



DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i56.499>

Artículo

## Diversidad de mamíferos y aves en bosques de coníferas bajo manejo en el Eje Neovolcánico Transversal

### Mammal and bird diversity in coniferous forests under management in the Trans-Mexican Neovolcanic Belt

Gilberto Chávez-León

#### Abstract

To certify their forestry properties, foresters need to implement monitoring activities that, among other things, show the magnitude of the impact of timber harvesting on wildlife. To establish a baseline, randomly distributed camera-traps were used to assess the alpha diversity of two groups of terrestrial vertebrates in forests subject to management in the Trans-Mexican Neovolcanic Belt, state of *Puebla*. The data were analyzed with Hill numbers, a group of diversity measures that involves relative abundance and species richness, and consider the bias caused by individuals present within an area but not recorded during the study. The sampling effort was 1 800 trap-days, capturing images of 13 species of mammals and 7 of birds, which corresponds to the observed richness, while the estimated richness was 14 and 7 effective species, respectively. The results indicate that the richness and diversity of both assemblages was similar in two forest management methods. The exception was the Forestry Development Method, where the reciprocal of Simpson's diversity of mammals was 2.5 times higher than in the Mexican Management Method for Irregular Forests. It is recommended to apply a rigorous experimental design to compare different management practices.

**Key words:** Birds, mammals, Hill numbers, detection probability, species richness, forestry.

#### Resumen

Para certificar sus predios, los silvicultores requieren implementar actividades de monitoreo que, entre otras cosas, muestren la magnitud del impacto de los aprovechamientos sobre la fauna silvestre. Se utilizaron cámaras-trampa distribuidas al azar para valorar la diversidad alfa de dos grupos de vertebrados terrestres en bosques sujetos a manejo en el Eje Neovolcánico Transversal en el estado de *Puebla* y así establecer una línea base. Los datos se analizaron con números de Hill, un grupo de medidas que incorporan la abundancia relativa y la riqueza de especies; además, consideran el sesgo ocasionado por los individuos presentes dentro de un área pero que no son registrados durante el estudio. El esfuerzo de muestreo fue de 1 800 días-trampa, en los que se capturaron imágenes de 13 taxa de mamíferos y siete de aves, lo que corresponde a la riqueza observada, mientras que la riqueza estimada fue de 14 y siete especies efectivas, respectivamente. Los resultados indican que la riqueza y la diversidad de ambos ensambles fue similar en donde se aplican dos métodos de manejo forestal. La excepción fue en el Método de Desarrollo Silvícola, donde el recíproco de la diversidad de Simpson de mamíferos fue 2.5 veces mayor que en el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares. Se recomienda aplicar un diseño experimental riguroso para comparar los efectos de las diferentes prácticas silvícolas.

**Palabras clave:** Aves, mamíferos, números de *Hill*, probabilidad de detección, riqueza de especies, silvicultura.

Fecha de recepción/Reception date: 31 de enero de 2019

Fecha de aceptación/Acceptance date: 20 de mayo de 2019

<sup>1</sup>Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistemas Forestales, INIFAP. México.

\*Autor por correspondencia: [chavez.gilberto@inifap.gob.mx](mailto:chavez.gilberto@inifap.gob.mx)

## **Introducción**

Para certificar sus predios ante el Sistema de Certificación Forestal Mexicano (SCFM), los silvicultores tienen que efectuar actividades de monitoreo que, entre otras cosas, indiquen la magnitud del impacto de los aprovechamientos en la fauna y flora e identificar cambios en el ecosistema (Conafor, 2018). Además, deben integrar mejores prácticas de conservación de la biodiversidad en el manejo forestal (Barrón, 2016). Aunque los mamíferos y las aves desempeñan funciones importantes en los bosques, como la dispersión de semillas, la regulación de las poblaciones de herbívoros y de plagas, la polinización y el secuestro de carbono, entre otras (Valdez, 2014), hay poca información sobre sus condiciones en donde se aplica la silvicultura (Lindenmayer y Franklin, 2002; Jardel, 2015).

Los avances tecnológicos en sensores infrarrojos y fotografía digital facilitan el uso de cámaras-trampa (CT) como una herramienta no invasiva y económica para la detección confiable y estandarizada de la fauna silvestre de tamaño mediano y grande (Meek *et al.*, 2014; Burton *et al.*, 2015; Rowcliffe, 2017). El esfuerzo de muestreo es el principal factor que indica el número de especies que se pueden registrar con esta técnica, por lo que es necesario incrementarlo para detectar a las más esquivas o raras (Tobler *et al.*, 2008).

Para evaluar de manera fidedigna las poblaciones de animales es necesario considerar las fuentes de error, en particular el problema de la determinación incompleta: cuando los individuos presentes dentro de un área no son observados (Burton *et al.*, 2015). Los sujetos de estudio son organismos móviles y, por lo tanto, su detección es imperfecta en dos escalas espaciales: por un lado, los que pasan por el pequeño cono sensible de la cámara pueden no ser captados; así mismo, los que utilizan un área más grande de lo que una red de CT cubre pueden no ingresar a esa zona. Por lo tanto, los factores decisivos son su tamaño corporal, el área de actividad y la abundancia (Lindstedt *et al.*, 1986; Tobler *et al.*, 2008; Vázquez *et al.*, 2013).

Para cuantificar la diversidad específica se utilizan cada vez más los números de Hill (o cantidad efectiva de especies) porque representan una alternativa estadísticamente robusta a los índices tradicionales y la complejidad de la composición de una comunidad no se puede expresar como un solo número (Chao *et al.*, 2014). El objetivo de este estudio fue el de establecer una línea base de la diversidad de vertebrados terrestres en bosques productivos por medio de dispositivos digitales autónomos (CT) que sirva como referencia para futuros trabajos que determinen el impacto de los aprovechamientos forestales.

## **Materiales y Métodos**

### **Área de estudio**

El estudio se realizó en predios forestales sujetos a prácticas de manejo sustentable que cuentan con certificación del SCFM, integrados a dos Asociaciones Regionales de Silvicultores (ARS) del estado de Puebla: la del Iztaccíhuatl–Popocatepetl, S. C. (Sierra Nevada) y la de Chignahuapan-Zacatlán, A. C. (Sierra Norte de Puebla), ambas en el Eje Neovolcánico Transversal. La vegetación que predomina es de bosque mixto (coníferas y latifoliadas), tanto en etapas primarias como secundarias, en los que se aplican sistemas silvícolas irregulares y regulares. El clima es similar en las dos regiones: predomina el templado subhúmedo y en las zonas más altas, el semifrío subhúmedo (Asmarf, 2015; SyCAF, 2016).

Puebla posee una riqueza de 161 especies de mamíferos (Martínez *et al.*, 2011) y 595 de aves (Jiménez *et al.*, 2011). En la Sierra Norte existen 125 de mamíferos, 87 de las cuales habitan en el bosque mixto; la mayoría son roedores (32) y murciélagos (31), el resto (24) son taxa de tamaño mediano y grande (Peralta y Martínez, 2013). De los pájaros, 35 especies se registraron en predios donde se aplican tratamientos silvícolas (López-Becerra y Barrón-Sevilla, 2018). En el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl se tienen consignados 48 mamíferos y 161 aves (Conanp, 2013).

## **Métodos de campo**

Los métodos usados se basaron en los lineamientos del Sistema Nacional de Monitoreo de la Biodiversidad (García y Schmidt, 2016) y los de la Red de Evaluación y Monitoreo de Ecología Tropical (TEAM Network, 2011). Su objetivo es registrar cambios en las comunidades de vertebrados terrestres con base en indicadores de riqueza y diversidad mediante el uso de cámaras-trampa en estaciones permanentes de monitoreo distribuidas con un diseño sistemático.

## **Diseño de fototrampeo**

Se establecieron 30 estaciones con espaciamientos mínimos de 2 km (Figura 1; Cuadro 1), en las que se colocó una cámara-trampa (*Cuddeback*; <https://www.cuddeback.com/>), fijada en un árbol de 20 a 40 cm de diámetro normal, a 30-40 cm del suelo y se registraron sus coordenadas geográficas. Se instalaron entre el 5 de julio y el 16 de agosto de 2016 en el interior de áreas boscosas (cobertura del dosel > 50 %). Se despejó la vegetación herbácea frente a la CT hasta una distancia de 10 m. Se dispusieron al azar 21 dispositivos con flash negro (modelo E3) y nueve con flash blanco (modelo C1), con un alcance de 15 m y velocidad de disparo de 0.25 s. Operaron de manera autónoma por 60 días consecutivos, se revisaron cada 10 días. Se programaron para tomar de manera simultánea videos de 20 s y fotos fijas con definición de 20 MP en lapsos de disparo de 15 s (Chávez-León, 2017).





**Figura 1.** Distribución geográfica de 30 estaciones de fototrampeo (círculos blancos) en el estado de Puebla, México.

**Cuadro 1.** Ubicación de cámaras-trampa en predios forestales de dos Asociaciones Regionales de Silvicultores del estado de Puebla, México.

Núm.	ARS Ejidos/Propiedad particular	Latitud	Longitud	Altitud (msnm)	Método Silvícola <sup>1</sup>	Práctica Silvícola
ARS Iztaccíhuatl-Popocatepetl						
1	Santa Rita Tlahuapan	19°19'34.6"	98°37'10.5"	2 951	MMOBI	Corta de selección
2	Santiago Coltzingo	19°24'58.1"	98°38'41.7"	3 215	MMOBI	Corta de selección
3	San Andrés Hueyacatitla	19°14'01.9"	98°35'46.3"	3 185	MMOBI	Corta de selección
4	San Francisco La Unión	19°27'07.8"	98°33'41.1"	3 053	Conservación	Conservación
5	Ignacio M. Altamirano	19°23'29.5"	98°38'35.3"	3 153	MMOBI	Corta de selección
6	San Juan Cuauhtémoc	19°25'21.2"	98°37'01.9"	3 030	MMOBI	Corta de selección
7	El Poblano	19°14'38.3"	98°39'24.3"	3 549	MMOBI	Corta de selección
8	Santiago Coltzingo	19°26'03.3"	98°35'00.3"	2 801	MMOBI	Corta de selección
9	Juárez Coronaco	19°25'06.7"	98°35'38.1"	2 871	MMOBI	Corta de selección
10	Santa Rita Tlahuapan	19°17'11.0"	98°38'50"	3 246	Conservación	Conservación
ARS Chignahuapan-Zacatlán						
11	Villa Cuauhtémoc	19° 44' 15.0"	98° 06' 02.4"	2 759	MDS	Primera corta de aclareo
12	Villa Cuauhtémoc	19° 45' 23.2"	98° 05' 59.0"	2 527	MDS	Corta de liberación
13	Villa Cuauhtémoc	19° 42' 51.9"	98° 06' 03.8"	2 856	MDS	Corta de aclareo
14	Rinconada	19° 42' 09.7"	98° 11' 35.8"	2 870	MDS	Corta de aclareo
15	Rinconada	19° 43' 02.8"	98° 12' 59.0"	3 040	MDS	Corta de aclareo
16	San Luís del Valle	19° 46' 54.5"	98° 11' 46.0"	2 625	MDS	Tercera corta de aclareo
17	San Luís del Valle	19° 48' 18.8"	98° 11' 44.9"	2 615	MDS	Tercera corta de aclareo

18	Acolihua	19° 42' 52.3"	98° 07' 29.1"	2 922	MDS	Tercera corta de aclareo
19	Chignahuapan	19° 49' 38.6"	90° 06' 01.0"	2 677	MDS	Corta de aclareo
20	Cruz Colorada	19° 56' 25.8"	98° 08' 50.8"	2 934	MDS	Corta de aclareo
21	Cruz Colorada	19° 55' 04.6"	98° 08' 51.1"	2 934	MDS	Corta de aclareo
22	Peñuelas Pueblo Nuevo	19° 56' 24.1"	98° 07' 20.7"	2 858	MDS	Corta de aclareo
23	Peñuelas Pueblo Nuevo	19° 57' 46.6"	98° 07' 24.3"	2 612	Conservación	Conservación
24	Rancho Nuevo Nanacamila	20° 03' 06.1"	98° 05' 57.3"	2 433	MDS	Primera corta de aclareo
25	Rancho Nuevo Nanacamila	20° 04' 15.2"	98° 04' 54.2"	2 404	MDS	Segunda corta de aclareo
26	San Antonio Macahuacales	19° 42' 51.3"	98° 04' 37.4"	2 721	MDS	Corta de regeneración
27	Fracción III, ex Hacienda de Atlamaxac	19° 42' 50.5"	98° 01' 45.5"	3 121	MMOBI	Corta de selección
28	Fracción I, ex Hacienda de Atlamaxac	19° 44' 27.1"	98° 01' 31.0"	2 945	Conservación	Conservación
29	San Antonio Macahuacales	19° 41' 29.7"	98° 06' 34.8"	2 947	MDS	Segundo aclareo
30	El Manantial	19° 44' 26.6"	98° 00' 25.0"	2 895	SICODESI	Corta de regeneración

<sup>1</sup>MMOBI = Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (nueve estaciones); MDS = Método de Desarrollo Silvícola (16 estaciones); SICODESI = Sistema de Conservación y Desarrollo Silvícola (una estación); Conservación = Áreas dedicadas a la conservación, se incluyen aquí por ser parte del programa de manejo del predio (cuatro estaciones).



## **Determinación taxonómica**

Las fotos y sus videos asociados se revisaron por fecha y hora de la toma. Se observaron las marcas, cicatrices y el tamaño relativo para evitar una doble contabilización del mismo individuo. Ante la falta de rasgos distintivos se consideró como un solo ejemplar al que apareció en varias imágenes consecutivas registradas por la misma cámara durante el mismo día (24 h), lo que se comparó con los videos simultáneos para observar si aparecía algún sujeto adicional. La determinación de los mamíferos se basó en las descripciones, claves taxonómicas y mapas de distribución de Hall (1981), Villa y Cervantes (2003) y Ceballos y Oliva (2005); se empleó la nomenclatura de Ramírez *et al.* (2014) y los nombres en español de Ceballos y Oliva (2005) y Villa y Cervantes (2003). Para las aves se usaron las obras de Howell y Webb (1995), Van Perlo (2006) y Dunn y Alderfer (2011); la taxonomía es de Chesser *et al.* (2018) y los nombres comunes de Escalante *et al.* (2014). Se indican las especies en riesgo y las endémicas incluidas en la norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (Semarnat, 2010).

## **Análisis de datos**

Se analizó el conjunto de sitios (30) y además se compararon los dos métodos de manejo que son predominantes en el área de estudio: el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI, con 9 estaciones) y el Método de Desarrollo Silvícola (MDS, con 16). Para equiparar el número de muestras se seleccionaron al azar nueve de estas últimas. Los procesos menos usados en la región fueron el Sistema de Conservación y Desarrollo Silvícola (SICODESI) y áreas dedicadas a la conservación, que solo se incluyen en el análisis total.

Se determinó el índice de abundancia relativa por especie (IAR) con la fórmula:

$$IAR = C/EM * 1000 \text{ trampas} - \text{noche}$$



Donde:

$C$  = Capturas o eventos independientes fotografiados

$EM$  = Esfuerzo de muestreo y 1 000 días-trampa como unidad estándar (Chávez *et al.*, 2013; Hernández *et al.*, 2015)

El problema de detección incompleta es que produce sesgos en el análisis de la riqueza y diversidad, por lo que se corrigió con estimadores no paramétricos, los cuales consideran la proporción de especies que no son descubiertas: el número de las observadas más las presentes, pero no detectadas (Burton *et al.*, 2015).

### **Estimadores de diversidad faunística**

**Riqueza.** La riqueza de especies es la medida básica de diversidad de una agrupación biológica, representada por la cantidad de taxa que se encuentra en un sitio en un tiempo específico. Un concepto básico de la teoría de la información es que los elementos abundantes (que tienen mayor probabilidad de ser registrados) casi no aportan detalles sobre los que no se encontraron, mientras que los raros (que tal vez no se localicen o que sean pocos) contienen casi todos los datos sobre los no hallados. De tres estimadores, el de sesgo corregido (Chao1-bc); el de cobertura basado en la abundancia (ACE); y el Jaccknife, los dos primeros mejoran su desviación y precisión conforme aumenta el tamaño de la muestra, por lo que se emplearon en este estudio (Chao y Chiu, 2016).

**Diversidad.** Los números de Hill se expresan en unidades de "número efectivo de especies" o "especies efectivas": la cantidad de taxones igualmente abundantes que se necesitarían para dar el mismo valor de una medida de diversidad. Si dos ensambles tienen una riqueza idéntica, será mayor en el que tiene abundancias iguales entre todos sus integrantes, mientras que es menor en el que dominado por uno o pocos (Chao *et al.*, 2014).

Se calcularon los números efectivos con tres órdenes de diversidad  ${}^qD$ :  ${}^0D$ ,  ${}^1D$  y  ${}^2D$ , en las que el parámetro  $q$  determina su sensibilidad a las abundancias relativas (Chao y Jost, 2015).

Para el de orden  $q = 0$  (riqueza de especies; no considera la cantidad de individuos) se usó el estimador no paramétrico ACE (*Abundance-based coverage estimator*); para  $q = 1$  (exponencial de la entropía de *Shannon*; pondera los taxones en proporción a su frecuencia), se utilizó una corrección del sesgo del submuestreo cuando hay una fracción de especies faltantes (*Bias-corrected Shannon diversity estimator*); y para el de  $q = 2$  (inverso del índice de *Simpson*; da más peso a las especies dominantes y descuenta las raras) se usó el MVUE (*Minimum variance unbiased estimator*). Los estimadores tienen como medida de completitud de los inventarios la cobertura de la muestra (*sample coverage*), que representa la fracción de las abundancias totales (Moreno *et al.*, 2011; Chao y Jost, 2012).

Se computaron los números de Hill y sus intervalos de confianza (IC) con el programa SpadeR (Chao *et al.*, 2015). Como alternativa al método tradicional de prueba de significancia para juzgar diferencias entre dos estimaciones puntuales, se examinó la superposición entre los IC asociados, lo que es posible cuando se presentan listas o gráficos de IC, aunque se debe tener conocimiento de sus limitaciones. Cuando los IC al 95 % no se superpusieron se consideró como diferencia significativa a un nivel de 5 % entre las diversidades esperadas (Schenker y Gentleman, 2001).

## **Resultados y Discusión**

El esfuerzo de fototrampeo fue de 1 800 días-trampa, en los que se obtuvieron 172 registros de 20 taxa (cuadros 2 y 3). La mayoría fueron mamíferos (65 %), con la mayor proporción total de incidencias (74 %), de los que poco más de la mitad (53 %) eran de tamaño mediano y grande ( $> 1\ 000$  g). La tercera parte consistió en aves (35 %), con una cuarta parte de los organismos detectados (26 %), la mayoría (71 %) pequeñas ( $< 100$  g).

**Cuadro 2.** Mamíferos y aves captados por cámaras-trampa en predios bajo manejo forestal en Puebla, México.

Nombre científico <sup>1</sup>	Nombre común <sup>2</sup>	Índice de Abundancia Relativa	Masa <sup>3</sup> (g)
<b>Mamíferos</b>			
1 <i>Mustela frenata</i> Lichtenstein, 1831	Comadreja cola larga	0.56	85 a 340
2 <i>Sciurus aureogaster</i> F. Cuvier, 1829	Ardilla vientre rojo	10.56	350 a 690
3 <i>Sciurus oculatus</i> Peters, 1863	Ardilla de Peters	8.89	550 a 750
4 <i>Didelphis marsupialis</i> Linnaeus, 1758	Tlacuache sureño	0.56	565 a 1610
5 <i>Bassariscus astutus</i> (Lichtenstein, 1830)	Cacomixtle norteño	6.11	870 a 1100
6 <i>Sylvilagus floridanus</i> (J.A. Allen, 1890)	Conejo serrano	11.11	900 a 1800
7 <i>Sylvilagus cunicularius</i> (Waterhouse, 1848)	Conejo de monte	3.89	1008 a 2300
8 <i>Didelphis virginiana</i> Kerr, 1792	Tlacuache norteño	10.56	1100 a 2800
9 <i>Dasyopus nomemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Armadillo nueve bandas	1.11	1000 a 10 000
10 <i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1766)	Tejón	0.56	4000 a 6000
11 <i>Lynx rufus</i> (Schreber, 1777)	Gato montés	1.11	5700 a 31 000
12 <i>Canis latrans</i> Say, 1822	Coyote	14.44	8000 a 16 000
13 <i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	Venado cola blanca	1.11	27 000 a 135 000
<b>Aves</b>			
1 <i>Junco phaeonotus</i> Wagler, 1831	Junco ojo de lumbre	6.67	16 a 23
2 <i>Catharus occidentalis</i> Sclater, 1859	Zorzal mexicano	3.89	22 a 32
3 <i>Pipilo maculatus</i> Swainson, 1827	Toquí pinto	3.33	33 a 49
4 <i>Turdus migratorius</i> Linnaeus, 1766	Mirlo primavera	7.78	74 a 84
5 <i>Toxostoma ocellatum</i> (Sclater, 1862)	Cuitlacoche manchado	1.11	77 a 89
6 <i>Cyanocitta stelleri</i> (Gmelin, 1788)	Chara crestada	1.67	100 a 140
7 <i>Colaptes auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Carpintero de pechera	0.56	129 a 154

Lista ordenada por tamaño corporal (masa). <sup>1</sup>Mamíferos = Ramírez *et al.*, 2014; Aves = Chesser *et al.*, 2018; <sup>2</sup>Mamíferos = Ceballos y Oliva, 2005; Aves = Escalante *et al.*, 2014; <sup>3</sup>Mamíferos = Ceballos y Oliva, 2005; Aves: Rodewald, 2015; Schulenberg, 2019; estos datos son rangos de medida en toda el área de distribución geográfica de cada especie ya que no existe información puntual para la zona de estudio.

**Cuadro 3.** Número de registros de mamíferos y aves por cámara-trampa en predios bajo manejo forestal en Puebla, México.

	Cámara																														Total												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30													
Mamíferos																																											
<i>Didelphis marsupialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1				
<i>Didelphis virginiana</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	5	0	0	1	0	2	0	0	2	2	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19			
<i>Dasyus nomemcinctus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2			
<i>Sylvilagus cunicularius</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7			
<i>Sylvilagus floridanus</i>	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	3	4	1	1	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20			
<i>Sciurus aureogaster</i>	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	3	4	1	1	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19			
<i>Sciurus oculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	3	4	1	1	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16			
<i>Lynx rufus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2			
<i>Canis latrans</i>	3	4	0	0	1	0	11	0	5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26		
<i>Mustela frenata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
<i>Bassariscus astutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	2	0	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	11			
<i>Nasua narica</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
<i>Odocoileus virginianus</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2		
<b>Total</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>17</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>10</b>	<b>12</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>10</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>127</b>					
Aves																																											
<i>Colaptes auratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Cyanocitta stelleri</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
<i>Catharus occidentalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	7
<i>Turdus migratorius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	4	0	0	0	0	0	2	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
<i>Toxostoma ocellatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>Pipilo maculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	
<i>Junco phaeonotus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	4	2	0	0	1	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	
<b>Total</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>10</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>45</b>				

En este estudio se encontraron 13 (54.2 %) de los 24 taxa de mamíferos de tamaño mediano y grande consignados para los bosques de coníferas de la Sierra Norte de Puebla por Peralta y Martínez (2013). En esa región, Silverio y Ramírez (2014) documentaron con cámaras-trampa seis especies (46.1 %) en bosque mesófilo protegido y cuatro (30.8 %) en un predio perturbado por ganadería, de un total de 13 posibles con base en entrevistas con la población local. En dos áreas naturales protegidas de Yucatán con vegetación de Petén, Hernández *et al.* (2015) captaron 16 especies de mamíferos, equivalente a 50 % y 61.5 % de los 32 y 26 registrados en ellas. Esto indica que el fototrampeo revela una proporción media ( $\pm 50$  %) de todas las especies presentes en un sitio o región, principalmente las difíciles de observar.

Aunque no hay antecedentes del uso de fototrampeo para investigar el efecto de la silvicultura en las aves, en este estudio se detectaron siete taxa de ellas. Los principales métodos para su estudio son el registro visual y auditivo, así como su captura con redes. Con estas técnicas, López-Becerra y Barrón-Sevilla (2018) registraron 35 especies en predios donde se aplicaron tratamientos silvícolas (cortas de aclareo, de liberación, de regeneración y de selección) en el municipio Chignahuapan, Puebla. En Michoacán, Aguilar (2006) detectó 49 aves residentes en rodales sujetos a manejo forestal, con mayor diversidad en bosques conservados y en cortas de tercer aclareo, es decir en sitios con complejidad estructural alta e intermedia de la vegetación; en el tratamiento de cortas de regeneración (árboles padre), de mayor intensidad de manejo, la diversidad de aves fue muy baja.

Las especies menos abundantes (IAR) fueron el gato montés, el venado cola blanca, el tejón, el armadillo, el tlacuache norteño, el carpintero de pechera y el cuitlacoche manchado. El armadillo se fotografió solo en un predio dedicado a la conservación, pero los otros animales se captaron en rodales intervenidos con MMOBI o MDS. Entre los más frecuentes estuvieron el coyote, el conejo serrano, las ardillas de vientre rojo y la de Peters, el tlacuache sureño, el junco ojo de lumbre y el mirlo primavera (cuadros 2 y 3). Aunque los dos tlacuaches son similares, se distinguen porque el norteño tiene las mejillas blancas y el largo de la porción oscura de la base de la cola alcanza de la mitad hasta tres cuartas partes; el sureño tiene los cachetes de tono

crema a amarillo y la zona oscura de la cola es menor a la parte media (McManus, 1974; Ceballos y Oliva, 2005). Las dos ardillas se diferencian porque la de Peters tiene el dorso de color marrón oliva oscuro sin manchas brillantes, que contrasta con el gris de los costados, mientras que en la otra, la espalda es de gris pálido a pardo grisáceo oscuro con parches dorsales y el vientre café- rojizo (Koprowski *et al.*, 2017). Aunque el color de su pelaje es similar, el conejo de monte es más grande que el conejo serrano; el dorso de las orejas del primero tiene pelo delgado y gris, con el extremo y los bordes exteriores oscuros, pero no tan intensos como en el segundo (Chapman *et al.*, 1980; Cervantes *et al.*, 1992). Se descartaron las imágenes en las que no se distinguieron con claridad esas características. Aunque las CT fotografiaron animales muy pequeños, como ratones (Rodentia: Cricetidae) y musarañas (Soricomorpha: Soricidae), no fue posible determinar su identidad taxonómica o individual, por lo que se excluyeron del análisis.

De este ensamble, la única especie en riesgo, y, además, endémica de México, es la ardilla de Peters, en la categoría de sujeta a protección especial (Pr) conforme a la NOM-059 (Semarnat, 2010). Otro mamífero y dos aves también tienen una distribución restringida a la república mexicana: conejo de monte, zorzal mexicano y cuitlacoche manchado, aunque no están en riesgo.

Además, en 20 estaciones se captaron imágenes de 33 personas, principalmente recolectores de hongos y cazadores; así como 60 perros, un hato de 15 reses y tres caballos con jinete. Esto indica una constante actividad humana y de animales domésticos en la zona, con un posible efecto negativo en la fauna, como cacería ilegal, depredación por perros, la alteración de su conducta habitual y el deterioro de su hábitat (Bötsch *et al.*, 2018; Buxton *et al.*, 2018).



## Riqueza de especies

Las 13 especies de mamíferos y siete de aves corresponden al total de la riqueza observada. En los nueve sitios seleccionados al azar donde se aplica el MMOBI o el MDS se encontró casi el mismo número de taxa de mamíferos en ambos, pero más de pájaros en MDS (Cuadro 4). Esta diferencia puede ser el resultado de que, donde se utiliza el MMOBI, los estratos herbáceo y arbustivo son más densos por las prácticas silvícolas, pero el MDS generalmente los elimina, por lo que aumenta la probabilidad de ser captadas por los dispositivos automáticos.

También está relacionado con sus preferencias de hábitat, ya que, con excepción de la chara crestada, la mayoría de las especies son de ecotonos y espacios abiertos. Es decir, es posible que las generalistas sean favorecidas en perjuicio de las especialistas del interior del bosque por la disminución de la densidad de la vegetación. Otra discrepancia fue el número de taxa que solo se encontraron en predios donde se aplica uno de los dos métodos: en MMOBI se detectaron tres mamíferos (tejón, venado cola blanca y gato montés) que no se hallaron en MDS; en este se capturaron dos mamíferos (comadreja y tlacuache sureño) y tres aves únicas (zorzal mexicano, cuitlacoche manchado y toquí pinto), aunque el carpintero de pechera se registró en uno de los sitios que se excluyeron al azar del análisis (Cuadro 4).

**Cuadro 4.** Número de especies y registros captados por cámaras-trampa en predios bajo manejo forestal en Puebla, México.

Estaciones	Mamíferos		Aves		
	Especies (registros)	Especies únicas	Especies (registros)	Especies únicas	
Total	30	13 (127)	-	7 (45)	-
MMOBI <sup>1</sup>	9	10 (40)	3	3 (3)	0
MDS <sup>2</sup>	9	9 (38)	2	6 (26)	3

<sup>1</sup>MMOBI = Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares; <sup>2</sup>MDS = Método de Desarrollo Silvícola.

De los estimadores no paramétricos de riqueza, ACE y Chao1-bc, el segundo tuvo valores y errores estándar menores, aunque los intervalos de confianza (IC) para los dos se traslaparon en las comparaciones, lo que implica que no hay diferencia significativa entre la riqueza de mamíferos observada y esperada (Cuadro 5). Tampoco se encontraron diferencias en el caso de MDS para las aves, aunque en MMOBI el número de taxa fue insuficiente para realizar los cálculos (Cuadro 6). La cobertura de muestra, una medida objetiva de la suficiencia del inventario (Chao y Jost, 2012; Chao y Chiu, 2016), fue alta en las condiciones analizadas; es decir, las cámaras-trampa captaron entre 88 y 98 % de los mamíferos existentes en la zona de estudio y entre 98 y 100 % de las aves que usan el suelo (cuadros 5 y 6).

**Cuadro 5.** Riqueza observada y esperada de especies de mamíferos calculada con estimadores no paramétricos, en predios bajo manejo forestal en Puebla, México.

	<b>n<sup>1</sup></b>	<b>S<sub>obs</sub><sup>2</sup></b>	<b>Chao1-bc<sup>3</sup> (IC 95 %)<sup>4</sup></b>	<b>ACE<sup>5</sup> (IC 95 %)</b>	<b>C<sup>6</sup></b>
Total	127	13	13.7 (13.1-21.4)	17.3 (13.7-37.8)	0.976
MMOBI <sup>7</sup>	40	10	12.4 (10.4-26.6)	17.1 (11.4-45.8)	0.875
MDS <sup>8</sup>	38	9	10.5 (9.1-23.7)	11.2 (9.3-23.7)	0.921

<sup>1</sup>n = Número de individuos; <sup>2</sup>S<sub>obs</sub> = Riqueza observada; <sup>3</sup>Chao1-bc = Riqueza esperada; <sup>4</sup>IC = Intervalo de confianza al 95 %, límites inferior y superior; <sup>5</sup>ACE = Estimador de cobertura basado en la abundancia; <sup>6</sup>C = Cobertura de la muestra; <sup>7</sup>MMOBI = Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares; <sup>8</sup>MDS = Método de Desarrollo Silvícola.





**Cuadro 6.** Riqueza observada y esperada de especies de aves calculada con estimadores no paramétricos, en predios bajo manejo forestal en Puebla, México.

	<b>n<sup>1</sup></b>	<b>S<sub>obs</sub><sup>2</sup></b>	<b>Chao1-bc<sup>3</sup> (IC 95 %)<sup>4</sup></b>	<b>ACE<sup>5</sup> (IC 95 %)</b>	<b>C<sup>6</sup></b>
Total	45	7	7.0 (7.0-8.9)	7.5 (7-13.6)	0.978
MMOBI <sup>7</sup>	2	2	-	-	-
MDS <sup>8</sup>	26	6	6.0 (6.0-.7.4)	6 (6-7.4)	1.000

<sup>1</sup>n = Número de individuos; <sup>2</sup>S<sub>obs</sub> = Riqueza observada; <sup>3</sup>Chao1-bc = Riqueza esperada; <sup>4</sup>IC = Intervalo de confianza al 95 %, límites inferior y superior; <sup>5</sup>ACE: = Estimador de cobertura basado en la abundancia; <sup>6</sup>C = Cobertura de muestra; <sup>7</sup>MMOBI = Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares; <sup>8</sup>MDS = Método de Desarrollo Silvícola.

## Diversidad

El número de *Hill* de orden  $q = 1$  es de más fácil comprensión e interpretación que el tradicional índice o entropía de Shannon, que no es una medida de diversidad biológica y cuyas unidades son cantidades de información (bytes), a diferencia de su exponencial, que son el número de especies esperadas o efectivas con abundancias iguales (Chao y Jost, 2012). Como en el análisis de la riqueza específica, los IC de los estimadores se traslaparon en las comparaciones de  ${}^0D$  y  ${}^1D$ , lo que sugiere ausencia de diferencia significativa entre la diversidad observada y la esperada de mamíferos en ambos métodos de manejo. Los IC de  ${}^2D$  (inverso del índice de Simpson) no se superpusieron, por lo que su diversidad esperada en el MDS fue 2.5 veces mayor que en el MMOBI (Cuadro 7). En los tres órdenes de diversidad de aves, no se encontraron diferencias significativas (Cuadro 8).

**Cuadro 7.** Diversidad observada y esperada de especies de mamíferos calculada con estimadores no paramétricos, en Puebla, México.

Condición	Entropía de Shannon (IC 95 %)¹	Diversidad observada²			Diversidad esperada²		
		<sup>0</sup> D	<sup>1</sup> D	<sup>2</sup> D	<sup>0</sup> D	<sup>1</sup> D	<sup>2</sup> D
Total	2.19 (2.04-2.33)	13 (10.55-15.45)	8.39 (7.26-9.53)	7.20 (6.23-8.18)	14.49 (5.39-23.59)	8.90 (7.60-10.20)	7.58 (6.50-8.66)
MMOBI³	1.67 (1.16-2.18)	10 (7.02-12.98)	4.38 (2.44-6.32)	2.59 (1.40-3.78)	14.06 (0.96-27.16)	5.30 (2.71-7.89)	2.70 (1.35-4.05)
MDS⁴	2.09 (1.72-2.47)	9 (6.54-11.46)	6.81 (5.20-8.42)	5.92 (4.54-7.29)	13.38 (4.82-21.94)	8.11 (5.70-10.53)	6.82 (5.00-8.65)

¹IC = Intervalo de confianza al 95 %, límites inferior y superior; ²Diversidad estimada y esperada (especies efectivas) = <sup>0</sup>D (riqueza de especies), <sup>1</sup>D (exponencial de la entropía de Shannon), <sup>2</sup>D (inverso del índice de Simpson); ³MMOBI = Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares; ⁴MDS = Método de Desarrollo Silvícola.

**Cuadro 8.** Diversidad observada y esperada de especies de aves, calculada con estimadores no paramétricos, en Puebla, México.

Condición	Entropía de Shannon (IC 95%)¹	Diversidad observada²			Diversidad esperada²		
		<sup>0</sup> D	<sup>1</sup> D	<sup>2</sup> D	<sup>0</sup> D	<sup>1</sup> D	<sup>2</sup> D
Total	1.76 (1.52-1.99)	7 (5.44-8.56)	5.35 (4.21-6.50)	4.61 (3.48-5.75)	7.49 (4.36-10.62)	5.79 (4.49-7.09)	5.02 (3.65-6.40)
MMOBI³	-	-	-	-	-	-	-
MDS⁴	1.76 (1.53-2.00)	6 (5.00-7.00)	5.27 (4.29-6.25)	4.76 (3.66-5.86)	6.00 (4.39-7.63)	5.83 (4.71-6.96)	5.60 (4.08-7.12)

¹IC = Intervalo de confianza al 95 %, límites inferior y superior; ²Diversidad estimada y esperada (especies efectivas) = <sup>0</sup>D (riqueza de especies), <sup>1</sup>D (exponencial de la entropía de Shannon), <sup>2</sup>D (inverso del índice de Simpson); ³n; ⁴MDS = Método de Desarrollo Silvícola.

La principal ventaja del uso de las cámaras-trampa es que son una fuente confiable que certifica la presencia de las especies en un lugar y tiempo determinados (Cadman y González, 2014). Son un método no invasivo de recolección de datos que causan una perturbación mínima a la especie objetivo. Proporcionan evidencia fotográfica georreferenciada que sirve como un registro objetivo de las características visuales del animal que permiten su identificación incluso a nivel de individuos. Pueden dejarse en el campo durante varias semanas y, por lo tanto, son ideales para el estudio de animales raros o esquivos, como el gato montés, y nocturnos o crepusculares, como el cacomixtle, que evitan a los humanos o que son difíciles de estudiar.

Así como hay ventajas en el uso de estos dispositivos, es importante considerar sus limitaciones. Aunque los resultados muestran que la cobertura de muestra (C) de riqueza de mamíferos y aves fue cercana a 100 %, lo que indica que el inventario fue completo, se restringe al tipo de organismos identificables que la capacidad de las cámaras permite captar, como los medianos y grandes que se sitúan en su cono de detección. La probabilidad de fotografiar animales pequeños (ratones y musarañas), así como los de hábitos arbóreos, como la mayoría de las aves del dosel y la ardilla voladora, *Glaucomys volans* (Linnaeus, 1758), aunque hay registro de su presencia en la zona de estudio (Bueno *et al.*, 2015), es mínima. Para ello, es necesario usar métodos complementarios, como la observación por puntos de conteo, la búsqueda de rastros y la captura con trampas mecánicas (Chávez-León, 2017). Si el estudio se enfoca en alguna especie en particular, como la ardilla voladora, las CT se colocarían en los sitios que frecuentan, como las ramas de árboles y con diferente configuración.

Los pocos estudios realizados en México sobre este tema no esclarecen la contribución del manejo forestal sustentable a la conservación de la diversidad de la fauna silvestre. Los resultados que se presentan aquí indican que la riqueza de mamíferos fue similar entre los dos métodos, aunque el inverso del índice de Simpson (que da más peso a las especies dominantes) en MDS fue el doble que en MMOBI. Por esto, se podría decir que el MDS posiblemente beneficia a las especies generalistas. Otras investigaciones presentan conclusiones divergentes. López-Becerra y Barrón-Sevilla, (2018), por ejemplo, con otros métodos registraron la mayor riqueza y diversidad de

aves en MDS y concluyeron que las especies pueden conservarse debido a que la mayor variedad de tratamientos favorece la heterogeneidad de hábitats en comparación con el MMOBI. En contraste, Aguilar (2006) indica que mientras más compleja sea la estructura de la vegetación (abundancia y altura de árboles, arbustos y herbáceas) aumentará la diversidad de la avifauna, como en un bosque maduro sin intervención forestal o en cortas de tercer aclareo o de selección. Lo anterior sugiere que el efecto del manejo forestal en la fauna es muy variable y específico para cada sitio, grupo funcional y especie, intensidad de tratamiento y otros factores.

## **Conclusiones**

Se logró una detección confiable y estandarizada de mamíferos y algunas aves por medio de cámaras-trampa, con lo que se generó una línea base para predios donde se aplican dos métodos de manejo forestal, ya que es la primera vez que se utilizan estos dispositivos en esta región.

Se obtuvo una medida representativa de la diversidad de dos grupos de vertebrados terrestres y del uso humano en predios sujetos a prácticas silviculturales, considerando las limitaciones del fototrampeo.

Si bien la diversidad observada y la estimada no fueron significativamente diferentes, es necesario planear este tipo de estudios con un diseño experimental con suficientes repeticiones (tratamientos silviculturales) y testigo (bosque no perturbado), con lo que se mejorarían las estimaciones en ambientes similares en un contexto de manejo forestal, para lo que se deben considerar las escalas locales y de paisaje.



## **Agradecimientos**

Este estudio fue financiado por la Comisión Nacional Forestal a través del Programa Nacional Forestal 2016 y el Fideicomiso INIFAP 2017. Las mesas directivas de las ARS del Iztaccíhuatl-Popocatepetl, S.C. y de Chignahuapan-Zacatlán, A.C. dieron el acceso y facilidades para el trabajo de campo en sus predios. Los directivos de Forestería y Medio Ambiente, S. de R.L. de C.V (Forma), J. L. García Martínez (finado), y Asesores en Manejo de Recursos Forestales, S.C. (Asmarf), M. Morales Martínez, proporcionaron apoyo técnico, material y logístico. Los técnicos forestales de Forma: I. Damián Santiago y M. Martínez Otero; y de Asmarf: L. Martínez Cuamayt, J. A. Luna Hernández, D. Guerrero Mote y D. Rodríguez Fernández ejecutaron el trabajo de campo bajo la supervisión del autor. A los tres revisores anónimos que hicieron observaciones para mejorar el manuscrito.

## **Conflicto de interés**

El autor declara no tener conflicto de intereses.

## **Contribución por autor**

Gilberto Chávez-León: planeación, desarrollo y supervisión de la investigación; estructura, determinación taxonómica, interpretación de resultados, diseño, redacción y revisión del manuscrito.

## **Referencias**

Aguilar G., I. 2006. Efectos de técnicas de manejo forestal sobre la estructura y comunidad de aves en un bosque templado. Tesis de Maestría. Centro de Investigación en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 67 p.

Asesores en Manejo de Recursos Forestales (Asmarf). 2015. Estudio de cuenca de abasto para la región Chignahuapan-Zacatlán, Puebla. Conafor, Zapopan, Jalisco, México. 217 p. <http://www.conafor.gob.mx> (10 de diciembre de 2018).

Barrón S., J. A. 2016. Manual de mejores prácticas de manejo forestal para la conservación de la biodiversidad en la región centro de México. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo y Comisión Nacional Forestal. Zapopan, Jal., México. 55 p.

Bötsch, Y., Z. Tablado, D. Scherl, M. Kéry, R. F. Graf and L. Jenni. 2018. Effect of recreational trails on forest birds: human presence matters. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6(175): 1-10. doi: 10.3389/fevo.2018.00175.

Bueno C., A., N. Gil F., U. Velázquez C., C. Olivera Á. y A. G. Colodner Ch. 2015. Nuevos registros de la ardilla voladora (*Glaucomys volans*) en Puebla: implicaciones de su presencia en áreas de aprovechamiento forestal. *Acta Zoológica Mexicana* 31(2): 337-340. doi: 10.21829/azm.2015.312997.

Burton, A. C., E. Neilson, D. Moreira, A. Ladle, R. Steenweg, J. T. Fisher, E. Bayne and S. Boutin. 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52: 675–685. doi: 10.1111/1365-2664.12432.

Buxton, R. T., P. E. Lendrum, K. R. Crooks and G. Wittemyer. 2018. Pairing camera traps and acoustic recorders to monitor the ecological impact of human disturbance. *Global Ecology and Conservation* 16: 1-9. doi: 10.1016/j.gecco.2018.e00493.

Cadman, M. and A. González T. (eds.). 2014. Publishing camera trap data, a best practice guide. Global Biodiversity Information Facility. [http://www.gbif.org/orc/?doc\\_id=6045](http://www.gbif.org/orc/?doc_id=6045) (29 de enero de 2019).

Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. Los mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Fondo de Cultura Económica. México, D. F., México. 986 p.

- Cervantes, F. A., C. Lorenzo, J. Vargas and T. Holmes. 1992. *Sylvilagus cunicularius*. Mammalian Species 412:1-4.
- Chao, A. and L. Jost. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93: 2533-2547.
- Chao, A. and L. Jost. 2015. Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution* 6: 873-882.  
doi: 10.1111/2041-210X.12349.
- Chao, A., N. J. Gotelli, T. C. Hsieh, E. L. Sander, K. H. Ma, R. K. Colwell and A. M. Ellison. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84(1): 45-67. doi: 10.1890/13-0133.1.
- Chao, A., K. H. Ma, T. C. Hsieh, and C. H. Chiu. 2015. Online Program SpadeR (Species-richness Prediction and Diversity Estimation in R). Program and User's Guide. [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software\\_download/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/) (27 de noviembre de 2018).
- Chao, A. and C. H. Chiu. 2016. Species richness: estimation and comparison. *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. 1–26. doi: 10.1002/0471667196.ess5051.
- Chapman, J. A., J. G. Hockman and M. M. Ojeda C. 1980. *Sylvilagus floridanus*. *Mammalian Species* 136:1-8.
- Chávez, C., A de la Torre, H. Bárcenas, R. A. Medellín, H. Zarza y G. Ceballos. 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, D. F., México. 103 p.
- Chávez-León, G. 2017. Establecimiento y operación de estaciones de monitoreo de fauna silvestre en predios bajo manejo forestal del estado de Puebla. Folleto Técnico Núm. 28. Cenid Comef, INIFAP. Ciudad de México, México. 76 p.

Chesser, R. T., K. J. Burns, C. Cicero, J. L. Dunn, A. W. Kratter, I. J. Lovette, P. C. Rasmussen, J. V. Remsen, Jr., D. F. Stotz, B. M. Winger and K. Winker. 2018. Check-list of North American Birds (online). American Ornithological Society. <http://checklist.aou.org/taxa> (1 de abril de 2019).

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp). 2013. Programa de Manejo. Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F., México. 185 p.

Comisión Nacional Forestal (Conafor). 2018. Sistema de Certificación Forestal Mexicano (Sceformex). <https://www.gob.mx/conafor/acciones-y-programas/certificacion-forestal-59242> (14 de noviembre de 2018).

Dunn, J. and J. Alderfer. 2011. National Geographic field guide to the birds of North America, 6<sup>th</sup> ed. Washington, DC USA. 574 p.

Escalante, P., A. M. Sada y J. Robles G. 2014. Listado de nombres comunes de las aves de México. 2a ed. UNAM, CIPAMEX. México, D. F., México. 39 p.

García A., N. y M. Schmidt. 2016. Sistema Nacional de Monitoreo de la Biodiversidad. Versión preliminar. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México. 206 p.

Hall, E. R. 1981. The mammals of North America. Vol. I, II. John Wiley and Sons. New York, NY USA. 1181 p.

Hernández P., E., R. Reyna H., G. Castillo V., M. Sanvicente L. y J. F. Moreira R. 2015. Fototrampeo de mamíferos terrestres de talla mediana y grande asociados a petenes del noroeste de la península de Yucatán, México. *Therya* 6(3): 559-573. doi: 10.12933/therya-15-290, ISSN 2007-3364.

Howell, S. and S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press. New York, NY USA. 851 p.



Jardel P., E. J. 2015. Criterios para la conservación de la biodiversidad en los programas de manejo forestal. Comisión Nacional Forestal y Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Zapopan, Jal., México. 126 p.

Jiménez M., F. J., M. C. López T., R. Mendoza C., M. A. Pineda M. y O. R. Rojas S. 2011. Aves en Puebla. *In*: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). La biodiversidad en Puebla: estudio de estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Puebla, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México, D. F., México. pp. 159-163.

Koprowski, J. L., A. Nieto M. de O., G. H. Palmer, N. Ramos L. and R. M. Timm. 2017. *Sciurus aureogaster* (Rodentia: Sciuridae). *Mammalian Species* 49:81-92.

Lindenmayer, D. B. and J. F. Franklin. 2002. Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Island Press. Washington, DC USA. 511 p.

Lindstedt, S. L., B. J. Miller and S. W. Buskirk. 1986. Home range, time, and body size in mammals. *Ecology* 67: 413-418. doi: 10.2307/1938584.

López-Becerra, J. L. y J. A. Barrón-Sevilla. 2018. Diversidad de aves en un bosque bajo manejo forestal en la Sierra Norte de Puebla, México. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología* 19(2):168-179. doi: 10.28947/hrmo.2018.19.2.338.

Martínez V, J., R. M. González M., M. C. López T. y A. G. Colodner C. 2011. Mamíferos. *In*: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). La biodiversidad en Puebla: estudio de estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Puebla, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México, D. F., México. pp. 163-169.

McManus, J. J. 1974. *Didelphis virginiana*. *Mammalian Species* 40:1-6.

Meek, P. D., G. Ballard, A. Claridge, R. Kays, K. Moseby, T. O'Brien, A. O'Connell, J. Sanderson, D. E. Swann, M. Tobler and S. Townsend. 2014. Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodiversity and Conservation* 23(9): 2321–2343. doi: 10.1007/s10531-014-0712-8.

Moreno, C. E., F. Barragán, E. Pineda y N. P. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1249-1261.

Peralta M., J. V. y J. Martínez V. 2013. Biodiversidad mastofaunística de la Sierra Norte de Puebla, México. *In*: Sigala R., J. J. (coord.). *Memorias del XXI Congreso Nacional de Zoología 2013*. Universidad Autónoma de Aguascalientes, 4 al 8 de noviembre de 2013. Aguascalientes, Ags., México. pp. 719-723.

Ramírez P., J., N. González R., A. L. Gardner and J. Arroyo C. 2014. List of recent land mammals of Mexico, 2014. *Special Publications*, Museum of Texas Tech University. 63: 1-69.

Rodewald, P. (ed.). 2015. *The birds of North America*. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY. <https://birdsna-org.bnaproxy.birds.cornell.edu> (14 de enero de 2019).

Rowcliffe, J. M. 2017. Key frontiers in camera trapping research. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 3(3): 107–108. doi: 10.1002/rse2.65.

Schenker, N. and J. F. Gentleman. 2001 On judging the significance of differences by examining the overlap between confidence intervals. *The American Statistician* 55(3): 182-186. doi: 10.1198/000313001317097960.

Schulenberg, T. S. (ed.). 2019. *Neotropical birds online*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://neotropical.birds.cornell.edu/Species-Account/nb/home> (14 de enero de 2019).

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación (Segunda Sección). jueves 30 de diciembre de 2010. México, D.F., México. 77 p.

Servicios y Consultoría Ambiental y Forestal (SyCAF). 2016. Estudio de cuenca de abasto – Región Izta Popo. Estados de Puebla y Tlaxcala. Conafor. Zapopan, Jalisco, México. 216 p. [www.conafor.gob.mx](http://www.conafor.gob.mx) (10 diciembre de 2018).

Silverio O., L. y O. E. Ramírez B. 2014. Registro de la presencia de mamíferos medianos en dos zonas del municipio de Cuetzalán, en la Sierra Norte de Puebla. *Theria* 5(3): 855-860. doi: 10.12933/therya-14-16.

TEAM Network. 2011. TEAM Network sampling design guidelines. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Science and Knowledge Division, Conservation International. Arlington, VA USA. 36 p.

Tobler, M. W., S. E. Carrillo-Percategui, R. Leite Pitman, R. Mares and G. Powell. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11: 169–78. doi: 10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x.

Valdez, R. 2014. Perspectivas del manejo y la conservación de fauna en México. *In*: Valdez, R. y J. A. Ortega S. (eds.). *Ecología y Manejo de Fauna Silvestre en México*. Biblioteca Básica de Agricultura, Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de Méx., México. pp. 21-40.

Van Perlo, B. 2006. *Birds of Mexico and Central America*. Princeton University Press. Princeton, NJ USA. 336 p.

Vázquez, J., V. Farías, L. Rodríguez M., A. Bautista, G. Palacios R. y M. Martínez G. 2013. *Ámbito hogareño del conejo mexicano (Sylvilagus cunicularius) en un bosque templado del centro de México*. *Therya* 4(3): 581-595. doi: 10.12933/therya-13-144.

Villa R., B. y F. A. Cervantes. 2003. *Los Mamíferos de México*. Instituto de Biología, UNAM, y Grupo Editorial Iberoamérica. México, D. F., México. 140 p.



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0* [Atribución-No Comercial \(CC BY-NC 4.0 Internacional\)](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/), que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.