



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

Diversidad α , β , y γ de una comunidad de
mamíferos en el norte de Sinaloa, México.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

PRESENTA:

Oziel Cruz Oropeza

Director de tesis

M. en C. Horacio Valdemar Bárcenas Rodríguez



Ciudad Universitaria, CD.MX.

2021



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

1. Datos del alumno

Oziel

Cruz

Oropeza

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

Biología

31009728-4

2. Datos del tutor

M en C

Horacio Valdemar

Bárceñas

Rodríguez

4. Datos del sinodal 1

Dra.

Livia Socorro

León

Paniagua

5. Datos del sinodal 2

Dr.

José Cuauhtémoc

Chávez

Tovar

6. Datos del sinodal 3

Dr.

Heliot

Zarza

Villanueva

7. Datos del sinodal 4

M en C

Noé

Pacheco

Coronel

7. Datos del trabajo escrito

Diversidad α , β , y γ de una
comunidad de mamíferos en
el norte de Sinaloa, México.

81 p

2021

Agradecimientos institucionales

A toda la comunidad del Ejido Quitaboca y en especial a la mesa directiva: Juan Manuel González Rivera (comisariado), José Luis Sagaste (secretario), Hipólito García Cabrera (Tesorero); Consejo de vigilancia: Francisco García Gutiérrez, Teodulfo Cabrera Olgún, Alberto García Cabrera. Y a los pobladores del Ejido que nos brindaron todo su apoyo: Rogaciano Sagaste, Julián Sagaste, Lizeth Pañuelas. Y colaboradores que hicieron posible este proyecto: Sergio Romo Asunción, Rafael Aguilera, Yamel Rubio, Manolo Monsivais, Cesar González, Alejandro Caballero, Ubaldo Caro Parra. A las autoridades de SEMARNAT que dieron seguimiento al proyecto y que se llevara a buen término: Jorge López Sánchez, Francisco Javier Ochoa Loza, Esther Avendaño Acevedo, Héctor Almeida, Rubén Rodríguez, Daniel Cabanilla y Franklin Aguirre Sánchez. Autoridades Municipales que nos brindaron su apoyo: María Beatriz León Rubio, Presidenta Municipal, a Paz Artemio Obeso Baldenebro. Y a los amigos de la comunidad que fueron de gran apoyo en especial a Miguel A. Arvizu López.

A la Facultad de Ciencias, por la formación académica y permitirme formar parte de la comunidad Universitaria. Al estimado comité de sinodales que revisaron y evaluaron este trabajo: Dra. Livia León Paniagua; Dr. Cuauhtémoc Chávez Tovar; Dr. Heliot Zarza Villanueva y el M en C. Noé Pacheco Coronel, gracias por sus comentarios y observaciones que ayudaron al mejoramiento de este trabajo. También a mi tutor el M. en C. Horacio V. Bárcenas Rodríguez, por todo el apoyo, tiempo, paciencia, así como su instrucción y guía en este trabajo. Y a Alejandro que por sus explicaciones con los índices.

Agradecimientos personales

A mi madre Adelina, por todo tu amor, tu apoyo incondicional, por tu ejemplo y por toda tu dedicación, a mi padre Javier, por su gran ejemplo, dedicación y apoyo, gracias por impulsarnos a superarnos día a día; a mi hermano Adrián y a toda la familia que me han brindado siempre su apoyo; a mis amigos de la facultad con los que he pasado grandes aventuras y hemos compartido este camino universitario; a mis amigos entrañables Adriana, Marco, por todas las anécdotas juntos, y a Ibrahim por convertirse en un hermano para mí.

Nuevamente a Horacio Bárcenas, porque, aparte de guiarme y ser mi tutor en este trabajo, también me ha brindado su amistad, confianza y me ha permitido colaborar con él en otros proyectos, los cuales me han servido para crecer personal y profesionalmente.

A Tami, mi gran compañera, por su gran amor, por compartir grandes momentos juntos, por tus consejos, por siempre apoyarme y acompañarme en este camino, por impulsarme a dar lo mejor de mí, por estar para mí y darme calma cuando más lo necesito, también por tu valiosa contribución a este trabajo; sin ti nada sería igual. Gracias.

Índice

Índice de figuras	6
Índice de cuadros	7
Resumen	8
1. Introducción	10
1.1 Niveles de la biodiversidad.....	10
1.2 Métodos para medir la Biodiversidad	13
1.3 Medidas para diversidad Alfa.....	15
1.4 Medidas de diversidad Beta	16
1.5 Medidas de diversidad Gamma	17
1.6 Comunidad biológica	18
1.7 Mamíferos en México	18
1.8 Selva Baja Caducifolia.....	20
1.9 Bosque mixto de pino-encino.....	21
1.10 Cámaras-trampa.....	22
2. Justificación	24
3. Objetivos	26
3.1 Objetivo general	26
3.2 Objetivos particulares	26
4. Hipótesis y predicciones	26
5. Materiales y métodos	27
5.1 Área de estudio	27
5.2 Diseño del muestreo	29
5.2.1 Configuración y colocación de cámaras trampa	29
5.3 Análisis de los datos	31
5.3.1 Curvas de Acumulación de especies.....	32
5.3.2 Abundancia Relativa	33
5.3.3 Diversidad.....	33
6. Resultados	38
6.1 Riqueza	38
6.2 Curvas de acumulación de especies	41
6.3 Abundancia relativa	43
6.4 Diversidad	44
7. Discusión	47
8. Conclusión	58
9. Anexo fotos	61
10. Referencias bibliográficas	62

Índice de figuras

Figura 1. Representación gráfica de la diversidad alfa, beta y gamma.	13
Figura 2. Sierra de Sinaloa, en el Ejido Quitaboca.	27
Figura 3. Mapa de ubicación del Ejido Quitaboca.	28
Figura 4. Representación de la colocación de cámaras trampa.	29
Figura 5. Cámara trampa modelo C3.	30
Figura 6. colocación de equipo con Cuddesafe®.	30
Figura 7. Ubicación de cámaras-trampa, y tipo de vegetación.	31
Figura 8. Número de registros independientes por especie en cada tipo de vegetación.	39
Figura 8. Curvas de acumulación de especies para bosque pino-encino.	42
Figura 9. Curvas de acumulación de especies para selva baja caducifolia.	42
Figura 10. Ejemplar macho <i>O. virginianus</i>	61
Figura 11. Ejemplar hembra de <i>U. cinereoargenteus</i>	61
Figura 12. Ejemplar de <i>N. narica</i>	61
Figura 13. Piara de <i>P. tajacu</i>	61
Figura 14. Ejemplar hembra de <i>L. pardalis</i>	61
Figura 15. Ejemplar macho de <i>P. concolor</i>	61

Índice de cuadros

Cuadro 1. Listado taxonómico de especies registradas en el Ejido Quitaboca, Sinaloa. Bosque de pino-encino (BPE), Selva baja caducifolia (SBC). Categoría de conservación NOM-059: No aplica (--), peligro de extinción (P); IUCN: LC (Least concern), NT (Near Threatened).	41
Cuadro 2. Resultados de curva de acumulación de especies bajo el modelo de Clench.	43
Cuadro 3. Índice de abundancia relativa (IAR) de mamíferos medianos y grandes por tipo de vegetación y de maneta total del Ejido Quitaboca.	44
Cuadro 4. Resultados de Diversidad alfa.	45
Cuadro 5. Resultados de la diversidad Beta para los mamíferos medianos y grandes en el Ejido Quitaboca.	46
Cuadro 6. Resultados de la diversidad Gamma de los mamíferos medianos y grandes en el Ejido Quitaboca.	46
Cuadro 7. Comparación de estudios de riquezas de mamíferos medianos y grandes en estudios realizados con cámaras-trampa.	49

Resumen

Hablar de comunidades como entidades biológicas nos facilita el estudio de un conjunto de organismos que comparten un espacio y tiempo determinado, gracias a que tienen en común parámetros específicos y cuantificables, como lo son riqueza, abundancia y diversidad entre otras más, estos parámetros son utilizados para poder comparar los cambios o diferencias en los ecosistemas siendo usados como indicadores del funcionamiento de dichos ecosistemas. El objetivo de este trabajo fue determinar la riqueza, abundancia, grado de recambio y composición de especies (diversidad alfa y beta), de la comunidad de mamíferos medianos y grandes, en dos tipos de vegetación en el Ejido Quitaboca, ubicado estado de Sinaloa, México. El muestreo se llevó acabo del 22 de agosto del 2016 al 15 de diciembre del 2016, se instalaron 30 estaciones de trampeo sencillas de las cuales solo 25 fueron estaciones efectivas de fauna silvestre, 15 cámaras se colocaron en bosque de pino-encino y 15 en selva baja caducifolia. Se obtuvo un esfuerzo de muestreo total de 2,414 días trampa, 1,242 días trampa en bosque de pino-encino y 1,172 días trampa en selva baja caducifolia. La diversidad alfa, se calculó mediante el índice de Shannon-Wiener, el índice de diversidad de Simpson y Números de Hill para obtener el número efectivo de especies. Se determinó la diversidad beta mediante el índice de Whittaker, coeficiente de similitud de Sorensen. Finalmente, la diversidad gamma, con la fórmula propuesta por Schluter y Ricklefs (1993) y también con los números de Hill. Se obtuvieron 301 registros independientes de fauna silvestre correspondientes a un total de 13 especies de mamíferos de las cuales se registraron 9 especies de mamíferos en bosque de pino-

encino, y 10 especies en selva baja caducifolia. La especie con mayor abundancia relativa fue el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), seguida de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), el coatí (*Nasua narica*) y el pecarí de collar (*Pecari tajacu*). El índice de diversidad de Shannon-Wiener en bosque de pino-encino fue de $H' = 1.05$ y en selva baja caducifolia fue $H' = 1.62$. Si bien el índice de Shannon nos indica mayor diversidad biológica en la vegetación de selva baja caducifolia al realizar las pruebas estadísticas pertinentes no se encontraron diferencias significativas entre el bosque de pino-encino y selva baja caducifolia. Por otra parte, el índice de diversidad de Simpson al ser un índice de dominancia también mostró mayor valor para la selva baja caducifolia $D_{Si} = 0.75$ mientras que bosque de pino-encino fue $D_{Si} = 0.46$, que nos indica que en la vegetación de bosque de pino-encino existe mayor dominancia de ciertas especies. Para la diversidad beta se obtuvo con el índice de Whittaker de $\beta_w = 0.36$, mientras que con Jaccard = 0.46 y Sorensen = 0.57. También se realizaron diversidad alfa, beta y gamma mediante los números de Hill o también llamada diversidad verdadera, resultando más diversa en mamíferos medianos y grandes la selva baja caducifolia.

1. Introducción

El “Convenio de Diversidad Biológica” realizado en Rio de Janeiro, define la biodiversidad como: *“La variabilidad entre los organismos vivos de todos los orígenes, incluidos los ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre especies y de los ecosistemas”* (Quarrie, 1992). Y se puede analizar en tres componentes, la diversidad genética (diversidad que existe dentro de una misma especie), diversidad de especies (número de especies) y diversidad ecológica (diversidad de comunidades o ecosistemas) (Magurran, 2004). Sin embargo, más allá del significado conceptual, tanto en la biología como en la ecología surge la necesidad de poder medir o cuantificar esta diversidad biológica. Esta diversidad biológica o biodiversidad es usada como indicadora del buen funcionamiento de los ecosistemas, nos ayuda a entender diversos factores que las afectan al poder comparar entre comunidades, observar cambios en las comunidades, así como las causas de dichos cambios (Gaston *et al.*, 2004; Magurran, 2004). En general, la diversidad se basa en tres medidas principales: (1) Riqueza, el número de especies presentes; (2) Disimilitud, el grado de diferencia entre las especies; (3) Abundancia, proporción de individuos de cada especie (Chao y Chiu, 2016; Gaston *et al.*, 2004; Krebs, 1999; Magurran, 2004).

1.1 Niveles de la biodiversidad

Para medir la biodiversidad es necesario establecer la escala geográfica a la que se quiere medir dicha diversidad de esta forma se pueden asociar características a nivel del paisaje, regional o local. Establecida la escala geográfica

podemos evaluar la biodiversidad o diversidad biológica mediante las medidas propuestas por Whittaker, conocidas como diversidad: alfa, beta y gamma. Cada una aborda una escala espacial o geográfica diferente y entre si se complementan (Ferriol y Merle, 2002; Villareal *et al.*, 2004).

La diversidad alfa, se define como: la riqueza o el número de especies que existen en un sitio específico, se considera la diversidad local, en el cual las especies presentes comparten un espacio y tiempo específico, así como características ecológicas (Sarukhán, 1995; Villarreal *et al.*, 2004). Las publicaciones que analizan la diversidad alfa en mamíferos medianos y grandes lo hacen mediante listados de especies, presentando curvas de acumulación de especies y en su mayoría utilizan los índices de diversidad tradicionales como el índice de Margalef, índice de Shannon-Wiener y el índice de Simpson (Botello *et al.*, 2008; Jenks *et al.*, 2011; Moreno *et al.*, 2011; Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2010). Algunos ejemplos de trabajos donde registran la riqueza como diversidad de mamíferos son Arroyo *et al.*, (2013) en cuatro tipos de vegetación incluyendo bosque de encino y selva baja caducifolia registra 21 especies de mamíferos medianos y grandes mediante diversos métodos de colecta; Batalla (2016), en vegetación de selva alta y vegetación secundaria registro 21 especies de mamíferos medianos por métodos de muestreo directos e indirectos; Monroy-Vilchis *et al.* (2011), en diferentes tipos de vegetación incluyendo selva baja caducifolia y bosque pino-encino, registran 21 especies de mamíferos medianos y grandes mediante cámaras trampa.

La diversidad beta mide el grado de reemplazo en la composición de especies entre dos sitios, esta diferencia entre los sitios puede ser a nivel de espacial o temporal y representa la heterogeneidad que existe en el paisaje a una escala geográfica mayor. (Ferriol y Merle, 2002; Halffter y Moreno, 2005).

En el caso de las publicaciones realizadas para medir la diversidad beta de mamíferos medianos y grandes en México, se utiliza principalmente el índice de similitud de Jaccard, índice de Whittaker, índice o medida de complementariedad e índice de Sorensen (Arroyo *et al.*, 2013; Briones-Salas *et al.*, 2015; Koleff, 2005; Lorenzo *et al.*, 2017; Rodríguez *et al.*, 2003). Alfaró-Espinosa (2006), reporta que entre bosque mesófilo y selva mediana en Oaxaca, hay una diversidad beta de $\beta_w = 0.48$, de acuerdo con el índice de Whittaker; Altamirano-Álvarez *et al.* (2009), mediante índice de similitud de Jaccard reportan un 51% de similitud en dos sitios con vegetación de selva baja caducifolia en Morelos; García-Burgos (2007), mediante índice de similitud de Jaccard, obtuvo 66% de similitud de mamíferos entre sitios de bosque mesófilo en Veracruz.

La diversidad gamma es la diversidad resultante del total todos los sitios que integran un paisaje o región, las cuales comparten características en común como el espacio, tiempo e incluso una historia geográfica y evolutiva (Arellano y Halffter, 2003). Algunos autores consideran diversidad gamma como la resultante de la integración de la diversidad alfa con la diversidad beta (Halffter y Moreno, 2005). Sin embargo, la mayoría de las publicaciones que miden la diversidad gamma, consideran a esta como la riqueza específica o la interpretan con medidas de diversidad alfa pero llevadas a una escala geográfica mayor, como a nivel estatal o

a nivel república (Ceballos y Arroyo- Cabrales, 2012; Christen, 2008; Ramírez– Pulido *et al.*, 2014; Sánchez- Cordero *et al.*, 2014). Algunos de estos ejemplos de trabajos que miden la diversidad Gamma son: Lavariega *et al.* (2012), registra 12 especies de mamíferos medianos y grandes en una localidad de Oaxaca con diversos tipos de vegetación incluido bosque de pino y bosque de encino; Lorenzo *et al.* (2017), en el estado de Chiapas registra 29 mamíferos medianos y grandes; Ramírez-Martínez *et al.* (2014), en el Área de protección de Flora y Fauna Sierra de Quila, Jalisco, registra 13 especies de carnívoros.

1.2 Métodos para medir la Biodiversidad

Numerosos han sido los índices y métodos propuestos para calcular la diversidad, cada uno varía dependiendo del tipo de información que se quiere obtener y las variables que se analizan, como la riqueza específica, proporción de individuos, dominancia y equidad de las especies presentes (Halffter *et al.*, 2001; Villareal *et al.*, 2004). Los podemos dividir de manera general en dos grandes

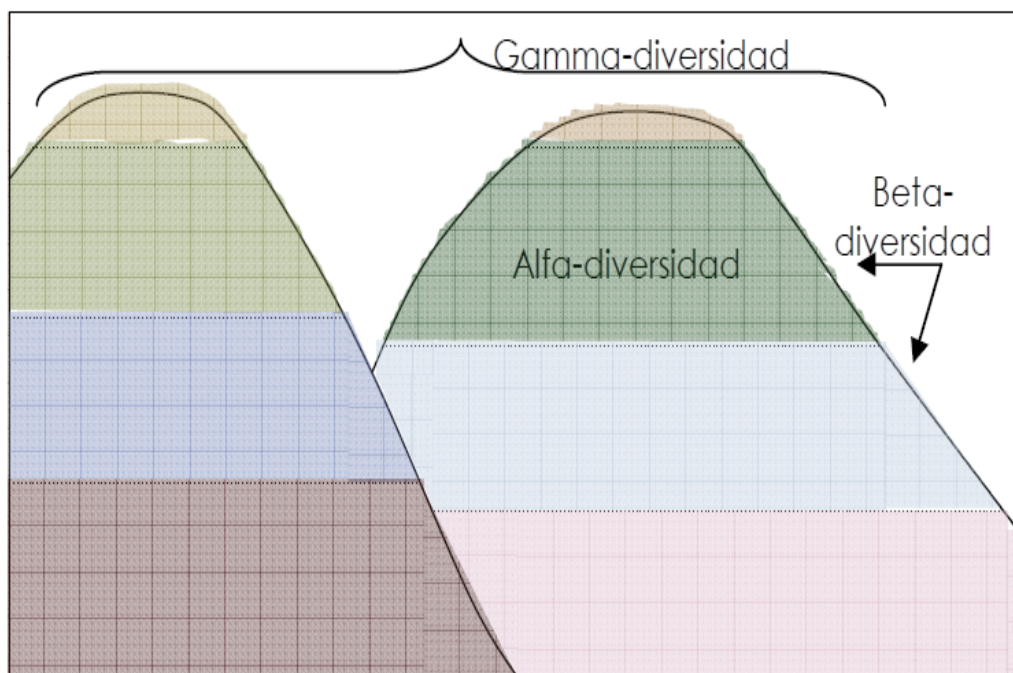


Figura 1. Representación gráfica de la diversidad alfa, beta y gamma (Ferriol y Merle, 2012).

grupos los que miden la diversidad basándose en la riqueza de especies y aquellos que utilizan también datos de la estructura de la comunidad, equidad, dominancia, abundancia y proporción de individuos (Moreno, 2001). La manera más sencilla de medir la diversidad de un sitio es mediante la riqueza específica, es decir conocer únicamente el número de especies presentes en dicho sitio, otro método es el índice de Margalef que relaciona el número de especies con el número total de individuos. Otros ejemplos de índices basados en la riqueza de especies son el índice de Menhinick y alfa de Williams (Halffter *et al.*, 2001; Moreno, 2001). Algunos métodos diferentes para la medición de riqueza y que son bastante recurridos son las curvas de rarefacción, donde se puede comparar muestras con tamaños diferentes de registros o muestreos, haciendo una intrapolación en los datos que se tienen para emparejarlos (Gotelli y Colwell, 2011; Krebs, 1999; Moreno, 2001).

Otros métodos utilizados cuando la comunidad cumple los supuestos de ser una muestra aleatoria, tener medidas independientes, que todas las clases tengan la misma probabilidad, se pueden utilizar estimadores paramétricos como lo son las curvas de acumulación de especies, que parten del principio que indica que entre mayor sea el esfuerzo de muestreo mayor será el número de especies encontradas. Este método es uno de los más utilizados para estimar si los muestreos o inventarios son lo bastante robustos ya que a medida que la lista de especies crece menor es la probabilidad de añadir nuevas especies y de esta manera establecer si ya se obtuvieron el total de especies presentes o aún se necesita aumentar el esfuerzo de muestreo, entre los modelos de acumulación de especies encontramos los modelos de función exponencial, logarítmica y la ecuación de Clench (Jiménez-

Valverde y Hortal, 2003; Soberon y Llorente, 1993). Existen otros estimadores de riqueza denominados no paramétricos, que no asumen algún tipo de distribución de datos específica, únicamente requieren datos de presencia/ausencia, los principales estimadores no paramétricos son Chao 2, basado en el recuento de los individuos; Jackknife de 1ro y 2do orden, y Bootstrap (Escalante-Espinosa, 2003; Gotelli y Colwell, 2011; González–Oreja *et al.*, 2010).

1.3 Medidas para diversidad Alfa

Los métodos para medir la diversidad alfa basados en la estructura de la comunidad son igual o más variados que los anteriormente mencionados ya que estos métodos, toman en cuenta más variables para el análisis. Por ejemplo, los modelos estadísticos paramétricos: Modelo Geométrico, Modelo Logarítmico, Modelo Log-normal y Modelo vara quebrada (Aguirre-Calderón *et al.*, 2008; Bravo-Núñez, 1991). Hablando de modelos paramétrico tenemos a Chao 1 basado en la abundancia y el Estadístico Q, que varios autores catalogan como paramétrico, pero al no requerir el ajuste de datos a un modelo empírico consideramos correcto agruparlo como no paramétrico. (De Mas, 2007; Magurran, 2004). Cuando se analiza la riqueza y la equidad de las abundancias pueden resumirse con un solo valor, un índice de diversidad. Si consideramos la dominancia como parámetro de la comunidad podemos analizar los datos mediante el índice de Simpson (D) que cuantifica la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie.

Otro método que actualmente está tomando mucha fuerza debido a que los resultados brindan una facilidad conceptual y de interpretación para poder discernir

en la toma de decisiones son la Serie o Números de Hill, también llamada diversidad verdadera y que puede ser aplicada para medir la diversidad Beta y Gamma (Jost y González-Oreja, 2012; Moreno *et al.*, 2011; Pereyra y Moreno, 2013). Los números de Hill son una medida de diversidad que se expresa como número efectivo de especies, haciéndolo sumamente útil su interpretación y para poder comparar diferentes estudios (Chao *et al.*, 2012; Krebs, 1999; Jost, 2006; Jost y González-Oreja, 2012). Los índices más reconocidos de diversidad están basados en la equidad de las abundancias, en esta categoría encontramos el índice de Pielou, índice de Brillouin y el índice de Shannon-Wiener (H'), utilizado en diversos estudios, este índice mide el grado de incertidumbre para predecir a que especie pertenecerá un individuo tomado al azar de una comunidad y es sensible a la abundancia de las especies raras así que tendrá valores mínimos cuando todos los individuos pertenezcan a la misma especie y valores máximo cuando todas las especies tengan el mismo número de individuos. (Henderson, 2003; Magurran, 2004; Peet, 1974).

1.4 Medidas de diversidad Beta

Se puede abordar los análisis de la diversidad beta por medio de índices de similitud/disimilitud o por índices de recambio de especies, en ambos casos citaremos únicamente a los índices más recurridos (Koleff *et al.*, 2008; Rodríguez, 2009). El Índice más utilizado para medir la diversidad beta es el acuñado por Whittaker (1972), este índice de recambio de especies cuantifica que tanto comparten en la composición de especies entre dos sitios o comunidades y se basa en datos de presencia/ausencia de especies (Koleff, 2005; Martella *et al.*, 2012). Los índices o coeficientes de similitud/disimilitud son aquellos que miden el grado

en que dos sitios o comunidades son semejantes con relación a las especies que componen a cada sitio, los índices clásicos de similitud son índice de Jaccard y el índice de Sørensen, ambos índices se componen del número de especies compartidas por los dos sitios y el número de especies únicas en cada sitio (Chao *et al.*, 2005; Pasion *et al.*, 2015; Magurran, 2004)

1.5 Medidas de diversidad Gamma

Varios autores describen que la manera más común para evaluar la diversidad gamma es utilizando la diversidad alfa. El ejemplo más común es presentando los listados especies de cada sitio o comunidad que integran el paisaje, en otras palabras, presentando la riqueza específica a nivel regional (Ferriol y Merle, 2012; Halffter *et al.*, 2005; Arellano y Halffter, 2003). A pesar de que la manera más común de evaluar la diversidad gamma es mediante la riqueza regional existen medidas reconocidas, la primera fue la propuesta por Whittaker (1972), que describe la diversidad gamma como la integración de la diversidad alfa y beta la cual se puede expresar de dos formas, en su modelo aditivo: $\text{Diversidad } \gamma = \text{diversidad } \alpha + \text{diversidad } \beta$, y el modelo multiplicativo: $\text{Diversidad } \gamma = \text{diversidad } \alpha \times \text{diversidad } \beta$; posteriormente Schluter y Ricklefs (1993), proponen la medición de la diversidad gamma con base en los componentes alfa, beta y la dimensión espacial: $\text{Diversidad } \gamma = \text{alfa promedio} + \text{beta promedio} + \text{dimensión de la muestra}$, en este caso la dimensión de la muestra corresponde al número de comunidades que integran el paisaje, por otra parte Lande (1996) también deriva tres fórmulas para la medición de la diversidad gamma basadas en medidas de diversidad alfa, la primera fórmula basada en la riqueza de las especies, la segunda en el índice de

Shannon y la tercera en el índice de Simpson. (Halffter *et al.*, 2001; Halffter y Moreno, 2005; Krebs, 1999; Martella *et al.*, 2012).

1.6 Comunidad biológica

Se habla de una comunidad cuando nos referimos a entidades naturales que se pueden definir como *“un conjunto de poblaciones de organismos vivos, que habitan en un espacio y tiempo determinado”*. La comunidad de mamíferos medianos y grandes son de suma importancia debido a que tienen un papel vital en los ecosistemas y las dinámicas ecológicas ya que encontramos especies que son consumidores primarios, es decir especies herbívoras y frugívoras que contribuyen a la regulación de la población vegetal, reintegración de materia orgánica a la tierra y dispersión de semillas. Por otra parte, los mamíferos carnívoros mantienen el control de las poblaciones de sus presas, evitando que estas poblaciones de presas se conviertan en una plaga para las especies vegetales y para el ecosistema (Di Bitetti y Santiago, 2008; Lavariega *et al.*, 2012; Terborgh y Estes, 2010; Ramírez-Martínez, *et al.*, 2014). Esta fuerte y compleja interacción presa-depredador, ha demostrado que, a la vez, la disponibilidad y cantidad de presas controla el crecimiento poblacional de depredadores, que son dependientes de dichas especies de presas, observándose dinámicas poblacionales cíclicas (Begon *et al.*, 2006; Perovic, 1998).

1.7 Mamíferos en México

México ocupa el tercer lugar mundial en número de especies de mamíferos y el segundo lugar en mamíferos endémicos, después de Indonesia (Ceballos y Oliva, 2005). Constantemente se actualizan las listas de mamíferos, por lo que la cifra puede variar dependiendo del autor, Ceballos y Arroyo-Cabrales (2012),

documentan 550 especies de mamíferos; Ramírez-Pulido *et al.*, (2014), enlista 496 especies de mamíferos y Sánchez-Cordero *et al.*, (2014), reporta 564 especies de mamíferos.

La Clase Mammalia a pesar de ser uno de los grupos más estudiados y carismáticos en todo el mundo (Arita y León-Paniagua, 1993; Mares y Schmidly, 1991), son especies que se encuentran gravemente amenazados por diversas acciones antropogénicas. En México alrededor del 17% de las especies de mamíferos, se encuentran en alguna de las categorías de riesgo en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010). Las amenazas para la biodiversidad de mamíferos a nivel global y en México, son la destrucción y fragmentación del hábitat natural para la implementación de potreros, zonas ganaderas y zonas de cultivo, la introducción de especies exóticas y crecimiento de fauna feral, la caza ilegal, el comercio ilegal. Estos impactos antropogénicos no quedan únicamente en alteraciones en el uso de suelo o conflictos fauna silvestre-humanos, también conlleva alteraciones climáticas y zoonosis inversa, donde la fauna silvestre puede contraer enfermedades ocasionadas por patógenos introducidos por humanos. (Cruz-Reyes, 2009; Di Marco *et al.*, 2014; Dirzo *et al.*, 2014; Lira-Torres y Briones-Salas, 2011; Zúñiga *et al.*, 2009). Los mamíferos de talla mediana y grande (<500gr) son uno de los grupos más afectados, como es el caso de los carnívoros y ungulados (Ceballos *et al.*, 2010; García-Burgos, 2007), el amplio rango hogareño y la baja densidad poblacional de los mamíferos carnívoros los hace sumamente susceptibles a la perturbación en su ambiente y sus presas, los ungulados por otra parte, al tener poblaciones con mayor cantidad de individuos necesitan una amplia

cobertura vegetal para poder tener recursos suficientes, por ello la reducción de la vegetación nativa, la introducción de especies exóticas que compiten por el alimento o la caza ilegal de estos animales afecta severamente la dinámica ecológica de los ecosistemas. (Ahumada *et al.*, 2011; González, 2012; Turner, 1996).

1.8 Selva Baja Caducifolia

México tiene una gran cantidad de ecosistemas gracias a su accidentada orografía y diferentes provincias fisiográficas (INEGI, 2017). Estas características generan en el paisaje las condiciones para una amplia diversidad de climas, reflejándose en los diferentes tipos de vegetación y por ende alta diversidad biológica (Challegger y Soberón, 2008; García, 2004). Han sido varios autores que han clasificado la vegetación del país. Pero la clasificación de Miranda y Hernández (1963) y Rzedowski (1978), son las más utilizadas y aceptadas. La selva baja caducifolia es la vegetación con mayor porcentaje de cobertura vegetal en el estado de Sinaloa (INEGI, 2015)

La selva baja caducifolia (Miranda y Hernández, 1963) o también conocida como bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 1978), que cubren aproximadamente el 3.38% del territorio nacional y se distribuye en la vertiente del Pacífico de México, desde el sur de Sonora y suroeste de Chihuahua hasta Chiapas, aunque también lo podemos encontrar en el extremo sur de la península de Baja California así como en el norte de Yucatán (Challegger y Soberón, 2008; INEGI, 2005), Este tipo de vegetación se caracteriza por presentar una marcada temporalidad de sequía, que puede durar de 6 a 8 meses, en los cuales aproximadamente el 70% de las especies vegetales pierden su follaje, las especies de árboles mantienen una altura de 4 a 10

m y en muy raras ocasiones algunas especies llegan a una altura máxima de 15 m (Meave *et al.*, 2012; Koleff *et al.*, 2012) este tipo de vegetación se encuentra principalmente en los climas del tipo cálido subhúmedo de menor humedad (Aw0), semicálido subhúmedo (ACw0) con lluvias en verano y en pocos sitios semiárido cálido (BS1) según la terminología del sistema de Köppen modificado por García (1988) con una precipitación anual entre 800 a 900mm; la temperatura va de los 22 a 26°C (Trejo, 1999; 2005).

Son amplias las características que tienen las selvas bajas caducifolia debido a su extensa distribución geográfica, además que presentar cambios fenológicos muy marcados por la temporada de lluvias y de secas, gracias a esta alta heterogeneidad, se tiene una amplia riqueza de vertebrados que presentan adaptaciones fisiológicas y ecológicas para poder tolerar dicho cambio, este ecosistema tan complejo alberga el 35% de mamíferos del país (186 de 525 especies a nivel nacional), pero en especial son lugares ricos en especies endémicas albergando aproximadamente un 23% de mamíferos endémicos de México (Ceballos *et al.*, 2010; Maeve *et al.*, 2012; Marín *et al.*, 2016).

1.9 Bosque mixto de pino-encino

El bosque mixto de pino-encino (Miranda y Hernández, 1963) o bosque de coníferas y bosque de *Quercus* (Rzedowski, 1978), abarca el 7.9% del territorio nacional (Challenger y Soberón, 2008, INEGI, 2005), se distribuye en las zonas montañosas del país, a lo largo de la Sierra Madre Occidental donde encontramos la zona de mayor concentración de ecosistemas boscosos del país, la Sierra Madre Oriental, la Sierra Madre del Sur de Chiapas, el Eje Neovolcánico, la Sierra Norte

de Oaxaca y los Altos de Chiapas, así como en distintas serranías y montañas aisladas en el Altiplano mexicano, únicamente los estados de la península de Yucatán (Yucatán, Campeche, Quintana Roo) no comparten alguna de las representaciones de ecosistema boscoso, (Challenger y Soberón, 2008; Flores-Villela y Gerez, 1994). La mayoría de sus especies arbóreas para el bosque mixto de pino-encino tienen una altura que varía desde los 3 a 30 m, incluso algunas especies pueden llegar hasta los 50 m (Rzedowski, 1978), este tipo de vegetación tan peculiar se asocia principalmente al clima del tipo templado húmedo con lluvias en verano (Cw), aunque puede desarrollarse también en climas de tipo templado subhúmedo con lluvias en todas las estaciones (Cx) y templado húmedo con lluvias en invierno (Cs) (García, 2004) con una precipitación anual entre 600 a 1200 mm; la temperatura va de los 10 a 24°C, aunque en la temporada invernal puede llegar hasta temperaturas menores a los 0°C en los estados más norteños donde incluso pueden presentar heladas (Rzedowski, 1978; Sánchez *et al.*, 2002).

Los bosques templados son unos de los ecosistemas con mejor cobertura vegetativa a nivel nacional, y en especial el bosque mixto de pino-encino al tener la característica de ser una vegetación transitoria entre dos tipos de vegetación presenta especies que existen en ambos tipos de vegetación (Hernández-Flores y Rojas-Martínez, 2010; Horváth *et al.*, 2001).

1.10 Cámaras-trampa

En la actualidad las cámaras-trampa son uno de los métodos que más se ha popularizado en investigaciones biológicas y ecológicas por ser una herramienta útil para registrar fauna (Brown y Gehrt, 2009; Silver, 2004). Algunos ejemplos de las

investigaciones donde más se utilizan: para estimar la riqueza de especies, abundancia relativa, densidad poblacional, patrones de actividad, dinámicas de ocupación, uso de hábitad, etc. (Chávez y Ceballos, 2006; Cortés-Marcial y Briones-Salas, 2014; Jenks *et al.*, 2011; Karanth y Nichols, 1998, Kelly y Holub, 2008; Monroy-Vilchis *et al.*, 2011; O'Connell *et al.* 2011). También son muy utilizadas en estudio de conducta tanto de mamíferos como de aves para observar el comportamiento de cuidado parental, anidación, entre muchos otros (Klavins *et al.*, 2012). Las trampas cámara son un método no invasivo por lo que no es necesario manipular, ni capturar a ningún ejemplar, se ha observado su eficacia para registrar especies con una baja densidad poblacional, crípticas, evasivas, con rangos de movimiento extensos y/o especies de mamíferos que son muy susceptibles a la presencia humana (Karanth *et al.*, 2006; Maffei *et al.*, 2002; Trollet *et al.*, 2014).

Actualmente en el mercado existe una enorme oferta de modelos de cámaras trampa con diferentes características, pero su función principal se basa en un sensor activo o pasivo de movimiento y calor, que se activa tomando una foto y/o video cuando detecta movimiento o cambio de temperatura en el sensor. Los dispositivos de sensor activo se refieren a aquellos que en todo momento emiten un haz de luz infrarroja que a su vez es detectado por un receptor, cuando el haz de luz es interrumpido por algún cuerpo, activa el dispositivo fotográfico tomando foto o video. Aquellos dispositivos denominados como sensor pasivo no necesitan emitir ninguna señal, se activa al detectar dentro del rango de detección del sensor, un cambio de temperatura o movimiento, activando así el dispositivo fotográfico (Brown y Gehrt, 2009; Chávez *et al.*, 2013; Noss *et al.*, 2013).

2. Justificación

El estado de Sinaloa cuenta con información actualizada muy limitada con respecto al conocimiento de los mamíferos terrestres medianos y grandes, de hecho, algunos de los trabajos que existen son históricos, con más de 50 años (Armstrong y Jones 1971; Armstrong *et al.*, 1972). A pesar de pertenecer a la región de la vertiente del pacífico y la Sierra Madre Occidental, regiones que destacan por su alta diversidad y endemismos de mamíferos terrestres (Rangel *et al.*, 2002; Sánchez-Cordero *et al.*, 2014; Van der Heiden y Plascencia-González, 2002).

La mayoría de los estudios de diversidad de mamíferos relacionados con el estado de Sinaloa, son listados taxonómicos hechos a nivel nacional (Arita y Ceballos, 1997; Ceballos y Oliva, 2005; Ceballos *et al.*, 2010; Flores-Villela y Gerez, 1994; Illoldi-Rangel *et al.*, 2002; Sánchez-Cordero *et al.*, 2014). Dejando en evidencia la poca investigación hecha a nivel local en materia de ecología de mamíferos medianos y grandes. Dentro de los pocos artículos para Sinaloa podemos mencionar a Uribe y Arita (1998), donde realizaron un estudio bibliográfico de la diversidad y distribución de mamíferos en el estado, así como su importancia en las actividades cinegéticas. Publicaciones más actuales de mamíferos medianos y grandes para el estado encontramos a Bárcenas *et al.* (2009), realizando una ampliación de la distribución de tres especies de carnívoros para Sinaloa; Hortelano *et al.* (2016), hace una revisión bibliográfica de publicaciones de mamíferos del estado y Coronel-Arellano *et al.*, (2017), realiza un estudio de abundancia y densidad de Jaguar (*Panthera onca*) en una localidad de Sinaloa y Meza-González

(2018) realizo en trabajo más actual de distribución y abundancia de mastofauna terrestre en Sinaloa.

Cabe mencionar que el estado de Sinaloa junto con otros estados del norte del país como Sonora y Chihuahua, tienen un alto aprovechamiento de vertebrados terrestres silvestres, como fuente de alimento, artesanías, con fines medicinales, comerciales y uso cinegético (Cortez-Gregorio *et al.*, 2013; Medina-Torres *et al.*, 2016). Por ello es urgente generar información cuantitativa para la toma de decisiones adecuadas sobre la conservación, que nos permita comprender y explicar las diversas propiedades y características de estas comunidades, así también entender sus interacciones y cambios que sufren las comunidades en los últimos años. Esta información de primer orden es un elemento básico para poder desarrollar estrategias de conservación y planes de manejo correctos, de igual forma para observar los cambios influenciados por la actividad humana que aun causado una constante amenaza a la diversidad biológica (Ceballos *et al.*, 2010; Villarreal *et al.*, 2004).

3. Objetivos

3.1 Objetivo general

Determinar la composición y diversidad de la comunidad de mamíferos medianos y grandes de los dos tipos de vegetación en el Ejido Quitaboca, Sinaloa.

3.2 Objetivos particulares

(1) Determinar la riqueza y abundancia de la comunidad de mamíferos medianos y grandes y su estado de conservación en dos tipos de vegetación del Ejido Quitaboca.

(2) Calcular la diversidad alfa de la comunidad de mamíferos medianos y grandes en los dos tipos de vegetación presentes en el Ejido Quitaboca.

(3) Estimar el grado de recambio o reemplazo de mamíferos medianos y grandes entre los dos tipos de vegetación de la comunidad de mamíferos del Ejido Quitaboca.

(4) Establecer la diversidad a nivel de paisaje de la comunidad de mamíferos medianos y grandes del Ejido Quitaboca.

4. Hipótesis y predicciones

- La diversidad de mamíferos medianos y grandes tendrá diferencias significativas entre la selva baja caducifolia y bosque mixto de pino-encino.

Predicción:

La selva baja caducifolia, biológica y ecológicamente, es un ecosistema con mayor disponibilidad de recursos debido a la heterogeneidad y complejidad de la

vegetación que posee, por lo que tendrá mayor riqueza y diversidad de mamíferos medianos y grandes, en comparación con el bosque de pino-encino.

5. Materiales y métodos

5.1 Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Ejido Quitaboca, perteneciente al Municipio de Sinaloa de Leyva, siendo este municipio el más extenso del Estado de Sinaloa, abarcando aproximadamente el 11% del territorio estatal con 6,337 Km² y a su vez el Ejido Quitaboca, es el ejido más grande del Estado. Colinda al norte con los municipios del Fuerte, Choix y con el Estado de Chihuahua, al oeste con Ahome y al sur con los municipios de Guasave y Salvador Alvarado (INEGI, 2015). El Ejido tiene una extensión de 40,000 ha, se sitúa entre las coordenadas geográficas extremas: 26° 04' 07.01" y 26° 18' 56.71" Latitud Norte; 108° 13' 25.71" y 107° 58' 34.71" Longitud Oeste. (Figura 2).



Figura 2. Sierra de Sinaloa, en el Ejido Quitaboca.

Esta localidad se ubica en la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Occidental, tiene un clima semi-cálido subhúmedo con lluvias en verano, con una precipitación anual que oscila entre los 800 mm y 900 mm (INEGI, 2017). El Ejido de Quitaboca presenta dos tipos de vegetación dominantes, la selva baja caducifolia, donde encontramos especies como Guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*), Tepehuaje (*Lysiloma sp*), Copal (*Bursera sp*), *Ipomoea sp*, Amole (*Stegnosperma halimifolium*) y bosque de pino-encino, representada por las especies Pino amarillo o avellano (*Pinus oocarpa*), Encino roble (*Quercus tuberculata*), Roble (*Quercus splendens*), Encino blanco (*Quercus magnoliifolia*), entre otras especies silvestres. (Caro-Parra y Caballero, 2015; Rzendowski, 1978; INEGI, 2017; También existen zonas agrícolas de maíz, árboles frutales y otros cultivos.

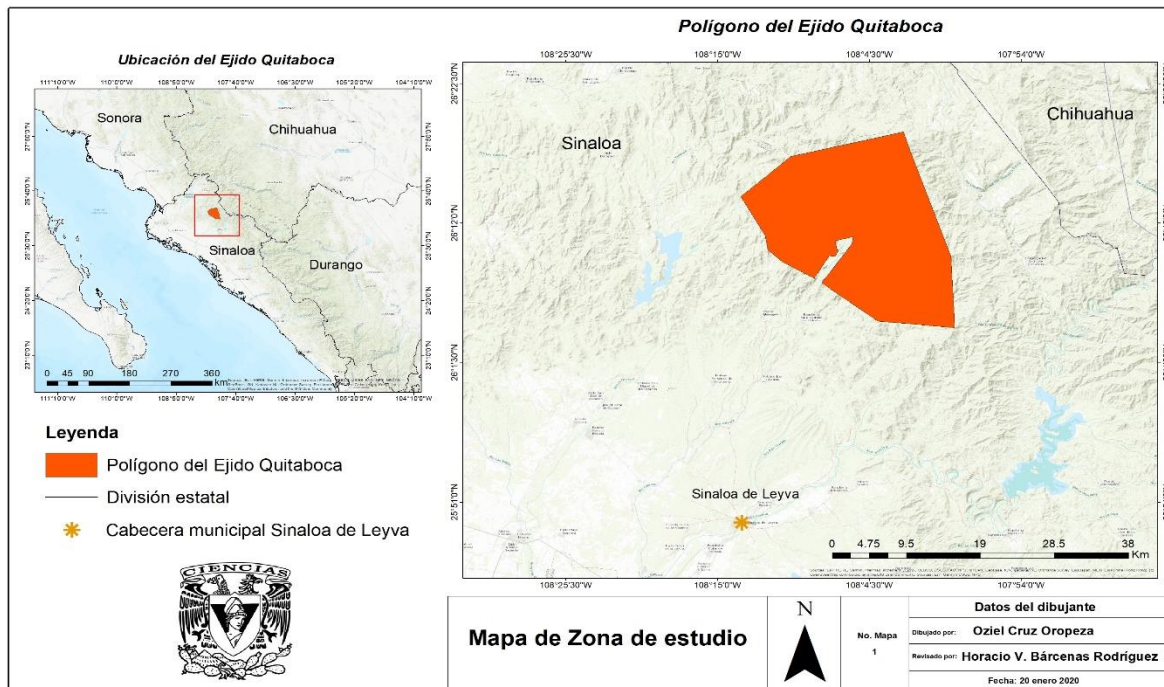


Figura 3. Mapa de ubicación del Ejido Quitaboca.

5.2 Diseño del muestreo

5.2.1 Configuración y colocación de cámaras trampa.

El muestreo se llevó acabo del 22 de agosto al 15 de diciembre del 2016. El equipo constó de 30 cámara-trampa de la marca Cuddeback®, de las cuales 20 unidades eran del modelo C3 (luz infrarroja) y 10 unidades del modelo C1 (flash blanco). (<https://www.cuddeback.com>). Se colocaron 30 estaciones sencillas (una sola cámara-trampa), en cada sitio, a una distancia del suelo de entre 40 a 50 cm. (Figura 4). Los principales criterios para escoger el punto de instalación de cada estación de muestreo se basaron en la presencia de fauna mediante rastros como: excretas, huellas, rascaderos, avistamientos. Estos sitios con rastros fueron brechas, senderos, caminos, cuerpos de agua, así como recomendaciones basadas en avistamientos de los pobladores, que fungieron como guías. (Bárceñas y De la torre, 2015; Mafeii *et al*, 2002; Hernández-Pérez *et al*, 2015).

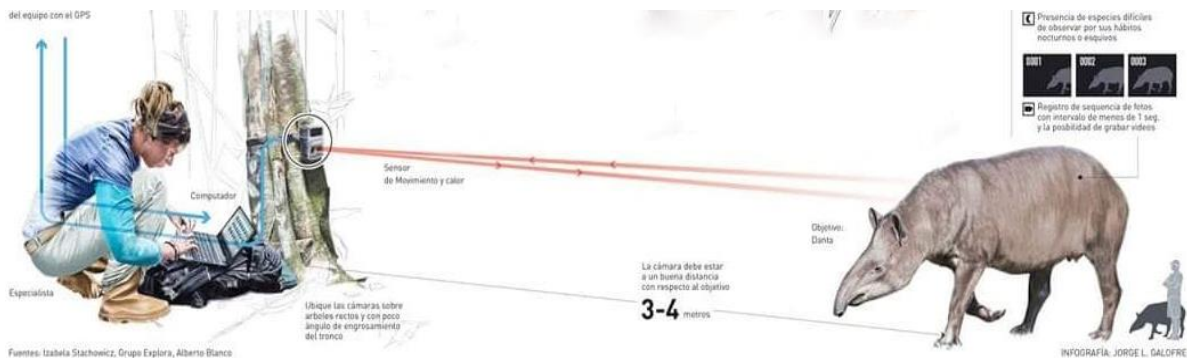


Figura 4. Representación de la colocación de cámaras trampa. Imagen tomada de Stachowicz y Puerto (2018).

Las cámaras-trampas se instalaron cubriendo la mayor superficie de posible Ejido Quitaboca. La distancia entre cámaras tuvo una distancia variable de entre 1 km como mínimo a 2.5 km como máxima, cubriendo los dos tipos de vegetación de interés.

Las cámaras-trampa fueron programadas para tomar video de 10 segundos a excepción de las cámaras modelo C1 que por la noche se programaron para tomar 1 foto y por el día video de 10 segundos. Todas las cámaras modelo C3 (Figura 5), se programaron para tomar videos en el día y noche de 10 segundos, con un *delay* (tiempo de recuperación entre fotos o videos) en modo *FAP (Fast As Possible)*, es decir, tan pronto como la trampa cámara se recupera puede tomar otra foto o video, este tiempo de recuperación puede variar entre 2 a 4 segundos dependiendo del modelo y la carga de batería. También se configuraron para tener *still sz* (definición de imagen o video) en 20 MP, *aspect* (vista de la imagen) en *wide* (ancha) y *DST mode* (cambio automático de horario de verano). Se mantuvieron activas las 24 hrs del día. Se instalaron utilizando en los equipos únicamente pilas alcalinas AA Duracell® (sugerencia del manual de uso) para optimizar el rendimiento y duración del equipo, se utilizaron tarjetas SD, marca Kingston ® de 16 GB con la característica de velocidad 10. Se utilizó también el accesorio para las cámaras-trampa, CuddeSafe® E (Figura 6), que es una carcasa de metal para proteger las cámara-trampa que utiliza un candado, adicionalmente se adaptó un cable de acero trenzado para sujetarla, esta medida de seguridad se tomó debido a la alta presencia de gente y reducir el robo.



Figura 5. Cámara trampa modelo C3.



Figura 6. colocación de equipo con Cuddesafe®.

De las 30 trampas cámara colocadas 15 se colocaron en vegetación bosque de pino-encino y 15 se colocaron en vegetación de selva baja caducifolia (Figura 7).

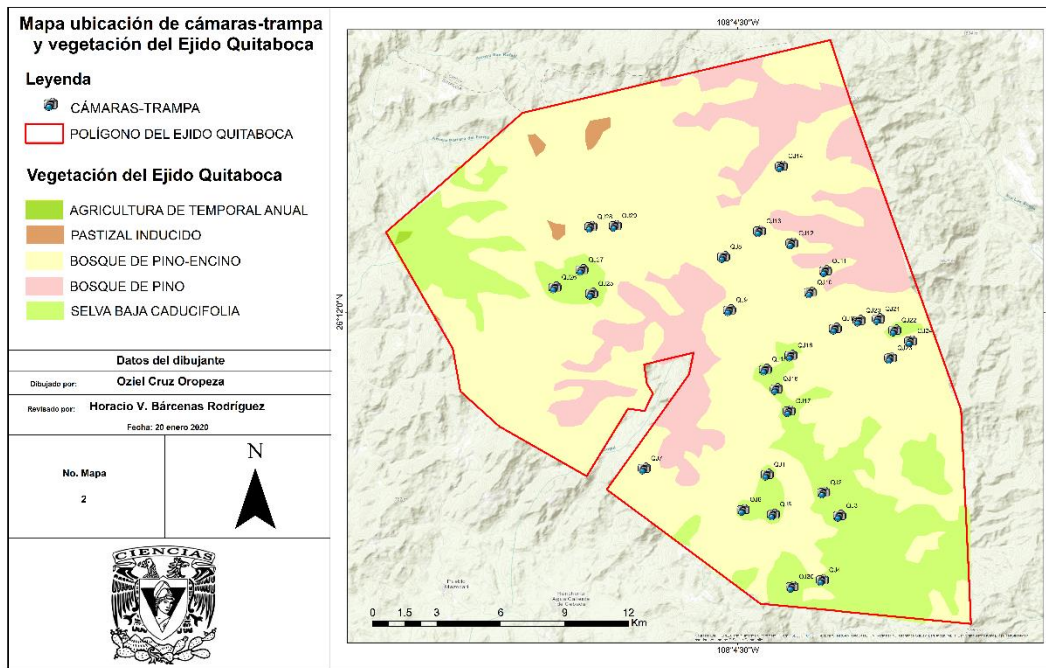


Figura 7. Ubicación de cámaras-trampa, indicando el tipo de vegetación y uso de suelo.

5.3 Análisis de los datos

Como primera aproximación en cada uno de los tipos de vegetación se realizó un listado de las especies de mamíferos presentes en el Ejido Quitaboca, las especies presentes se registraron mediante capturas fotográficas y de video. La identificación de estas especies se realizó con literatura especializada para mamíferos medianos y grandes (Burt, 1998; Hall, 1981; Reid, 1997). Este listado obtenido se usó para estimar la riqueza específica la cual está dada por el número total de especies registradas (Begon *et al.*, 2006).

5.3.1 Curvas de Acumulación de especies

Las curvas de acumulación son funciones que estiman la riqueza de especies de manera gráfica, dichas curvas representan el número acumulado de especies con relación al esfuerzo de muestreo realizado en el estudio (Colwell y Coddington, 1994). Se realizaron las curvas de acumulación para cada tipo de vegetación, se calcularon las aleatorizaciones de los valores de acumulación mediante el software EstimateS (Colwell, 2013) y fueron ajustados al modelo de ecuación Clench para realizar las curvas de estimación mediante el software STATISTICA versión 13.3, cuya expresión matemática de la ecuación es: $S_n = a \cdot n / (1 + b \cdot n)$. Este modelo es recomendado en estudios donde el área es extensa y el periodo de muestreo es largo, debido a que la probabilidad aumenta cuánto más tiempo de muestreo es implementado. Para realizar el gráfico de la curva se utilizó estimación no-lineal y utilizando el método de ajuste de parámetros de acuerdo con el modelo Simplex and Quasi Newton, después de realizar los cálculos se obtienen los parámetros a y b, donde: a es la ordenada al origen y b es la pendiente de la curva. Estos parámetros nos sirven para estimar la representatividad de la riqueza calculando el porcentaje de especies obtenidas y para calcular la cantidad de esfuerzo de muestreo necesario para obtener más porcentaje de fauna.

Mediante este modelo, también obtuvimos el coeficiente de correlación R^2 , cuyo valor más cercano a 1 nos indica que nuestros datos se ajustan a la curva estimada. El número de especies estimadas se calcula en este modelo como a/b y la proporción de fauna inventariada como $S_{obs}/(a/b)$ (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

5.3.2 Abundancia Relativa

El índice de abundancia relativa es un análisis ampliamente usado para estimar abundancia de mamíferos medianos y grandes, cuando se tienen datos de fototrampeo (Jenk *et al.*, 2011; Karanth y Nichols, 2002; Maffei *et al.*, 2002). Para calcular el índice de abundancia relativa se utiliza la siguiente expresión:

$$\text{IAR} = (\# \text{capturas fotográficas} / \text{esfuerzo de muestreo}) * 1000 \text{ días-trampa}$$

Donde, Esfuerzo de Muestreo (EM)= número de cámaras x días de muestreo

Se multiplica por 1000 días-trampa como unidad estándar.

Se consideró como criterio de independencia en los registros, un lapso de 24 hrs. entre un registro y otro, cuando se registran individuos de la misma especie en la misma estación de trampeo (Karanth, 1995; Chávez y Ceballos, 2006; Monroy-Vilchis *et al.*, 2011) o identificación del individuo mediante patrones de manchas, rosetas, o rasgos como cicatrices que permite hacer esta identificación hasta nivel de individuo. (Karanth y Nichols, 1998; Maffei *et al.*, 2002). Se hizo una prueba de *U* de Mann-Whitney para determinar si existían diferencias significativas entre la abundancia relativa de las especies entre los dos tipos de vegetación (Henderson, 2003; Zar, 2010).

5.3.3 Diversidad

Para estimar la diversidad Alfa, se utilizó: Índice de Shannon-Wiener, índice de Simpson y Número de Hill conocida también como diversidad verdadera; Los índices de Shannon (H') y Simpson (D) por medio del programa Past versión 3.23. Posteriormente se realizó una prueba de *t* modificada por Hutcheson para encontrar si existen diferencias significativas entre los valores obtenidos (Zar, 2010). Para

diversidad beta (β) se utilizaron: índice de Whitaker, Coeficiente de similitud de Jaccard, Coeficiente de similitud de Sorensen, así como los números de Hill. Para el análisis de diversidad beta se utilizó el software Past versión 3.23. En la Diversidad Gamma (γ) se utilizó: índice gamma propuesto por Schluter y Ricklefs (1993), también índice de Shannon-Wiener, índice de Simpson, mediante el software Past versión 3.23. Se realizaron los números de Hill, para cada uno de los valores del orden q , para obtener el número de efectivo de especies en ambas muestras con la paquetería de entropart, versión 1.5-3, para el programa R (Marcon y Hérault, 2015).

Para diversidad Alfa:

Índice de Shannon-Wiener.

$$H' = - \sum p_i * \ln p_i$$

Donde p_i es la proporción de la abundancia de individuos de la especie i (número de individuos de especie i / número de individuos totales de la muestra).

Índice de Dominancia de Simpson

$$D_{Si} = \sum p_i^2$$

Donde p_i es la proporción de abundancia de individuos de la especie i .

El índice de Simpson es un índice de dominancia, por lo que la expresión comúnmente utilizada para representar el índice de diversidad de Simpson es: $1-D_{Si}$ o $1/D_{Si}$, este índice la diversidad disminuye conforme la dominancia aumenta (Krebs, 1999; Magurran, 2004).

Serie o números de Hill

$${}^qD = \left(\sum p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Donde, el exponente q , puede tener los valores de $q= 0, 1, 2$. El exponente q determina la sensibilidad del índice a las abundancias proporcionales de las especies, es decir, la ponderación hacia las especies comunes o a las especies dominantes presentes en el muestreo (Hill, 1973; Moreno *et al.*, 2011). Al sustituir los valores de q en el algoritmo tenemos la siguiente serie o números, cuyos resultados se expresan en número efectivo de especies.

0D o N_0 = riqueza de especies (S).

1D o N_1 = exponencial del índice de Shannon. ($e^{H'}$)

2D o N_2 = recíproco de índice de Simpson. ($1/D_{Si}$)

Para diversidad Beta:

Índice de Whittaker

$$\beta_w = \frac{S}{\bar{a}} - 1$$

Donde:

S = número total de especies.

\bar{a} = alfa promedio de especies por sitio.

Coefficiente de similitud de Jaccard

$$C_j = \frac{c}{(a+b-c)}$$

Donde:

a = número de especies en la comunidad A

b = número de especies en la comunidad B

c = número de especies presentes en ambas comunidades

El resultado expresa el grado en el que dos comunidades son semejantes por las especies que están presentes en ellas.

Coefficiente de similitud de Sørensen.

$$C_s = \frac{2a}{(2a+b+c)}$$

a = número de especies en la comunidad A

b = número de especies en la comunidad B

c = número de especies compartidas por ambas comunidades

Números de Hill

Para la diversidad beta obtenida con los números de Hill, Jost (2006), desarrolló una serie de fórmulas para obtener la diversidad basada en la fórmula original de Whittaker cuya expresión matemática está dada por:

$${}^qD_\beta = {}^qD_\gamma / {}^qD_\alpha$$

Donde:

${}^qD_\gamma$ es la diversidad Gamma y ${}^qD_\alpha$ es la diversidad alfa promedio.

El resultado se expresa en comunidades efectivas. Y al igual que las versiones correspondientes a diversidad alfa y gamma, el orden q , puede obtener los valores de 0, 1, 2.

Diversidad Gamma:

Índice Gamma (Schluter y Ricklefs 1993)

Gamma = diversidad alfa promedio x diversidad beta x dimensión de la muestra

Donde:

Dimensión de la muestra = número total de comunidades.

Diversidad alfa promedio = número promedio de especies en una comunidad

Diversidad beta = inverso de la dimensión específica, es decir 1/número promedio de Comunidades ocupadas por una especie (Fórmula de diversidad beta propuesta por Schluter y Ricklefs en 1993, expresada como:

$$\beta = \frac{1}{\text{número promedio de muestras ocupadas por una especie}}$$

Números de Hill

Siguiendo con la expresión multiplicativa acuñada por Whittaker donde expresa que diversidad gamma= Alfa promedio X Beta, se utiliza la expresión sustituyendo para cada valor del orden q . expresada como

$${}^qD(H_\gamma) = {}^qD(H_\alpha) \cdot {}^qD(H_\beta)$$

6. Resultados

En 117 días de muestreo y 24 estaciones efectivas de muestreo, se logró un esfuerzo de muestreo de 2,414 días/trampa, se registraron un total de 2,339 eventos fotográficos y de video, la fauna silvestre registro 194 eventos independientes en los cuales se reconocieron un total de 301 individuos según el criterio de independencia utilizado. El ganado bovino (*Bos indicus*) registro 339 eventos independientes que corresponden a 1,298 individuos. Se registraron 13 especies de mamíferos silvestres, pertenecientes a ocho familias y 4 órdenes, donde el Orden Carnívora esta mejor representado con 9 especies, seguido del Orden Artiodactyla.

6.1 Riqueza

Por tipo de vegetación se obtuvo la presencia de 9 especies en vegetación bosque de pino-encino y 10 especies en selva baja caducifolia. Sin embargo, en el bosque de pino-encino (BPE) se registraron 165 individuos de fauna y 136 individuos en selva baja caducifolia (SBC), el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) fue la especie silvestre con mayor número de registros en ambos tipos de vegetación (BPE n= 119, SBC n= 49). Tres especies se registraron únicamente en bosque de pino-encino: el lince (*Lynx rufus*), el zorrillo listado sureño (*Mephitis*

macroura) y el tlacuache norteño (*Didelphis virginiana*), a diferencia de las cuatro especies que únicamente fueron registradas en selva baja caducifolia: el pecarí de collar (*Pecari tajacu*), el tigrillo (*Leopardus wiedii*), el armadillo de nueve bandas (*Dasypus novemcinctus*) y el mapache (*Procyon lotor*). Ambos tipos de vegetación compartieron 6 especies, el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el coyote (*Canis latrans*), la zorra gris *Urocyon cinereoargenteus*), el ocelote (*Leopardus pardalis*), el puma (*Puma concolor*) y el coatí (*Nasua narica*).

El estado de conservación de las especies se estableció siguiendo las categorías propuestas por la Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales en la NOM-059-SEMARNAT-2010, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y Recursos Naturales (UICN por sus siglas en inglés) y la Convención Internacional de Tráfico de especies de Flora y Fauna Silvestres (CITES por sus siglas en inglés).

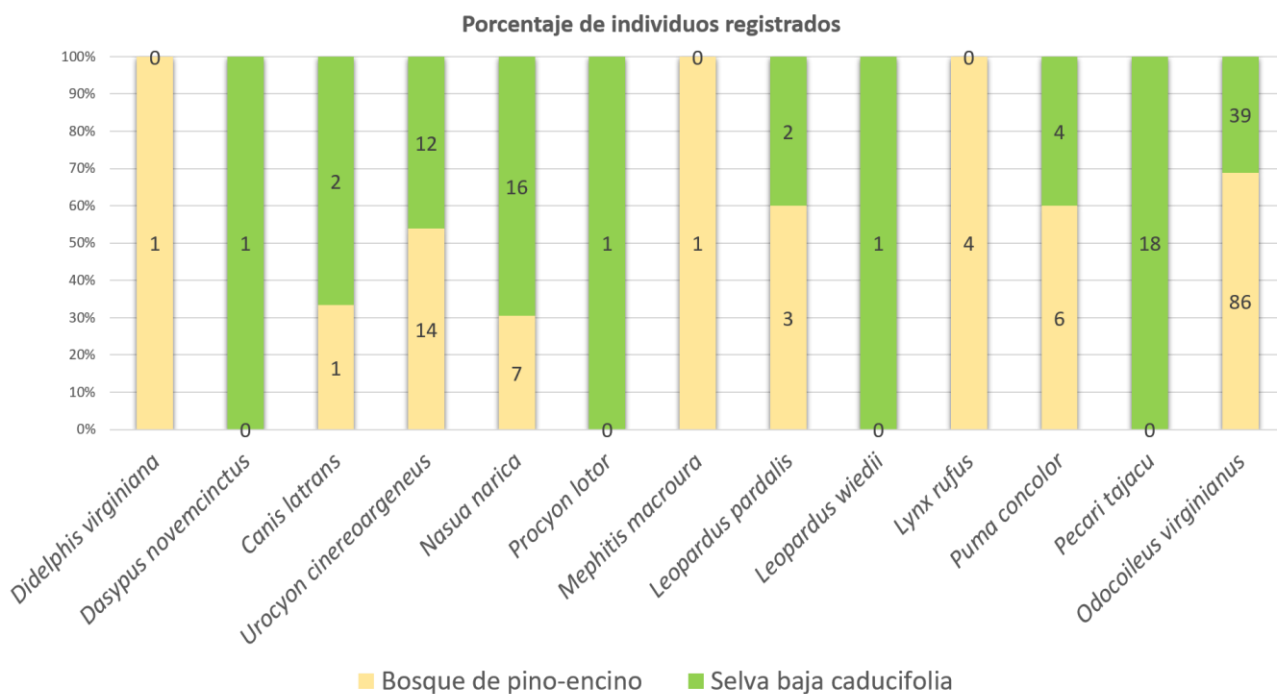


Figura 8. Número de registros independientes por especie en cada tipo de vegetación.

El listado se elaboro a nivel se subespecie con la finalidad de determinar si alguna se encontraba enlistada en alguna categoria de amenazada de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010. Para determinar las especies y subespecies que se distribuyen en la zona de estudio se siguió a Hall (1981).

Clasificación	BPE	SBC	NOM-059-2010	IUCN	Apéndice CITES
CLASE MAMMALIA					
INFRACLASE MARSUPIALIA Orden Didelphimorphia Familia DDELPHIDAE Género Didelphis <i>Didelphis virginiana</i> (Kerr, 1792) <i>Didelphis virginiana californica</i> (Bennet, 1833)	√	-	--	LC	--
INFRACLASE PLACENTARIA Orden Cingulata Familia DASYPIDAE Género Dasypus <i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758) <i>Dasypus novemcinctus mexicanicus</i> (Peters, 1864)	-	√	--	LC	--
Orden Carnívora Familia CANIDAE Género Canis <i>Canis latrans</i> (Say, 1822) <i>Canis latrans impavidus</i> (Allen, 1903) Género Urocyon <i>Urocyon cinereoargenteus</i> (Schreber, 1775) <i>Urocyon cinereoargenteus madrensis</i> (Burt y Hooper, 1941)	√	√	--	LC	--
Familia PROCYONIDAE Género Nasua <i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1766) <i>Nasua narica molaris</i> (Merriam, 1902) Género Procyon <i>Procyon lotor</i> (Linnaeus, 1758) <i>Procyon lotor hernandezii</i> (Wagler, 1831)	√	√	--	LC	--
Familia Mephitidae Género Mephitis <i>Mephitis macroura</i> (Lichtenstein, 1832)	-	√	--	LC	--
	√	-	--	LC	--

<i>Mephitis macroura macroura</i> (Lichtenstein, 1832)					
Familia FELIDAE					
Género Leopardus					
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	√	√	P	LC	I
<i>Leopardus pardalis nelsoni</i> (Goldman, 1925)					
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	-	√	P	NT	I
<i>Leopardus wiedii glaucula</i> (Thomas, 1903)					
Género Lynx					
<i>Lynx rufus</i> (Schreber, 1777)	√	-	--	LC	II
<i>Lynx rufus escuinapae</i> (Allen, 1903)					
Género Puma					
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	√	√	--	LC	II
<i>Puma concolor cougar</i> (Kerr, 1792)					
Orden Artiodactyla					
Familia TAYASSUIDAE					
Género Pecari					
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	√	√	--	LC	--
<i>Pecari tajacu sonorensis</i> (Mearns, 1897)					
Familia CERVIDAE					
Genero Odocoileus					
<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	√	√	--	LC	--
<i>Odocoileus virginianus sinaloe</i> (Allen, 1903)					

Cuadro 1. Listado taxonómico de especies registradas en el Ejido Quitaboca, Sinaloa. Bosque de pino-encino (BPE), Selva baja caducifolia (SBC). Categoría de conservación NOM-059: No aplica (--), peligro de extinción (P); IUCN: LC (Least concern), NT (Near Threatened).

6.2 Curvas de acumulación de especies

Se evaluó la efectividad del muestreo mediante la elaboración de curvas de acumulación de especies por cada tipo de vegetación, conforme indica la metodología de Jiménez-Valverde y Hortal, (2003). Para evaluar la calidad del presente inventario se calcula la pendiente al final de la curva de Clench (en un punto n) = $a/(1+b \cdot n)^2$. Sustituyendo los parámetros a y b tanto para Bosque de pino-encino, $0.45/(1+0.04 \cdot 117)^2=0.01$; para Selva baja caducifolia $0.50/(1+0.04 \cdot 117)^2= 0.01$; cuando el valor de la pendiente es menor a 0.1 indica que se ha logrado un inventario bastante completo y altamente fiable. En el periodo de muestreo se registró el 88% de fauna para Selva baja caducifolia y el 87% para

A

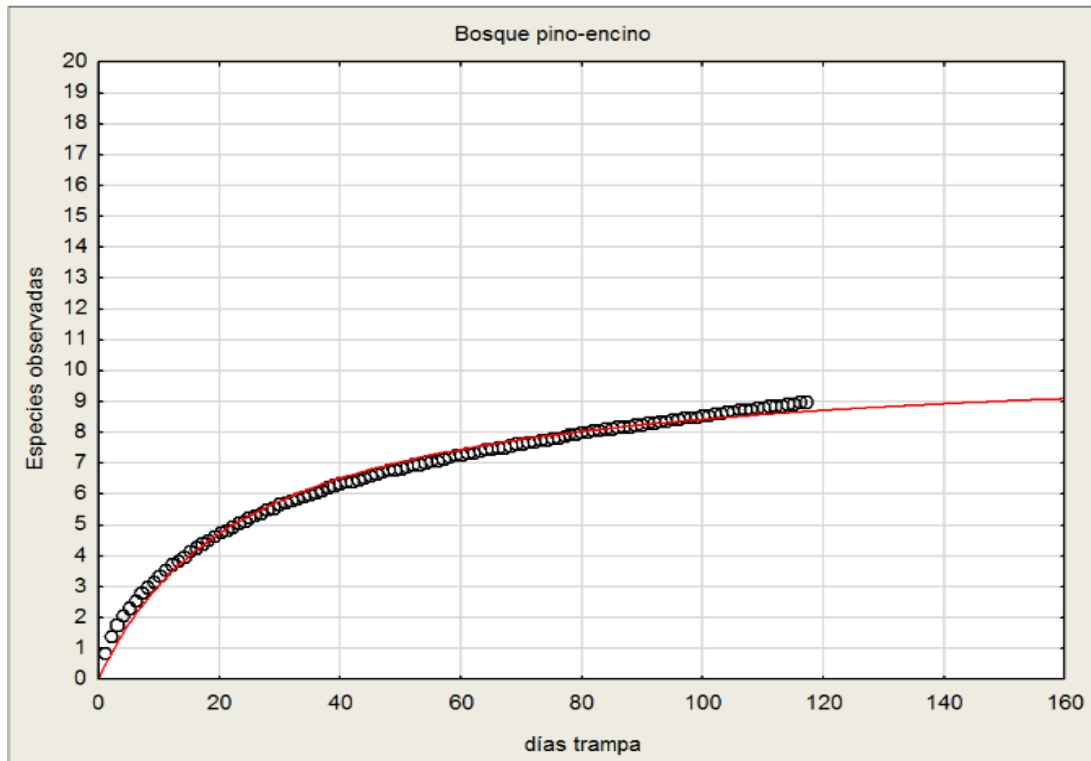


Figura 8. Curvas de acumulación de especies para bosque pino-encino. Círculos: curva aleatorizada. Línea continua: función de Clench ajustada a la curva. Sobs= 9, $R^2= 0.99$, pendiente= 0.01.

B

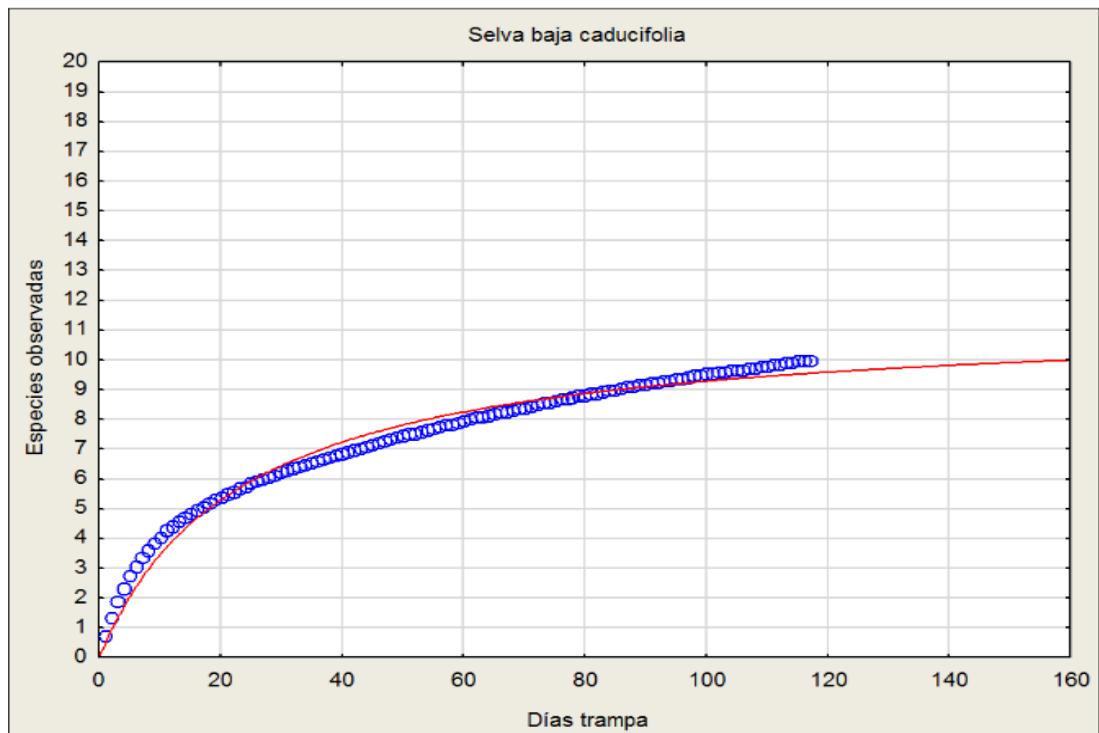


Figura 9. Curvas de acumulación de especies para selva baja caducifolia. Círculos: curva aleatorizada. Línea continua: función de Clench ajustada a la curva. Sobs= 10, $R^2= 0.98$, pendiente= 0.01).

el bosque de pino-encino, el número de especies estimadas por este modelo de curva de acumulación fueron 10.36 para BPE y 11.35 para SBC (Cuadro 2).

Se realizó el cálculo para estimar que cantidad de unidades de muestreo que se necesitaban para poder tener más del 95% de fauna, el resultado fue 434 días para bosque de pino-encino y 428 días para selva baja caducifolia.

Vegetación	Número de muestras	Especies observadas	R ²	Calidad del inventario (Clench)	Número de especies estimadas	Porcentaje de especies
Bosque pino-encino	117	9	0.994	0.0121	10.36	87%
Selva baja caducifolia	117	10	0.985	0.0131	11.35	88%

Cuadro 2. Resultados de curva de acumulación de especies bajo el modelo de Clench.

6.3 Abundancia relativa

Las especies silvestres con el índice de abundancia relativa más alto en todo el muestreo fue el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) IAR= 69.59, n= 168, el pecarí de collar (*Pecarí tajacu*) IAR=19.05, n=46 y la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) IAR= 12.01, n= 29; el ganado bovino (*Bos indicus*), tuvo un IAR= 140.43, n= 339. En su contra parte, las especies con el menor índice de abundancia fueron el tigrillo (*Leopardus wiedii*), el mapache (*Procyon lotor*), el zorrillo listado norteño (*Mephitis macroura*), el armadillo de nueve bandas (*Dasypus novemcinctus*) y el tlacuache norteño (*Didelphis virginiana*), todos con un IAR= 0.41, n= 1. Por tipo de vegetación las especies silvestres más abundantes en el bosque de pino-encino fueron, el venado cola blanca (*O. virginianus*) IAR= 95.81, n= 119; la zorra gris (*U. cinereoargenteus*) IAR= 12.88, n= 16; el coatí (*N. narica*) IAR= 10.46, n= 13. En la

selva baja caducifolia las especies silvestres más abundantes fueron, el venado cola blanca (*O. virginianus*) IAR= 41.80, n= 49; el pecarí de collar (*P. tajacu*) IAR= 24.74, n= 29; el coatí (*N. narica*) IAR= 28.15, n= 33 (Tabla.1). Se realizó la prueba, U' de Mann-Whitney y no se encontraron diferencias significativas entre los índices de abundancia relativa de las especies del bosque de pino-encino y la selva baja caducifolia, ($U = 73.00$; $Z = -0.564$; $P \text{ (value)} = 0.572$; con un intervalo de confianza de 95%).

Especie	Bosque Pino-Encino		Selva Baja Caducifolia		Ejido Quitaboca	
	Registros	IAR	Registros	IAR	Registros	IAR
<i>Didelphis virginiana</i>	1	0.80	0	0.00	1	0.41
<i>Dasybus novemcinctus</i>	0	0.00	1	0.85	1	0.41
<i>Canis latrans</i>	1	0.80	2	1.70	3	1.24
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	16	12.88	13	11.09	29	12.01
<i>Nasua narica</i>	13	10.46	33	28.15	46	19.05
<i>Procyon lotor</i>	0	0.00	2	1.70	2	0.82
<i>Mephitis macroura</i>	1	0.80	0	0.00	1	0.41
<i>Leopardus pardalis</i>	4	3.22	2	1.70	6	2.48
<i>Leopardus wiedii</i>	0	0.00	1	0.85	1	0.41
<i>Lynx rufus</i>	4	3.22	0	0.00	4	1.65
<i>Puma concolor</i>	6	4.83	4	3.41	10	4.14
<i>Pecari tajacu</i>	0	0.00	29	24.74	29	12.01
<i>Odocoileus virginianus</i>	119	95.81	49	41.80	168	69.59
<i>Bos indicus</i>	231	185.99	108	92.15	339	140.43

Cuadro 3. Índice de abundancia relativa (IAR) de mamíferos medianos y grandes por tipo de vegetación y de maneta total del Ejido Quitaboca.

6.4 Diversidad

Diversidad alfa

Para el bosque de encino-encino, el índice de Shannon determinado en este trabajo fue de = 1.056, mientras que para la selva baja caducifolia fue = 1.627, aparentemente con mayor la diversidad en la selva baja caducifolia, pero al realizar

la prueba t modificada por Hutcheson, no se encontraron diferencias significativas ($t = -4.6214$; $P(\text{Value}) < 0.05$).

Con el índice de Simpson los resultados para el bosque de pino-encino fue: $Ds = 0.53$, y para la selva baja caducifolia: $Ds = 0.24$, al realizar la prueba de t , tampoco se encontraron diferencias significativas ($t = 5.904$, $P(\text{value}) < 0.05$). Se realizó la diversidad verdadera para los tres valores del exponencial q , los valores se expresan como especies efectivas, $q = 0$, es equivalente a la riqueza; $q = 1$, muestra las especies abundantes y $q = 2$, muestra las especies dominantes.

Tipo de Vegetación	Índice de Shannon	Índice de dominancia de Simpson	Índice de diversidad de Simpson	Diversidad verdadera de orden q		
				0D	1D	2D
Bosque pino-encino	1.056	0.5384	0.4616	9	2.87	1.85
Selva baja caducifolia	1.627	0.2449	0.7551	10	5.09	4.08

Cuadro 4. Resultados de Diversidad alfa.

Diversidad Beta

De las 13 especies de mamíferos medianos y grandes registradas en toda el área de muestreo, 6 especies estuvieron presentes en ambos tipos de vegetación. Se obtuvo un recambio de especies de $\beta_w = 0.36$, con el índice de Whittaker. Con el coeficiente de similitud de Jaccard $C_j = 0.46$; y el coeficiente de similitud de Sorensen para datos cualitativos $C_s = 0.63$, en este tipo de índices los valores van de 0 cuando no hay especies compartidas entre los sitios, hasta 1 cuando comparten el mismo número de especies, por ende se considera que se trata de la

misma comunidad, en ambos casos de coeficientes de similitud con datos cualitativos no se toman en cuenta las abundancias de los individuos de las especies presentes más bien mide diferencias de presencia-ausencia de especies.

A la vez también se realizó el cálculo de diversidad beta por medio de los números de Hill. Teniendo como resultado 1.36, 1.16 y 1.14, correspondientes a los órdenes 0, 1, 2, del exponencial q (cuadro 7).

Índice de Whittaker β_w	Coeficiente de similitud de Jaccard	Coeficiente de similitud de Sorensen	Números de Hill ${}^qD_\beta$		
			${}^0D_\beta$	${}^1D_\beta$	${}^2D_\beta$
0.36	0.46	0.63	1.36	1.16	1.14

Cuadro 5. Resultados de la diversidad Beta para los mamíferos medianos y grandes en el Ejido Quitaboca.

Diversidad Gamma

Para la diversidad Gamma o regional se realizó el índice de Shannon, índice de dominancia de Simpson. Además, se realizó el índice de diversidad gamma propuesto por Schluter y Ricklefs (1993), así como la diversidad verdadera para el Ejido Quitaboca con los tres valores para el orden 0, 1, 2, del exponencial q (cuadro 8).

Sitio	Riqueza (S)	Índice de Shannon	Índice de diversidad de Simpson	Índice Gamma (Schluter y Ricklefs, 1993)	Diversidad de orden q		
					0D	1D	2D
Ejido Quitaboca	13	1.467	0.6447	12.92	12.92	4.61	3.38

Cuadro 6. Resultados de la diversidad Gamma de los mamíferos medianos y grandes en el Ejido Quitaboca.

7. Discusión

Previo a este trabajo existía información limitada, registros esporádicos e históricos de mamíferos medianos y grandes en la Sierra Madre Occidental en la región norte del Estado de Sinaloa, por ello, con este estudio se logra tener evidencia sólida sobre la composición, riqueza y diversidad de la comunidad de mamíferos medianos y grandes mediante la técnica de cámaras-trampa en el Ejido de Quitaboca. Empleando un esfuerzo de muestreo de 2,242 días/trampa, se registraron 13 especies de mamíferos de talla mediana y grande en total; de las cuales 9 especies se registraron en bosque de pino-encino y 10 especies en selva baja caducifolia del Ejido Quitaboca. Las curvas de acumulación estimaron que se registró aproximadamente del 86% de los mamíferos de talla mediana y grande, esperados el bosque de pino-encino y el 88% de la selva baja caducifolia. El cálculo del esfuerzo de muestreo necesario para alcanzar el 95% de especies de talla media y grande presentes en el ejido Quitaboca, sobrepasaba un esfuerzo adicional de cuatrocientos días/trampa. Jiménez-Valverde y Hortal (2003), señalan que, si bien, utilizando la ecuación de Clench, no existe un criterio establecido para decir cuando un inventario está completo, si la proporción de especies para alcanzar el número asintótico es mayor del 70%, puede suponerse que un inventario está bien representado, así mismo los estimadores señalaron que aún se podrían encontrar 2 especies más de mamíferos en cada tipo de vegetación, por consiguiente, basados en el área de distribución y la observación de especies en otros trabajos, podemos especular que dentro de las especies faltantes podríamos encontrar alguna del siguiente listado: *Lapus alleni*, *Sylvilagus floridanus*, *Syvlilagus*

audubonii, *Basariscus astutus*, *Taxidea taxus*, *Conepatus leuconotus*, *Herpailurus yagouaroundi* y *Panthera onca* (Allen, 1906; Cervantes y González, 1996; Meza-González, 2018; Bárcenas *et al.*, 2009; Rubio-Rocha *et al.*, 2010; Coronel-Arellano *et al.*, 2017).

Hortelano-Moncado *et al.* (2016), registra 27 especies de mamíferos terrestres de una talla mayor a 500gr para el estado de Sinaloa en su revisión literaria. Por lo que en este trabajo logramos registrar el 48% de las especies mencionadas en dicho estudio, en un área que representa solo el 0.7% del total de la superficie del estado de Sinaloa, lo cual indica que es un sitio con alta riqueza de mamíferos medianos y grandes. Se registraron un total de 13 especies de mamíferos medianos y grandes en el ejido Quitaboca, 9 especies en bosque de pino-encino y 10 especies en selva baja caducifolia. Comparando los resultados obtenidos en riqueza de mamíferos con otros estudios similares en distintos sitios del país, podemos citar a Arnaud-Franco *et al.* (2012), que realiza una evaluación con cámaras-trampa en Sierra La Laguna, Baja California, donde registra 7 especies de mamíferos de talla mediana-grande; Hernández-Flores y Rojas-Martínez (2010), en el bosque de pino-encino del Parque Nacional El Chico, Hidalgo, registran 5 especies de esta talla, mediante cámaras-trampa; Monterrubio-Rico *et al.* (2019), registra 7 especies en su estudio hecho entre 2010 y 2011 en la cuenca del lago de Cuitzeo, Michoacán; y Marín (2018), logra registrar 12 especies de mamíferos carnívoros en la zona montana de Janos, Chihuahua. Por otra parte, las selvas secas muestran históricamente una mayor diversidad de mamíferos medianos y grandes en comparación con los bosques templados (Ceballos y Valenzuela, 2010).

Algunos estudios similares de diversidad en selva baja caducifolia como Buenrostro-Silva *et al.* (2012), registran 13 especies de mamíferos medianos y grandes en Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca; Monroy-Vilchis *et al.* (2011), registra 19 especies en Reserva Natural Sierra Nanchititla, México; Cortés-Marcial y Briones-Salas (2014), en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca registra 18 especies de mamífero de talla mediana y grande mediante la técnica de cámaras trampa y por último, Meza-González (2018), registra 16 especies de mamíferos medianos y grandes en la selva baja espinosa, al Oeste de Sinaloa. La comparación de nuestros resultados con otros estudios de riqueza en México, en tipos de vegetación similares, coinciden y corrobora lo planteado, se registra mayor riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes en la vegetación de selva baja caducifolia y menor en bosque de pino-encino. Así mismo podemos ver que en este estudio se logra registrar números importantes de especies de mamíferos medianos

Localidad	Estados	Año	Especies encontradas	Vegetación	Cámaras colocadas	Esfuerzo de muestreo	Autor
Área Comunal Protegida Ojo de Agua Tolistoque y Sierra Tolistoque	Oaxaca	2011-2013	18	Selva baja caducifolia.	12	5,292 días/trampa	Cortés-Marcial y Briones-Salas, 2014
La Sierra de Navachiste	Sinaloa	2017-2018	16	Selva baja espinosa, selva baja caducifolia.	46	6,548 días/trampa	Meza-González, 2019
Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy	Oaxaca	2009-2010	13	Selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia y subperennifolia.	24	2,208 días/trampa	Buenrostro-Silva <i>et al.</i> , 2012
Ejido Quitaboca	Sinaloa	2016	13	Bosque de pino-encino y selva baja caducifolia.	30	2,242 días/trampa	Cruz-Oropeza
Reserva de la Biosfera Janos	Chihuahua	2015-2017	12	Bosque de encino, bosque de pino y zona raparí.	30	19,955 días/trampa	Marín, 2018
Reserva Natural Sierra Nanchititla	México	2003-2006	11	Selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia y subperennifolia.	18	4,440 días/trampa	Monroy-Vilchis <i>et al.</i> , 2011
Cuenca Lago de Cuitzeo	Michoacán y Guanajuato	2010-2011	7	Bosque de encino, bosque de pino, bosque mixto pino-encino y Selva baja caducifolia.	5	910 días/trampa	Monterrubio-Rico <i>et al.</i> , 2019
Sierra La Laguna	Baja California	2010	7	Bosque de pino, Bosque de encino y bosque mixto pino-encino.	25	550 días/trampa	Arnaud-Franco <i>et al.</i> , 2012
Parque Nacional El Chico	Hidalgo	2004-2006	5	Bosque de pino, Bosque de encino y bosque mixto pino-encino.	5	200 días/trampa	Hernández-Flores y Rojas-Martínez, 2010

Cuadro 7. Comparación de estudios de riquezas de mamíferos medianos y grandes en estudios realizados con cámaras-trampa.

y grandes, implementando menor esfuerzo de muestreo que en otros trabajos.

Tres especies se registraron únicamente en bosque de pino-encino que fueron: el lince (*Lynx rufus*), este felino de talla mediana, habita principalmente en zonas montañosas de clima templado donde el terreno es irregular (McCord, 1974; Leopold, 2000), el zorrillo listado sureño (*Mephitis macroura*) que ha sido registrado y asociado en el norte del país a vegetación de pino-encino, zonas de cultivo y vegetación de zonas áridas (Álvarez-Castañeda y Patton, 2000; Hwang y Larivière, 2001) y el tlacuache norteño (*Didelphis virginiana*), con amplia distribución en noreste mexicano en zonas montañosas (Álvarez-Castañeda y Patton, 2000).

Mientras que 4 especies fueron únicamente registradas en selva baja caducifolia y fueron: el pecarí de collar (*Pecari tajacu*), que se distribuye ampliamente varios tipos de vegetación en México desde selvas tropicales hasta bosques de pino, pero mantiene sus densidades más altas en las selvas tropicales distribuidas a lo largo de la vertiente del pacífico (Leopold 2000; Romero y Mandujano, 1995); el armadillo de nueve bandas (*Dasypus novemcinctus*); el mapache (*Procyon lotor*) y el tigrillo (*Leopardus wiedii*), a pesar de tener una distribución amplia en México, la presencia de este felino en el Ejido Quitaboca que presenta una alta presencia de ganado, es un registro raro y que se esperaría poco probable, ya que la presencia del tigrillo, se asocia principalmente a vegetación conservada, perennifolia y caducifolia, tropical y subtropical, con baja perturbación humana (Aranda y Valenzuela, 2015; Domínguez-Castellano y Ceballos, 2005).

Ambos tipos de vegetación compartieron 6 especies, el ocelote (*Leopardus pardalis*), el puma (*Puma concolor*), el coyote (*Canis latrans*), la zorra gris (*Urocyon*

cinereoargenteus), el coatí (*Nasua narica*) y el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*). Las 6 especies que estuvieron presentes en los dos tipos de vegetación son consideradas con distribución amplia en México y que pueden habitar en diversos tipos de vegetación (Hall, 1981; Ceballos y Oliva, 2005). La coexistencia de los dos grupos de carnívoros que fungen como depredadores tope y mesodepredadores, félidos y canidos, no es extraña, al contrario, es muy común (Di Bitetti, 2008; Hernández-Huerta, 1992; Monroy-Vilchis y Velázquez, 2002), podemos localizar a estas especies en una misma área, pero estudios demuestran la existencia de exclusión competitiva, es decir, cambios conductuales en los depredadores subordinados como en sus horarios de actividad, preferencia de presas, uso y preferencia de hábitat, estrategias utilizadas para evitar la competencia directa de recursos con los depredadores tope (Ávila-Nájera *et al.*, 2015; Barrero *et al.*, 2015; Di Bitetti *et al.*, 2010; Guido-Lemus *et al.*, 2015; Hernández-Hernández, 2015; Moreno *et al.*, 2006). No obstante, también puede ocurrir la depredación interespecífica, principalmente los depredadores topes (*Panthera onca* y *Puma concolor*), llegan a incluir en muy bajo porcentaje de su dieta a depredadores subordinados como: *C. latrans*, *U. cinereoargenteus* y *L. rufus*, por mencionar algunos (De la Torre y De la Riva, 2009; Elbroch y Kusler, 2018; Hernández-SaintMartín *et al.*, 2015).

Cabe destacar la presencia de dos félidos, el ocelote (*L. pardalis*) y el tigrillo (*L. wiedii*), que fueron las únicas especies en este estudio enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010, bajo la categoría de “*En peligro de extinción*” (P), la presencia de estas dos especies es sobresaliente, sobre todo porque para el caso

del tigrillo es un registro reciente de su presencia en sus distribuciones más norteñas y era de esperarse abundancias bajas como las reportadas en este estudio (Álvarez-Castañeda y Patton, 2000; Hall, 1981).

Abundancia relativa: La especie silvestre más abundantes en el Ejido Quitaboca fue: el venado de cola blanca (*O. virginiana*), (n= 168, IAR= 69.59), seguida del coatí (*N. narica*), (n= 46, IAR= 19.05); el pecarí de collar (*P. tajacu*), (n= 29, IAR= 12.01) y la zorra gris (*U. cinereoargenteus*; n=29, IAR= 12.01). En varios estudios similares (Cortés-Marcial y Briones-Salas, 2014; Cruz-Jácome *et al.*, 2015; Hernández-Hernández *et al.*, 2018; Pérez-Irinea y Santos-Moreno, 2010), han registrado las mismas especies dentro de las especies con mayor abundancia junto con el coyote (*C. latrans*) y el mapache (*P. lotor*) que, aunque si fueron registrados en este estudio su abundancia fue muy baja. Existe un gran contraste de las abundancias relativas de fauna silvestre y del ganado (*Bos indicus*), (n= 339, IAR= 140.43) en toda la zona de estudio. Por tipo de vegetación el bosque de pino-encino fue la vegetación que tuvo mayor abundancia de ganado (n=231, IAR= 185.99), en comparación con la obtenida para selva baja caducifolia (n=108, IAR= 92.15).

El número de registro de ungulados registrados fue alto, se ha reportado que son especies que pueden llegar a habitar una gran variedad de tipos de vegetación, incluidos vegetación secundaria y ambientes fragmentados o con alta presencia antropogénica como se ha reportado en *O. virginianus* (Gallina *et al.*, 2000; Hernández-Díaz *et al.*, 2012; Rojas *et al.*, 1997). A parte de su tolerancia y adaptabilidad a los diferentes ambientes, al pecarí de collar (*P. tajacu*), también se le atribuye su alta abundancia a su conducta gregaria, ya que forman piaras de

hasta decenas de individuos (Cortés-Marcial y Briones-Salas, 2014; Pérez-Cortez y Reyna-Hurtado, 2008; Ríos y Álvarez-Castañeda, 2000), esta conducta gregaria también se comparte con el coati (*N. narica*), nuestra segunda especie con mayor abundancia, donde las hembras y juveniles forman grupos de varios de individuos, mientras que los machos suelen tener una conducta solitaria (Gompper, 1996; Logan y Longino, 2013). El coyote (*C. latrans*), al ser una especie con distribución amplia y por su adaptabilidad a diferentes ambientes, así como su flexibilidad en la dieta, se esperaba también tuviera abundancias altas, sin embargo, su resultado fue bajo IAR= 1.24, contrario de la zorra gris (*U. cinereoargenteus*) IAR= 12.01, que fue la cuarta especie con abundancia relativa más alta (Aranda *et al.*, 1995; Servín y Chacón, 2005). Se le puede atribuir a diversos factores la baja densidad del coyote, desde su conducta esquiva, la competencia de recursos con la zorra gris y el puma. La principal presión antropogénica en el Ejido Quitaboca hacia los mamíferos de talla mediana y grande, es la ganadería extensiva que aparte de propiciar el desmonte, desencadena el conflicto de depredación de ganado por felinos, la ganadería extensiva es considerada la principal causa de degradación de selvas y bosques (García-Alaniz *et al.*, 2010; Lira-Torres y Briones-Salas, 2011; Meave *et al.*, 2012; Sánchez-Velásquez *et al.*, 2002). Otra amenaza es la cacería, ya sea para la obtención de las pieles, consumo como carne de monte, para usos medicinales de sus partes, la cacería ilegal y la extracción de fauna como mascotas, trofeos o como medidas represarias por la depredación de animales domésticos (aves de corral, perros, gatos, ganado) (Castaño-Uribe *et al.*, 2017; Di Marco *et al.*, 2014; Lira-Torres *et al.*, 2012).

Diversidad alfa: Uno de los principales objetivos de este estudio fue comparar la diversidad alfa de los dos tipos de vegetación en el Ejido Quitaboca, los resultados obtenidos mediante el índice de Shannon-Wiener sugieren que la diversidad es mayor en selva baja caducifolia ($H' = 1.62$), que en bosque de pino-encino ($H' = 1.05$), aunque al realizar la prueba t modificada por Hutcheson, $P(\text{value}) < 0.05$, no se encontraron diferencias significativas entre los dos índices. De esta manera podemos interpretar que la diversidad alfa de mamíferos medianos y grandes en el bosque de pino-encino y selva baja caducifolia es prácticamente la misma, derivado de la distancia entre los tipos de vegetación, debido a que los dos tipos de vegetación son contiguos, puede ser considerado el factor principal por el cual la diversidad dada por el índice de Shannon resulta no tener diferencias significativas (Ferriol y Merle, 2002; Villareal *et al.*, 2004).

El resultado con el índice de dominancia de Simpson, que es inverso a la diversidad, señala que una comunidad o sitio es muy dominante ($D_{Si} \approx 1$), indicaría que es muy poco o nada diverso (Magurran, 2004; Moreno 2001). En este caso el bosque de pino-encino ($D_{Si} = 0.54$) tiene una mayor dominancia, debido a la alta abundancia del venado cola blanca (*O. virginianus*). En comparación de selva baja caducifolia ($D_{Si} = 0.24$) que su dominancia es menor, para la misma especie, por ende, tiene una equidad más alta en la abundancia de las otras especies presentes en este tipo de vegetación, este índice al estar sesgado a las especies más abundantes subestima las especies raras o menos abundantes (Henderson, 2003), es por ello que volvemos a recalcar la importancia de tener varios índices diferentes, para comparar los resultados e interpretaciones que se obtienen de cada uno.

Corroborando y comparando también los resultados obtenidos por el índice de Shannon y de dominancia de Simpson. Utilizamos la diversidad verdadera de cada valor del orden q , para poder expresar esta diversidad con resultados con una interpretación más sutil y que puede facilitar la toma de decisiones en cuestiones de conservación para los tomadores de decisiones. Los valores de q , tiene la característica de ponderar los resultados hacia las especies más abundantes con forme aumenta el valor de q (Jost, 2006, 2007). Mientras que 0D , toma la proporción de individuos igual para todas las especies, para los resultados de la diversidad 1D , donde da los valores hacia las especies abundantes, nos indica que la selva baja caducifolia tiene 5.09 especies efectivas, casi el doble bosque de pino-encino, 2.87, esta diferencia radica en que a pesar que en riqueza (0D), difiere en una especie, la proporción de la frecuencia de los individuos, en los dos tipos de vegetación es diferente, en caso de bosque de pino-encino de las 9 especies registradas, tres son las especies que presentaron mayor frecuencia en abundancia de los individuos, mientras que en selva baja caducifolia de las 10 especies, 4 especies presentan mayor frecuencia de individuos respecto al resto, en el caso de 2D , que valora a las especies dominantes (más abundantes), nos da los valores de especies efectivas relacionadas a aquellas dominantes; donde selva baja caducifolia tuvo 4.08 especies efectivas y bosque de pino-encino, 1.85 efectivas.

La gran ventaja que tiene interpretar la diversidad, mediante los números de Hill, en comparación con índice de Shannon o con índice de Simpson, es que los resultados están dados por número efectivo de especies y no como nats, bits o decits, como es el caso de Shannon-Wiener dependiendo de la base logarítmica

que se utilice y que son resultados para la entropía no para la diversidad como tal. Aunque se ha interpretado de esta manera a lo largo de los años, es por ello que en los estudios de diversidad se ha tenido que utilizar pruebas estadísticas posteriores para delimitar si la diferencia entre los resultados obtenidos son suficientemente diferentes, esta característica es mencionada por varios autores como una desventaja al usar medidas de diversidad clásicas, como Shannon o Simpson y que puede dejar vacíos ecológicos al momento de considerar estrategias de conservación (García-Morales *et al.*, 2011; Jost y González-Oreja, 2012; Moreno *et al.*, 2011).

Diversidad beta: La diversidad beta se examinó mediante varios métodos, uno de ellos fue el índice de reemplazo de Whittaker $\beta_w = 0.36$, este resultado indica que la diferencia o reemplazo de especies es el 36% del total de las especies registradas, solo un tercio de todas las especies son las que cambian. Por ende, podemos decir que si se considera como 1 la diversidad máxima que se puede alcanzar, la tasa de reemplazo entre los dos tipos de vegetación es baja (Koleff *et al.*, 2003; Magurran, 2004). Por el contrario, los coeficientes de similitud de Jaccard y Sorensen, nos muestran la contra parte, los resultados fueron 0.46 y 0.63 correspondientemente, para este tipo de índices nos muestran que tan similares son los dos tipos de vegetación en su composición de especies, la alta similitud entre los dos tipos de vegetación puede deberse a la cercanía que existe entre ellos, ambos tipos de vegetación mantienen características ecológicas que las hacen similares en especies. La selva baja tiene una alta heterogeneidad dada por su fisiología vegetal con temporadas marcadas de sequía y de lluvias, lo cual dota de

diferentes tipos de recursos a las especies que habiten en la selva baja caducifolia, principalmente especies que se pueden adaptar a estos cambios fenológicos por ejemplo el venado (*O. virginianus*), la zorra gris (*U. cinereoargenteus*), el coyote (*C. latrans*), el coatí (*N. narica*), por otra parte los bosques mixtos de pino-encino al ser zonas de transición entre bosques de *Pinus* y *Quercus*, suelen presentar la riqueza de especies de mamíferos de ambos tipos de vegetación (Ceballos *et al.*, 2010; Flores-Villela y Gerez, 1994; Maeve *et al.*, 2012). La medida de diversidad beta por medio de diversidad de orden q , aunque mantiene el principio de comparar dos comunidades o sitios, el resultado se expresa en comunidades equivalentes, dando como resultado en nuestro estudio para cada valor de orden q (0, 1, 2), resultados de 1.36, 1.16 y 1.14, correspondientemente. En esta medida el valor puede ser tan grande como la cantidad de comunidades se comparen, por lo que en este estudio el valor máximo sería de dos, que nos indicaría que tenemos la presencia de dos comunidades con una diversidad de especies completamente diferentes, mientras que el valor mínimo sería uno, si todas las especies que registráramos en bosque de pino-encino fueran completamente las mismas de selva baja caducifolia (Jost, 2007; Pereyra y Moreno, 2013), en este caso el resultado cercano a 1 concuerda con los otros resultados de diversidad beta, podemos decir que a pesar de ser dos tipos de vegetación diferentes, la comunidad de mamíferos es muy similar por lo que se puede considerar una misma comunidad de mamíferos medianos y grandes.

Al determinar los valores de diversidad verdadera para la diversidad Gamma mediante el modelo multiplicativo y con los valores correspondientes del orden q (0,

1, 2), obtenemos que el Ejido presenta 12.9 especies efectivas bajo el orden $q=0$; mediante el $q=1$ se obtuvieron 4.61 especies efectivas correspondientes a las que tienen una abundancia más representativa en la comunidad y en el orden $q=2$, vemos que tenemos 3.38 especies efectivas que tienen mayor dominancia que el resto de las especies presentes en el Ejido Quitaboca. No existe un acuerdo de cual es valor de diversidad de orden q más aceptado ya que, cada uno le da diferente peso a la frecuencia de las abundancias, y el más adecuado dependerá de la frecuencia en las abundancias de las especies de cada estudio en particular, la ventaja radica en que al poder obtener los tres valores de orden q y al expresarse en especies efectivas, se pueden comparar entre diferentes tipos de estudios (Fontenla, 2018).

8. Conclusión

De acuerdo con la literatura en el Estado de Sinaloa, el número más alto de especies de mamíferos de talla mediana y grande, registrado es 27, por lo que en nuestro estudio pudimos registrar más del 85% en cada tipo de vegetación que se realizó el estudio, con ello, podemos corroborar el éxito de la técnica de cámaras-trampa para el monitoreo de mamíferos de esta talla. Diversos factores pudieron influir en el éxito de captura, desde el método de monitoreo, alta presencia de ganado e incluso impacto de la cacería de fauna silvestre. Sinaloa es un estado con alta actividad ganadera del tipo extensiva lo cual se vio reflejado en la alta abundancia del ganado en los registros fotográficos y la baja abundancia de las especies silvestres, únicamente las especies con buena adaptabilidad y tolerancia a los efectos antropogénicos lograron tener registros considerables en su

abundancia, aun así se confirma lo dicho por varios autores que la ganadería y el desmonte es una de las principales actividades humanas que amenaza la diversidad biológica.

A partir del análisis de las diferentes medidas de diversidad Alfa concluimos que en el Ejido Quitaboca en Sinaloa, la selva baja caducifolia y el bosque de pino-encino mantienen una diversidad homogénea en los dos tipos de vegetación ya que no se encontraron diferencias significativas. En diversidad Beta concluimos que se observan una baja tasa de reemplazo de especies que está corroborado por valores de similitud mayores al 50%, por lo que, aunque sean dos vegetaciones diferentes se componen en gran parte por las mismas especies de mamíferos medianos y grandes.

En este estudio se pudieron ver los resultados de medidas de diversidad Alfa, Beta y Gamma por diferentes metodologías. Creemos conveniente sugerir que, los estudios de ecología se puedan comparar al menos dos métodos diferentes para medir la diversidad, de manera que sean complementarios en la interpretación, por ejemplo, no utilizar y comparar dos coeficientes de similitud, ya que los valores serán similares y no será enriquecedor el análisis. Así mismo afirmamos la ventaja de utilizar la diversidad verdadera en los tres valores del orden q , para estudios de conservación ya que sus valores en especies efectivas no requieren interpretaciones posteriores y da un resultado más real a la dinámica que pasa en las comunidades ecológicas, aparte que también tienen su homólogo para diversidad Alfa, Beta y Gamma, siendo comparable con otros tipos de estudios de diversidad.

Consideramos muy importante recalcar la importancia de este estudio, ya que no existen estudios similares en la zona, por diversas problemáticas sociales y de seguridad Sinaloa se ha vuelto un lugar limitado acceso para el estudio de fauna silvestre; salvo algunos estudios realizados con mamíferos en la zona costera de Sinaloa, en realidad el estado de conservación de mamíferos medianos y grandes es desconocido en la actualidad para el área montañosa y en general en Sinaloa, existe muy poca información en sitios específicos, sobre todo en la zona correspondiente a la Sierra Madre Occidental, sitio que cobra relevancia al ser un corredor natural para especies en peligro de extinción y/o endémicas y que forma parte de la distribución potencial de especies como el jaguar (*Panthera onca*) y el oso americano (*Ursus americanus*), consideradas como especies de gran importancia ecológica y prioritarias para su conservación de conservación en México.

9. Anexo fotos



Figura 10. Ejemplar macho *O. virginianus*.



Figura 11. Ejemplar hembra de *U. cinereoargenteus*.



Figura 12. Ejemplar de *N. narica*



Figura 13. Píara de *P. tajacu*



Figura 14. Ejemplar hembra de *L. pardalis*



Figura 15. Ejemplar macho de *P. concolor*

10. Referencias bibliográficas

- Aguirre-Calderón, Ó. A., Corral-Rivas, J., Vargas Larreta, B. y Jiménez Pérez, J. (2008). Evaluación de modelos de diversidad-abundancia del estrato arbóreo en un bosque de niebla. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 31(3).
- Ahumada, J., Silva, C., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spironello, W., Winarni, N. y Andelman, S. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: Data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 366(1578), 2703-2711. Retrieved January 20, 2020, from www.jstor.org/stable/23035706
- Allen, J. A. (1906). *Mammals from the states of Sinaloa and Jalisco, Mexico, collected by JH Batty during 1904 and 1905 (Vol. 22)*. Knickerbocker Press.
- Alfaro-Espinosa, A. M. (2006). *Patrones de diversidad de mamíferos terrestres del municipio de Santiago Comaltepec, Oaxaca, México*. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, unidad Oaxaca. Instituto Politécnico Nacional, Oaxaca.
- Altamirano - Álvarez, T. A., Soriano Sarabia, M., García-Bernal, A. D. J., Miranda-González, N. P., y Jiménez-Gutiérrez, B. E. (2009). Mamíferos medianos y grandes de la comunidad El Paredón, Miacatlán, Morelos, México. *Revista de zoología*, (Vol.20).
- Álvarez-Castañeda, S. T. y J. L. Patton. (1999). *Mamíferos del Noroeste de México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., La Paz, Baja California Sur, México.
- Álvarez-Castañeda, S. T. y J. L. Patton. (2000). *Mamíferos del Noroeste México II*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., La Paz, Baja California Sur, México.
- Álvarez, T., y Sánchez-Casas, N. (2000). Familia Felidae. Mamíferos del Noroeste de México II. (Álvarez-Castañeda, ST, y JL Patton, eds.). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC La Paz, México, 757-773.

- Aranda, M. (2012). Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- Aranda, M., López Rivera, N., y López de Buen, L. (1995). Hábitos alimentarios del coyote (*Canis latrans*) en la Sierra del Ajusco, México. Acta Zoológica Mexicana (nueva serie), (65).
- Aranda, M., y Valenzuela-Galván, D. (2015). Registro notable de margay (*Leopardus wiedii*) en el bosque mesófilo de montaña de Morelos, México. Revista mexicana de biodiversidad, 86(4), 1110-1112.
- Arceo, G., Mandujano, S., Gallina, S., y Perez-Jimenez, L. A. (2005). Diet diversity of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in a tropical dry forest in Mexico. Mammalia mamm, 69(2), 159-168.
- Arellano, L., y Halffter, G. (2003). Gamma diversity: derived from and a determinant of alpha diversity and beta diversity. An analysis of three tropical landscapes. Acta Zoológica Mexicana, (90), 27-76.
- Arita, H. T., y Ceballos, G. (1997). Los mamíferos de México. Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Iztapalapa, México DF.
- Arita, H. T., y Ceballos, G. (1997). Los mamíferos de México: distribución y estado de conservación. REVISTA MEXICANA DE MASTOZOOLOGÍA (Nueva época), 2(1), 33-71.
- Arita, H.T., y León Paniagua, L. (1993). Diversidad de mamíferos terrestres. Ciencias, (007).
- Armstrong, D. M., y Jones Jr, J. K. (1971). Mammals from the Mexican state of Sinaloa. I. Marsupialia, Insectivora, Edentata, Lagomorpha. Journal of Mammalogy, 52(4), 747-757.
- Armstrong, D. M., Jones Jr, J. K., y Birney, E. C. (1972). Mammals from the Mexican state of Sinaloa. III. Carnivora and Artiodactyla. Journal of Mammalogy, 53(1), 48-61.
- Arnaud-Franco, G., Álvarez-Cárdenas, S., y Cortés-Calva, P. (2012). Mamíferos de la Reserva de la Biósfera Sierra la Laguna. Evaluación de la Reserva de la Biósfera Sierra de La Laguna, Baja California Sur (Ortega-Rubio, A., M.

- Lagunas-Vázquez y LF Beltrán-Morales, eds.). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC La Paz, México, 145-161.
- Arroyo C. E., Riechers P. A., Naranjo E. J. y Rivera-Velázquez G. (2013). Riqueza, abundancia y diversidad de mamíferos silvestres entre hábitats en el Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México. *THERYA*, 4(3):647-676.
- Batalla-González G. E., (2016). Diversidad de mamíferos del “Parque ecológico jaguaroundi”, Coatzacoalcos, Veracruz, México. Tesis para obtener el título de Biólogo. Universidad Autónoma de México.
- Ávila-Nájera, D. M., Chávez, C., Lazcano-Barrero, M. A., Pérez-Elizalde, S., y Alcántara-Carbajal, J. L. (2015). Estimación poblacional y conservación de felinos (Carnivora: Felidae) en el norte de Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical*, 63(3), 799-813.
- Bárcenas H., y De la Torre A., (2015). Guía rápida para instalación y programación de trampas cámaras, PROCER, CONANP.
- Bárcenas, H. V., Rubio-Rocha, Y., Nájera-Solís, E., López-Damián, L. J., y Medellín, A. (2009). Ampliación de la distribución de tres carnívoros en el noroeste de México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 13, 115-122.
- Begon, M., Townsend, C. R., y Harper, J. L. (2006). *Ecology: from individuals to ecosystems* (4thed.) Oxford. Blackwell.
- Botello F., Sánchez-Cordero V. y González G. (2008). Diversidad de carnívoros en Santa Catarina Ixtepeji, Sierra madre de Oaxaca, México. En Lorenzo C., Espinoza E. y Ortega J. (eds.). *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México. Publicaciones Especiales, Vol. II*, Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C., México. (pp. 335-354).
- Buenrostro-Silva, A., Antonio-Gutiérrez, M., y García-Grajales, J. (2012). Mamíferos del Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, Oaxaca, México. *Acta zoológica mexicana*, 28(1), 56-72.
- Burt, W. H. (1998). *A field guide to the mammals: North America north of Mexico* (Vol. 5). Houghton Mifflin Harcourt.
- Bravo-Núñez, E. (1991). Sobre la cuantificación de la diversidad ecológica. *Hidrobiológica*, 1(1), 87-93.

- Briones-Salas, M., Cortés-Marcial, M., y Lavariega, M. C. (2015). Diversidad y distribución geográfica de los mamíferos terrestres del estado de Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(3), 685-710.
- Brown, J., y Gehrt, S. D. (2009). The basics of using remote cameras to monitor wildlife. Ohio State University Extension Agriculture and Natural Resources Fact Sheet W-21-09 Ohio Sate University, Columbus, OH.
- Caro-Parra, U., y Caballero, A., (2015). Inventario y Caracterización de la Diversidad de Flora para el Ejido Quitaboca Municipio de Sinaloa, Sinaloa. Reporte técnico de SEMARNAT para propuesta de UMA Quitaboca. Datos no publicados.
- Castaño-Uribe, C., Hoogesteijn, A., López, C. A., Núñez, R., Rosas-Rosas, O., Febles, J.L., Moreno, R., Valdés, S., Artavia, A., Young, N., y Ortega, J. (2017). II. Conflictos entre felinos y humanos en América Latina. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Ceballos, G., y Arroyo-Cabrales, J. (2012). Lista actualizada de los mamíferos de México 2012. *Revista Mexicana de mastozoología Nueva época*, 2(2), 27-80.
- Ceballos, G., y Miranda, A. (1986). Los mamíferos de Chamela. Instituto de Biología UNAM. México DF, México.
- Ceballos, G., García, A., Salazar, I., y Espinoza, E. (2010). Conservación de los vertebrados de selvas secas: patrones de distribución, endemismo y vulnerabilidad. *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*, 369-386.
- Ceballos, G., Martínez, L., García, A., y Espinoza, E. (eds.) (2010). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Fondo de Cultura Económica. (p.596)
- Ceballos, G., y Valenzuela, D., (2010). *Diversidad, ecología y conservación de los vertebrados de Latinoamérica*. *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*, 93-118.
- Ceballos, G., y Oliva, G. (2005). *Los mamíferos silvestres de México (Vol. 986)*. México: Fondo de Cultura Económica.

- Ceballos, G., List, R., Medellín, R., Bonacic, C., y Pacheco, J. (2010). Los felinos de América. Cazadores sorprendentes. México: Fundación Telmex, 47-67
- Cervantes, F.A. y González, F. (1996). Los conejos y liebres silvestres de México. Pp. 17-25. En: A. Velásquez, F. J. Romero and J. López (eds). Ecología y conservación del conejo zacatuche y su hábitat. Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo de Cultura Económica, México.
- Challenger, A., y Soberón, J. (2008). Los ecosistemas terrestres. Capital natural de México, 1, 87-108.
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K., y Shen, T. J. (2005). A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology letters*, 8(2), 148-159.
- Chao, A., Chiu, C. H., y Hsieh, T. C. (2012). Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. *Ecology*, 93(9), 2037-2051.
- Chao A. y Chiu, C. H. (2016). Species richness: estimation and comparison. *Wiley statsRef: Statistics Reference online*. 1-26.
- Charre-Medellín, J. F., Monterrubio-Rico, T. C., Guido-Lemus, D., y Mendoza, E. (2015). Patrones de distribución de felinos silvestres (Carnivora: Felidae) en el trópico seco del Centro-Occidente de México. *Revista de Biología Tropical*, 63(3), 783-797.
- Chávez, C. y Ceballos G. (2006). Memorias del Primer Simposio. El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: Situación Actual y Manejo. CONABIO-Alianza WWF Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F.
- Chávez, C., De la Torre A., Bárcenas H., Medellín R.A., Zarza H. y Ceballos G. (2013). Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso. Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Charre-Medellín, J. F., Monterrubio-Rico, T. C., Guido-Lemus, D., y Mendoza, E. (2015). Patrones de distribución de felinos silvestres (Carnivora: Felidae) en el trópico seco del Centro-Occidente de México. *Revista de Biología Tropical*, 63(3), 783-797.

- Christen, A. G. (2008). La diversidad alfa, beta y gamma de la mastofauna en la Sierra de Santa Marta, Veracruz, México. *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México. Publicaciones Especiales, Vol. II*, 103.
- CITES. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. (2017). Apéndices I, II y III. Secretaría de la CITES. En: <<http://www.cites.org/esp/app/appendices.php>>, última consulta: 10 de diciembre de 2018.
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. – User's Guide and application at <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Colwell, R.K. y Coddington, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 345: 101 - 118.
- CONABIO [Comisión Nacional para el conocimiento y Uso de la Biodiversidad]. 1998. *La Diversidad Biológica de México: Estudio de País*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F.
- Cortés-Gregorio, I., Pascual-Ramos, E., Medina-Torres, S. M., Sandoval-Forero, E. A., Lara-Ponce, E., Piña-Ruíz, H. H., Martínez-Ruíz, R. y Rojo-Martínez, G.E. (2013). Etnozoología del pueblo Mayo-Yoreme en el norte de Sinaloa: uso de vertebrados silvestres. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 10(3), 335-358.
- Cortés-Marcial, M., y Briones-Salas, M. (2014). Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en una selva seca del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 62(4), 1433-1448.
- Coronel-Arellano, H., Lara-Díaz, N. E. y López-González, C. A. (2017) Abundancia y densidad de jaguar (*Panthera onca*) en el APFF Meseta de Cacaxtla, Sinaloa, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, 33(1), 116-119.
- Cruz-Jácome, O., López-Tello, E., Delfín-Alfonso, C. A., y Mandujano, S. (2015). Riqueza y abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en una localidad en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Therya*, 6(2), 435-448.

- Cruz-Reyes, A. (2009). Fauna feral, fauna nociva y zoonosis. Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Sección: restauración, conservación y manejo, 453-461.
- Cuervo-Robayo, A. P., y Monroy-Vilchis, O. (2012). Distribución potencial del jaguar *Panthera onca* (Carnivora: Felidae) en Guerrero, México: persistencia de zonas para su conservación. *Revista de Biología Tropical*.
- De la Torre, J. A., y de la Riva, G. (2009). Food habits of pumas (*Puma concolor*) in a semiarid region of central Mexico. *Mastozoología Neotropical*, 16(1), 211-216.
- De la Torre, J. A., Núñez, J. M., y Medellín, R. A. (2017). Spatial requirements of jaguars and pumas in Southern Mexico. *Mammalian Biology*, 84, 52-60
- De Mas Castroverde, E. (2007). Evaluación y Predicción de la Biodiversidad. Un modelo con Araneidos en el Parque Natural del Cadí-Moixeró. Tesis de Doctorado. Universidad de Barcelona. Editado por Departament de Biología Animal.
- Di Bitetti, M. y Santiago, M. (2008). Depredadores tope y cascadas tróficas en ambientes terrestres. *Ciencia Hoy*. 18 (108).
- Di Bitetti, M. S., De Angelo, C. D., Di Blanco, Y. E., y Paviolo, A. (2010). Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica*, 36(4), 403-412.
- Di Marco, M., Boitani, L., Mallon, D., Hoffmann, M., Iacucci, A., Meijaard, E Visconti, P., Schipper, J. y Rondinini, C., (2014). A retrospective evaluation of the global decline of carnivores and ungulates. *Conservation Biology*, 28(4), 1109-1118.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *science*, 345(6195), 401-406.
- Domínguez-Castellano, Y. y Ceballos, G. (2005). Un registro notable del tigrillo (*Leopardus wiedii*) en la reserva de la biosfera chamela-cuixmala, jalisco. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 9, 146-149.
- Durán, G. V., Medina, A. B., y Prado, L. O. (2001). *La ganadería en México* (Vol. 5). Plaza y Valdes.

- Escalante-Espinosa, T. (2003). ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos*, 52, 53-56.
- Elbroch, L. M., y Kusler, A. (2018). Are pumas subordinate carnivores, and does it matter?. *PeerJ*, 6, e4293.
- Farías, V., Téllez, O., Botello, F., Hernández, O., Berruecos, J., Olivares, S. J., y Hernández, J. C. (2015). Primeros registros de 4 especies de felinos en el sur de Puebla, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(4), 1065-1071.
- Falconi, F. (2011). Densidad y abundancia relativa de aves y mamíferos en el sector sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules y comunidades adyacentes de la Selva Lacandona. Chiapas, México. Tesis de maestría. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México.
- Ferriol, M., y Merle, H. (2012). Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad. Aplicación al estudio de comunidades vegetales. Universidad Politécnica de Valencia
- Fontenla, J. L. (2018). Entre diversidades ecológicas. *Poeyana*. 507, 23 - 39
- Flores-Villela, O., y Gerez, F. P. (1994). Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo.
- Gallina, S., Álvarez-Cardenas, S., y Galina-Tessaro, P. (2000). Familia Cervidae. Mamíferos del Noroeste de México II. CIBNOR, SC México, 793-816.
- García-Alaniz, N., Naranjo, E. J., y Mallory, F. F. (2010). Human-Felid interactions in three Mestizo communities of the selva lacandona, chiapas, Mexico: Benefits, conflicts and traditional Uses of species. *Human ecology*, 38(3), 451-457.
- García-Burgos, J. (2007). Comparación de la riqueza de mamíferos medianos en un gradiente de manejo de cafetales del centro de Veracruz. Tesis de maestría. Instituto de Ecología, A.C.
- García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Ed. UNAM México.
- García-Morales, R., Moreno, C. E., y Bello-Gutiérrez, J. (2011). Renovando las medidas para evaluar la diversidad en comunidades ecológicas: el número

- de especies efectivas de murciélagos en el sureste de Tabasco, México. *Therya*, 2(3), 205-215.
- Gaston K, J. y John I. S. (2004). *Biodiversity: An Introduction* (2ed.) Oxford. Blackwell.
- Gompper, M. E. (1996). Sociality and asociality in white-nosed coatis (*Nasua narica*): foraging costs and benefits. *Behavioral ecology*, 7(3), 254-263.
- González-Mata, C. Lizbeth. (2012). *Abundancia Relativa de Mamíferos Terrestres Grandes y Medianos en el Área Reforestada de la Sierra de Zapalinamé, Coahuila México*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Coahuila, México.
- González-Oreja-, J., de la Fuente-Díaz-Ordaz, A. A., Hernández-Santín, L., Buzo-Franco, D., y Bonache-Regidor, C. (2010). Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal biodiversity and conservation*, 33(1), 31-45.
- Gotelli, N. J., y Colwell, R. K. (2011). Estimating species richness. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*, 12, 39-54.
- Hall, R.E. (1981). *The mammals of North America*. Tomo II. John Wiley and Sons. New York. 1175 p.
- Halffter, G., y Moreno, C. E. (2005). Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. En Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.) 2005. *Sobre Diversidad Biológica: el Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. M3m-Monografías 3er Milenio, vol. 4. SEA, CONABIO, Grupo DIVERSITAS & CONACYT, Zaragoza. (pp. 6-18).
- Halffter, G., Moreno, C. E., y Pineda, E. O. (2001). *Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera*. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 2. Zaragoza, 80.
- Henderson, P. A. (2003). *Practical methods in ecology*. Blackwell. (pp. 115-133).
- Hernández-Díaz, M., Ramírez-Barajas, P. J., Chávez, C., Schmook, B., y Calmé, S. (2012). Presencia y abundancia relativa de carnívoros en una selva dañada

- por el huracán Dean (2007). *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(3), 790-801.
- Hernández-Flores, S. D., y Rojas-Martínez, A. E. (2010). Lista actualizada y estado de conservación de los mamíferos del Parque Nacional El Chico, Hidalgo, México. *Acta zoológica mexicana*, 26(3), 563-583.
- Hernández-Hernández, J. C. (2015). Factores de coexistencia entre mamíferos carnívoros: ¿segregarse o competir? *Elementos* 100, 2015, pp. 47-52.
- Hernández-Hernández, J. C., Chávez, C., y List, R. (2018). Diversidad y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 634-646.
- Hernández-Pérez, E., Reyna-Hurtado, R., Castillo Vela, G., Sanvicente López, M., y Moreira-Ramirez, J. F. (2015). Fototrampeo de mamíferos terrestres de talla mediana y grande asociados a petenes del noroeste de la península de Yucatán, México. *Therya*, 6(3), 559-574.
- Hernández-SaintMartín, A. D., Rosas-Rosas, O. C., Palacio-Núñez, J., Tarango-Arambula, L. A., Clemente-Sánchez, F., y Hoogesteijn, A. L. (2015). Food habits of jaguar and puma in a protected area and adjacent fragmented landscape of Northeastern Mexico. *Natural Areas Journal*, 35(2), 308-318.
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.
- Hortelano-Moncada Y., J. E. Solano-Arenas y M. Á. León-Tapia. 2016. Mamíferos silvestres del estado de Sinaloa. Pp. 405-440 en *Riqueza y Conservación de los Mamíferos en México a Nivel Estatal* (Briones-Salas, M., Y. Hortelano-Moncada, G. Magaña-Cota, G. Sánchez-Rojas y J. E. Sosa-Escalante, eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Asociación Mexicana de Mastozoología A.C. y Universidad de Guanajuato, Ciudad de México, México.
- Horváth, A., Vidal-López, R., y Sarmiento-Aguilar, R. (2001). Mamíferos del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 5, 6-26

- Huerta, A. H. (1992). Los carnívoros y sus perspectivas de conservación en las áreas protegidas de México. *Acta Zoológica Mexicana* (ns), 49(54), 1-23.
- Illoldi-Rangel, P., Linaje, M. A., Sánchez-Cordero, V. (2002). Distribución de los mamíferos terrestres en la región del golfo de California, México. *Anales del Instituto de Biología serie Zoología*, 73(002).
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2005). Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación: escala 1:250 000. Serie III (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015). Anuario estadístico y geográfico de Sinaloa. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 435 p.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). Anuario estadístico y geográfico de Sinaloa 2017. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- Jenks, K. E., Chanteap, P., Kanda, D., Peter, C., Cutter, P., Redford, T., Lyam, A.J., Howard, J. y Leimgruber, P. (2011). Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses—an example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science*, 4(2), 113-131.
- Jiménez-Valverde, A., y Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista ibérica de arcnología*, (8), 151-161.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88(10), 2427-2439.
- Jost, L., y González-Oreja, J. A. (2012). Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta zoológica lilloana*, 56(1-2), 3-14.
- Karanth, K. U. (1995). Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture—recapture models. *Biological conservation*, 71(3), 333-338.

- Karanth, K. U., y Nichols, J. D. (1998). Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79(8), 2852-2862.
- Karanth, K. U. y J. D. Nichols. (2002). *Monitoring tigers and their prey. A manual for researchers, managers and conservationist in tropical Asia*. Center for Wildlife Studies, Bangalore, India.
- Karanth, K. U., Nichols, J. D., Kumar, N. S., y Hines, J. E. (2006). Assessing tiger population dynamics using photographic capture–recapture sampling. *Ecology*, 87(11), 2925-2937.
- Kelly, M. J., y Holub, E. L. (2008). Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern naturalist*, 15(2), 249-263.
- Klavins, J., Huck, M., Rotundo, M., y Fernández-Duque, E. (2012). Trampa-cámara descubre el primer Aguilucho Alas Anchas *Buteo platypterus*, en el chaco argentino. *Cotinga*, 34, 57-59.
- Krebs C. J. (1999). *Ecological Methodology* (2ed.) University of British Columbia, Vancouver.
- Konecny, M. J. (1989). Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. *Advances in Neotropical mammalogy*, 1989, 243-264.
- Koleff, P. (2005). Conceptos y medidas de la diversidad beta. En Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.) 2005. *Sobre Diversidad Biológica: el Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. M3m-Monografías Tercer Milenio, vol. 4. SEA, CONABIO, Grupo DIVERSITAS & CONACYT, Zaragoza (pp. 19-40).
- Koleff, P., K.J. Gaston y J.J. Lennon. (2003). Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72:367-382.

- Koleff, P., y Urquiza-Haas, T., y Contreras, B. (2012). Prioridades de conservación de los bosques tropicales en México: reflexiones sobre su estado de conservación y manejo. *Ecosistemas*, 21 (1-2), 6-20.
- Koleff, P., Soberón, J., Arita, H. T., Dávila, P., Flores-Villela, O., Golubov, J., Halffter, G., Lira-Noriega, A., Moreno, C.E., Moreno, E. y Munguía, M., (2008). Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies. *Capital natural de México*, 1, 323-364.
- Lavariega, M. C., Briones-Salas, M., y Gómez-Ugalde, R. M. (2012). Mamíferos medianos y grandes de la Sierra de Villa Alta, Oaxaca, México. *Mastozoología neotropical*, 19(2).
- Leopold, A.S. (2000). *Fauna Silvestre de México*. 2da Edición. Ed. Pax, México, D.F.
- Levin, S. A., Carpenter, S. R., Godfray, H. C. J., Kinzig, A. P., Loreau, M., Losos, J. B., y Wilcove, D. S. (Eds.). (2009). *The Princeton guide to ecology*. Princeton University Press.
- Lande, R. (1996). Estadísticas y partición de la diversidad de especies y similitud entre múltiples comunidades. *Oikos*, 5-13.
- Lira-Torres, I. (2006). Abundancia, densidad, preferencia de hábitat y uso local de los vertebrados en La Tuza de Monroy, Santiago Jamiltepec, Oaxaca. *REVISTA MEXICANA DE MASTOZOLOGÍA (Nueva época)*, 10(1), 41-66
- Lira-Torres, I., y Briones-Salas, M. (2011). Impacto de la ganadería extensiva y cacería de subsistencia sobre la abundancia relativa de mamíferos en la Selva Zoque, Oaxaca, México. *Therya*, 2(3), 217-244.
- Lira-Torres, I., Galindo-Leal, C., y Briones-Salas, M. (2012). Mamíferos de la Selva Zoque, México: riqueza, uso y conservación. *Revista de Biología Tropical*.
- Logan, C. J. & Longino, J. T. (2013). Adult male coatis play with a band of juveniles. *Brazilian Journal of Biology*, 73, 353-355.
- Llorente-Bousquets, J., y Ocegueda, S. (2008). Estado del conocimiento de la biota. *Capital natural de México*, 1, 283-322
- Lorenzo, C., Bolaños-Citalán, J., Sántiz, E., y Navarrete, D. (2017). Diversidad y conservación de los mamíferos terrestres de Chiapas, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(3), 735-754.

- Magurran, A. E. (2004) *Measuring Biological Diversity* (5ed.) Oxford. Blackwell.
- Maffei, L., Cuéllar, E., y Noss, A. J. (2002). Using camera-traps to assess mammals in the Chaco-Chiquitano ecotone. *Revista Boliviana Ecológica*, 11, 55-65.
- Marcon, E., y Hérault, B. (2015). entropart: An R package to measure and partition diversity. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-26.
- Mares, M. A., y Schmidly, D. J. (Eds.). (1991). *Latin American mammalogy: history, biodiversity, and conservation*. University of Oklahoma Press.
- Marín, A. (2018). *Uso de hábitat y estrategias de conservación de los carnívoros de la Sierra Madre Occidental del Noroeste de Chihuahua, México*. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, UNAM. México.
- Marín, A., Ceballos, G., y Pacheco, J. (2016). Mamíferos en dos localidades de selva seca en el estado de Guerrero. *Revista mexicana de mastozoología (Nueva época)*, 6(2), 50-68.
- Martella, M. B., Trumper, E. V., Bellis, L. M., Renison, D., Giordano, P. F., Bazzano, G., y Gleiser, R. M. (2012). *Manual de Ecología. Evaluación de la biodiversidad*. *Reduca (Biología)*, 5(1).
- McCord, C. M. (1974). Selection of winter habitat by bobcats (*Lynx rufus*) on the Quabbin Reservation, Massachusetts. *Journal of Mammalogy*, 55(2), 428-437.
- Meave, J. A., Romero-Romero, M. A., Salas-Morales, S. H., Pérez-García, E. A., y Gallardo-Cruz, J. A. (2012). Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca, México. *Revista Ecosistemas*, 21(1-2).
- Medina-Torres, S. M., Cortés-Gregorio, I., Lara-Ponce, E., y Sandoval-Forero, E. A. (2016). Uso de mamíferos silvestres entre yoremes y yoris de El Fuerte, Sinaloa, México. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 13(4), 529-545.
- Meza-González, E. G. (2018). *Distribución y abundancia de la mastofauna terrestre del Área Natural Protegida Sierra de Navachiste, Sinaloa*, Tesis para obtener el título de maestría. CIIDIRU.

- Miranda, A. (2002). Diversidad, historia natural, ecología y conservación de los mamíferos de Chamela. Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF, 359-377.
- Miranda, F., y Hernández, X. E. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Botanical Sciences*, (28), 29-179.
- Monterrubio-Rico, T. C., Guido-Lemus, D., Alanís-Gudiño, L., León-Paniagua, L., Charre-Medellín, J. F. (2019). Mamíferos silvestres de la cuenca de Cuitzeo, México. *Acta Universitaria* 29, e1892.
- Monroy-Vilchis O, Zarco-González, M. M., Ramírez-Pulido J. y Aguilera-Reyes U. (2011). Diversidad de mamíferos de la Reserva Natural Sierra Nanchititla, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 237-248.
- Monroy-Vilchis, O., & Velázquez, A. (2002). Distribución regional y abundancia del lince (*Linx rufus escuinape*) y el coyote (*Canis latrans cagottis*) por medio de estaciones olfativas: un enfoque espacial. *CIENCIA ergo-sum*, 9(3), 293-300.
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84(922495), 2. GORFI, S.A.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., y Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4), 1249-1261.
- Moreno, R. S., Kays, R. W., y Samudio, R. (2006). Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. *Journal of Mammalogy*, 87(4), 808-816.
- Morin, P. J. (2009). *Community ecology*. John Wiley y Sons.
- Noss, A., Polisar, J., Maffei, L., García, R., y Silver, S. (2013). Evaluando la densidad de jaguares con trampas cámara. Programa para la Conservación del Jaguar Programa para Latinoamérica y el Caribe Wildlife Conservation Society. New York, EE. UU.
- O'Connell, A. F., Nichols, J. D., y Karanth, K. U. (Eds.). (2011). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer Science y Business Media.

- Pasian, C., Di Blanco, Y. E., Fontana, J. L., y Fariña, N. (2015). Composición de mamíferos medianos y grandes de la reserva natural provincial Rincón de Santa María (Corrientes, Argentina): comparación con su zona de amortiguamiento y estado de conservación. *Mastozoología neotropical*, 22(1), 187-194.
- Peet, R. K. (1974). The measurement of species diversity. *Annual review of ecology and systematics*, 5(1), 285-307.
- Pérez-Cortez, S., y Reyna-Hurtado, R. (2008). La dieta de los pecaríes (*Pecari tajacu* y *Tayassu pecari*) en la región de Calakmul, Campeche, México. *REVISTA MEXICANA DE MASTOZOLOGÍA (Nueva época)*, 12(1), 17-42.
- Pérez-Irinea, G., y Santos-Moreno, A. (2010). Diversidad de una comunidad de mamíferos carnívoros en una selva mediana del noreste de Oaxaca, México. *Acta zoológica mexicana*, 26(3), 721-736.
- Pérez-Irinea, G., y Santos-Moreno, A. (2012). Diversidad de mamíferos terrestres de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noreste de Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(1), 164-169.
- PEREYRA, L. C., y Moreno, C. E. (2013). Divide y vencerás: revisión de métodos para la partición de la diversidad regional de especies en sus componentes alfa y beta. *Revista chilena de historia natural*, 86(3), 231-240.
- Perovic, P. G. (1998). La comunidad de carnívoros en la Reserva de Biosfera Laguna de Pozuelos. Bases para la conservación y manejo de la puna y Cordillera Frontal de Argentina. *El rol de las reservas de biósfera*. Fucema, UNESCO, Uruguay.
- Quarrie, J. (1992). *Earth Summit'92. The United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro 1992*.
- Ramírez-Martínez, M. M., Iñiguez-Dávalos, L. I., y Ibarra-López, M. P. (2014). Carnívoros del área de protección de flora y fauna sierra de Quila, Jalisco. *Therya*, 5(2), 437-448.
- Ramírez-Pulido, J., González-Ruiz, N., Gardner, A. L., y Arroyo-Cabrales, J. (2014). List of recent land mammals of Mexico. *Museum of Texas Tech University*, 63.

- Rangel, P. I., Linaje, M. Á., y Sánchez-Cordero, V. (2002). Distribución de los mamíferos terrestres en la región del Golfo de California, México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología*, 73(2), 213-224.
- Reid, F. (1997). *A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico*. Oxford University Press.
- Rodríguez, P. (2009). La diversidad beta en México: avances e implicaciones en la conservación de la biodiversidad. *BioDiversitas*, 84, 6-10.
- Rodríguez, P., Soberón, J., y Arita, H. T. (2003). El componente beta de la diversidad de mamíferos de México. *Acta zoológica mexicana*, (89), 241-259.
- Romero, L. E. M., y Mandujano, S. (1995). Hábitos alimentarios del pecarí de collar (*Pecari tajacu*) en un bosque tropical caducifolio de Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, (64), 1-20.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, 504 pp.
- Rojas, G. S., Gallina, S., y Mandujano, S. (1997). Área de actividad y uso del hábitat de dos venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en un bosque tropical de la costa de Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, (72), 39-54.
- Ríos, E. y Álvarez-Castañeda, S. T. (2000). Familia Tayassuide. *Mamíferos del Noroeste de México II. CIBNOR, SC México*, 789-793.
- Rubio-Rocha, Y., Bárcenas, H., y Beltrán, A. (2010). Meseta de Cacaxtla, Sinaloa. G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel y R. Dirzo (Eds.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*, 405-409.
- Sánchez-Cordero, V., Botello, F., Flores-Martínez, J. J., Gómez-Rodríguez, R. A., Guevara, L., Gutiérrez-Granados, G., y Rodríguez-Moreno, Á. (2014). Biodiversidad de Chordata (Mammalia) en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85, 496-504.
- Sánchez Velásquez, L. R., Hernández Vargas, G., Carranza, M. A., Pineda López, M. D. R., Cuevas, R., y Aragón, F. (2002). Estructura arbórea del bosque tropical caducifolio usado para la ganadería extensiva en el norte de la Sierra de Manantlán, México. *Antagonismo de usos. Polibotánica*, (13).

- Santos-Moreno, A., y Ruiz-Velásquez, E. (2011). Diversidad de mamíferos de la región de Nizanda, Juchitán, Oaxaca, México. *Therya*, 2(2), 155-168.
- Sarukhán, J. (1995). Diversidad biológica. *Universidad de México*, 536(1), 3-10.
- Schluter, D. y Ricklefs, R. E. (Eds.). (1993). *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives* (Vol. 414). Chicago: University of Chicago Press.
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Publicada el 30 de diciembre de 2010 en el Diario Oficial de la Federación. Texto vigente.
- Servín, J., y Chacón, E. (2005). Coyote. *Los mamíferos silvestres de México*. Fondo de Cultura Económica. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, 34-350.
- Soberón M, J., y Llorente B, J. (1993). The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation biology*, 7(3), 480-488.
- Silver, S. (2004). Estimando la abundancia de jaguares mediante trampas-cámara. *Wildlife Conservation Society*, 1-27.
- Silver, S. C., Ostro, L. E., Marsh, L. K., Maffei, L., Noss, A. J., Kelly, M. Wallace, R.B., Gomez, H. y Ayala, G. (2004). The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, 38(2), 148-154.
- Sosa-Escalante, J. E. (1997). *Ecología de la comunidad de mamíferos terrestres del noreste de la Península de Yucatán, México: diversidad, distribución y estructura*. Tesis de doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. D.F.
- Stachowicz, Izabela y Puerto, Maria. (2018). La trampa de fototrampeo. *Infografía*, 10.13140/RG.2.2.33103.94887.
- Ten, Hwang, Y., y Larivière, S. (2001). *Mephitis macroura*. *Mammalian Species*, 2001(686), 1-3.
- Terborgh, J. y Estes, J.A. (2010). *Trophic cascades: predators, prey, and the changing dynamics of nature*, (Eds.). Island Press, Washington, DC 488 pp.

- Towns, V., León, R., de la Maza, J., y Sánchez-Cordero, V. (2013). Aportaciones al listado de los mamíferos carnívoros del sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas. *Therya*, 4(3), 627-640.
- Trejo, I. (1999). El clima de la selva baja caducifolia en México. *Investigaciones geográficas*, (39), 40-52.
- Trejo, I. (2005). Análisis de la diversidad de la selva baja caducifolia en México. In *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma* (pp. 111-122). GORFI.
- Trolliet, F., Vermeulen, C., Huynen, M. C., y Hambuckers, A. (2014). Use of camera traps for wildlife studies: a review. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 18(3), 446-454.
- Turner, I. (1996). Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33(2), 200-209. doi:10.2307/2404743
- UICN. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (2019). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019.1. En: <http://www.iucnredlist.org>.
- Uribe, J., y Arita, H. (1998). Distribución, diversidad y conservación de los mamíferos de importancia cinegética en México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, (75), 47-71.
- Van der Heiden, A. M., y Plascencia-González, H. G. (2002). La fauna endémica del Estado de Sinaloa. *Atlas de la biodiversidad de Sinaloa*, 423-429.
- Villareal H., Álvarez M., Córdoba S., Escobar F., Fagua G., Gast F., Mendoza H., Ospina M. y Umaña A.M. (2004). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*, Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2-3), 213-251.
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis fifth edition*. Pearson Education Upper Saddle River, New Jersey, USA.

Zúñiga, A., Muñoz-Pedreros, A., y Fierro, A. (2009). Habitat use of four terrestrial carnivores in Southern Chile. *Gayana*, 73(2), 200-210.