



Revista mexicana de biodiversidad

ISSN: 1870-3453

ISSN: 2007-8706

Instituto de Biología

Canales-Delgadillo, Julio; Pérez-Ceballos, Rosela; Zaldívar-Jiménez, Arturo; Gómez-Ponce, Mario; Vázquez-Pérez, Nallely; Rosa, Marco De la; Potenciano-Morales, Lourdes

Muertes por tráfico sobre la carretera costera del golfo de México:
¿cuántas y cuáles especies de fauna silvestre se están perdiendo?

Revista mexicana de biodiversidad, vol. 91, e913189, 2020

Instituto de Biología

DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3189>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42571632017>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

UAEH
redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc

Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Conservación

Muertes por tráfico sobre la carretera costera del golfo de México: ¿cuántas y cuáles especies de fauna silvestre se están perdiendo?

Traffic fatalities on the coastal road of the Gulf of Mexico: how many and what wildlife species are being lost?

Julio Canales-Delgadillo ^{a, b, *}, Rosela Pérez-Ceballos ^{a, b}, Arturo Zaldívar-Jiménez ^c,
Mario Gómez-Ponce ^a, Nallely Vázquez-Pérez ^c, Marco De la Rosa ^d y Lourdes Potenciano-Morales ^e

^a Instituto de Ciencias del Mar y Limnología-Estación El Carmen, Universidad Nacional Autónoma de México, Carretera Carmen-Puerto Real, 24157 Ciudad del Carmen, Campeche, México

^b Dirección de Cátedras Conacyt, Av. Insurgentes Sur 1582, Col. Crédito Constructor, Alcaldía Benito Juárez, 03940 Ciudad de México, México

^c Asesoría Técnica y Estudios Costeros S.C.P. Calle 63B 221, Col. Yucaltepén, 97238 Mérida, Yucatán, México

^d Universidad Politécnica de Durango, Carretera Durango-México, Km 9.5, 34300 Durango, Durango, México

^e Dependencia Académica de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma del Carmen, Av. 56-4, 24180 Ciudad del Carmen, Campeche, México

*Autor para correspondencia: jccanalesde@conacyt.mx (J. Canales-Delgadillo)

Recibido: 6 septiembre 2019; aceptado: 15 junio 2020

Resumen

Las carreteras representan un vínculo entre el desarrollo social y el económico. Sin embargo, también representan barreras que fragmentan el hábitat e impactan la dinámica natural de los ecosistemas y de su fauna silvestre. En México, los estudios acerca del efecto de las carreteras sobre la fauna silvestre son escasos, y se desconoce el número y especies de animales que mueren en ellas. El propósito de este trabajo es contribuir al conocimiento del impacto que las carreteras tienen sobre la fauna silvestre, averiguando cuáles son los grupos taxonómicos con mayor frecuencia de atropellamientos y cuál es su tasa de mortalidad en una ruta costera de 143 km en la península de Yucatán. Nosotros colectamos datos a través de recorridos semanales durante los meses de octubre a diciembre de 2018 y registramos 949 ejemplares de fauna silvestre atropellada. El grupo con mayor frecuencia de incidentes fatales fue el de los lepidópteros, seguido por el de las aves y después, por el de los mamíferos. Siete de las especies con ejemplares muertos en esta ruta están bajo protección legal. No se encontró correlación entre el número de incidentes y la velocidad o la carga vehicular en la zona de estudio.

Palabras clave: Colisiones; Atropellamientos; Conservación; península de Yucatán

Abstract

Roads represent a link between social and economic development. However, they also represent barriers that fragment the habitat and impact the natural dynamics of the ecosystems and their wildlife. In Mexico, studies on

the effect of roads on wildlife are scarce, and the number and species of animals that die in them are unknown. The objective of this study is to contribute to the knowledge of the impact that roads have on wildlife by finding out which taxonomic groups are most frequently run over and what their mortality rate on 143 km of a coastal route in the Yucatán Peninsula. We collected data through weekly surveys from October to December 2018 and recorded 949 road-kills, being the lepidopterans the group with most of the fatal incidents followed by birds, and then, mammals. Seven of the species with dead specimens on this route are under legal protection. We did not find a correlation between the number of road-kills and the speed or vehicle load in the study area.

Keywords: Collisions; Road-kills; Conservation; Yucatan Peninsula

Introducción

Uno de los vínculos principales entre el desarrollo social y económico de los países industrializados y en desarrollo son las vías de comunicación terrestre. Es indudable que las carreteras contribuyen de manera excepcional a facilitar el movimiento de personas y mercancías, lo que las convierte en elementos clave para la generación de riqueza y crecimiento desde el punto de vista económico. De acuerdo al Instituto Mexicano del Transporte, en México existen aproximadamente 582,175 km de carreteras y caminos federales, estatales y concesionados, además de que se cuenta con un incremento importante en la construcción de infraestructura carretera en los últimos 10 años (IMT, 2018). Sin embargo, las carreteras también generan impactos negativos en la dinámica natural de los ecosistemas y de la fauna silvestre asociada a ellos (De La Ossa y Galván, 2015; Holderegger y Di Giulio, 2010). Por ejemplo, las carreteras actúan como barreras físicas y causan el aislamiento reproductivo de poblaciones debido a la interrupción artificial del flujo genético e influyen en el comportamiento de los animales, modificando sus patrones naturales de dispersión (Holderegger y Di Giulio, 2010; Northrup et al., 2012). Por otro lado, las carreteras también tienen un impacto potencialmente negativo sobre la fauna silvestre por ser fuentes de contaminación acústica (Francis et al., 2009; Ortega, 2012) y lumínica (Arroyave et al., 2006), de desechos sólidos y de contaminantes como CO, CO₂, y aquellos generados por el derrame de combustibles y aceites automotores (Barber et al., 2011; Colino-Rabanal y Lizana, 2012). También se ha postulado que las carreteras promueven la degradación del hábitat debido a que facilitan el acceso a áreas remotas, desencadenando procesos como la deforestación y los cambios de uso de suelo, lo que en última instancia, limita la movilidad e incrementa la mortalidad de organismos silvestres debido a la ocurrencia de atropellamientos por automóviles (Ibisch et al., 2016).

Las estimaciones de mortalidad de fauna silvestre en las carreteras son muy variables y están relacionadas con el diseño de las carreteras y la velocidad de desplazamiento de los automóviles que las utilizan (Gunther et al., 1998).

Por otra parte, se ha postulado que la velocidad de reacción de un animal ante la presencia de un automóvil que se acerca es un factor determinante en la estimación de las tasas de mortalidad (Fahrig y Rytwinski, 2009; Summers et al., 2011). Aunque no todas las especies de animales silvestres se ven afectadas de la misma manera por la presencia de las carreteras, se ha encontrado una correlación directa entre los cambios de la composición de especies y el tamaño de las poblaciones, en diferentes ecosistemas; tal patrón puede deberse, no solamente a la mortalidad directa por atropellamiento, sino también a la alteración de los patrones hidrológicos y geomorfológicos propios de las áreas acuáticas y ribereñas adyacentes a las carreteras y autopistas (Trombulak y Frissell, 2000).

El estudio del impacto de las carreteras sobre la mortalidad de la fauna silvestre ha sido analizado desde hace años, particularmente en mamíferos (D'Amico et al., 2016), reptiles y anfibios (Colino-Rabanal y Lizana, 2012; Garriga et al., 2012), aves (Torres et al., 2011) y, en menor medida, insectos (Ramírez et al., 2007). Por ejemplo, Garriga et al. (2012) determinaron que los anfibios presentan la mayor tasa de mortalidad en carreteras de la península Ibérica. Mientras que en Argentina, los automóviles pueden matar un vertebrado cada 2 horas aproximadamente (Barri, 2010). En otros países caracterizados por su riqueza biológica, como Brasil (Develey y Stouffer, 2001), Australia (Taylor y Goldingay, 2010) y los EUA (Loss y Marra, 2014), se ha documentado ampliamente el efecto de las carreteras sobre la fauna silvestre intentando determinar los factores asociados a la ocurrencia de colisiones fatales.

En México, los estudios sobre el efecto de las carreteras son escasos y no existe un programa de registro sistemático que permita estimar el número y tipo de animales que colisionan con los automóviles. Un estudio pionero es el de Grosselet et al. (2008), quienes estimaron una tasa de atropellamiento de vertebrados de hasta 4.5 animales por día en un tramo carretero de 1.2 km, en Tehuantepec, Oaxaca. Además, en el estado de Veracruz se encontró que en las supercarreteras y autopistas con divisiones de muros vegetativos sucede el mayor número de accidentes con fauna silvestre (Cervantes-Huerta et al.,

2017). Finalmente, en Michoacán la densidad de carreteras secundarias y caminos terciarios es un factor que pone en riesgo la conservación del hábitat de especies como la mariposa monarca (Ramírez et al., 2007).

El objetivo de este trabajo es contribuir al conocimiento del impacto que las vías de comunicación terrestre tienen sobre la fauna silvestre en México, a través de un monitoreo de colisiones automotor-fauna silvestre realizado en una porción de la península de Yucatán. La investigación se enfocó en responder las siguientes preguntas: ¿cuáles son los grupos taxonómicos con mayor frecuencia de atropellamientos y cuál es la tasa de mortalidad de fauna silvestre en la carretera costera del golfo de México? ¿Existe una asociación entre la tasa de atropellamientos y la velocidad de los automóviles circulando en esta vía de comunicación?

Materiales y métodos

El área de estudio corresponde a la carretera costera del golfo de México que conecta los municipios de Carmen y Champotón en Campeche y sobre la que circulan en promedio 4,600 automóviles diariamente (Cuevas-Colunga et al., 2018; fig. 1). El municipio de Carmen, incluyendo la zona urbana, es parte del polígono del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (Conanp, 2010). El clima predominante en este municipio es cálido húmedo (A(F)), con abundantes lluvias en

verano, y cálido subhúmedo (Aw 2) con lluvias en verano y alto grado de humedad. El régimen de temperatura es de 18° - 35.8 °C (García, 2004). El municipio de Champotón se caracteriza por presentar clima cálido subhúmedo de tipo (Aw1) y un régimen de temperatura de 10 - 40 °C. En ambos municipios, el rango de precipitación pluvial es de 800 -1,200 mm anuales (García, 2004).

La vegetación se compone principalmente de manglar, selva baja perennifolia y subperennifolia, además de dunas costeras. Adicionalmente, existen pastizales inducidos y cultivados, resultantes del desmonte de la vegetación natural con fines de producción agropecuaria, principalmente en la zona de Sabancuy y Champotón (López-Rosas et al., 2014; Villalobos-Zapata y Mendoza-Vega, 2010).

En el tramo carretero Ciudad del Carmen - Champotón, de la carretera federal 180, se estableció un transecto fijo de muestreo de aproximadamente 143 km (18°39'43" N, 91°45'59" O - 19°19'26"N, 90°94'40" O; fig. 1). La colecta de datos se llevó a cabo realizando un recorrido semanal matutino (de las 06:00 a las 12:00 h) y otro vespertino (de las 14:00 a las 19:00 h, UTC-6) sobre el transecto, de octubre a diciembre de 2018 (n = 9). En cada recorrido se utilizó un vehículo a velocidad constante de 50 km/h. Dos observadores realizaron los registros, de acuerdo con Collinson et al. (2014). El vehículo se detuvo solamente para recabar la información de los restos animales encontrados, de los que se consideró sólo a lepidópteros, reptiles, anfibios, aves y mamíferos, por

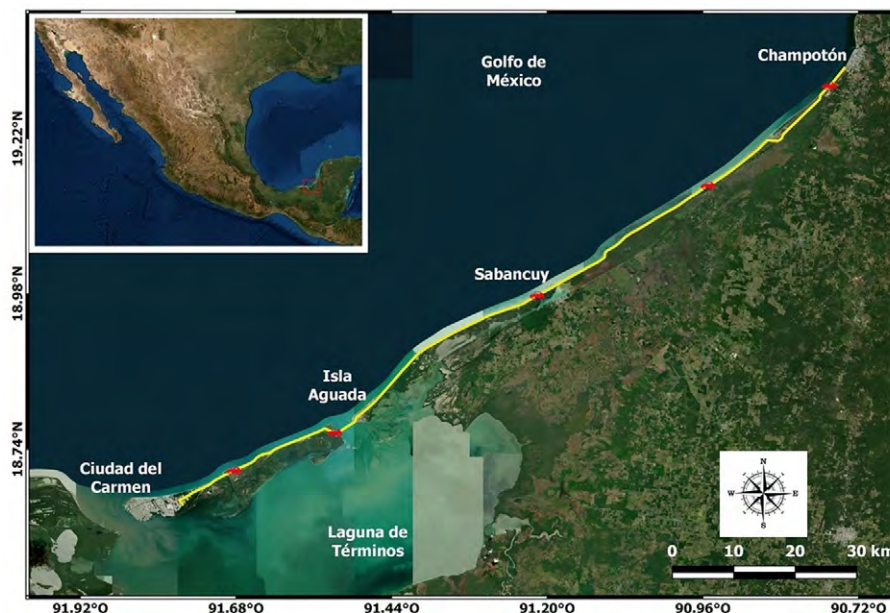


Figura 1. Localización del transecto de muestreo de ejemplares atropellados de fauna silvestre en parte del estado de Campeche (línea amarilla). Los símbolos rojos representan la localización de los sitios en los que se cuantificó la velocidad y la cantidad de tránsito vehicular.

ser los grupos taxonómicos más fácilmente observables desde un vehículo en marcha. La información recabada incluyó la identificación de las especies, el número de individuos atropellados, las coordenadas geográficas (dispositivo GPSmap 62s, Garmin Ltd) y una estimación del tiempo transcurrido desde el atropellamiento hasta el momento de la colecta. De acuerdo con las características de descomposición del cadáver (vertebrados), éste fue asignado a una de las siguientes categorías: *a*) < 1 día para cadáveres frescos y blandos, sin signos de presencia de insectos necrófagos; *b*) 1-2 días para cadáveres con estado de descomposición inicial, aroma poco intenso y presencia de insectos necrófagos sólo en estado adulto, y *c*) ≥ 3 días para cadáveres en estado de descomposición avanzada, presencia de insectos necrófagos en estado adulto y larvario y aroma intenso. Para evitar la replicación de los conteos, cada uno de los cadáveres localizados fue removido de la carretera después de recolectar la información. Cuando la identificación taxonómica in situ no fue posible, se recolectaron los cadáveres en bolsas plásticas para su traslado al laboratorio, en donde se llevó a cabo un análisis cuidadoso de las características morfológicas para la correcta identificación de las especies. Los registros se complementaron con archivos fotográficos de la fauna atropellada (DSLR Cannon T6), y se depositaron en el repositorio del proyecto público “Fauna Silvestre Atropellada” de Naturalista (<https://www.naturalista.mx/observations/jccd74>). El esfuerzo de muestreo acumulado durante el periodo de estudio fue de aproximadamente 2,570 km recorridos. La tasa de atropellamiento de fauna silvestre se calculó individualmente para cada recorrido de acuerdo con Loss y Marra (2014): $A_C = F / 2LT$, en donde A_C es la tasa estimada de incidentes por kilómetro, F es el número de cadáveres encontrados en el recorrido $i \dots j$, y L_T es la longitud del transecto utilizado.

Las áreas en las que sucedieron el mayor número de atropellamientos se identificaron utilizando el complemento Heat Maps, disponible en el software de análisis espacial QGIS 2.8 (QGIS Development Team, 2017); con esta herramienta se generaron mapas de calor utilizando la densidad de puntos georreferenciados sobre el transecto. Después de examinar los datos de los 2 primeros recorridos, se establecieron 5 sitios fijos para cuantificar la velocidad de desplazamiento de los automóviles a través de la aplicación para teléfono móvil Speed-gun 1.1. En estos puntos también se cuantificó la cantidad de automóviles circulando en la carretera. Ambas mediciones se registraron durante 1 minuto, y se utilizaron 5 réplicas por sitio para cada recorrido.

Las diferencias en el número de animales atropellados entre los grupos taxonómicos seleccionados se analizaron por medio de pruebas de Kruskal-Wallis. Ésta es una prueba no paramétrica que permite la comparación

simultánea de más de 2 grupos para contrastar si los datos provienen de una misma distribución (Chan y Walmsley, 1997). Esta prueba se complementó con un análisis a posteriori, en el que se hizo una comparación por pares usando la prueba de Tukey y Kramer (Nemenyi) para muestras independientes (Pohlert, 2018). La relación entre el número de atropellamientos, el número de autos/min y la velocidad de circulación se analizó por medio de modelos de correlación simple, mientras que el efecto de estas variables sobre la cantidad de incidentes localizados se analizó utilizando modelos lineales generalizados. Todos los análisis se llevaron a cabo utilizando la plataforma RStudio versión 3.4.4 y se consideraron significativos a nivel de $p \leq 0.05$ (R Development Core Team, 2018).

Resultados

Durante aproximadamente 3 meses de muestreo, se obtuvo un registro de 949 ejemplares atropellados de fauna silvestre. El grupo con la mayor frecuencia de incidentes fatales fue el de los lepidópteros, mientras que entre los vertebrados, el grupo de las aves fue el que sufrió la mayor parte de las fatalidades registradas.

En el grupo de los lepidópteros, se identificaron 3 géneros de mariposas: *Agraulis* ($n = 161$), *Dryas* ($n = 323$) y *Glutophrissa* ($n = 150$); sin embargo, la determinación de la identidad a nivel de especie no pudo lograrse debido al daño de los cuerpos. Por lo tanto, 175 registros adicionales de lepidópteros no pudieron ser determinados taxonómicamente.

El 73% ($n = 93$) de las aves fueron identificadas y correspondieron a 23 especies distribuidas en 15 familias. En contraste, 27% de los cadáveres restantes no pudieron ser identificados debido a su avanzado estado de descomposición o a que solo se encontraron fragmentos de los cuerpos. Así, de los restos identificados, 13% fueron de pelicano pardo (*Pelecanus occidentalis*), 9% de zopilote común (*Coragyps atratus*) y en menor proporción algunas especies de mímidos (7%) y cucúlidos (5%) (tabla 1). Dos de las especies registradas se encuentran dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Semarnat, 2010), el flamenco americano (*Phoenicopterus ruber*) y la garza rojiza (*Egretta rufescens*), como especie amenazada y sujeta a protección especial, respectivamente.

Los mamíferos fueron el segundo grupo de vertebrados con más colisiones sucedidas. De los 25 cadáveres localizados, 88% corresponde a las familias: Procyonidae, Myrmecophagidae, Didelphidae, Canidae, Erethizontidae y Felidae (tabla 1). El mapache (*Procyon lotor*) y el oso hormiguero (*Tamandua mexicana*), fueron las especies con el mayor número de decesos (40% y 16%, respectivamente). El resto de las especies estuvieron en un intervalo de 4 a 8%. De acuerdo con la NOM-059-

SEMARNAT-2010 (Semarnat, 2010), una especie en este grupo está clasificada como amenazada y 2 de ellas como especie en peligro de extinción (tabla 1).

De los 22 organismos correspondientes a la clase de los reptiles, se identificaron 6 especies pertenecientes a las familias Iguanidae, Boidae, Colubridae, Geoemydidae y Viperidae (tabla 1). Solamente 1 no fue identificado a nivel de especie. El mayor número de atropellamientos fue de ejemplares de iguana verde (*Iguana iguana* = 45%) e iguana negra de cola espinosa (*Ctenosaura similis* = 23%), las cuales están catalogadas como especie bajo protección especial y amenazada respectivamente (Semarnat, 2010).

Considerando todos los registros, la tasa estimada de atropellamientos por kilómetro fue significativamente mayor para los lepidópteros con respecto al resto de los grupos analizados (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 115.11$, g.l. = 3, $p < 0.001$). Para evitar el sesgo producido por la mayoría numérica de los lepidópteros, los datos se analizaron nuevamente excluyendo a este

grupo. Los resultados mostraron que la cantidad de aves, mamíferos y reptiles atropellados en el área de estudio fue estadísticamente similar (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 1.045$, g.l. = 2, $p = 0.593$). El intervalo estimado de atropellamientos/km, fue de 0.02 - 0.04 solo para los vertebrados. Al incluir a los lepidópteros, este número se incrementó a 0.06 - 0.30 atropellamientos/km (tabla 2). Al escalar estos números a periodos de 1 y 7 días, ocurrió un promedio de 7 y 54 incidentes fatales, respectivamente, solo para vertebrados. Al incluir a los lepidópteros, el número fluctuó entre 52 y 369 muertes de animales silvestres por día y por semana, respectivamente (tabla 2). Asumiendo que estas cantidades son constantes, la proyección de accidentes fatales para los vertebrados podría variar entre 1,800 y 3,800 muertes anuales. Al incluir a los lepidópteros, las cifras podrían alcanzar entre 6,000 y 32,000 muertes anuales en la ruta Ciudad del Carmen-Champotón, de la carretera costera del golfo de México (tabla 2).

Tabla 1

Listado de especies de fauna silvestre colisionadas durante octubre-diciembre de 2018 por tránsito vehicular sobre la ruta Ciudad del Carmen – Champotón, en la carretera costera del golfo de México 180. Categorías de riesgo: amenazada (A), extinta (E), peligro de extinción (P) y sujeta a protección especial (Pr) (Semarnat, 2010). La nomenclatura de las aves sigue la última actualización de la AOS (Berlanga et al., 2019). NID = Especie no identificada.

			NOM-059- SEMARNAT-2010				
Clase	Familia	Especie	A	E	P	Pr	Total
Insecta: Lepidoptera	Nymphalidae	<i>Agraulis</i> sp.					161
		<i>Dryas</i> sp.					323
	Pieridae	<i>Glutophryssa</i> sp.					150
		NID					175
Reptilia	Boidae	<i>Boa imperator</i> (Daudin 1803)					2
	Colubridae	<i>Drymarchon melanurus</i> (Duméril et al., 1854)					1
		<i>Masticophis mentovarius</i> (Duméril et al., 1854)				2	
	Geoemydidae	<i>Rhinodermys areolata</i>					1
	Iguanidae	<i>Ctenosaura similis</i> (Gray, 1831)	X				5
		<i>Iguana iguana</i> (Linnaeus, 1758)				X	10
	Viperidae	NID					1
Aves	Phoenicopteridae	<i>Phoenicopiterus ruber</i>	X				1
	Columbidae	<i>Zenaida asiatica</i>					2
	Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>					5
		<i>Piaya cayana</i>					1
		<i>Coccyzus americanus</i>					5
		<i>Leucophaeus atricilla</i>					2
	Phalacrocoridae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>					1
		<i>Phalacrocorax</i> sp.					1
	Pelecanidae	<i>Pelecanus occidentalis</i>					13
	Ardeidae	<i>Egretta thula</i>					1
		<i>Egretta rufescens</i>				X	1

Tabla 1
Continuación

			NOM-059- SEMARNAT-2010				
Clase	Familia	Especie	A	E	P	Pr	Total
Mammalia		<i>Butorides virescens</i>					2
		<i>Nyctanassa violacea</i>					1
	Threskiortnithidae	<i>Eudocimus albus</i>					2
	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>					9
		<i>Cathartes aura</i>					1
	Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i>					1
	Falconidae	<i>Caracara cheriway</i>					2
	Turdidae	<i>Hylocichla mustelina</i>					2
	Mimidae	<i>Dumetella carolinensis</i>					7
	Parulidae	<i>Setophaga magnolia</i>					5
		<i>Basileuterus culicivorus</i>					1
	Cardinalidae	<i>Passerina cyanea</i>					2
	NID	NID					25
	Canidae	<i>Urocyon cinereoargenteus</i> (Schreber, 1775)					1
	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i> (Linnaeus, 1758)					1
		<i>Didelphis</i> sp.					2
		<i>Didelphis virginiana</i> (Allen, 1900)					1
		<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)					1
	Erethizontidae	<i>Coendou mexicanus</i>	X				1
	Felidae	<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)				X	1
	Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i> (Saussure, 1860)				X	4
	Procyonidae	<i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1766)					1
		<i>Procyon lotor</i> (Linnaeus, 1758)					10
	NID	NID					2
		Total general		3	0	2	2

Tabla 2

Tasa estimada de colisiones (Col) entre la fauna silvestre y vehículos por kilómetro, en periodos diarios, semanales (sem) y anuales, en el tramo carretero Carmen-Champotón de la carretera 180 durante cada uno de los muestreos (Recorrido) realizados. DE = desviación estándar.

Recorrido	Todos los grupos				Solo vertebrados			
	Col/km	Col/día	Col/sem	Col/año	Col/km	Col/día	Col/sem	Col/año
1	0.15	43.50	304.50	15,877.50	0.02	5.00	35.00	1,825.00
2	0.15	42.50	297.50	15,512.50	0.02	6.50	45.50	2,372.50
3	0.30	86.00	602.00	31,390.00	0.04	11.50	80.50	4,197.50
4	0.48	137.00	959.00	50,005.00	0.03	9.00	63.00	3,285.00
5	0.20	57.50	402.50	20,987.50	0.02	4.50	31.50	1,642.50
6	0.10	29.00	203.00	10,585.00	0.04	12.00	84.00	4,380.00
7	0.11	32.50	227.50	11,862.50	0.03	9.50	66.50	3,467.50
8	0.06	17.00	119.00	6,205.00	0.02	7.00	49.00	2,555.00
9	0.10	29.50	206.50	10,767.50	0.02	5.00	35.00	1,825.00
Promedio	0.18	52.72	369.06	19,243.61	0.03	7.78	54.44	2,838.89
DE	0.13	37.43	262.03	13,662.87	0.01	2.84	19.88	1,036.85

El análisis espacial reveló que el mayor número de atropellamientos sucedió fuera de los centros urbanos del área de estudio. Así, entre Ciudad del Carmen y el puente de la Unidad, que conecta esta localidad con isla Aguada y Sabancuy, se identificaron 2 puntos críticos (fig. 2). Entre isla Aguada y Champotón hay pocas áreas urbanas y solo en unos pocos sitios existen reductores de velocidad para disminuir la marcha de los automóviles. En este tramo, de aproximadamente 110 km de longitud, fue donde se observó la mayor cantidad de puntos críticos ($n = 15$), en los que se registraron de 4 - 16 incidentes fatales para la fauna silvestre en cada recorrido (fig. 2).

La velocidad promedio a la que circulaban los automovilistas en la carretera costera del golfo de México fue de 84.96 ± 25.42 km/h. Sin embargo, se registraron velocidades máximas cercanas a los 160 km/h. Por otro lado, el número promedio de automóviles circulando en el área de estudio fue de 1.25 ± 0.69 unidades/min, con un valor máximo de 5 autos/min. El análisis de correlación reveló que, aunque el número de atropellamientos registrados fue alto, no existe una relación directa entre el número de animales silvestres arrollados y la velocidad a la que circulan los automovilistas (prueba de Spearman: $Rho = -0.010$, $S = 15,339$, $p = 0.945$). En forma similar, no se encontró una relación directa entre el número de accidentes y el número de autos circulando en la carretera (prueba de Spearman: $Rho = -0.093$, $S = 16,595$, $p = 0.542$). Los resultados del ajuste de modelos lineales

generalizados revelaron que la velocidad del tránsito vehicular no tiene efecto alguno sobre el número de muertes de fauna silvestre (estimado = -0.0028 , err.est. = 0.0057 , $z = -0.499$, $p = 0.617$, fig. 3). Sin embargo, la carga vehicular tuvo un efecto significativo, aunque contrario a lo esperado, ya que la predicción indica que a mayor carga vehicular, se espera un número menor de accidentes con animales silvestres (estimado = -0.4247 , err.est. = 0.2139 , $z = -1.985$, $p = 0.047$). No obstante, estos resultados deben tomarse con reservas ya que la mayor parte de los animales encontrados solo tenían alrededor de 1 día de muertos (conteo promedio = 3.21 ± 2.41), mientras que los animales con 1-2 días, y con más de 3 días de haber muerto, solo promediaron alrededor de 1.13 ± 0.62 y 1.25 ± 1.0 de los conteos, respectivamente.

Discusión

Durante el periodo de estudio se identificaron 41 especies de fauna silvestre involucradas en incidentes fatales con el tránsito vehicular en un tramo carretero de 143 km en la península de Yucatán. Sin embargo, ni la velocidad ni la carga vehicular, parecen ser factores determinantes en las tasas de atropellamiento observadas.

La tasa estimada de colisión entre la fauna silvestre y el tránsito vehicular para el área de estudio fue proporcionalmente mayor a lo reportado para otras carreteras de México y de Latinoamérica (Cervantes-

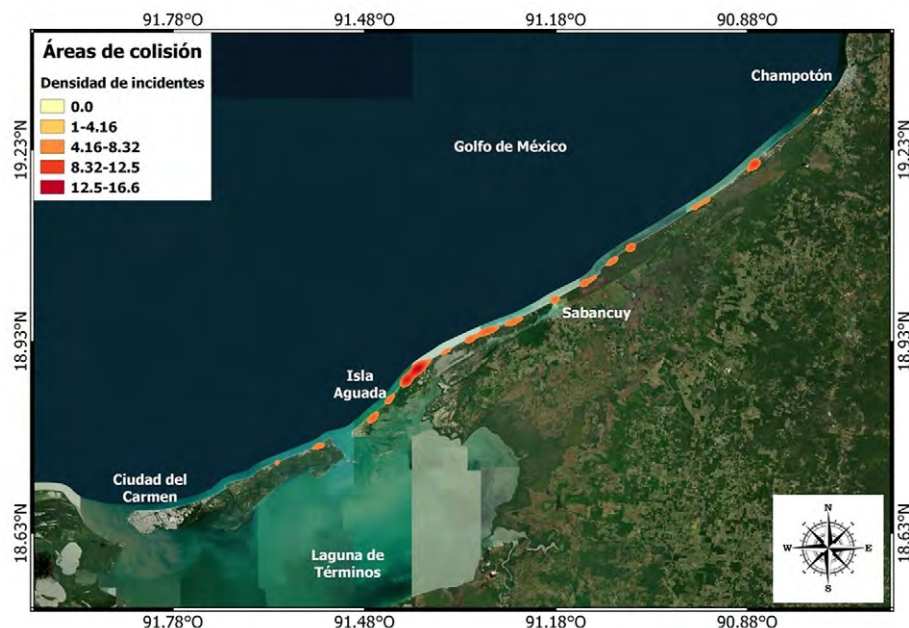


Figura 2. Áreas con mayor densidad de colisiones entre fauna silvestre y tránsito vehicular en la carretera costera del golfo de México en parte de Campeche.

Huerta et al., 2017; Grosselet et al., 2008). Por ejemplo, en un estudio llevado a cabo sobre una carretera de la provincia del Guayas, Ecuador, se identificaron 224 organismos atropellados por automóviles, de los cuales los mamíferos y las aves fueron los más abundantes (González-Ruiz, 2018). Aunque la longitud cubierta en ese estudio fue de solo 51 km, el monitoreo fue de 400 días, lo que representa un esfuerzo de muestreo 60% mayor al utilizado en la presente investigación. Adicionalmente, en la provincia ecuatoriana de Napo, se encontraron 46 especies de vertebrados silvestres involucrados en incidentes fatales con automóviles en una longitud total de 7,128 km recorridos, en donde los mamíferos fueron los organismos más frecuentemente atropellados (Medrano-Vizcaino, 2015). Aunque el tiempo de muestreo de ese estudio fue similar al utilizado en nuestra investigación, la distancia cubierta fue 3 veces mayor (7,128 km en Napo y 2,240 km en Campeche), lo que podría explicar la diferencia en el número de vertebrados encontrados en ambos sitios. Otros factores asociados al número de animales encontrados por Medrano-Vizcaino (2015) son la estacionalidad y el tipo de hábitats estudiados. Mientras que este autor cubrió la temporada de lluvias y de estiaje en áreas costeras y forestales, en el presente estudio solamente se abarcó una porción de la temporada invernal en la que las lluvias son escasas, y solamente se realizó el muestreo en la zona costera de los municipios que abarca el área de estudio. Por lo tanto, ampliar el periodo de muestro e incluir carreteras que crucen diferentes hábitats de la península de Yucatán podría incrementar de manera importante, tanto el número de especies involucradas, como las tasas de atropellamiento observadas.

Durante el periodo de nuestro estudio, el grupo de animales silvestres más afectado fue el de los lepidópteros. A pesar de la importancia ecológica que tienen, son pocos los estudios que han evaluado el efecto de las carreteras sobre este y otros grupos de insectos (Prasad y Saptha, 2007; Ramírez et al., 2007). Por ejemplo, la presencia de lepidópteros adultos, normalmente se acompaña de la existencia de diferentes especies de plantas nativas esenciales para la producción de biomasa (orugas), que funcionan como recurso alimentario de numerosas especies de aves durante el periodo reproductivo (Narango et al., 2017). Además, se ha postulado que la presencia de lepidópteros adultos y sus orugas, son críticos para la preservación del equilibrio de la biodiversidad, debido a que atraen animales que los usan como alimento (aves y reptiles), o como medio de reproducción (himenópteros) y que se ven afectados por los procesos de urbanización (Ramírez et al., 2007). Se ha demostrado que además de la urbanización, el aclareo agropecuario y la producción de diferentes tipos de contaminantes producidos en las

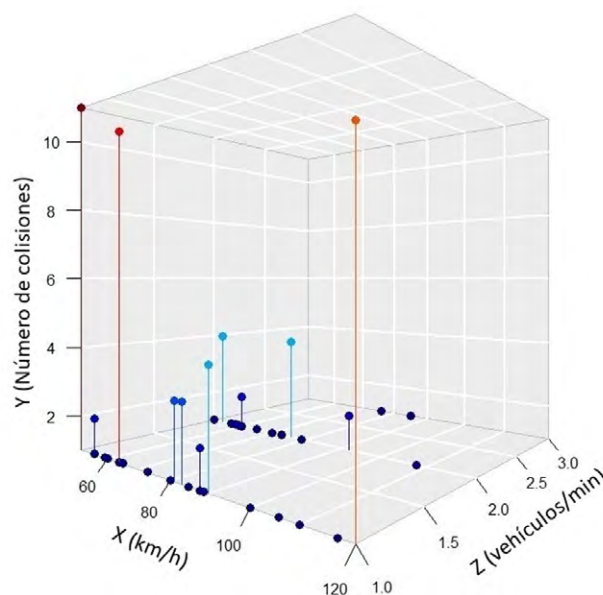


Figura 3. Interacción entre velocidad vehicular (X), atropellamientos (Y) y carga vehicular (Z), a lo largo de 143 km de la carretera costera del golfo de México, Campeche.

vías carreteras tienen un impacto negativo significativo en las poblaciones de lepidópteros (Romeu, 2000). Más aún, las vías carreteras se han convertido en uno de los factores más importantes en los procesos de diferenciación de poblaciones de lepidópteros, no solamente porque fragmentan el hábitat, sino por la pérdida de información genética que sucede cuando los automóviles impactan y matan a los adultos reproductores que deben cruzar numerosas carreteras durante sus rutas migratorias (Prasad y Saptha, 2007). Esta situación resulta especialmente grave si se tiene en cuenta que los lepidópteros de las zonas tropicales, están estrechamente relacionados con los procesos evolutivos de las comunidades vegetales que dependen de éstos y otros organismos polinizadores (Bonebrake et al., 2010).

Nuestros resultados respecto a las aves son similares a los de Grosselet et al. (2008), quienes encontraron más especies de aves atropelladas que de mamíferos o reptiles en una carretera del istmo de Tehuantepec, Oaxaca. Adicionalmente, el zopilote común fue una de las especies con mayor ocurrencia de incidentes, en forma similar a lo reportado en carreteras del Ecuador (González-Ruiz, 2018). Se ha considerado que la presencia de cadáveres es un factor determinante en el número de incidentes entre el tránsito vehicular y aves u otros vertebrados oportunistas que buscan alimentarse de la carroña disponible en las carreteras, lo que los hace vulnerables a los accidentes fatales (Rosa y Bager, 2013); especialmente cuando se trata

de animales como las aves carroñeras que pueden tener una reacción lenta ante la proximidad de un automóvil a alta velocidad (Fackelmann, 2012).

Para los mamíferos, el efecto de borde causado por las carreteras es determinante en la cantidad de especies y de organismos que son atropellados por el tránsito vehicular (Eigenbrod et al., 2008; Fuentes-Montemayor et al., 2009). En la zona de estudio, los ecotonos formados entre los bosques de manglar o las áreas de selva baja y las dunas costeras, son sitios que atraen a diferentes mamíferos silvestres (pequeños y medianos) por la cantidad y variedad de recursos que pueden encontrar en ellos (Fuentes-Montemayor et al., 2009; Goosem, 2002). Por otro lado, los hábitos de los mamíferos, que en su mayoría son crepusculares y nocturnos, pueden haber influido en el número de especies atropelladas. Si bien durante la noche, la carga vehicular en el área de estudio puede ser menor, es en este horario cuando la velocidad de circulación de autos ligeros y de tránsito pesado se incrementa. Aunado a esto, la visibilidad limitada por la oscuridad y por la vegetación en los bordes de la carretera, incrementa la posibilidad de que félidos, cánidos y mirmecofágidos, entre otros mamíferos, sean arrollados cuando intentan cruzar de un lado a otro de la carretera para cubrir sus necesidades de alimento, reproducción y hábitat (Bauni et al., 2017).

Aunque se ha reportado que los reptiles tienen una tasa de atropellamiento menor que otros grupos de vertebrados, como las aves y los mamíferos (González-Ruiz, 2018; Grosselet et al., 2008; Medrano-Vizcaino, 2015), en este estudio no se encontraron diferencias significativas en la cantidad de animales arrollados entre cada uno de estos grupos. Al igual que con los carroñeros, los incidentes entre automóviles y reptiles se relacionan con la búsqueda de alimento, pero además con el proceso de termorregulación (Colino-Rabanal y Lizana, 2012; Gonçalves et al., 2018; Heigl et al., 2017). Por ejemplo, se observaron iguanas verdes y negras de cola espinosa caminando en el acotamiento de la carretera costera del golfo de México, consumiendo los cadáveres de insectos golpeados por automovilistas. Adicionalmente, el asfalto de la carretera es un sitio ideal para la termorregulación de los reptiles, lo que incrementa la probabilidad de que estos organismos sean atropellados, especialmente en las primeras horas del amanecer (Andrews et al., 2008).

El análisis espacial reveló que la mayor parte de los puntos críticos se encuentran en áreas de la carretera donde el control de la velocidad no es riguroso. Es decir, si no se detecta la presencia de policía, o si no existen reductores de velocidad, los conductores normalmente circulan entre 20 y 50 km/h por arriba de los límites de velocidad establecidos. Sin embargo, en forma similar a lo reportado en otros estudios, no se encontraron evidencias

contundentes de que la velocidad de los automóviles sea un factor determinante en las tasas de atropellamiento observadas en la carretera costera del golfo de México (Clevenger et al., 2002; Snow et al., 2011). Este resultado puede ser debido a variables que no se consideraron en el diseño de muestreo, como el horario de registro de la cantidad de autos por minuto en la carretera, así como las variaciones en visibilidad y distribución de la vegetación a lo largo de la ruta (Gonçalves et al., 2018). Pero, además, la frecuencia de muestreo pudo haber influido en los resultados, ya que aparentemente la mayoría de los cadáveres son removidos de la carretera relativamente rápido por los carroñeros y oportunistas (dentro de las primeras 24 horas después de la muerte), lo que hace difícil identificar los puntos críticos con precisión. Por otro lado, el efecto negativo del volumen de tránsito vehicular sobre el cruce de fauna silvestre y, por lo tanto, sobre la cantidad de atropellamientos, ya ha sido reportado para carreteras canadienses, donde el tránsito continuo parece ser un factor clave para que la fauna silvestre terrestre desista en su intención de cruzar de un lado a otro de las carreteras (Clevenger et al., 2002). Probablemente, en la carretera costera del golfo de México suceda un efecto similar en ciertas secciones del área de estudio o en ciertos periodos del día en los que el flujo de tránsito es intenso.

Considerando que 8 de las especies de vertebrados identificadas se encuentran en la lista de especies protegidas, y que en el área de estudio podría haber otras especies de interés para la conservación, es necesario implementar infraestructura de protección en los puntos críticos identificados. Esta infraestructura debe incluir señalización sobre la presencia de fauna silvestre, especialmente porque aproximadamente la mitad del área de estudio pertenece a un área natural protegida (Arroyave et al., 2006; Villalobos-Zapata y Mendoza-Vega, 2010); reductores de velocidad o control policial a intervalos más cortos y pasos subterráneos para mamíferos y reptiles que permitan un desplazamiento seguro para el desarrollo de actividades básicas como alimentación, reproducción y dispersión, necesarias para la conservación de las poblaciones (Arroyave et al., 2006; Coelho et al., 2008; Gonçalves et al., 2018).

Este es el primer reporte sobre la tasa de atropellamientos de fauna silvestre en la carretera costera del golfo en la península de Yucatán, que describe la riqueza de especies y el estatus de conservación de los grupos faunísticos involucrados. De los 4 grupos taxonómicos estudiados, los lepidópteros mostraron la tasa de muerte por atropellamiento más alta. Entre los vertebrados, las aves presentaron mayor número de especies e individuos arrollados por el tránsito vehicular. La falta de señalización sobre la presencia de fauna y, probablemente, la agregación de parches de

vegetación en algunos puntos de la ruta, pudieron haber tenido influencia en los resultados.

Agradecimientos

A Álvaro López por su colaboración en el trabajo de campo, a los técnicos académicos Hernán Álvarez Guillén y Andrés Reda Deara del ICML-El Carmen, por su ayuda con el procesamiento de datos de campo. A la Comisión de Áreas Naturales Protegidas (Conanp) por las facilidades brindadas para la colecta de datos.

Referencias

- Andrews, K., Gibbons, W. y Jochimsen, D. (2008). Ecological effects of roads on amphibians and reptiles: a literature review. *Herpetological Conservation*, 3, 121–143.
- Arroyave, M., Gómez, C., Gutiérrez, M., Múnera, D., Zapata, P., Vergara, I., et al. (2006). Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA*, 5, 45–57.
- Barber, J. R., Burdett, C. L., Reed, S. E., Warner, K. A., Formichella, C., Crooks, K. R. et al. (2011). Anthropogenic noise exposure in protected natural areas: Estimating the scale of ecological consequences. *Landscape Ecology*, 26, 1287. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9646-7>
- Barri, F. R. (2010). Evaluación preliminar de la mortandad de mastofauna nativa por colisión con vehículos en tres rutas argentinas. *Ecología Aplicada*, 9, 161. <https://doi.org/10.21704/rea.v9i1-2.406>
- Bauni, V., Anfuso, J. y Schivo, F. (2017). Mortalidad de fauna silvestre por atropellamientos en el bosque atlántico del Alto Paraná, Argentina. *Ecosistemas*, 26, 54–66. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-3.08>
- Berlanga, H., Gómez-de Silva, H., Vargas-Canales, V. M., Rodríguez-Contreras, V., Sánchez-González, L. A., Ortega-Álvarez, R. et al. (2019). *Aves de México: lista actualizada de especies y nombres comunes*. México D.F.: Conabio.
- Bonebrake, T. C., Ponisio, L. C., Boggs, C. L. y Ehrlich, P. R. (2010). More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological Conservation*, 143, 1831–1841. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.044>
- Cervantes-Huerta, R., Escobar, F., García-Chávez, J. y González-Romero, A. (2017). Atropellamiento de vertebrados en tres tipos de carretera de la región montañosa central de Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 33, 472–481.
- Chan, Y. y Walmsley, R. P. (1997). Learning and understanding the Kruskal-Wallis one-way analysis-of-variance-by-ranks test for differences among three or more independent groups. *Physical Therapy*, 77, 1755–1761. <https://doi.org/10.1093/ptj/77.12.1755>
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B. y Gunson, K. E. (2002). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109, 15–26. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00127-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00127-1)
- Coelho, I. P., Kindel, A. y Coelho, A. V. P. (2008). Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 54, 689–699. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0197-4>
- Colino-Rabanal, V. J. y Lizana, M. (2012). Herpetofauna and roads: a review. *Basic and Applied Herpetology*, 26, 5–31. <https://doi.org/10.11160/bah.12008>
- Collinson, W. J., Parker, D. M., Bernard, R. T. F., Reilly, B. K. y Davies-Mostert, H. T. (2014). Wildlife road traffic accidents: a standardized protocol for counting flattened fauna. *Ecology and Evolution*, 4, 3060–3071. <https://doi.org/10.1002/ece3.1097>
- Conanp (Comisión de Áreas Naturales Protegidas). (2010). Laguna de Términos. Áreas Naturales Protegidas de México. Recuperado el 25 junio 2019 de: http://lagunadeterminos.conanp.gob.mx/cuerpo_biodiversidad.htm
- Cuevas-Colunga, A. C., Mayoral-Grajeda, E. F., and Mendoza-Díaz, A. (2018). Anuario estadístico de accidentes en carteras federales. Recuperado el 08/08/2019 de: <https://imt.mx/archivos/Publicaciones/DocumentoTecnico/dt74.pdf>
- D'Amico, M., Périquet, S., Román, J. y Revilla, E. (2016). Road avoidance responses determine the impact of heterogeneous road networks at a regional scale. *Journal of Applied Ecology*, 53, 181–190. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12572>
- Develey, P. F. y Stouffer, P. C. (2001). Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. *Conservation Biology*, 15, 1416–1422. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.00170.x>
- Eigenbrod, F., Hecnar, S. J. y Fahrig, L. (2008). Accessible habitat: An improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. *Landscape Ecology*, 23, 159–168. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9174-7>
- Fackelmann, C. (2012). Vogel- und Säugetierverluste an einem Teilstück der Bundesautobahn 8 im Jahres- und Streckenverlauf. *Ornithologischer Anzeiger*, 51, 1–20.
- Fahrig, L. y Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: An empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14, 21. <https://doi.org/10.5751/ES-02815-140121>
- Francis, C. D., Ortega, C. P. y Cruz, A. (2009). Noise pollution changes avian communities and species interactions. *Current Biology*, 19, 1415–1419. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.06.052>
- Fuentes-Montemayor, E., Cuarón, A. D., Vázquez-Domínguez, E., Benítez-Malvido, J., Valenzuela-Galván, D. y Andresen, E. (2009). Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. *Journal of Animal Ecology*, 78, 857–865. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01551.x>
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Serie Libros Núm. 6. México D.F.: Instituto de Geografía UNAM/ Conabio.
- Garriga, N., Santos, X., Montori, A., Richter-Boix, A., Franch, M. y Llorente, G. A. (2012). Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna.

- Biodiversity and Conservation*, 21, 2761–2774. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0332-0>.
- Gonçalves, L. O., Alvares, D. J., Teixeira, F. Z., Schuck, G., Coelho, I. P., Esperandio, I. B. et al. (2018). Reptile road-kills in Southern Brazil: composition, hot moments and hotspots. *Science of the Total Environment*, 615, 1438–1445 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.053>
- González-Ruiz, M. (2018). *Mortalidad de fauna silvestre por efecto vehicular en el área de influencia de la Reserva Ecológica Manglares de Churute durante la época seca y húmeda (Tesis)*. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil, Ecuador.
- Goosem, M. (2002). Effects of tropical rainforest roads on small mammals: fragmentation, edge effects and traffic disturbance. *Wildlife Research*, 29, 277–289. <https://doi.org/10.1071/WR01058>
- Grosselet, M., Villa-Bonilla, B. y Ruiz, G. (2008). Afectaciones a vertebrados por vehículos automotores en 1.2 km de carretera en el istmo de Tehuantepec. *Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference: Tundra to Tropic*: 1–5.
- Gunther, K. A., Biel, M. J. y Robison, H. L. (1998). Factors influencing the frequency of road-killed wildlife in Yellowstone National Park. *International Conference on Wildlife Ecology and Transportation (Icowed)*, 9, 32–42.
- Heigl, F., Horvath, K., Laaha, G. y Zaller, J. G. (2017). Amphibian and reptile road-kills on tertiary roads in relation to landscape structure: using a citizen science approach with open-access land cover data. *BMC Ecology*, 17, 24. <https://doi.org/10.1186/s12898-017-0134-z>
- Holderegger, R. y Di Giulio, M. (2010). The genetic effects of roads: a review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology*, 11, 522–531. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.06.006>
- IMT (Instituto Mexicano del Transporte). (2018). Red nacional de caminos. Recuperado el 16 julio 2019 de: <https://www.gob.mx/imt/acciones-y-programas/red-nacional-de-caminos>
- Ibisch, P. L., Hoffmann, M. T., Kreft, S., Pe'er, G., Kati, V., Biber-Freudenberger, L. et al. (2016). A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*, 354, 1423–1427. <https://doi.org/10.1126/science.aaf7166>
- López-Rosas, H., Moreno-Casasola, P., Infante, M. D. M., Espejel, I., Jiménez-Orocio, O., Martínez, M. L. et al. (2014). Diagnóstico por estado: Campeche. En M. L. Martínez, P. Moreno-Casasola, I. Espejel, O. Jiménez-Orocio, M. D. M. Infante y N. Rodríguez-Revelo (Eds.), *Diagnóstico de las dunas costeras de México* (pp. 169–180). México D.F.: Semarnat-Conafor.
- Loss, S. R. y Marra, P. P. (2014). Estimation of bird-vehicle collision mortality on U.S. roads. *The Journal of Wildlife Management*, 78, 763–771. <https://doi.org/10.1002/jwmg.721>
- Medrano-Vizcaino, P. M. (2015). *Efecto de las carreteras en la mortalidad de vertebrados en un área megadiversa: Los Andes tropicales del Ecuador (Tesis de Maestría)*. Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito, Ecuador.
- Narango, D. L., Tallamy, D. W. y Marra, P. P. (2017). Native plants improve breeding and foraging habitat for an insectivorous bird. *Biological Conservation*, 213, 45–50. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.06.029>
- Northrup, J. M., Pitt, J., Muhly, T. B., Stenhouse, G. B., Musiani, M. y Boyce, M. S. (2012). Vehicle traffic shapes grizzly bear behaviour on a multiple-use landscape. *Journal of Applied Ecology*, 49, 1159–1167. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02180.x>
- Ortega, C. P. (2012). Chapter 2: Effects of noise pollution on birds: A brief review of our knowledge. *Ornithological Monographs*, 74, 6–22. <https://doi.org/10.1525/om.2012.74.1.6>
- Pohler, T. (2018). The pairwise multiple comparison of mean ranks package (PMCMR). R package. <https://CRAN.R-project.org/package=PMCMR>
- Prasad, R. S. y Sapha, G. M. (2007). Road kills: assessing insect casualties using flagship taxon. *Current Science*, 92, 830–843.
- QGIS Development Team. (2017). QGIS Geographic Information System. *Open Source Geospatial Foundation Project*. <http://www.qgis.org/>
- R Development Core Team. (2018). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>
- Ramírez, M. I., Miranda, R., Zubieta, R. y Jiménez, M. (2007). Land cover and road network map for the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico, 2003. *Journal of Maps*, 3, 181–190. <https://doi.org/10.1080/jom.2007.9710837>
- Romeu, E. (2000). Mariposas mexicanas: los insectos más hermosos. *Biodiversitas*, 28, 7–10.
- Rosa, C. A. y Bager, A. (2013). Review of the factors underlying the mechanisms and effects of roads on vertebrates. *Oecologia Australis*, 17, 6–19. <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1701.02>
- Semarnat (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2010). NOM-059-SEMARNAT-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*. Diario Oficial de la Federación, México.
- Snow, N. P., Andelt, W. F. y Gould, N. P. (2011). Characteristics of road-kill locations of San Clemente island foxes. *Wildlife Society Bulletin*, 35, 32–39. <https://doi.org/10.1002/wsb.4>
- Summers, P. D., Cunningham, G. M. y Fahrig, L. (2011). Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? *Journal of Applied Ecology*, 48, 1527–1534. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02041.x>
- Taylor, B. D. y Goldingay, R. L. (2010). Roads and wildlife: Impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife Research*, 37, 320–331. <https://doi.org/10.1071/WR09171>
- Torres, A., Palacin, C., Seoane, J. y Alonso, J. C. (2011). Assessing the effects of a highway on a threatened species using Before–During–After and Before–During–After–

- Control–Impact designs. *Biological Conservation*, 144, 2223–2232. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.05.014>
- Trombulak, S. C. y Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14, 18–30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- Villalobos-Zapata, G. J. y Mendoza-Vega, J. (2010). La biodiversidad en Campeche: estudio de estado. Campeche: Conabio/ UAC/ ECOSUR.