis biogeográfico del Noreste de México con énfasis en la variación climática y mastozoológica. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, núm. 66, 1995, pp. 59-86 Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, México
- Baena, M. L., Halffter, G., Lira-Noriega, A., y Soberón, J. 2008.** Extinción de especies. *Capital natural de México*, 1, 263-282.
- Ballenger, L. 1999.** “*Lepus californicus*” (en línea), Diversidad Animal. Consultado en enero 21, 2025 en https://animaldiversity.org/accounts/Lepus_californicus/
- Best, T. L. 1996.** *Lepus californicus*. *Mammalian species*, (530), 1-10.
- Best, T. L., y Henry, T. H. 1993.** *Lepus alleni*. *Mammalian species*, (424), 1-8.
- Bond, B. T., Burger Jr, L. W., Leopold, B. D. y Godwin, K. D. 2001.** Survival of cottontail rabbits (*Sylvilagus floridanus*) in Mississippi and an examination of latitudinal variation. *The American Midland Naturalist*, 145(1), 127-136.
- Case, T. J., y Cody, M. L. (Eds.). 1983.** *Island biogeography in the Sea of Cortez*. Universidad de California.
- Castro Aguirre, J. L.; Balart, E.F.; Arvizu Martínez, J. 1995.** Contribución al conocimiento del origen y distribución de la ictiofauna del Golfo de California, México *Hidrobiológica*, vol. 5, núm. 1-2, marzo, pp. 57-78.
- Ceballos, G., Arroyo-Cabrales, T., y Medellín, R. A. 2002.** Mamíferos de México. *Diversidad y conservación de los mamíferos neotropicales*, 377-413.

Cervantes, F. A., Lorenzo, C., Vargas, J., y Holmes, T. 1992. *Sylvilagus cunicularis*. *Mammalian Species*, (412). 1-4

Cervantes, F. A., Lorenzo, C., Álvarez-Castañeda, S. T., Rojas-Viloria, A., y Vargas, J. 1996. Chromosomal Study of the Insular San José Brush Rabbit (*Sylvilagus mansuetus*) from México. *The Southwestern Naturalist*, 41(4), 455–457.

Cervantes, F. A., y Castañeda, M. 2012. Efecto genético del aislamiento geográfico de la liebre negra (*Lepus insularis*), endémica de Isla Espíritu Santo, Baja California Sur, México. *Therya*, 3(2), 151-171.

Cervantes, F.A. 1997. *Sylvilagus graysoni*. *Mammalian Species*, (559), 1-3.

Chapman, J. A. 1974. *Sylvilagus bachmani*. *Mammalian Species*, (34), 1-4.

Chapman, J. A., J. G. Hockmann, nd M. M. Ojeda. 1980. *Sylvilagus floridanus*. *Mammalian species* 136:1–8.

Chapman, J. A., y Flux. E.C. 2008. Introduction to the Lagomorpha. En *Lagomorph Biology: Evolution, Ecology and Conservation* (Alves, P. C., N. Ferrand, y K. Hackländer, eds.). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. New York, EE. UU. Pp. 1-9.

Chapman, J.A., y Ceballos, G. 1990 The cottontails. En XXX (editores) *Rabbits, hares and pikas: status survey and conservation action plan*. *International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland*, 95-110.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2022. Programa de manejo Reserva de la Biosfera Islas Marías. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México, México Marías. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México, México

Comité Asesor Nacional sobre el Territorio Insular Mexicano. 2012. Estrategia Nacional para la Conservación y el Desarrollo Sustentable del Territorio Insular Mexicano. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Gobernación, Secretaría de Marina - Armada de México y Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. México, D.F. y Ensenada, B.C. 125 pp.

CONABIO. (2020). *Islas | Biodiversidad mexicana*. Biodiversidad Mexicana.
<https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/islas>. Consultado el 22/06/25

CONANP. (2007). Programa de conservación y manejo, Reserva de la Biosfera Islas Marias, México.

Cortés-Calva P., A. Gutiérrez-Ramos, M. de La Paz-Cuevas, C. A. Segura-Trujillo, E. Aguilera-Miller, E. Ríos y S. T. Álvarez-Castañeda. 2016. Mamíferos de Baja California Sur: Actualidad y perspectivas. en *Riqueza y Conservación de los Mamíferos en México a Nivel Estatal* Pp. 91-128

De la Paz Cuevas, M., Mendoza, E. P. R., y Álvarez-Castañeda, S. T. 2014. Mamíferos del estado de Baja California Sur. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Época)*, 4(1), 24-39.

De la Torre, G. G., Ortiz, F. A., y Sierra, L. C. G. 2022. Abundancia relativa, reproducción y actividad diurna de aves terrestres, en la Isla Carmen, Baja California Sur, México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoología, Vol. 38-75*, 55(2), 263-284.

Del Razo, I.A. 2011 *Paisaje del miedo: Una hipótesis para explicar los patrones de uso de hábitat de depredadores y presas* Tesis doctoral. Instituto de Ecología. Xalapa, Veracruz, México

Farías-González, V. F. 2011. Conceptos ecológicos, métodos y técnicas para la conservación de conejos y liebres. *Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México. INE-SEMARNAT. México*, 229-248.

Glebskiy, Y., Dorantes, V.D; Cano, S.Z. 2023. Uso de heces para la medición de la densidad y distribución de conejos castellanos. En: Babb-Stanley K., A., Gómez-Álvarez G., y Villegas A. (Editores). *Perspectivas y aportaciones al conocimiento, manejo y conservación de la fauna silvestre en el siglo XXI*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 108-120.

González, J., Lara, C., Vázquez, J., y Martínez-Gómez, M. (2007). Demography, density, and survival of an endemic and near threatened cottontail *Sylvilagus cunicularius* in central Mexico. *Acta Theriologica*, 52, 299-305.

González-Cózatl, F. X., Vallejo, R. M., y Cervantes, F. A. (2007). Avances en el estudio de la sistemática de lagomorfos utilizando marcadores moleculares: filogenia del género *Sylvilagus* basada en secuencias del gen 16S. *Tópicos en Sistemática, Biogeografía, Ecología y Conservación de Mamíferos. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo: Hidalgo, México*, 31-46.

Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C.s.f <https://www.islas.org.mx/espirtu-santo#gsc.tab=0>. Consultado el 22/07/25

Hernández Ramírez, H. B. 2009. Modelo de vulnerabilidad ambiental en Islas del noroeste de México: Propuestas de manejo.

Hoagland, D. B. 1992. Feeding ecology of an insular population of the black-tailed jackrabbit (*Lepus californicus*) in the Gulf of California. *The Southwestern Naturalist*, 280-286.

Lacy, R. C. 2000. Structure of the VORTEX simulation model for population viability analysis. *Ecological Bulletins*, 191-203.

Lacy, R.C., P.S. Miller, y K. Traylor-Holzer. 2018. Vortex 10 User's Manual. 1 June 2018 update. IUCN SSC Conservation Breeding Specialist Group, and Chicago Zoological Society, Apple Valley, Minnesota, USA.

Lorenzo, C., Álvarez-Castañeda, Ticul. S., y Vázquez, J. 2011. "Conservation estatus of the threatened, insular San Jose brush rabbit (*Sylvilagus mansuetus*)," *Western North American Naturalist*: Vol. 71: No. 1, Article 2.

Lorenzo, C., Carrillo-Reyes, A., Rioja-Paradela, T., y de La Paz-Cuevas, M. (2012). Estado actual de conservación de liebres insulares en Baja California Sur, México. *Therya*, 3(2), 186-205.

Lorenzo-Monterrubio, C., Rioja Paradela T.M., Carrillo Reyes, A., De la paz Cuevas, M. 2018. Conejos y liebres insulares de México. Comisión Nacional para el conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Ciudad de México 160pp.

Maldonado-Enríquez D. y Ortega-Rubio A. 2017. *Importancia de la Conservación de las Islas en México*. Capítulo IV. Pp.77-108. En: Espitia-Moreno I.C., Arriola-Padilla V.J. y Ortega-Rubio A. (Editores). 2017. *Gestión, manejo y conservación de Áreas Naturales*

Protegidas. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia Michoacán, México. 178pp.

Melián, C. J., Montoya, J. M., y Rodríguez, M. Á. 1999. El equilibrio de la naturaleza en territorios insulares. [https://www.academia.edu/download/44394882/El equilibrio de la naturaleza en territ20160404-21686-1qsl9is.pdf](https://www.academia.edu/download/44394882/El_equilibrio_de_la_naturaleza_en_territ20160404-21686-1qsl9is.pdf). Consultado el 22/06/25

Neuhaus, J., Cassidy, M., Gastil, R. G., Igle, J. C., Smith, J. T., y Krummenacher, D. 1999. Geology and paleontology of southwestern Isla Tiburón, Sonora, Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 16(1), 1.

Ramírez-Silva, J. P., González-Cózatl, F. X., Vázquez-Domínguez, E., y Cervantes, F. A. 2010. Phylogenetic position of Mexican jackrabbits within the genus *Lepus* (Mammalia: Lagomorpha): a molecular perspective. *Revista mexicana de biodiversidad*, 81(3), 721-731.

Rioja-Paradela, T., Carrillo-Reyes, A., y Lorenzo, C. 2012. Análisis de población viable para determinar el riesgo de extinción de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Santa María del Mar, Oaxaca. *Therya*, 3(2), 137-150.

Rojas, O. R., Puebla, F., Figueroa, E. M., Nakazawa, Y. J., Ríos, C. A., y Navarro, A. G. 2002. Avifauna de Isla Tiburón, Sonora, México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología*, 73(1), 73-89.

Salizzoni Chávez, K. K. 2021. El territorio insular y su administración con un enfoque exclusivo a la conservación y restauración una perspectiva jurídica y ambiental desde México.

Sánchez Pacheco, José Ángel, Tershy, Bernie, Aguilar José Luis. 2000. Acciones de conservación de las islas de México. *Gaceta Ecológica* [en línea]. (56), 41-45 [fecha de Consulta 21 de Julio de 2025]. ISSN: 1405-2849.

SEMAR. Isla Cedros, Baja California. S.F
<https://digaohm.semar.gob.mx/cuestionarios/cnariolslacedros.pdf>. Consultado el 22/06/25

Subgrupo del Catálogo de Islas Nacionales del Grupo Técnico para la Delimitación de las Zonas Marítimas Mexicanas. 2014. Catálogo del Territorio Insular Mexicano. INEGI, SEGOB, SEMAR, SEMARNAT, SRE, SCT, INECC, CONANP, UNAM. Aguascalientes, Ags., 245 pp.

Tlapaya, L., y Gallina, S. 2010. Cacería de mamíferos medianos en cafetales del centro de Veracruz, México. *Acta zoológica mexicana*, 26(2), 259-277.

Vázquez, J., Farías, V., Rodríguez-Martínez, L., Bautista, A., Palacios-Roque, G., y Martínez-Gómez, M. 2013. Ámbito hogareño del conejo mexicano (*Sylvilagus cunicularius*) en un bosque templado del centro de México. *Therya*, 4(3), 581-595.

Velázquez, A. 2012. El contexto geográfico de los lagomorfos de México. *Therya*, 3(2), 224-238. <https://doi.org/10.12933/therya-12-81>

Vorhies, C. T., y Taylor, W. P. 1933. *The life histories and ecology of jack rabbits, Lepus alleni and Lepus californicus ssp., in relation to grazing in Arizona.* College of Agriculture, University of Arizona (Tucson, AZ).