

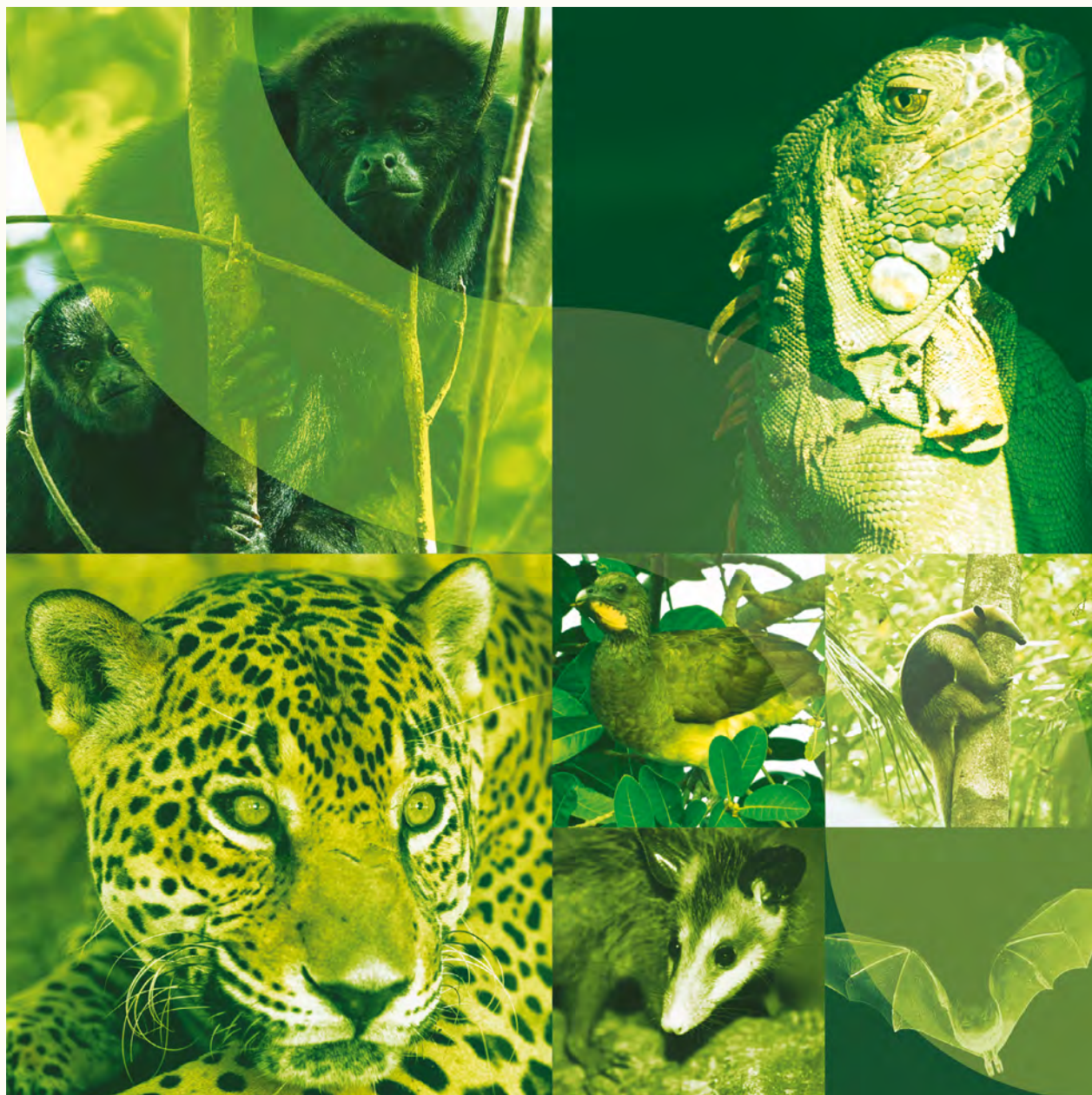
Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas

Estudios de caso para el sureste de México

Editores

Jorge A. Benítez

Griselda Escalona-Segura





Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas

Estudios de caso para el sureste de México



Editores

Jorge A. Benítez

Griselda Escalona-Segura

EE
639.90972
L4

Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas: estudios de caso para el sureste de México / editores: Jorge A. Benítez, Griselda Escalona-Segura. - Campeche, Campeche, México: El Colegio de la Frontera Sur, 2021.

732 páginas : fotografías, ilustraciones, mapas, retratos ; 20 x 26.5 centímetros
Incluye bibliografía

E-ISBN: 978-607-8767-32-8

1. Conservación de la vida silvestre, 2. Vías de comunicación terrestre, 3. Atropellamiento de fauna, 4. Espacios naturales protegidos, 5. Fragmentación de hábitats, 6. Impacto ambiental, 7. Reducción de riesgos, 8. Ecología de carreteras, 9. Tren maya, 10. Sureste de México, I. Benítez Torres, Jorge A. (editor), II. Escalona Segura, Griselda (editora).

Fotografías de portada

Mono aullador, jaguar e iguana: Jorge A. Benítez.

Tlacuache y murciélago: José Cu-Vizcarra

Chachalaca: ©Fernando Bautista / iNaturalist

Tamandúa: ©Luca Boscain / iNaturalist

Fotografía de contraportada

"Vista aérea de la vía férrea del Mayab (actualmente tramo 1 del Tren Maya) y carretera estatal Miguel Colorado-Felipe Carrillo Puerto, Campeche", de Jorge A. Benítez

Diseño de portada e interiores: Nieves Dánae Valdés Leija

Corrección de estilo: Eridania González Treviño

Diagramación editorial: Sharon Ramírez Benítez

Apoyo editorial: Martha Yazmín Carrillo Medina

Financiamiento editorial: Ecología Aplicada del Sureste A. C. (EASAC)

Primera edición digital, mayo 2021

Esta publicación fue sometida a un estricto proceso de arbitraje por pares, con base en los lineamientos establecidos por el Comité Editorial de El Colegio de la Frontera Sur.

D. R. © El Colegio de la Frontera Sur
Av. Centenario km 5.5, C. P. 77014
Chetumal, Quintana Roo, México
www.ecosur.mx

Se autoriza la reproducción de esta obra para propósitos de divulgación o didácticos, siempre y cuando no existan fines de lucro, se cite la fuente y no se altere el contenido (favor de dar aviso: llopez@ecosur.mx). Cualquier otro uso requiere permiso escrito de los editores.

Hecho en México / *Made in Mexico*

Contenido

Prefacio

Dr. Nigel Waters | Profesor Emérito Universidad de Calgary

Sección I. Marco teórico

23 Capítulo I.1

Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global

Jorge A. Benítez | Shelley M. Alexander | Gilberto Pozo-Montuy | Marlen Sánchez-Acuña

61 Capítulo I.2

Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna

Jorge A. Benítez | Shelley M. Alexander | Gilberto Pozo-Montuy | Gabriel Téllez Torres

94 Capítulo I.3

Ecología del movimiento de la fauna: consideraciones para el sureste mexicano

R. Reyna-Hurtado

107 Capítulo I.4

Técnicas de monitoreo de vertebrados terrestres aplicadas a proyectos de infraestructura vial

Alexis Herminio Plasencia-Vázquez | José D. Cú-Vizcarra

166 Capítulo I.5

Vías de comunicación, reordenamiento territorial y reconfiguración de las (in)movilidades humanas en la península de Yucatán y la frontera sur de México

Sergio Prieto Díaz | Jorge A. Benítez | Alejandrina Leal Gómez

Sección II. Impacto ambiental de las vías de comunicación sobre las ANP: estudios de caso

206 Capítulo II.1

Escenarios de pérdida de cobertura arbórea en la cuenca baja del Usumacinta, en Tabasco: impactos demográficos y de las vías de comunicación en la región

J. Alberto Gallardo-Cruz | Ana Fernández-Montes de Oca

219 Capítulo II.2

Fuentes de contaminación atmosférica de la carretera 186 y efecto de borde en las áreas naturales protegidas de Calakmul y Balam-kú

Leonel E. Amábilis-Sosa | Jorge A. Benítez | Jaime Rendón von Osten

235 Capítulo II.3

Contaminación por ruido de fuentes fijas y móviles en el área de protección de flora y fauna Laguna de Términos

Jorge A. Benítez Torres | Alexis Herminio Plasencia-Vázquez | Leonel E. Amábilis-Sosa
José D. Cú-Vizcarra | Daniel Samarrón | Ármin Puch | Marcos L. Ehúan

253 Capítulo II.4

Distribución de especies en la zona de efecto de la carretera 186, en la región de Calakmul

Typhenn A. Brichieri-Colombi | Shelley M. Alexander

273 Capítulo II.5

Mortalidad de fauna por atropello sobre la carretera 186, en las reservas de Calakmul y Balam-kú, Campeche, México

Marlen Sánchez-Acuña | Jorge A. Benítez

304 Capítulo II.6

Atropellamiento de fauna silvestre en la carretera Villahermosa-Zacatal, subtramo Atasta, dentro del APFF Laguna de Términos

Gilberto Pozo-Montuy | Carlos C. Guzmán Aguirre | Gabriel Téllez Torres | Román Peralta Munguía

320 Capítulo II.7

Impacto por atropellamiento cerca de la cueva el Volcán de los Murciélagos, en Calakmul, Campeche, México

Jorge A. Vargas-Contreras | José D. Cú-Vizcarra | Griselda Escalona-Segura | Leonardo J. López-Damián | Joaquín Arroyo-Cabrales | Rodrigo A. Medellín

348 Capítulo II.8

Puntos de alta siniestralidad de vertebrados en la carretera costera de Tabasco

Coral Jazvel Pacheco Figueroa | Ruth del Carmen Luna Ruiz | Juan de Dios Valdez Leal
Joel C. Saenz | Elías José Gordillo Chávez | Eduardo Moguel Ordoñez | Lilia María Gama
Campillo | Ena Edith Mata Zayas | Luis José Rangel Ruiz Juárez | Víctor Manuel Santiago Plata

368 Capítulo II.9

Mortalidad de serpientes por atropellamiento en un área aledaña a la reserva estatal del Santuario del Manatí, Quintana Roo, México

J. Rogelio Cedeño-Vázquez | Gunther Köhler | Pablo M. Beutelspacher-García

379 Capítulo II.10

Atropellamiento de vertebrados en la carretera Kinchil-Celestún, Yucatán

Pedro E. Nahuat-Cervera | Alberto González-Gallina | J. Rizieri Avilés-Novelo | J. Rogelio Cedeño-Vázquez

393 Capítulo II.11

Las vías de comunicación y la fauna feral

Salomé Cabrera Romo | Edwin Hernández Pérez

Sección III. Medidas de mitigación, avances y retos

411 Capítulo III.1

Medidas de mitigación para la fauna silvestre aplicables a la construcción de carreteras en áreas naturales protegidas

Alberto González-Gallina | José Gabriel Téllez Torres

450 Capítulo III.2

Actividad relativa de mamíferos silvestres en pasos no específicos de fauna de la carretera 186, en la reserva de la biosfera de Calakmul y la zona sujeta a conservación Balam-kú, Campeche, México

Marlen Sánchez-Acuña | Jorge A. Benítez

474 Capítulo III.3

Monitoreo preobra como información base para la mitigación de los impactos ambientales sobre la fauna silvestre en áreas naturales protegidas: el caso del libramiento Atasta, en Campeche, México

Gilberto Pozo-Montuy | Gabriel Téllez Torres | Carlos C. Guzmán Aguirre | Mario A. Gómez Ponce

516 Capítulo III.4

Medidas de mitigación para la protección de fauna terrestre en la carretera Cedral-Tintal-Playa del Carmen, en Quintana Roo, México

Mircea G. Hidalgo-Mihart | Alberto González-Gallina | Freddy Pérez-Garduza | Jesús A. Iglesias-Hernández | Adán Oliveras de Ita | Andrés Chacón-Hernández | Octavio Vázquez-Zúñiga

532 Capítulo III.5

Elementos de evaluación ambiental estratégica para el proyecto Tren Maya

Jorge A. Benítez | Shelley M. Alexander

576 Capítulo III.6

Impacto de la vía férrea y del crecimiento turístico asociado al Tren Maya: medidas de mitigación y cambios al diseño para las reservas de Calakmul y Balam-kú

Jorge A. Benítez. | Gilberto Pozo-Montuy | Shelley M. Alexander | Jorge A. Vargas-Contreras | Griselda Escalona-Segura | Marlen Sánchez-Acuña | Alberto González-Gallina | Sergio Prieto Díaz

635 Capítulo III.7

Los sistemas agroforestales como medida de mitigación de la fragmentación causada por las vías de comunicación en la península de Yucatán

Benito Dzib Castillo

Sección IV. Conclusiones

653 Capítulo IV.1

Tendencias del impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre: conclusiones para las ANP del sureste de México y previsiones ante el Tren Maya

Jorge A. Benítez | Coral Jazvel Pacheco | Griselda Escalona-Segura | Gilberto Pozo-Montuy | Shelley M. Alexander | María C. Sánchez-González | Rigoalberto Calam-Yam

Anexos

706 Anexo taxonómico de especies atropelladas

Griselda Escalona-Segura | Jorge A. Vargas-Contreras

726 Directorio

Prefacio

Los datos de la División de Estadística de las Naciones Unidas indican que México es el decimotercer país más grande del mundo y solo posee alrededor del 1.3 % de la superficie terrestre total. A pesar de comprender esta pequeña superficie, México es el reservorio del 12 % de todas las especies de mamíferos del mundo, el 12 % de las aves y aproximadamente el 9 % de los reptiles y anfibios, con una asombrosa cantidad de 2,800 especies de vertebrados. El libro *Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México* se centra en las áreas naturales protegidas (ANP) de los cuatro estados del sureste de México: Campeche, Yucatán, Quintana Roo y Tabasco. Hay buenas razones para esto: en primer lugar, los cuatro estados albergan un gran porcentaje de vertebrados terrestres de México; en segundo lugar, la región está atravesada por una gran red de carreteras y otras infraestructuras de transporte y comunicaciones; en tercer lugar, de manera constante, las selvas se han estado transformando en tierras de cultivo y otros usos humanos; y, finalmente, existe una floreciente industria turística que impacta negativamente el medio ambiente natural. De particular interés es la consideración del libro sobre el nuevo Tren Maya, cuya construcción ha comenzado y continuará llevándose a cabo en los próximos años.

Los editores de este extraordinario libro, los profesores Jorge Benítez y Griselda Escalona-Segura, han reunido un equipo de académicos y consultores ambientales de gran reputación, nacional e internacional, para considerar todos los aspectos de la biología de la conservación y la ecología de carreteras y ferrocarriles de esta importante región.

Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas será de gran interés para todos los académicos preocupados en la biodiversidad actual de México y, también, será una contribución sumamente importante para los ecólogos y biólogos de la conservación de todo el mundo. Además, cualquier persona preocupada por el medio ambiente encontrará este libro como una lectura inmensamente instructiva y agradable.

La sección I incluye cinco capítulos que proporcionan el marco teórico para toda la obra. El capítulo inicial ofrece una revisión de la literatura mundial sobre el impacto de las carreteras y los ferrocarriles en la fauna silvestre dentro de las ANP. Los cuatro autores de este capítulo son reconocidos expertos en su campo y, uno de ellos, la doctora Alexander, ha trabajado en varios países y continentes, por lo que su investigación se cita internacionalmente

y en diversos idiomas. Este primer capítulo (I.1) es útil para proporcionar los antecedentes teóricos generales para los estudios de caso que se incluirán en las secciones que le siguen, pero también es extremadamente valioso en sí mismo y es probable que sea citado ampliamente por otros investigadores en el campo. En el capítulo, los impactos negativos de las vías de comunicación se agrupan en cuatro clases principales: eliminación del hábitat, efectos de barrera, deterioro del hábitat y efectos de atracción que aumentan la mortalidad de la vida silvestre.

Los factores que afectan el nivel de impacto provocado por las vialidades sobre la vida silvestre se analizan en el segundo capítulo (I.2). Se observa que muchos de estos factores son específicos del sitio y, por lo tanto, también lo son de un momento y lugar determinados.

En el tercer capítulo de la sección de apertura (I.3), el investigador Reyna-Hurtado describe cómo la nueva disciplina científica “ecología del movimiento”¹ se puede utilizar para proporcionar una comprensión del impacto que los caminos causan sobre las especies en peligro de extinción en las áreas protegidas del sureste de México. La enorme variación y los requisitos para las áreas de distribución del jaguar (500 km²), el pecarí de labios blancos por grupo (100-200 km²) y el tapir (24 km²) se ilustran en la figura 1 de este capítulo.

En el siguiente capítulo (I.4), los investigadores Plasencia-Vázquez y Cú-Vizcarra discuten las técnicas de monitoreo de vertebrados terrestres para proyectos de infraestructura vial, que será de gran interés general. En esta contribución, se explican tanto métodos directos (v. g. trampas para animales), como recuentos de puntos, transectos y procesos de búsqueda intensiva. La detección acústica, las estaciones olfativas y las trampas fotográficas son los principales procedimientos indirectos discutidos. Además, se revisan las metodologías para las tasas de atropellamientos, un tema que recientemente ha sido abordado en un entorno similar por Filius *et al.* (2020).

Los autores señalan que cada tipo de infraestructura de comunicación y transporte tiene sus propias características específicas y, en consecuencia, cada uno necesita sus propios programas y procedimientos de monitoreo particulares. Las fotografías son una característica especialmente digna de mención de este capítulo: las imágenes de los animales atropellados son lamentables, las de los animales vivos, que rara vez se ven en su hábitat, son inspiradoras y las fotos de las diversas formas de trampas y dispositivos de monitoreo son bastante informativas.

¹ Uno de los primeros libros en integrar los estudios sobre la ecología del movimiento de mamíferos neotropicales es el de Rafael Reyna-Hurtado y Colin Chapman: *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals. Focus on Social Animals*: <https://www.springer.com/gp/book/9783030034627#aboutBook>

El quinto capítulo (I.5) de la primera sección relata los aspectos históricos del proceso de expansión económica de la región, especialmente el desarrollo de rutas de transporte y comunicación, y describe cómo esto resultó en el desplazamiento de quienes ya vivían en las áreas impactadas. Los autores relacionan este proceso con el concepto de *destino manifiesto*, por el cual los pueblos coloniales de América desplazaron a las comunidades indígenas existentes, en la medida en que aquellos se trasladaban hacia el oeste desde la costa este. Dicho concepto está muy bien ilustrado en la figura 8 de este capítulo, que corresponde a una reproducción de alta resolución a todo color de la pintura *American Progress*, de John Gast. Esta es una de las imágenes más detalladas que he visto y muestra claramente el impacto de la infraestructura de transporte y comunicación en el desplazamiento de las comunidades indígenas. Tal y como el historiador de arte Aby Warburg comenta: “el diablo está en los detalles.” La inclusión de la pieza de Gast me pareció personalmente interesante, porque utilicé la misma imagen como ilustración en un texto escolar del que fui coautor hace muchos años (Zielinski y Waters, 1990, p.55). Pero, lamentablemente, la reproducción en ese libro de texto fue solo en blanco y negro.

Donno (2017) proporciona un análisis detallado de la pintura de Gast que seguramente hará eco con lo discutido por los autores de este capítulo. El análisis foucaultiano de Donno utiliza el conocido ensayo *The Significance of the Frontier in American History* (Turner, 1920). Donno cita a Turner explicando que, en la pintura de Gast, “el camino que recorren los búfalos se convierte en un camino para los indios. Estos senderos luego se ensanchan en carreteras y finalmente se convierten en ferrocarriles” (p. 1). Muchos lectores podrían ver que el Tren Maya, el cual es uno de los temas principales de este capítulo, recorre un camino similar para el proceso del *destino manifiesto* que casi lleva a la extinción del búfalo. El Tren Maya ha recibido una amplia discusión en los medios. Ver, por ejemplo, el artículo de *El Universal* (Domínguez, 2018, 11 de diciembre), y más recientemente en el *Yucatan Times* (2020), donde se ha publicado una petición en contra de la construcción del Tren Maya en su forma actualmente prevista.

Finalmente, se puede señalar que algunas de las contribuciones más importantes de este capítulo son los numerosos mapas que se utilizan para fundamentar la discusión y los análisis igualmente significativos de los impactos de los “megaproyectos” actuales sobre los habitantes de la península de Yucatán y el sur, región fronteriza. Además del Tren Maya, un segundo megaproyecto es el corredor ferroviario Transístmico de Tehuantepec. La escala de este proyecto es inmensa.

Business News Americas entrevistó recientemente a Héctor Ramírez Reyes, director de la agencia a cargo del “Programa para el Desarrollo del Istmo de Tehuantepec” (*BNamericas*, 2020), quien afirmó que, además del ferrocarril mejorado que cruza el istmo, habrá 10

“polos de desarrollo” con parques industriales y una red de carreteras de primer nivel con un sistema de alimentación completo que proporcionará acceso municipal a estas vías. Ramírez declara que junto con el impacto económico también se está considerando el impacto ambiental por ser “una zona delicada y muy dañada ambientalmente”. Más adelante sostiene que el objetivo es fortalecer el “capital natural del área, en el sentido más amplio, los recursos naturales y la biodiversidad del ecosistema” (BNamericas, 2020). Es esto último lo que lleva a la necesidad de realizar estudios referentes al daño potencial sobre la biodiversidad de los ecosistemas, ocasionado por estos nuevos proyectos ferroviarios y viales, lo que hace que el capítulo de los doctores Sergio Prieto, Jorge Benítez y Alejandrina Leal sea una contribución de enorme importancia.²

La segunda sección del libro (II) se conforma de una serie de estudios de caso que describen el impacto ambiental de las vías de comunicación en el sureste de México. El capítulo de apertura (II.1) de Alberto Gallardo-Cruz y Ana Fernández-Montes de Oca es un estudio de caso de cómo las rutas de transporte y comunicación impactan en la cuenca del Bajo Usumacinta. Estos autores utilizan *Land Use Change Modeler*, del paquete IDRISI GIS. Ese módulo permite la simulación de la pérdida de hábitat entre 2013 y 2030. Esta es una investigación original realmente excelente y presenta al lector (estudiante o investigador, empleado del gobierno o académico) un segundo paquete de software SIG (diferente a ArcGIS), que es muy funcional, económico y ampliamente utilizado. Los autores concluyen que existe una necesidad permanente de modelos y datos que permitan el monitoreo constante del medio. Esta es una declaración importante, ya que el libro muestra que la experiencia está disponible. Lo que ahora se requiere es que los gobiernos locales y nacionales apoyen este tipo de investigación e implementen sus hallazgos con respecto a la protección del medio ambiente.

El segundo capítulo de esta sección (II.2), Leonel Amábilis-Sosa, Jorge A. Benítez y Jaime Rendón von Osten describen los efectos de borde provocados por la carretera 186 en la reserva de Calakmul. Este es otro excelente caso de estudio que descubre, en parte, que las propiedades fisicoquímicas del suelo se ven afectadas por metales pesados e hidrocarburos más allá de la carretera, hallazgo que enfatiza los efectos ambientales extensivos de la vialidad.

Además de Amábilis-Sosa y Benítez, el tercer capítulo (II.3) tiene como coautores a Alexis Herminio Plasencia-Vázquez, José D. Cú Vizcarra, Daniel Samarrón, Ármin Puch y Marcos L. Ehúan. En este capítulo se presentan los resultados de otro efecto de borde, el ruido, y esta vez en la región de Calakmul y la Laguna de Términos. La investigación aquí presentada hace uso del paquete ArcGIS, líder en la industria, de la compañía ESRI.

² Los lectores encontrarán muy útil el acceso a la tesis doctoral del investigador Prieto, que se cita en las referencias de sus capítulos.

Específicamente, el módulo de mapeo de sonido se utiliza para determinar que, dependiendo de las condiciones ambientales locales de la vegetación y el terreno, el ruido de una carretera puede no volver a los niveles ambientales normales hasta una distancia de 350 metros. También se observa que, aunque la mayoría de la fauna no se ve afectada por estos niveles de ruido, la fauna sensible, como los felinos, puede presentar un comportamiento de evasión. Una vez más, los mapas a todo color, los diagramas, las ilustraciones, la discusión y las recomendaciones asociadas, se suman a la utilidad de esta investigación.

El software ArcGIS también se utiliza en el cuarto capítulo (II.4) de la sección II, donde las doctoras Typhenn Brichieri-Colombi, de la Sociedad Zoológica de Calgary, y Shelley Alexander estudian la distribución de especies de vida silvestre en la zona de efecto, alrededor de la carretera 186, en la región de Calakmul. Este artículo presenta al lector algunas pruebas estadísticas no paramétricas útiles que se pueden implementar de manera efectiva en la investigación de hábitats de vida silvestre: estas incluyen las pruebas *U* de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney, que se utilizan en virtud de que no hacen suposiciones sobre la normalidad de la distribución de los datos; también se emplean para analizar datos de cámaras trampa y huellas en la zona de efecto de la carretera. Este capítulo será de gran utilidad para los investigadores de la vida silvestre, tanto estudiantes como profesores, al proporcionar evidencia de cómo las diferentes especies se distribuyen en función de una estructura vial.

Las tasas de atropellamientos de fauna silvestre son el tema de los seis estudios de caso en los capítulos II. 5, II. 6, II. 7, II. 8, II. 9 y II. 10. El atropello se ha reconocido desde hace mucho tiempo como la principal causa de mortalidad de la fauna silvestre (Seiler y Helldin, 2006). Los detallados y meticulosos estudios de caso sobre este problema en el sureste de México serán de una utilidad excepcional, ya que es bien sabido que determinar la verdadera mortalidad de diferentes especies es particularmente difícil, porque los restos de algunas de ellas son más difíciles de detectar. Por ejemplo, los cadáveres de serpientes (discutidos específicamente en el Capítulo II. 9 por Cedeño-Vázquez *et al.*), anfibios y aves pequeñas son más difíciles de detectar en comparación con los grandes mamíferos (Monge- Nájera, 2018). Monge-Nájera hace hincapié sobre el hecho de que hay pocos estudios de atropellos de vida silvestre en ecosistemas tropicales, por lo que los estudios de caso aquí reportados serán particularmente bienvenidos entre la comunidad académica y es bueno ver que su investigación está referenciada tanto en los capítulos II. 9 y II. 10, como en otras partes del libro.

El capítulo II. 5, de Sánchez-Acuña y Benítez, analiza las tasas de atropellamiento en la región selvática, poco poblada, de Calakmul-Balam Kú, mientras que el capítulo II. 6, de Pozo-Montuy *et al.*, hace lo propio en una zona semiurbana de humedales en el ANP Laguna

de Términos. Los datos de estos dos trabajos ilustran las semejanzas de especies que son atraídas por las carreteras y altamente atropelladas, a la vez que muestran las diferencias en la composición de las especies originadas por los hábitats circundantes.

El Capítulo II. 7, de Jorge Vargas-Contreras *et al.* se ocupa del efecto de los murciélagos muertos en la carretera 186, nuevamente en la región de Calakmul. En este estudio de caso, se utiliza una prueba de chi-cuadrada para mostrar que, de los 933 murciélagos muertos, de 12 especies diferentes, la proporción de hembras fue significativamente mayor. Una vez más, se muestra al lector que una prueba estadística ampliamente utilizada puede determinar los efectos significativos del impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre.

El Capítulo II. 8 en esta sección, de Coral Pacheco *et al.*, analiza las ubicaciones de alta tasa de accidentes para los vertebrados en la carretera costera de Tabasco y examina, entre otros factores contribuyentes, la correlación positiva de la velocidad con los atropellamientos. Este hallazgo se confirma en un artículo reciente de Ferregueti *et al.* (2020), que estudió la distribución espacial y la variación estacional del atropello de mamíferos medianos a grandes, en una carretera en el sureste de Brasil.

En el capítulo II. 10, Pedro Nahuat *et al.*, discuten el atropello en la carretera Kinchil-Celestún, tanto dentro como fuera del ANP de la reserva de la biosfera Ría Celestún. Un aspecto preocupante de los animales atropellados es que se ha observado que algunos conductores se desvían intencionalmente para golpear a animales que están socialmente estigmatizados, como anfibios y reptiles, especialmente serpientes (Resende Assis *et al.*, 2020). Al respecto, se recomiendan como soluciones parciales la realización de campañas de sensibilización y la creación de pasos de fauna.

La sección dos concluye con el capítulo más bienvenido, el de Salomé Cabrera y Edwin Hernández (II.11), sobre el impacto de la fauna salvaje (cerdos y perros) en las ANP, donde también se aborda la relación de la fauna salvaje y las rutas de transporte. La figura 3 de este capítulo muestra datos sobre una gran cantidad de animales que han muerto en la carretera, incluidos los perros. La investigación de Cabrera es un comienzo muy importante en el estudio de la fauna invasora que se ha vuelto salvaje. En una revisión sistemática reciente de Raphaele Pagany (2020), integrado por 645 artículos de investigación que estudian los factores que influyen en el atropellamiento de fauna silvestre y que incluyen datos recopilados y métodos de investigación, ni un solo artículo se centra en la fauna salvaje o las especies invasoras.

La sección tercera (III), “Medidas de mitigación: avances y desafíos”, cuenta con siete capítulos. Esta sección comienza con un artículo de Alberto González-Gallina y Gabriel Téllez (III.1), sobre las medidas de mitigación que deben llevarse a cabo en la construcción de carreteras para proteger la fauna silvestre en ANP. Estos autores consideran una larga

lista de dichas medidas, que incluyen pasos de fauna (superiores e inferiores), la habilitación y construcción de alcantarillas, el aumento de la conectividad de la vegetación, el uso de barreras de sonido, cercos o muros de exclusión, sistemas de detección de animales y reductores de velocidad, entre otros. El desafío se encuentra en que estas medidas de mitigación varían en su efectividad dependiendo de la naturaleza del proyecto y las condiciones ambientales específicas, incluidas la topografía, la vegetación y otras variables.

El documento está particularmente bien ilustrado e informado con muchas tablas y figuras. Especialmente útil es la figura 7, que muestra los gremios de cruce de fauna en función de su movimiento, comportamiento y necesidades fisiológicas al atravesar una estructura. Este énfasis en los gremios fue el foco del trabajo que Shelley Alexander realizó en las Montañas Rocosas de Canadá, utilizando la teoría de Dempster-Shafer y el modelado del peso de la evidencia (*weight-of-evidence modeling*), para determinar que “los requisitos espaciales de las estructuras usadas por la fauna silvestre son específicos de gremios como mínimo y la mitigación debe diseñarse para capturar múltiples gremios” (Alexander *et al.*, 2004, p. 233).

En el segundo artículo de esta sección (III.2), los autores Marlen Sánchez-Acuña y Jorge Benítez revisan la efectividad de los puentes y alcantarillas para el paso de la fauna (un tema más importante ahora en la modelación de hábitats), en un estudio de un año de duración de la carretera 186, en las reservas de Calakmul y Balam-kú. La figura 3 de este artículo muestra los resultados del uso de cámaras trampa para identificar 10 especies diferentes de mamíferos silvestres que emergen de puentes y alcantarillas en imágenes nocturnas. Los investigadores recomiendan aumentar el uso de drenajes, puentes y alcantarillas más allá de los requisitos de ingeniería, para disminuir la probabilidad de que la vida silvestre sea atropellada al cruzar carreteras.

El tercer artículo de la sección tres proporciona un estudio de caso del libramiento de Atasta, en Campeche (III.3). En este capítulo se recomienda el monitoreo biológico antes de la ejecución de cualquier proyecto, ilustrando su efectividad en un estudio notablemente completo de la biodiversidad de la flora y fauna dentro del ANP Laguna de Términos. Dicho estudio incluyó un inventario de aves, mamíferos, reptiles, anfibios, peces y crustáceos. Un aspecto particularmente innovador e interesante de este artículo es el uso que hacen los autores del índice de entropía de Shannon para medir la biodiversidad. Este trabajo es el primer esfuerzo conocido en el que se realizó un monitoreo de un año antes de la construcción del proyecto y, como resultado, pudieron rescatar casi 300 animales individuales, de 21 especies que estaban en riesgo.

El profesor Hidalgo-Mihart *et al.* presentan un estudio pionero de la vida silvestre terrestre (Capítulo III.4), en la Carretera Cedral-Tintal-Playa del Carmen (Quintana Roo). Este es el primer estudio en México donde se examinaron medidas de mitigación

efectivas para reducir el riesgo de atropellamiento de grandes mamíferos (jaguares y pumas). Su investigación dió como resultado que se cambiara la ubicación de 14 de los 28 pasos subterráneos de vida silvestre para aumentar su efectividad. Un logro verdaderamente notable.

Los doctores Benítez y Alexander son coautores del quinto capítulo (III.5) de la sección tres que informa sobre el uso de un SIG a gran escala, 1:50.000, para establecer los elementos primarios de una evaluación ambiental estratégica del proyecto Tren Maya. Este es un plan del gobierno federal que ha sido ampliamente discutido (*Nación* 321, 2018), recibiendo evaluaciones tanto positivas como negativas (ver, por ejemplo, Camargo y Vázquez-Maguirre, 2021). Los investigadores Benítez y Alexander se preocupan aquí por el medio ambiente natural y proporcionan descripciones detalladas de las medidas de mitigación que, si se implementan antes de la construcción principal del ferrocarril, ayudarán a minimizar su impacto en el medio ambiente, y concluyen: “Con la implementación de las medidas de mitigación propuestas a lo largo de este capítulo, el Tren Maya puede convertirse en un proyecto verde y sustentable que establecerá nuevos estándares de construcción para obras similares”, un objetivo verdaderamente loable. Es de esperar que esta investigación detallada y exhaustiva sobre el impacto del Tren Maya y su infraestructura asociada pueda completarse previo a la construcción y antes de que el daño infligido sea irrevocable.

Los cambios en el diseño de la ruta y la infraestructura del Tren Maya donde cruzan las reservas de Calakmul y Balam-kú se consideran en el Capítulo III. 6, que describe una evaluación completa del impacto ambiental de lo que comúnmente se conoce como el “tramo de selva” de la ruta del tren. Se consideran varios aspectos que incluyen la construcción del ferrocarril, su operación una vez que esté en pleno uso, el impacto del nuevo centro urbano-turístico y la evaluación de diferentes alternativas de diseño tanto para el ferrocarril como para el centro turístico. Se toman en cuenta los impactos directos y los indirectos. En el último caso, se incluyeron el efecto de barrera y los efectos de borde de la infraestructura ferroviaria. Este capítulo nuevamente está excepcionalmente bien ilustrado con figuras, tablas, diagramas y gráficos de los análisis estadísticos.

Los autores concluyen que el desarrollo del centro ferroviario y turístico tendrá un impacto ecológico negativo en las reservas de Calakmul y Balam-kú, exacerbando las tendencias existentes de pérdida y fragmentación del hábitat. En esta investigación se señala la necesidad de una serie de medidas de mitigación para aumentar la conectividad del hábitat a lo largo de estos nuevos desarrollos lineales (el ferrocarril y carreteras asociadas), tales como la reforestación, la construcción de pasos de fauna, la rehabilitación de puentes y alcantarillas, la construcción de estructuras para reducir el ruido y barreras para evitar que la fauna silvestre cruce hacia el ferrocarril y las carreteras, junto con restricciones de velocidad.

El estudio de la conectividad del hábitat recibió un gran impulso con la publicación del artículo promotor de Carlos Carroll *et al.* (2012), quienes hicieron uso de gráficos con medidas teóricas de estructura de redes. Para una revisión introductoria de estas técnicas y enfoques, se sugiere al lector que consulte Waters (2006). Para conocer los desarrollos recientes, las técnicas y el software en estos enfoques, podrá consultar Pomianowski y Solon (2020) y Marx *et al.* (2020). Pomianowski y Solon proporcionan una tabla útil y actualizada de programas de cómputo para evaluar la conectividad del paisaje. Los autores justifican la utilidad de su nuevo programa GraphScape al sostener que utiliza un enfoque basado en vectores en lugar del procedimiento más comúnmente implementado en formato ráster. Además, enumeran una serie de ventajas asociadas a la representación vectorial del paisaje, ya que facilita la exposición de los límites entre parches y, por ende, la determinación de su función e influencia. Marx *et al.* adoptan un enfoque completamente diferente y altamente innovador con su código de cadena de Markov de absorción espacial (*spatial absorbing Markov chain* o SAMC) basado en R. Los autores señalan que SAMC comparte similitudes con el análisis de menor costo (*least cost analysis*; Etherington, 2016), el de las rutas más cortas aleatorias (*randomized shortest paths*) y la teoría de circuitos (*circuit theory*).

En un artículo anterior, Fletcher *et al.* (2019) evaluaron el análisis de menor costo y la teoría de circuitos en un estudio de caso de los movimientos de un insecto herbívoro, en 15 paisajes experimentales en proceso de destrucción, y encontraron que el enfoque SAMC superó a los demás al tener en cuenta tanto los movimientos del animal como la mortalidad. Como es ahora cada vez más común, los datos de la publicación de Marx *et al.* está disponible en un repositorio digital y el código en GitHub. Su estudio de caso se enfoca en la pantera de Florida, un carnívoro que tiene aproximadamente tres cuartas partes del tamaño del jaguar mencionado con tanta frecuencia en este libro y que es el felino más grande del hemisferio occidental (Novack y Main, 2003).

El capítulo final (III.7) de la tercera sección, escrito por Benito Dzib Castillo, analiza el uso de sistemas agroforestales (SAF) como medida de mitigación para el hábitat fragmentado en la península de Yucatán. Dzib Castillo señala que los árboles brindan una serie de servicios ecosistémicos, como almacenamiento de CO₂, generación de oxígeno y belleza estética. En consecuencia, si los SAF se integran en tierras agrícolas pueden aumentar la conectividad de un entorno fragmentado. Benito es un destacado experto en esta área de investigación y recientemente contribuyó en un texto histórico sobre este tema: “Experiencias de agroforestería en México” (Rosales Adame *et al.*, 2019).

Las medidas de mitigación que se recomiendan (además de los cambios estructurales en la infraestructura de transporte, como los pasos de fauna) incluyen pagos a los agricultores

que se realizarían por cada árbol plantado en sus tierras agrícolas. La agrosilvicultura tiene una historia larga e interesante y una de las referencias anteriores y más influyentes fue el artículo de King en *Forest Ecology and Management*, donde difunde los beneficios de este enfoque: “Por lo tanto, es necesario idear un sistema de gestión de la tierra que combine las prácticas de la agricultura y la silvicultura, que conserve el ecosistema... Ese sistema es la agrosilvicultura” (King, 1979, p. 161). La aplicación de este sistema en la península de Yucatán para ayudar a proteger la fauna silvestre es ciertamente una idea innovadora que podría implementarse fácilmente utilizando tecnología de sensores remotos y SIG. Un recurso excelente para la ciencia detrás de la agrosilvicultura es la Organización Mundial de Agroforestería (ICRAF, por sus siglas en inglés), que se puede encontrar en la siguiente liga: <https://www.worldagroforestry.org/>

El capítulo final (IV.1) del libro, escrito por los dos editores y varios de los autores que contribuyeron en él, presenta una sinopsis de toda la obra. Como ocurre con los estudios de caso, estas conclusiones representan un ejemplo, un paradigma que describe una metodología completa para evaluar y mitigar el impacto de las vías de comunicación sobre el hábitat de la vida silvestre en el sureste de México. Más específicamente, este capítulo final proporciona un examen y una descripción detallada de la metodología utilizada para evaluar el daño directo e indirecto al hábitat, siendo este último mucho mayor que el primero y con más impacto en el futuro a medida que continúe la construcción del Tren Maya.

Los autores integran un buen conjunto de datos en un modelo de capas SIG (“*layered cake*” *GIS model*), con la red nacional de caminos, la ruta propuesta del Tren Maya, las estaciones de conteo de vehículos, los límites de ANP, el uso de suelo y vegetación, modelos digitales de elevación, entre otras capas, para realizar un análisis espacial integral de la región. Muchos de estos datos provienen del Instituto Nacional de Estadística y Geografía de México (Inegi), siendo digno de mención que los datos recopilados por el gobierno nacional están a disposición de los investigadores.

Especialmente útil e inquietante es el análisis de las tendencias en la pérdida de hábitat durante los últimos 80 años. Este análisis se hizo operativo mediante el uso del complemento MOLUSCE para el software QGIS, un SIG cada vez más popular, cuya utilidad puede ser un ejemplo a seguir por otros investigadores, ya que se trata de un software libre, disponible públicamente. Este análisis de tendencias muestra que en la destrucción total del hábitat que ha ocurrido durante los últimos 200 años es probable que se agregue otro 15 % más cuando se complete la ruta del Tren Maya en solo cuatro años.

En la sección de “Consideraciones finales”, los autores plantean un argumento objetivo y convincente en el uso del enfoque científico descrito en el libro, para desarrollar una infraestructura de comunicación sostenible. Este capítulo y el libro en su conjunto son un llamado a favor de una ecología de carreteras que sea verdaderamente valorada

como una ciencia interdisciplinaria (traslacional), que conjugue conocimiento básico y aplicado, subrayando la necesidad de que sus recomendaciones sean implementadas por todos los niveles de gobierno. Este enfoque sería excelente para el medio ambiente y la economía; los resultados de más de un millón de publicaciones sobre ecología de carreteras no deben ser ignorados. Como afirman los autores, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México (Semarnat) debería funcionar como una “agencia reguladora basada en la ciencia”.

Hacia el final del capítulo se plantea una preocupación por el continuo crecimiento de la industria turística a medida que se desplaza hacia el sur de la costa de Quintana Roo. El modelo de ciclo de vida de un área turística de Butler (1980) se emplea para explicar el crecimiento logístico³ de esta industria. En un artículo posterior, Butler (2010) defiende que los destinos turísticos deben existir dentro de sus límites, no exceder su capacidad de carga y promover el desarrollo sostenible. Esto es exactamente lo que sugieren los autores aquí. Sin embargo, investigaciones recientes (Albaladejo *et al.*, 2021) señalan que en algunos lugares puede haber ciclos de vida sucesivos, como en España, donde se presentaron dos. El primero comprende de 1946 a la década de 1980, incluido un auge en la década de 1960; mientras que el segundo duró desde la década de 1980 e incluyó un rápido crecimiento de 1995 a 2007. Ambos eran curvas logísticas y terminaron con un estancamiento económico.

La pandemia COVID-19 puede haber detenido el crecimiento de la industria turística en el sureste de México, pero si la experiencia de España no es única, otro ciclo de crecimiento puede seguir al final de la pandemia, impulsado por los proyectos del Tren Maya y el aeropuerto de Tulum, con repercusiones desafortunadas para el medio ambiente y la fauna silvestre en el sureste de México. Si esto sucede, la investigación descrita en este libro será aún más oportuna y sus recomendaciones todavía más pertinentes.

El libro está bellamente ilustrado con mapas, fotografías, figuras, diagramas, gráficos y tablas que seguramente aumentarán su atractivo para una audiencia más amplia que los académicos y los funcionarios de los diferentes órdenes de gobierno, que son su audiencia principal.

Nigel Waters, PhD

Professor Emeritus of Geography, *University of Calgary, Canada*

Adjunct Professor, Civil Engineering, *University of Calgary, Canada*

Affiliate Faculty Member, College of Science, *George Mason University, USA*

International Advisor, CREST Big Data Project, *Japan Science and Technology Agency*

³ En el crecimiento logístico, la tasa de crecimiento se reduce cada vez más, conforme el tamaño poblacional se acerca a un máximo impuesto por los recursos limitados del entorno.

Literatura citada

- Albaladejo, I. P.; González-Martínez, M. I. y Martínez-García, M. P.** (2021). A double life cycle in tourism arrivals to Spain: Unit root tests with gradual change analysis. *Journal of Destination Marketing & Management*, 18, p. 100497.
- Alexander, S. M.; Waters, N. M. y Paquet, P. C.** (2004). A probability-based GIS model for identifying focal species linkage zones across highways in the Canadian Rocky Mountains. *Applied GIS and Spatial Analysis*, pp. 233-256.
- BNamericas** (2020). Mexico's Tehuantepec isthmus rail corridor: Much more than a Pacific-Atlantic. <https://www.bnamericas.com/en/interviews/hold-friday-mexicos-tehuantepec-isthmus-rail-corridor-unveils-more-infra-projects> [consultado el 12 de enero de 2021].
- Butler, R. W.** (1980). The concept of the tourist area life-cycle of evolution: implications for management of resources. *Canadian Geographer*, 24 (1), pp. 5-12.
- Butler, R. W.** (2010). Sustainability or Stagnation? Limits on development in tourist destinations. *European Journal of Tourism, Hospitality and Recreation*. I (1), pp. 10-23.
- Camargo, B. A. y Vázquez-Maguirre, M.** (2021). Humanism, dignity and indigenous justice: the Mayan Train megaproject, Mexico. *Journal of Sustainable Tourism*, 29 (2-3), pp. 371-390.
- Carroll, C.; McRae, B. H. y Brookes, A.** (2012). Use of linkage mapping and centrality analysis across habitat gradients to conserve connectivity of gray wolf populations in western North America. *Conservation Biology*, 26 (1), pp. 78-87.
- Donno, J.** (2017). *American Progress-A Foucauldian Discourse Analysis*. MA Media and Communication Studies: Culture, Collaborative Media, and Creative Industries, Faculty of Culture and Society, Malmo University: Sweden. <https://cutt.ly/MjAQcws>
- Domínguez, L.** (2018, 11 de diciembre). Mayan Train a threat to the Yucatán peninsula ecosystem: According to experts, the Mayan Train could jeopardize cave systems and the jaguar population. *El Universal*, <https://www.eluniversal.com.mx/english/mayan-train-a-threat-yucatan-peninsula-ecosystem>
- Etherington, T. R.** (2016). Least-cost modelling and landscape ecology: concepts, applications, and opportunities. *Current Landscape Ecology Reports*, 1(1), pp.40-53.
- Ferregueti, A. C.; Graciano, J. M.; Luppi, A. P.; Pereira-Ribeiro, J.; Rocha, C. F. D. y Bergallo, H. G.** (2020). Roadkill of medium to large mammals along a Brazilian road (BR-262) in Southeastern Brazil: spatial distribution and seasonal variation. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 55(3), pp. 216-225. <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1719006> [consultado el 7 de enero de 2021].
- Filius, J.; Van der Hoek, Y.; Jarrín-V, P. y Van Hooft, P.** (2020). Wildlife roadkill patterns in a fragmented landscape of the Western Amazon. *Ecology and Evolution*, 10(13), pp.6623-6635.
- Fletcher Jr., R. J.; Sefair, J. A.; Wang, C.; Poli, C. L.; Smith, T. A.; Bruna, E. M.; Holt, R. D.; Barfield, M.; Marx, A. J. y Acevedo, M. A.** (2019). Towards a unified framework for connectivity that disentangles movement and mortality in space and time. *Ecology letters*, 22(10), pp. 1680-1689.
- King, K.F.S.** (1979). Agroforestry and the utilisation of fragile ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 2, pp. 161-168.
- Marx, A. J.; Wang, C.; Sefair, J. A.; Acevedo, M. A. y Fletcher Jr, R. J.** (2020). samc: an R package for connectivity modeling with spatial absorbing Markov chains. *Ecography*, 43(4), pp.518-527.
- Monge-Nájera, J.** (2018). Road kills in tropical ecosystems: a review with recommendations for mitigation and for new research. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), pp.722-738.

- Nación 321** (2018). What is the fourth transformation of Mexico that AMLO presumes? <https://www.nacion321.com/elecciones/que-es-la-cuarta-transformacion-de-mexico-que-presume-amlo> [consultado el 9 de enero de 2021].
- Novack, A. J. y Main, M. B.** (2003). *Jaguar: another threatened panther*. University of Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, EDIS. <https://edis.ifas.ufl.edu/pdffiles/UW/UW17600.pdf>
- Pagany, R.** (2020). Wildlife-vehicle collisions-Influencing factors, data collection and research methods. *Biological Conservation*, 251(108758).
- Pomianowski, W. y Solon, J.** (2020). Modelling patch mosaic connectivity and ecological corridors with GraphScape. *Environmental Modelling & Software*, 134, p.104757.
- Resende Assis, J.; Carvalho-Roel, C. F.; Iannini-Custódio, A. E.; Pereira, G. W. y Veloso, A. C.** (2020). Snakes roadkill on highways in the Cerrado biome: an intentional conduct? *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, pp.1-8. In press <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1844942> [consultado el 7 de enero de 2021].
- Rosales J. J.; Cevallos, J.; Castillo, Á. A.; Caamal, A. R.; Dzib, B. B.; Herrera, Á. J.; González, E.; Garduño, E. G.; Sosa, V.; Hernández, G. y López, R.** (2019). *Experiencias de Agroforestería en México*. Red Temática de Sistemas Agroforestales de México: Ciudad de México, México.
- Seiler, A. y Helldin, J. O.** (2006). Mortality in wildlife due to transportation. En: Davenport, J. y Davenport, J. L. (eds.). *The ecology of transportation: Managing mobility for the environment* (pp. 165-189). Springer: Dordrecht.
- Turner, F.** (1920). The Significance of the Frontier in American History. En: F. Turner, (ed.). *The Frontier in American History*, [online] (pp. 3-38). New York: Henry Holt and Company. <http://www.gutenberg.org/files/22994/22994-h/22994-h.htm> Accessed Jan. 5th, 2021.
- Waters, N. M.** (2006). Network and Nodal Indices: Measures of Complexity and Redundancy: A Review. En: Aura Reggiani y Peter Nijkamp (eds.). *Spatial Dynamics, Network and Modelling Edward Elgar* (Chapter 2, pp. 13-33). Cheltenham, UK & Northampton, MA, USA.
- Yucatan Times** (2020). Mayan communities of Campeche deliver 268 thousand signatures against the Mayan Train. <https://cutt.ly/DjARj7n> [consultado el 5 de enero de 2021].
- Zielinski, V. y Waters, N.** (1990). *The United States: An Economic Perspective*. Wiley: New York.

Sección I

Marco teórico



Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global

Jorge A. Benítez | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Shelley M. Alexander | Universidad de Calgary, Canadá

Gilberto Pozo-Montuy | Academia de Ingeniería Ambiental, Tecnológico Nacional de México

Marlen Sánchez-Acuña | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Resumen

El presente capítulo hace una revisión bibliográfica global del impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna, con la intención de establecer un marco teórico aplicable en áreas naturales protegidas. Para ello se dividen los impactos negativos en cuatro grupos fundamentales: a) la eliminación directa e indirecta del hábitat; b) el efecto de barrera causado por la restricción de movimiento y la mortalidad de individuos por atropellamiento; c) el deterioro de la calidad del hábitat por cambios microambientales, contaminación, ruido y la luz artificial, y d) el efecto de atracción causado por la creación de hábitats artificiales y corredores.

Palabras clave: impacto ambiental, fauna, carreteras, vías férreas.

J. A. Benítez

email: info@easac.org.mx

Andador Caracol mz. D, It. 1, fraccionamiento Lavalle Urbina,
San Francisco de Campeche, Campeche, C. P. 24087

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

The current chapter contains a global literature review of roads and railroads' impact on fauna to establish a theoretical framework applicable to protected natural areas. To do this, it categorizes the negative impacts into four central classes: a) the direct and indirect elimination of the habitat, b) the barrier effect caused by the restriction of movement and the mortality of individuals due to collisions with vehicles and trains, c) the deterioration of the habitat quality due to micro-environmental changes, pollution, noise and artificial light, and d) the attraction effect, caused by the creation of artificial habitats and corridors.

Keywords: environmental impact, fauna, roads, railways.

1. Introducción

La construcción y funcionamiento de las vías de comunicación terrestre son factores que modifican drásticamente el paisaje y afectan de manera significativa a la supervivencia de la fauna (Trombulak y Frissell, 2000; Coffin, 2007). Con la excepción de algunas especies de aves y murciélagos, la infraestructura y el tráfico suelen imponer una fuerte barrera a la dispersión de la mayoría de los animales, causando efectos negativos que incluyen la fragmentación de su hábitat, la mortalidad por atropellamiento, el aislamiento de poblaciones y el cambio en los patrones reproductivos (Gutzwiller y Barrow Jr., 2003; Alexander *et al.*, 2005; Arroyave *et al.*, 2006; Glista *et al.*, 2009). En esta confrontación de vías de comunicación frente a la fauna, diversos factores bióticos y abióticos operan de forma sinérgica a través de varias escalas geográficas y temporales, causando una pérdida general del hábitat y una división del paisaje (Seiler, 2001).

Tal y como se verá a lo largo de este capítulo, estos impactos han sido documentados desde la década de 1970 (Trombulak y Frissell, 2000), por lo que, a finales de los 90, Forman y Alexander (1998) acuñaron el término “ecología de las carreteras” (*road ecology*), para referirse al estudio de las carreteras y sus impactos sobre los procesos y estructura de los ecosistemas. De manera reciente, la rápida expansión de la red ferroviaria en Europa, sobre todo de trenes de alta velocidad, ha impulsado la “ecología de vías férreas” (*railway ecology*) (Borda-de-Água, 2017), la cual presenta diferencias importantes en los impactos que genera. Actualmente la ecología de las vías de comunicación terrestres (carreteras y vías férreas) abarca, entre otras ciencias y disciplinas, a la ecología *per se*, genética, geografía, estadística, ingeniería del transporte y la planificación urbana (Coffin, 2007; Borda-de-Água, 2017). En consecuencia, se han publicado numerosos artículos dentro de

estos campos, que describen los efectos sobre la vida silvestre, la fragmentación forestal y el paisaje.

El presente capítulo hace una revisión global de los estudios más relevantes sobre el impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna. Incluye información de publicaciones científicas e incorpora algunos documentos técnicos oficiales, así como literatura “gris” inédita. De esta forma se establece, para los fines de la presente publicación, un marco teórico aplicable en ámbitos geográficos con diversas características, tanto climáticas como de densidad de fauna y de volumen de tráfico. Cabe señalar que no todas las publicaciones se han podido incluir en la revisión y que se han seleccionado solo aquellas que mejor soportan a los diferentes capítulos del presente libro. Se recomienda ampliamente la consulta de otros estudios sobre el tema (Trombulak y Frissell 2000; Coffin, 2007; Forman y Alexander, 1998; Borda-de-Água, 2017).

De manera particular, también se pretende entender el efecto de la infraestructura carretera y ferroviaria sobre áreas naturales protegidas. Estas áreas poseen características que las hacen particularmente vulnerables a los siguientes impactos: a) su estatus de protección propicia una mayor densidad de fauna (Caro, 1999); b) las áreas protegidas a menudo reciben muchos visitantes, lo que a su vez puede aumentar la densidad del tráfico (Garriga *et al.*, 2012), y c) dentro de los límites de las áreas naturales protegidas a menudo existen asentamientos humanos e infraestructura de comunicación, los cuales tienen una dinámica de crecimiento propia, ya sea por el aumento poblacional interno o porque dichas áreas son atravesadas por vías terrestres que resultan prioritarias para el desarrollo regional de otros asentamientos fuera de ellas. A continuación se describen los impactos que pueden generar las vías de comunicación sobre las poblaciones de fauna asociadas a proyectos carreteros y ferroviarios.

2. Impacto de las vialidades sobre la fauna silvestre

Las vías de comunicación terrestre y el tráfico afectan negativamente a las poblaciones de animales mediante numerosos impactos, los cuales pueden distribuirse en cuatro grupos fundamentales (tabla 1): a) pérdida de hábitat: disminuye la cantidad del hábitat, eliminando de manera directa o indirecta los espacios naturales que ocupa la fauna; b) efecto de barrera: impide el movimiento del animal hacia el otro lado de la vía y provoca la mortalidad de individuos debido a las colisiones con vehículos y trenes; c) disminución de la calidad del hábitat adyacente, con lo cual se amplía el efecto de barrera y desalienta el movimiento del animal sin que este tenga contacto con la estructura, y d) efecto de atracción: crea hábitats artificiales y corredores para ciertas especies de fauna.

Tabla 1. Impactos producidos por las vías de comunicación terrestre sobre fauna silvestre.

Impacto	Tipo	Consecuencias
Pérdida de hábitat	<ul style="list-style-type: none"> • Eliminación directa • Eliminación inducida 	<ul style="list-style-type: none"> • Fragmentación del paisaje y aislamiento de las poblaciones
Efecto de barrera Restricción del movimiento	<ul style="list-style-type: none"> • Bloqueo del movimiento • Mortalidad por atracción • Mortalidad incidental 	<ul style="list-style-type: none"> • Aislamiento genético de las poblaciones • Limitación al acceso de recursos (agua, comida) • Reducción del tamaño de las poblaciones
Disminución de la calidad del hábitat Disuasión del movimiento	<ul style="list-style-type: none"> • Cambios microambientales • Contaminación • Ruido • Iluminación 	<ul style="list-style-type: none"> • Reducción del hábitat y las poblaciones
Efecto de atracción Persuasión del movimiento	<ul style="list-style-type: none"> • Formación de hábitats artificiales • Formación de corredores • Dispersión de especies exóticas 	<ul style="list-style-type: none"> • Cambios en la población • Cambios en la dispersión • Depredación, transmisión de enfermedades e hibridación

2.1. Pérdida de hábitat

En términos simples, las vías de comunicación terrestre eliminan áreas de vegetación y dividen el paisaje en una serie de partes discretas, teniendo como resultado la reducción de la conectividad de los ecosistemas naturales, es decir, la fragmentación del hábitat (Saunders *et al.*, 2002). Cuando los hábitats se dividen en fragmentos más pequeños y estos quedan aislados por una matriz con condiciones menos favorables a lo que las especies toleran, las poblaciones de fauna silvestre, que anteriormente estaban conectadas, se subdividen (Corlatti *et al.*, 2009). Por lo tanto, dentro de los fragmentos de vegetación, producto de la red de carreteras y ferrovías, queda una serie de subpoblaciones de varias especies de fauna, cuyos individuos necesitan desplazarse a otros fragmentos, para lograr una mezcla ideal de genes y además tener la posibilidad de recolonizar áreas donde la especie se encuentre localmente extinta (Jaeger *et al.*, 2015). Dicho movimiento se ve fuertemente limitado cuando la separación de los fragmentos es amplia o las vías de comunicación representan una barrera impermeable. Es por ello que, dependiendo del grado de fragmentación, algunas de las subpoblaciones creadas por las carreteras y ferrovías pueden presentar una reducción de la diversidad genética (endogamia) y volverse, con el paso del tiempo, más susceptibles a eventos estocásticos que causen su extinción local (O'Brien, 2006). En este sentido, se ha demostrado que la fragmentación tiene efectos negativos importantes sobre la biodiversidad (Fahrig, 2002 y

2003; Watson, 2005), tales como cambios en la composición de plantas y animales (Dirzo, 2001; Kupfer *et al.*, 2006; Cushman, 2006), alteraciones en la relación presa-predador y disminución en la dispersión de genes de metapoblaciones (Broadbent *et al.*, 2008). Este tipo de impactos se ha reportado puntualmente para anfibios (Reh y Seitz, 1990; Fahrig *et al.*, 1995; Hels y Buchwald, 2001), reptiles (Gibbs y Shriver, 2005; Steen y Gibbs, 2004), aves y mamíferos pequeños (Andrén, 1994; Winter *et al.*, 2000a y 2000b; Erritzoe *et al.*, 2003), así como para murciélagos (Quesada *et al.*, 2004; Kerth y Melbert, 2009; Estrada-Villegas *et al.*, 2010) y mamíferos mayores (Estrada y Coates-Estrada, 1996; Swihart *et al.*, 2001; Riley *et al.*, 2006).

La pérdida de hábitat causada por la construcción de vías de comunicación terrestre puede dividirse en dos tipos: a) la eliminación directa, causada por la construcción y adecuación del derecho de vía y b) la eliminación inducida, provocada por el fomento a la colonización que dan estas vías de comunicación.¹ Como se verá más adelante, la pérdida de calidad del hábitat por otros factores (ruido y contaminación) también representa en sí una pérdida neta del entorno natural para la biota, al alterar las condiciones naturales adyacentes a la carretera y desalentar la ocupación de dichos sitios.

2.1.1. Eliminación directa

La construcción de nuevos caminos, carreteras y vías férreas representa una conversión neta del uso del suelo, que provoca la pérdida del hábitat y su conectividad (Saunders *et al.*, 2002). Esta pérdida directa de hábitat tiene un efecto negativo en muchas poblaciones de vida silvestre, las cuales son eliminadas o afectadas físicamente (Trombulak y Frissel, 2000). Cuando las redes viales se expanden en el territorio de la vida silvestre, se crean “islas terrestres” de hábitat rodeadas por una matriz de tierras alteradas y de menor calidad (Crist *et al.*, 2005). Dependiendo de la geometría de la vía, el espacio que los caminos, carreteras y ferrovías ocupan varía entre 2 y 4 ha/km, alcanzando hasta 6 y 10 ha/km para el caso de las autopistas (Hernández *et al.*, 2000). Las carreteras rurales estrechas ocupan menos superficie por kilómetro, pero como estas vías son más frecuentes que las autopistas, su efecto, combinado con el paisaje, puede ser considerablemente mayor (Seiler, 2001).

Como es de esperarse, la pérdida de hábitat debido a la infraestructura es más significativa a nivel local, ya que en escalas más amplias se convierte en un problema menor, comparado con otros usos de la tierra. Incluso en los países más densamente poblados como los de Europa, la superficie total ocupada por las vías de comunicación es inferior a 5-7 % (Seiler, 2001). Sin embargo, si se incluyen todas las características asociadas, tales como bordes de caminos, terraplenes y taludes, lugares de estacionamiento, gasolineras o pasos peatonales,

¹ Vid. Capítulo II. 1 Escenarios de pérdida de cobertura arbórea en la cuenca baja del Usumacinta, en Tabasco: impactos demográficos y de las vías de comunicación en la región.

el área total designada para el transporte es varias veces mayor que la superficie acondicionada de los corredores. En este punto es importante señalar que la fragmentación causada por la construcción de vías de comunicación difiere de otros procesos naturales como la formación de claros en la vegetación (caída natural de los árboles) o episodios incidentales de fuego. Aunque los cambios en el microclima a lo largo de las vías terrestres son menos extremos que los claros de vegetación o los incendios forestales, las vías terrestres impactan fuertemente en la matriz circundante debido a su naturaleza física abrupta y su carácter permanente (Saunders *et al.*, 2002).

2.1.2. Eliminación inducida

Además de la pérdida de hábitat que implica la construcción de vías de comunicación terrestre *per se*, estas son un factor que motiva la colonización de nuevas tierras y, por ende, exacerba los procesos de deforestación (Seiler, 2001; Saunders *et al.*, 2002; Kaimowitz y Angelsen, 1998; De Luca, 2007). Aunque la eliminación inducida se considera un efecto secundario de las vías, su impacto puede ser de mayor alcance que la infraestructura misma. Por ejemplo, diversos estudios señalan que las tasas de deforestación más altas ocurren dentro de los primeros 10 km adyacentes a las vías de comunicación terrestre (Laurance *et al.*, 2001; Southworth *et al.*, 2011; Selva *et al.*, 2015). Este proceso es especialmente dinámico en zonas tropicales donde se practica la agricultura de roza-tumba y quema, junto con la ganadería extensiva, cuya expansión depende directamente del acceso que proporcionan los caminos a nuevas áreas agropecuarias (Laurance *et al.*, 2001; Chomitz y Gray, 1996; Geist y Lambin, 2001; Laurance *et al.*, 2002; Amor y Christensen, 2007; Laurance, 2015). Consecuentemente, las vías de comunicación terrestre brindan acceso a áreas naturales de vegetación que, de otro modo, estarían cerradas y facilitan las perturbaciones humanas como la tala, la minería, la agricultura y el desarrollo urbano (Strittholt y Dellasala, 2001).

Otra forma de eliminación de hábitat inducida por las vías terrestres está relacionada con la ubicación del trazo y la geometría de la obra, las cuales pueden interrumpir o inhibir importantes procesos naturales como la dispersión de semillas y los flujos hidrológicos, repercutiendo así en ámbitos geográficos más amplios. Uno de los ejemplos más claros de esta situación es el impacto que las vías de comunicación pueden tener sobre los humedales que atraviesan (Findlay y Bourdages, 2000). Estos ecosistemas se localizan en la transición de ambientes acuáticos a terrestres, por lo que pueden ser alterados al presentarse cambios sutiles en su pulso de inundación. De esta forma, el terraplén y otras infraestructuras asociadas pueden alterar la hidrología local, ocasionando impactos que van desde cambios en la estructura de la comunidad, hasta la pérdida de importantes áreas de humedal por desecación o por inundaciones extremas (Burkett y Kusler, 2000). En este mismo sentido, la ubicación y

trayecto de carreteras, caminos y ferrovías, a través de taludes, pueden drenar los acuíferos, aumentar el riesgo de erosión del suelo y modificar los regímenes de perturbación en las redes riparias (Jones *et al.*, 2000). Aunado a lo anterior, el uso desmedido de cuerpos de agua naturales como suministro para la construcción de la misma vía afecta significativamente a la ecología local. Este impacto presenta mayores consecuencias en regiones con valores bajos de precipitación media anual (menos de 600 mm) o con periodos marcados de sequía, lo cual hace más escaso el recurso agua (Hernández *et al.*, 2000).

2.2. Efecto de barrera

El efecto de barrera involucra varios mecanismos mediante los cuales las vías de comunicación terrestre impiden o restringen el libre movimiento de la fauna. De acuerdo con la forma en que esta responde al impacto, se distinguen dos tipos de efectos: a) bloqueo del movimiento, que ocurre cuando la fauna no puede superar la barrera física de la vía; b) atropellamiento, que a su vez concentra los efectos: 1) mortalidad por atracción, que se refiere a la fauna que es atraída por las condiciones ambientales de la vía y es atropellada; y 2) mortalidad incidental, que se refiere a la fauna que no es atraída por la vía pero que es atropellada cuando el tráfico coincide con sus patrones de movimiento. A continuación se describe cada uno de estos impactos.

2.2.1. Bloqueo del movimiento

La construcción de vías de comunicación terrestre implica necesariamente la nivelación del terreno para el trazo de los corredores carreteros y ferroviarios. Esta nivelación comúnmente se realiza mediante terraplenes, los cuales pueden alcanzar varios metros de altura (Forman *et al.*, 2003), ya que son cubiertos por una superficie rocosa, de asfalto o de hormigón, la cual puede contrastar grandemente con el paisaje adyacente, sobre todo en bosques, selvas y otros espacios con vegetación densa (Dorsey, *et al.*, 2015). De esta manera, las carreteras y ferrovías actúan como barrera física para el movimiento de numerosas especies (Garland y Bradley, 1984; Merriam *et al.*, 1989). Como se verá en el [Capítulo I. 2](#), la anchura y altura del terraplén, junto con la intensidad del tráfico, determinarán la dificultad con que la fauna podrá superar el obstáculo de la carretera; las especies de menor tamaño y de lento desplazamiento son las más afectadas (Seiler, 2001; Hels y Buchwald, 2001). Por esta razón, el efecto de bloqueo ha sido ampliamente documentado para el caso de anfibios (Reh y Seitz, 1990) y roedores (Mader, 1984; Richardson *et al.*, 1997; Oxley *et al.*, 1974).²

² Vid. apartado 2.3.1, del Capítulo I. 2 Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

La barrera que representan las vías de comunicación terrestre para la fauna puede prolongarse por varios kilómetros hasta que un drenaje o puente interrumpa la infraestructura, lo cual proporciona a la fauna caminos para salvar dicho obstáculo (Yanes *et al.*, 1995; Woltz *et al.*, 2008). Sin embargo, los drenajes y puentes suelen construirse normalmente con el propósito de salvaguardar la integridad del terraplén ante corrientes hidrológicas superficiales. Esto implica que los criterios de su construcción no necesariamente fomentarán el movimiento de fauna a través de ellos y que como pasos, durante la época de lluvias, serán ineficaces, ya que podrían estar inundados. Relacionado con lo anterior, los peces migratorios y los animales semiacuáticos que se mueven a lo largo de los cursos de agua pueden ser inhibidos por puentes o alcantarillas demasiado estrechos, afectando la dinámica de sus poblaciones (Warren y Pardew, 1998).

Como se verá en el siguiente apartado la mortalidad por atropellamiento directo tiene un efecto negativo mayor en las poblaciones de vida silvestre que los efectos de bloqueo de movimiento y de disminución de calidad del hábitat causados por las vías (Jaeger y Fahrig, 2004). Sin embargo, la restricción del movimiento para el acceso a recursos (v. g. agua, alimento, sitios de reproducción) podría significar que el hábitat se reduce por debajo del umbral necesario para la supervivencia de las poblaciones de fauna silvestre.

2.2.2. Atropellamiento

De todos los impactos generados por las vías de comunicación terrestre sobre la fauna silvestre, el atropellamiento es el más directo y fácil de reconocer (Arroyave *et al.*, 2006; Dorsey, *et al.*, 2015; Schlierf, 2006). En este contexto, se estima que a nivel global mueren decenas de millones de animales anualmente (Lalo, 1987; Noss, 2002; Malo *et al.*, 2004; Cupul, 2002). Aunque los datos suelen variar entre regiones geográficas y de un año a otro, algunos países registran datos específicos sobre la tasa de atropellamiento para ciertos grupos de fauna, por ejemplo: Bélgica, 4 millones/año de vertebrados (Seiler, 2001); Países Bajos, 2 millones/año de aves (Seiler y Hellding, 2006); Dinamarca, 1.5 millones/año de mamíferos, 3.7 millones/año de aves y 3.1 millones/año de anfibios (Seiler, 2001); y Suecia, 8.5 millones/año (Svensson, 1998). Debido a estos altos volúmenes de atropellamiento de vertebrados terrestres, algunos autores como Forman y Alexander (1998) han especulado que la mortandad por esta causa es actualmente superior a la ejercida por la cacería.

Las implicaciones ecológicas de la mortalidad por atropellamiento de una especie dependen del tamaño de la población y la tasa de reclutamiento, entre otros factores (Groot-Bruinderink y Hazebroek, 1996).³ Para la mayoría de especies comunes, como

³ Vid. apartado 2. 1. 1, del Capítulo I. 2, en este libro.

roedores, conejos, zorros y algunas aves, la mortalidad total por tránsito representa menos del 5 % (Seiler, 2001; Schmidley y Wilkins, 1977; Bennett, 1991). Sin embargo, en la medida que la rareza de las especies se incrementa y la carretera divide a poblaciones de especies amenazadas o en peligro de extinción, el tráfico representa una de las fuentes más importantes de mortalidad (Seiler, 2001; Harris y Scheck, 1991; Rodríguez y Delibes, 1992; Van der Zee *et al.*, 1992). Esta situación es particularmente importante en áreas naturales protegidas, las cuales son establecidas precisamente para la protección de especies raras, amenazadas o en peligro de extinción. Otro factor principal es el estado en que la población se encuentra en el momento del impacto, ya que la relevancia de los atropellamientos sobre las poblaciones aumenta cuando los incidentes ocurren en las temporadas de crianza. Por ejemplo, en la lechuza de campanario (*Tyto alba*), una mortalidad anual de 7-10 % en el tráfico durante la temporada de cría puede ser suficiente para disminuir efectivamente el reclutamiento poblacional en los Países Bajos (Seiler, 2001).

En términos generales, la mortalidad por atropellamiento tiene un efecto negativo directo sobre las poblaciones de muchas especies de vida silvestre (Jaeger y Fahrig, 2004). Como ya se mencionó con anterioridad, a nivel de taxón los anfibios se encuentran entre los grupos más vulnerables (Cushman, 2006; Fahrig *et al.*, 1995; Hels y Buchwald, 2001; Carr y Fahrig, 2001; Eigenbrod *et al.*, 2008; Eigenbrod *et al.*, 2009). Esto se debe a que su velocidad de movimiento es relativamente lenta (Schlupp y Podloucky, 1994) y presentan una alta tasa de migración (Carr y Fahrig, 2001), lo que lleva a una elevada mortalidad por atropellamiento (Ashley y Robinson, 1996). De igual forma, varios estudios han demostrado que la mortandad de fauna por colisiones es una de las causas principales de la baja en la densidad de reptiles (Aresco, 2005a y 2005b; Row *et al.*, 2007), aves terrestres (Clevenger *et al.*, 2003; Kociolek y Clevenger, 2009), mamíferos herbívoros (Schwart y Bartley, 1991) y mamíferos carnívoros (Grilo *et al.*, 2009). Aunado a lo anterior, la mortalidad por atropellamiento suele acumularse con otros impactos derivados de las vías de comunicación, tales como la fragmentación, la modificación del hábitat, la dispersión de especies invasoras, entre otros (Ramp y Ben-Ami, 2006).

Las colisiones entre los vehículos y la fauna silvestre constituyen un problema creciente no sólo para la conservación de especies, sino también para la seguridad del tráfico y la economía tanto privada como pública (Harris y Gallagher, 1989; Romin y Bissonette, 1996; Putman, 1997). Por ejemplo, los registros de la policía en Europa (excluyendo Rusia) reportan que al año hay más de medio millón de colisiones de vehículos con ungulados, causando un mínimo de 300 muertes humanas, 30,000 heridos y un daño material de más de mil millones de dólares (Groot-Bruinderink y Hazebroek, 1996). Para el caso de las carreteras en los Estados Unidos de Norteamérica (Conover *et al.*, 1995), los investigadores

estiman que cada año se presentan alrededor de dos millones de colisiones con la fauna, causando 200 muertes humanas y 29,000 heridos. Estos datos resultan congruentes con lo reportado por la organización DeerCrash.org, que estima un promedio nacional anual de 178 personas muertas en colisiones con animales en Estados Unidos de Norteamérica, entre 1994 y 2013 (figura 1). De acuerdo con Van der Ree *et al.* (2015), estas estadísticas resultan conservadoras si se considera que la mayoría de las colisiones menores no se reportan y que muchas de las muertes registradas se deben al choque de vehículos con árboles, que se ocasiona al evitar el atropellamiento de un animal.

La colisión entre medios de transporte y animales puede dividirse en aquellas causadas por la atracción que ejercen las vías de comunicación a algunas especies y en las ocasionadas de manera incidental, cuando algún individuo decide cruzar la vía, atendiendo a sus necesidades de espacio, alimentación y dispersión.

2.2.2.1. Atropellamiento por atracción

Los acotamientos y los bordes de las vías de comunicación terrestre pueden proporcionar nuevos hábitats o servir como corredores de movimiento para la fauna silvestre, por lo que dicha infraestructura atrae a numerosas especies que ven en ella un hábitat temporal.⁴ Dependiendo del tipo de cubrimiento de la vía, la superficie puede crear microambientes de luz y temperatura que llaman la atención de algunas especies. Uno de los ejemplos más claros de este fenómeno es la atracción que tienen los reptiles por las carreteras, debido a que son organismos que dependen de la temperatura del ambiente para regular la suya (ectotermos). Es decir, la alta temperatura que guarda la carpeta asfáltica les motiva a acercarse para termorregularse (Andrews y Gibbons, 2005; Andrews *et al.*, 2008). Esta atracción los hace víctimas frecuentes de atropellamiento (Aresco, 2005b; Row *et al.*, 2007; Ashley y Robinson, 1996; Marsh *et al.*, 2004). Aunado a lo anterior, algunas especies de serpientes tienden a inmovilizarse ante la presencia de vehículos, lo que aumenta la posibilidad de que sean atropelladas (Andrews *et al.*, 2008).

De igual forma, se ha encontrado que ciertos insectos, como las mariposas, se acumulan a lo largo de los caminos donde existen condiciones ideales para habitar, con la consecuente mortandad por impacto con los automóviles (Munguira y Thomas, 1992; Forman, 1998). La luz de las carreteras atrae tanto a insectos como a murciélagos insectívoros, lo que ocasiona que colisionen con los vehículos (Zurcher *et al.*, 2010). Además, esta abundancia de insectos, vivos o muertos, atrae principalmente a las aves, que también mueren atropelladas. Por lo tanto, dicho fenómeno escala sinérgicamente, pues los cadáveres de aves, anfibios y reptiles atraen

⁴ Ver más adelante la creación de hábitats artificiales y corredores.

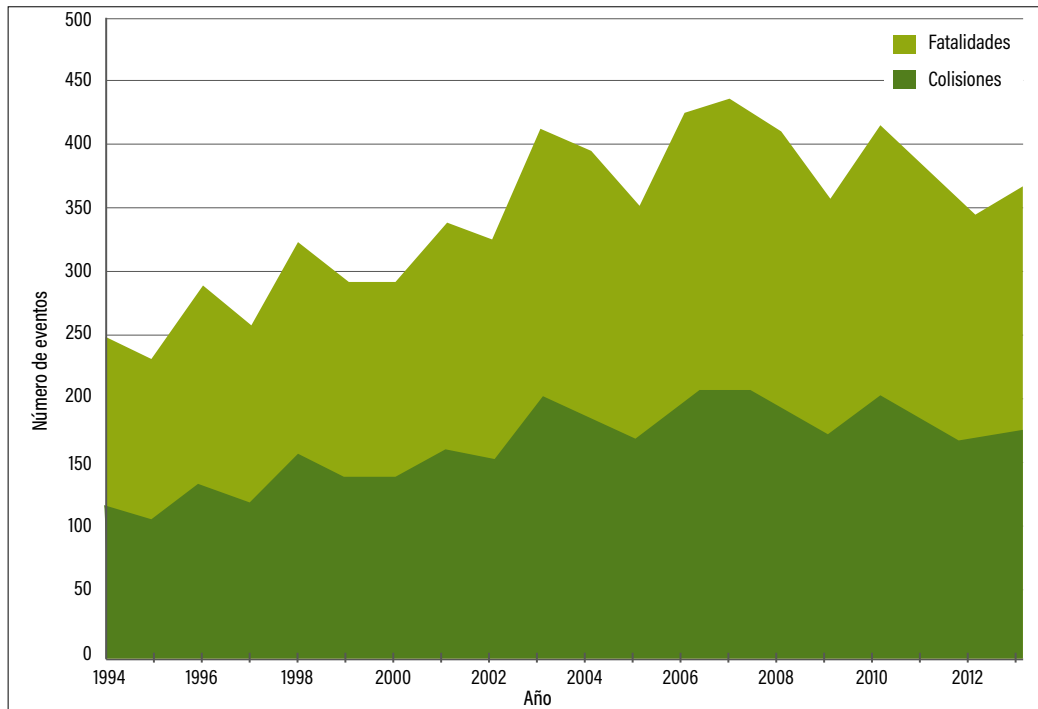


Figura 1. Número de colisiones entre vehículos y animales, así como fatalidades humanas, en Estados Unidos, entre 1994 y 2013. (Fuente: <http://www.deercrash.org>)

a organismos carroñeros, como zopilotes y tlacuaches, que a su vez se vuelven víctimas por atropellamiento y fuente de alimento para otros organismos (Kociolek y Clevenger, 2009; Anthworth *et al.*, 2005; Palomino y Carrascale, 2007; Benítez-López *et al.*, 2010).

Un factor que incentiva la atracción del uso de las carreteras por parte de la fauna en el sureste mexicano son las inundaciones anuales que ocurren en las planicies costeras. Estos eventos hidrometeorológicos reducen las áreas secas a donde la fauna puede desplazarse, creando un efecto de atracción hacia los terraplenes de caminos, carreteras y vías férreas para mamíferos como armadillos, zarigüeyas y monos aulladores, que se mueven a lo largo de dicha infraestructura en busca de alimento (Pozo-Montuy y Serio-Silva, 2007; Pozo-Montuy *et al.*, 2008). Dicha atracción los hace susceptibles a ser atropellados, además de facilitar su cacería.

2.2.2.2. Atropellamiento incidental

El atropellamiento incidental ocurre cuando un individuo o un grupo de animales requieren cruzar hacia el otro lado de la vía de comunicación por necesidades de dispersión, apareamiento, forrajeo, migración o exploración. Aparte de los datos que se tienen para

Norteamérica y Europa, mencionados en párrafos anteriores (Noss, 2002; Cupul, 2002; Clevenger *et al.*, 2003), existen reportes para el norte de nuestro país, donde Polaco y Guzmán (1993) registraron 174 ejemplares de vertebrados atropellados, la mayoría mamíferos. De igual forma, en el estudio realizado por Grosselet *et al.* (2009), referente a la vertiente del Pacífico sur, se revisó un tramo de 1.2 km de la carretera del istmo en Oaxaca durante 49 días, registrando 221 vertebrados atropellados, de los cuales más de 50% eran anfibios.⁵

2.3. Disminución de la calidad del hábitat

Además del bloqueo del movimiento de fauna y su mortandad por atropellamiento, las perturbaciones causadas por el tránsito de los medios de transporte terrestre, el ruido, la iluminación, la contaminación y las actividades humanas en general pueden causar que varias especies de fauna eviten acercarse a las vías de comunicación terrestre (Seiler, 2001). Inclusive, algunas especies de aves que fácilmente podrían cruzar los caminos se rehúsan a hacerlo, independientemente del volumen del tráfico (Benítez-López *et al.*, 2010; Laurance *et al.*, 2004). Estos factores tienen un efecto disuasivo sobre varias especies de fauna, que logra mantener a los individuos lejos de las vías de comunicación y los distribuye a lo largo de ellas para evitar que las crucen. Debido a que este impacto va más allá de los límites físicos de la vía, el tema se desarrolla a continuación como “Disminución de la calidad del hábitat”. Esta categoría agrupa a todas aquellas perturbaciones que se propagan en el paisaje circundante y que amplían la pérdida directa de los espacios que ocupan las vías de comunicación (Jaeger *et al.*, 2015). Más que un impacto diferente, dicho fenómeno debe entenderse como la extensión de los efectos de pérdida de hábitat y de barrera descritos con anterioridad. En este sentido, la disminución de la calidad del hábitat incluye los impactos generados por las vías de comunicación terrestre, que afectan a las poblaciones de manera tácita (*v. g.* contaminación) o que disuaden el movimiento natural de la fauna, porque dichos impactos son percibidos como una amenaza (*v. g.* ruido). Como se verá más adelante, la magnitud de estos impactos oscila entre algunas decenas hasta varios cientos de metros alejados de la infraestructura carretera y ferroviaria. En este contexto, la disminución de la calidad del hábitat incluye cuatro impactos principales: a) cambios microambientales, b) contaminación, c) ruido y d) perturbación lumínica (figura 2). A continuación se describe cada una de estas causas.

⁵ Un panorama más completo sobre las tasas de atropellamiento para el sureste mexicano se presenta en los estudios de caso del presente libro. *Vid. Capítulos II. 5 a II. 10.*

2.3.1. Cambios microambientales

En la literatura científica general, a los cambios microambientales también se les conoce como “efecto de borde”, término que describe los cambios del microclima, de las condiciones físicas del suelo y de la atmósfera, que influyen en la estructura y composición de la vegetación y la fauna a lo largo del perímetro del remanente de un bosque (Peña-Becerril *et al.*, 2005). En este sentido, las vías de comunicación terrestre y el tráfico crean un efecto de borde al perturbar su entorno y, por consiguiente, alteran la idoneidad del hábitat de muchas especies vegetales y animales para una zona mucho más amplia que el ancho de la vía. Estos cambios se refieren principalmente a las variaciones microclimáticas (temperatura, humedad, velocidad del viento e intensidad lumínica, entre otras), así como a los cambios en la actividad bacteriana y a la concentración de materia orgánica en el suelo. Como consecuencia de estos cambios, muchas especies responden negativamente a las diferencias en el microclima y el sustrato entre la superficie de la vía y los bordes adyacentes. Por ejemplo, las altas temperaturas, la alta intensidad luminosa y la falta de agua en la superficie de los caminos pavimentados parecen repeler a ciertas especies de arañas y escarabajos (Mader, 1988; Mader *et al.*, 1990), así como a algunos caracoles terrestres (Baur y Baur, 1990).

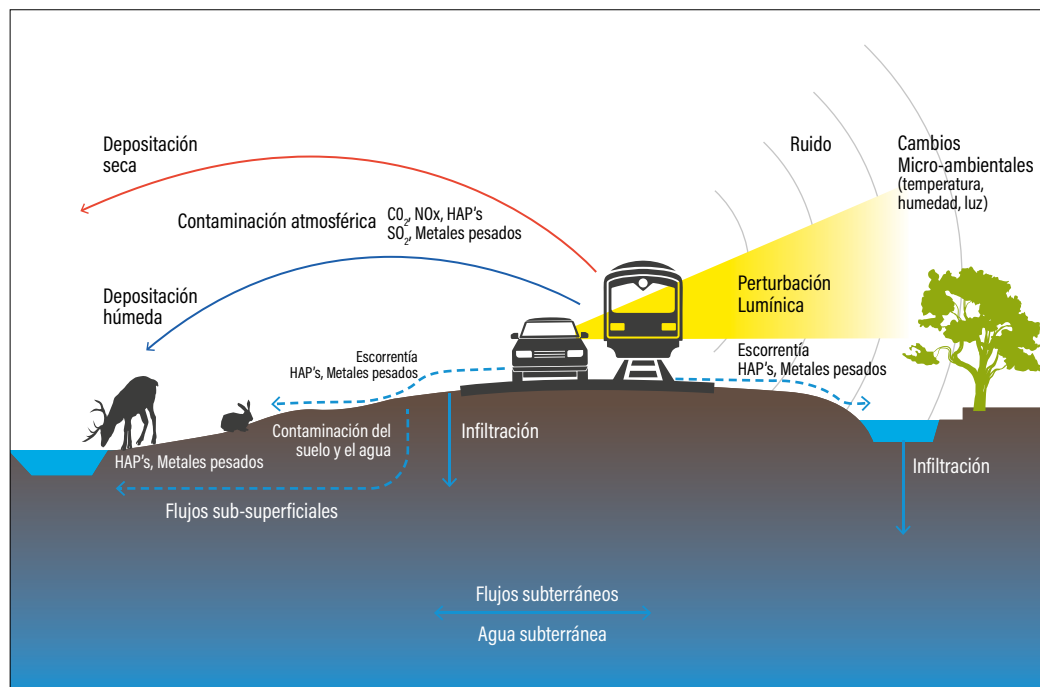


Figura 2. Disminución de la calidad del hábitat causada por las vías de comunicación terrestre. [Elaborado a partir del original de Van Bohemen y Van de Laak (2003).]

Ciertas investigaciones han llegado a la conclusión de que los cambios microambientales afectan los primeros 50 m al interior del bosque (Sizer y Tanner, 1999; Linera *et al.*, 1998; Fox *et al.*, 1997; Oosterhoorn y Kappelle, 2000). Sin embargo, bajo condiciones extremas, las alteraciones en las variables físicas pueden extenderse a distancias entre 90 a 200 m hacia el interior del fragmento (Laurance, 1991; Didham y Lawton, 1999). Estas condiciones extremas corresponden a fragmentos forestales que están totalmente rodeados de perturbación y donde la matriz de perturbación es mayor al fragmento (Euskirchen *et al.*, 2001).

Es importante señalar que los cambios microambientales no siempre se manifiestan con un impacto evidente sobre las funciones ecológicas del bosque. Por ejemplo, en un estudio realizado por Varela y Feria (2004), el efecto de borde modificó más la abundancia que la actividad microbiana. Estos resultados sugieren efectos de borde diferenciales para ciertas variables, que tendrían efectos difíciles de predecir. Esto se debe a que la intensidad de los cambios microambientales está fuertemente influenciada por el tipo de vegetación, por la orientación del borde, por el área del fragmento, por el nivel de perturbación y por la posición topográfica (Peña-Becerril *et al.*, 2005; Didham y Lawton, 1999; Euskirchen *et al.*, 2001).⁶

2.3.2. Contaminación

La construcción, mantenimiento y uso de las vías de comunicación terrestre son una fuente de gases, lubricantes, aceites, grasas, combustibles y desechos orgánicos. Esta contaminación introduce al ambiente óxidos de nitrógeno (NOx), azufre (SO₂), monóxido de carbono (CO), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y metales pesados (Pb, Zn, Cu, Cr, Cd y Al), entre otros contaminantes (Stritholt y Dellasala, 2001; Kociolek y Clevenger, 2009; Spellerberg, 1998; Legret y Pagotto, 1999; EPA, 2000; Viard *et al.*, 2004).⁷ Los contaminantes no solo vienen de la combustión incompleta de los motores, sino de fugas de aceite y de agua, así como del desgaste de neumáticos y frenos; sin contar con otros materiales orgánicos y contaminantes que son arrojados por los conductores y pasajeros, o los que pueden caer de los autos cuando se presentan accidentes automovilísticos y ferroviarios (Van Bohemen y Van de Laak, 2003; Zechmeister *et al.*, 2006).

Los contaminantes originados por los automóviles y trenes pasan directamente a la atmósfera e ingresan a los hábitats adyacentes por depositación seca y húmeda. De igual forma, los contaminantes derramados sobre la vía pueden adherirse a las partículas de polvo y de ahí ser removidas por el tráfico o el agua de lluvia e infiltrarse en el manto freático, dañando la vegetación y cuerpos de agua cercanos (figura 2).

⁶ Vid. apartado 4, del Capítulo I. 2, en este libro.

⁷ Vid. Capítulo II. 2 Fuentes de contaminación atmosférica de la carretera 186 y efecto de borde en las áreas naturales protegidas de Calakmul y Balam-kú.

De los contaminantes emitidos destacan, por su potencial tóxico, el alto volumen de plomo y HAPs que son liberados durante la combustión. Esta mezcla de elementos puede causar estrés fisiológico en plantas y animales, lo que afecta la productividad y diversidad biológica de las comunidades (Seiler, 2001; Reijnen y Foppen, 2006). Por ejemplo, los metales pesados y metales traza tales como Pb, Zn, Cu, Cr, Cd y Al pueden acumularse en tejidos vegetales y animales, con los consiguientes efectos sobre la reproducción y la supervivencia (Scanlon, 1987). Asimismo, los metales pesados y otros productos químicos pueden acumularse a medida que ascienden en la cadena trófica, concentrándose en mamíferos más grandes (Legret y Pagotto, 1999). De igual forma, se han observado cambios en el crecimiento y en la diversidad de plantas en los cuerpos de agua cercanos a las vías, ocasionados por la contaminación atmosférica del tráfico vehicular (Gjessing *et al.*, 1984; McGuire y Morrall, 2000).

Aunada a la contaminación generada por el tránsito sobre la carretera y vías férreas, la quema de vegetación, causada tanto por la colonización de tierras agropecuarias sobre vías nuevas como por el mantenimiento de estas actividades en vías ya existentes, constituye una fuente importante de contaminación atmosférica. De acuerdo con Barber *et al.* (2014), cerca del 95 % de los incendios y emisiones de carbono en el Amazonas ocurren dentro de los primeros 5 km adyacentes a las vías de comunicación terrestre.

Pocos estudios de campo se han realizado a diferentes distancias de las vías terrestres para determinar la magnitud geográfica de la contaminación sobre los hábitats o ecosistemas adyacentes, pero es claro que su volumen está en función de la intensidad del tránsito (Van Bohemen y Van de Laak, 2003; Zechmeister *et al.*, 2006). Asociado a lo anterior, las condiciones locales de topografía, temperatura, dirección y velocidad del viento, entre otras, afectan directamente la dispersión de contaminantes.⁸ Con base en un número limitado de estudios de campo, se estima que el impacto de la contaminación es particularmente fuerte dentro de los primeros 100 m (Bignal *et al.*, 2007), en algunos sitios puede alcanzar más de 200 m (Angold, 1997) y en ausencia de vegetación, presencia de vientos favorables y en terrenos con pendiente descendente, dicho impacto puede propagarse hasta 300 m de la carretera (Bignal *et al.*, 2007; Hamilton y Harrison, 1991; Laffray *et al.*, 2010).

2.3.3. Ruido

Muchos grupos de animales, incluidos insectos, peces, anfibios, aves y mamíferos, se comunican usando el sonido. Por ejemplo, la mayoría de la fauna utiliza cantos y llamadas para atraer a sus parejas, defender territorios de sus rivales, mantenerse en contacto con sus poblaciones, pedir comida y advertir a otros miembros del peligro de posibles

⁸ Vid. apartado 4.2.1, del Capítulo I. 2, en este libro.

depredadores (Parris, 2015). Debido a la importancia que tiene la comunicación auditiva, el ruido provocado por la construcción y funcionamiento de las vías de comunicación puede crear interferencia o enmascaramiento y tener un efecto negativo sobre las funciones naturales de los animales (Brumm, 2004; Brumm y Slabbekoorn, 2005).

La interferencia acústica, o enmascaramiento, ocurre cuando el ruido de fondo reduce la distancia sobre la cual se detecta un sonido. El ruido del tráfico en general es más fuerte y de tono más bajo que el ruido natural, y gran parte de su energía ocurre en las bandas de frecuencias más bajas, por debajo de 2000 Hz (Patricelli y Blickley, 2006). Debido a que la mayor parte de la energía en el ruido del tráfico se concentra en la parte inferior del espectro de frecuencias por debajo de 2 kHz, los animales que se comunican con frecuencias más altas presentarán menos interferencia acústica del ruido de tráfico que las que lo hacen con señales de menor intensidad (Brumm, 2006; Warren *et al.*, 2006).

Actualmente existe el consenso de que la interferencia acústica del ruido de la carretera puede interrumpir las interacciones sociales y tener consecuencias importantes tanto para los individuos como para sus poblaciones (Forman y Alexander, 1998; Brumm y Slabbekoorn, 2005; Warren *et al.*, 2006; Forman *et al.*, 2003; Schaub *et al.*, 2008). A nivel individual, estos efectos pueden incluir cambios de comportamiento, pérdida de la audición, lesiones o inclusive la muerte (Brumm, 2004 y 2006; Warren *et al.*, 2006; Bond, 1971; Manci *et al.*, 1988; Paez *et al.*, 1993; Conomy *et al.*, 1998; Delaney *et al.*, 1999; Slabbekoorn y Peet, 2003; Rheindt, 2003; Memphis State University, 2004; Kight y Swaddle, 2011). Como consecuencia, los animales pueden alejarse del área afectada por el ruido, ya sea temporal o permanentemente, mientras que los animales que no pueden alejarse experimentan una exposición continua que les genera estrés fisiológico crónico (Kight y Swaddle, 2011; Wikelski y Cooke, 2006; Blickley *et al.*, 2012). Las lesiones auditivas son el resultado de un solo evento de ruido extremo o de una exposición crónica a altos niveles de ruido (Kight y Swaddle, 2011). Por ejemplo, el ruido continuo por encima de 93 dB(A) puede causar un aumento temporal en el umbral de audición de las aves, mientras que el ruido impulsivo por encima de 125 dB(A) podría causarles daño auditivo permanente (Dooling y Popper, 2007). De igual forma, el ruido del tráfico también distrae a los individuos haciéndolos más vulnerables a la depredación (Rytwinski y Fahrig, 2012). A nivel de población, los efectos individuales se traducen en una menor probabilidad de supervivencia y un menor éxito reproductivo (Parris, 2015; Patricelli y Blickley, 2006; Lengagne, 2008; Kight *et al.*, 2012; Proppe *et al.*, 2013).

Debido a que los animales necesitan hacerse oír en un ambiente de ruido (Brumm y Slabbekoorn, 2005), algunos de ellos cantan o llaman de manera diferente frente al ruido del tráfico –por ejemplo, cantar o llamar más fuerte, en un tono más alto o en momentos más tranquilos del día para evitar horas pico del tráfico– (Brumm, 2004, Slabbekoorn y Peet, 2003;

Barber *et al.*, 2010). En este sentido, se ha encontrado que algunos anfibios, aves y mamíferos han variado la frecuencia, intensidad y estructura de sus sonidos acoplándose al medio, lo que sugiere que en áreas abiertas utilizan frecuencias altas y más rápidas, mientras que en espacios cerrados usan frecuencias más bajas y separadas (Brumm, 2006; Rheindt, 2003; Wasserman, 1979; Richards y Wiley, 1980; Tubaro, 1991; Brown y Handford, 1996; Baptista, 1999; Ellinger y Hodl, 2003; Hamilton *et al.*, 2003; Sun y Narins, 2005; Bee y Swanson, 2007). Sin embargo, estos cambios no son lo suficientemente grandes como para recuperar toda la distancia de comunicación que se pierde (Parris *et al.*, 2009; Parris y McCarthy, 2013).

A nivel de grandes grupos taxonómicos, el ruido parece afectar la comunicación de especies pequeñas (anfibios, aves y murciélagos), mientras que en especies mayores ejerce más bien un efecto disuasivo. Por ejemplo, se ha probado que la comunicación entre algunas especies de anfibios se ve afectada por el ruido del tráfico, el cual obstaculiza la elección de las ranas hembra por un compañero y afecta su éxito reproductivo (Gerhardt y Klump, 1988), asimismo interfiere con las interacciones territoriales de los machos (Paez *et al.*, 1993). Debido a que los cantos y llamados de las ranas son innatos más que aprendidos, muchas especies son incapaces de cambiar sus frecuencias para una mejor comunicación (Eigenbrod *et al.*, 2009; Lengagne, 2008; Sun y Narins, 2005; Bee y Swanson, 2007). Por lo tanto, el cambio de frecuencia demostrado por algunas especies de anfibios ante el ruido puede representar una adaptación evolutiva a condiciones de perturbación antropogénica (Parris *et al.*, 2009).

Las aves son especialmente sensibles al ruido del tráfico a partir de los 40 dB, ya que interfiere directamente con su comunicación vocal y, por lo tanto, afecta su comportamiento territorial y el éxito de apareamiento (Brumm, 2004 y 2006; Illner, 1992; Reijnen y Foppen, 1994). Un estudio reciente de aves en los Países Bajos encontró que el éxito reproductivo fue menor en áreas ruidosas cercanas a una autopista con alto volumen de tráfico (Halfwerk *et al.*, 2011). Sin embargo, a diferencia de los anfibios, las aves aprenden a cantar por influencia de sus padres y demás miembros de su comunidad (Hultsch y Todt, 2004), por lo tanto, tienen mayor ventaja para cambiar la frecuencia de su canto y contrarrestar el enmascaramiento acústico causado por el ruido del tráfico (Brumm, 2004; Slabbekoorn y Peet, 2003; Fuller *et al.*, 2007).

En relación con los murciélagos, se ha probado que existe una disminución significativa de forrajeo en áreas con diferentes niveles de ruido, lo cual sugiere que esas zonas, muy cercanas a vías de comunicación terrestre y a otras fuentes de sonido, son menos utilizadas por los murciélagos que las áreas silenciosas (Schaub *et al.*, 2008). Incluso se ha demostrado que el murmullo de un grupo de turistas visitando una cueva de maternidad de murciélagos afecta su tranquilidad (Mann *et al.*, 2002).

Para el caso de otros mamíferos, algunos estudios indican que el ruido del tráfico vehicular provoca que ciertas especies perciban a las vías de comunicación como una amenaza,

por lo que evitan acercarse a ellas. Sin embargo, este efecto solo se ha podido comprobar en grandes mamíferos, tales como osos, felinos y lobos (Klein, 1971; Rost y Bailey, 1979; Curatolo y Murphy, 1986; McLellan y Schackleton, 1988; Mace *et al.*, 1996; Liddle, 1997), pues otras especies son más afectadas por el fenómeno de barrera de las vías terrestres que por el ruido.

En hábitats acuáticos, la construcción de puentes, carreteras o vías férreas a través de cuerpos de agua poco profundos, tales como bahías y estuarios, a menudo implica el hincado de pilotes de apoyo sobre el fondo marino, ribereño o lagunar. Dependiendo del sustrato, profundidad y tamaño de un proyecto, el hincado de pilotes puede producir niveles altos de ruido pulsante, de tal forma que las ondas de presión pueden causar lesiones internas en organismos acuáticos (Popper y Hastings, 2009; Slabbekoorn *et al.*, 2010). Este tipo de lesiones se conoce como barotrauma, que consiste en cambios rápidos en el volumen de gases dentro del cuerpo del pez y en la solubilidad del gas en su sangre y tejidos (Halvorsen *et al.*, 2012). El ruido pulsante del hincado de pilotes puede ocasionalmente ser lo suficientemente intenso como para causar barotrauma en pequeños mamíferos marinos, como delfines y marsopas (Jefferson *et al.*, 2009). Estos mismos estudios observaron que algunas especies de focas tienden a alejarse de las áreas afectadas mientras duran los trabajos de construcción y regresan cuando estos han concluido.

El alcance geográfico que tiene el ruido de la construcción y el funcionamiento de las vías de comunicación terrestre depende de la sensibilidad de la especie y de las condiciones ambientales locales, las cuales pueden extender dicho efecto a más de 4 km de distancia, dependiendo del volumen y la velocidad del tráfico y las condiciones meteorológicas imperantes (Parris *et al.*, 2009). Por ejemplo, se han observado disminuciones en la riqueza de especies y la abundancia relativa de ranas a distancias de 250-1,000 m de carreteras y autopistas, respectivamente (Eigenbrod *et al.*, 2009); mientras que en las aves se ha observado que dicho impacto puede ir hasta 1,500 m (Reijnen *et al.*, 1995). Para el caso de los mamíferos más sensibles, como algunos felinos, el efecto de disuasión puede alcanzar los 750 m.⁹ Según el tipo de medio de transporte –tren, automóvil, motocicleta–, el volumen y la velocidad del tráfico, la topografía local, la superficie de cubrimiento del terraplén y las condiciones climáticas imperantes, el ruido de los vehículos que circulan por una carretera puede extenderse más de 2 km a ambos lados del paisaje (Parris, 2015).¹⁰

⁹ Vid. Capítulo II. 4 Distribución de especies en la zona de efecto de la carretera 186, en la región de Calakmul.

¹⁰ Vid. Capítulo II. 3 Contaminación por ruido de fuentes fijas y móviles en el área de protección de flora y fauna Laguna de Términos.

2.3.4. Perturbación lumínica

La perturbación lumínica se define como la cantidad de luz infrarroja, UV y visible, originada de manera artificial, que afecta la calidad del hábitat y el paisaje natural (Claro y Bardonnnet, 2011). Este tipo de perturbación es muy importante debido a que la luz natural regula el comportamiento de la fauna, al estimular tanto sus ciclos circadianos como su fisiología, lo que da lugar a relevantes procesos biológicos y ecológicos tales como su crecimiento, reproducción, forrajeo y dispersión (Dawson *et al.*, 2001; De Molenaar *et al.*, 2006; Blackwell *et al.*, 2015).

En comparación con los cambios microclimáticos, la contaminación y el ruido, los efectos de la perturbación lumínica sobre el comportamiento de los animales pueden parecer insignificantes. Esto se debe a que muchas especies de vida silvestre han aprendido a lidiar con las condiciones de iluminación artificial y, al realizar estudios científicos convencionales, dicho impacto puede parecer de importancia marginal. Sin embargo, se sabe que la luz artificial afecta la regulación del crecimiento en las plantas (Spellerberg, 1998) y, por lo tanto, altera los primeros eslabones de la cadena trófica.

Para el caso de anfibios y reptiles, pocos estudios han examinado los efectos del alumbrado vial o han reportado mediciones biológicamente relevantes de la intensidad de la luz para estas especies (Perry *et al.*, 2008). A pesar de eso, se sabe que la iluminación artificial puede influir en el comportamiento de las ranas nocturnas (Buchanan, 1993). Un efecto negativo bien documentado de la perturbación lumínica es el que ocurre en el caso de las tortugas marinas (Salmon, 2006), cuando la brújula magnética presente en estos organismos se ve afectada por longitudes de onda de luz superiores a 500 nm (Diego-Rasilla *et al.*, 2010), un rango espectral que cae dentro de las lámparas de vapor de sodio colocadas a menudo a lo largo de las carreteras (Rydell, 1992). Por lo tanto, dicha iluminación artificial puede desalentar a las hembras en la selección del sitio de anidación (Salmon *et al.*, 2000) o interferir en la habilidad de las crías para orientarse y causarles la muerte (Witherington y Martin, 2000; Tuxbury y Salmon, 2005; Karmrowski *et al.*, 2012), ya que en lugar de dirigirse al mar lo hacen hacia las carreteras y asentamientos humanos. Este factor de perturbación y el atropellamiento han sido señalados como impactos importantes de las carreteras costeras que atraviesan áreas naturales protegidas (Guzmán *et al.*, 2014).

Para el caso de las aves, la respuesta de las diferentes especies a la luz artificial varía según el sistema visual de los organismos. Por ejemplo, las aves generalmente poseen una visión tetracromática y son capaces de detectar, además del espectro visible, la porción ultravioleta. De igual forma, algunas especies de aves tienen visión escotópica, la cual opera a niveles muy bajos de iluminación, proporcionando al individuo una agudeza visual baja y monocromática, sensible al color azul del espectro y, por ende, ciego al rojo (Blackwell

et al., 2015). Por lo tanto, el impacto de la iluminación artificial sobre las aves puede ocurrir con radiaciones por fuera del espectro visible y en intensidades bajas, alterando su reproducción y el comportamiento de forrajeo (De Molenaar *et al.*, 2006; Hill, 1992; Gauthreaux y Belser, 2006; Poot *et al.*, 2008).

En relación con lo anterior, al igual que las tortugas marinas, algunas especies de aves presentan una “brújula magnética” sensible a la luz, que les ayuda a su orientación durante la migración nocturna, especialmente cuando la cobertura de nubes impide el uso de estrellas como señales visuales (Montevecchi, 2006). Esta capacidad de navegación innata puede ser confundida por el resplandor de las balizas de advertencia de torres de comunicaciones, plataformas petroleras terrestres y marinas y otras estructuras, las cuales utilizan longitudes de onda de alta intensidad (> 500 nm) (Poot *et al.*, 2008). De esta forma, las aves que migran en la noche y son atraídas por tal iluminación pueden quedar “atrapadas” y posteriormente morir por colisiones directas con las estructuras u otras aves, o indirectamente por el agotamiento de las reservas de energía ocasionado por volar hacia, o alrededor, de luces artificiales (Gauthreaux y Belser, 2006; Verheijen, 1985).

En lo que respecta a los mamíferos, se sabe que ciertas especies nocturnas son susceptibles a la interrupción en el fotoperiodo y la migración, así como el incremento en la depredación asociada con la iluminación artificial (Negro *et al.*, 2000; Beier, 2006; Santos *et al.*, 2010). Para el caso específico de los murciélagos, el efecto de la iluminación vial varía según los niveles de iluminación y el área afectada. Por ejemplo, las oportunidades de búsqueda de alimento para los murciélagos insectívoros pueden mejorarse debido a la atracción de los insectos hacia la luz (Eisenbeis, 2006), pero la mayor competencia con otras especies de murciélagos y el rechazo a cruzar por áreas iluminadas también tienen efectos negativos (Zurcher *et al.*, 2010; Rydell, 2006; Stone *et al.*, 2012). De igual forma, los murciélagos atraídos por el alumbrado vial son susceptibles a las colisiones con vehículos (Zurcher *et al.*, 2010).

Como se verá en el apartado 2.3, del Capítulo I. 2, la magnitud y el alcance de la perturbación lumínica en el medio terrestre depende de varios factores ambientales (topografía, presencia de vegetación, entre otros). De los pocos estudios sistemáticos al respecto, Pocock y Lawrence (2005) encontraron que dicha perturbación en promedio puede alcanzar 360 m en terrenos planos y hasta 450 m en barrancos, con perturbaciones máximas de hasta 1 km. En el medio marino, dicho impacto puede extenderse por varias decenas de kilómetros, en función de la intensidad y la altura de la fuente de iluminación en relación con el nivel medio del mar (Salmon *et al.*, 2000; Salmon, 2003).

Uno de los aspectos relevantes de la disminución de la calidad del hábitat causado por las vialidades, es la factibilidad de que el efecto de borde que afecta a las poblaciones se propague a nivel de ecosistema. Por ejemplo, la tolerancia de una especie al efecto de borde

crea un desbalance para las poblaciones de sus predadores si estos últimos no toleran dicho efecto o, viceversa, favorecer a la especie que funge como presa (Battin, 2004).

2.4. Efecto de atracción

Las vías de comunicación terrestre y sus estructuras asociadas tienen un efecto de atracción para algunas especies de fauna, al proporcionar recursos y espacios llamativos para sus funciones biológicas. Tal y como se describió en el apartado de atropellamiento por atracción, la cercanía con la vía aumenta la probabilidad de mortandad de los animales por colisión, cuyos cadáveres suelen direccionar a otras especies (*v. g.* carroñeros) hacia la carretera, por lo que los efectos de atropellamiento y de atracción son sinérgicos entre sí. En términos generales, el efecto de atracción causa tres impactos diferenciales pero relacionados: a) formación de hábitats artificiales, b) formación de corredores y c) vías de dispersión de especies exóticas.

2.4.1. Formación de hábitats artificiales

Las áreas adyacentes a las vías de comunicación terrestre son entornos altamente perturbados y hostiles para la mayoría de especies silvestres. Sin embargo, para algunas de ellas representan áreas de refugio, alimentación o anidación, y facilitan su propagación a lo largo de la vía. De hecho, muchas especies hacen uso de las vías como hábitats de paso (Kolb, 1984; Modafferi, 1991; Thurber *et al.*, 1994), mientras que otras se sienten atraídas por la infraestructura, ya que puede ser fuente de alimento (*v. g.* basura generada por los automovilistas, forraje para los herbívoros, cadáveres para los carroñeros) o presentar sitios de anidación de aves y otros vertebrados pequeños (Bennett, 1991; Auestad *et al.*, 1999; Meunier *et al.*, 2000).

Numerosos inventarios indican el gran potencial de las vías de comunicación terrestre para apoyar una vida vegetal y animal diversa.¹¹ Esta situación, aparentemente benéfica, es más evidente en las zonas donde la mayor parte de la vegetación nativa ha sido destruida por la agricultura, la silvicultura o el desarrollo urbano, convirtiendo a la infraestructura asociada a las vías de comunicación como último recurso para la vida de algunas especies silvestres (Auestad *et al.*, 1999; Loney y Hobbs, 1991; Melman y Verkaar, 1991; Ihse, 1995). Los arbustos y los árboles que se plantan a lo largo de las vialidades para reducir la perturbación por ruido proporcionan lugares de anidación valiosos para las aves y los pequeños mamíferos, a la vez que ofrecen alimento y refugio para especies más grandes (Klein, 1971; Rost y Bailey, 1979). Además, las estructuras asociadas a las vías, tales como

¹¹ Vid. la revisión realizada por Seiler (2001).

muros de piedra, terraplenes rocosos, tuberías de drenaje y puentes, ofrecen elementos atractivos de hábitat (Rosell Pagés y Velasco Rivas, 1999; Keeley y Tuttle, 1999).

Aunque los corredores de comunicación pueden proporcionar recursos valiosos para la vida silvestre, ya que son raros o faltan en el paisaje circundante, es improbable que sustituyan totalmente el hábitat original o alcancen un valor ecológico similar a hábitats comparables alejados de la infraestructura (Seiler, 2001). Asimismo, la composición de las especies en los bordes de los terraplenes suele estar sesgada hacia una mayor proporción de generalistas y pioneros capaces de hacer frente a las perturbaciones derivadas de la vía y su tráfico (Adams y Geis, 1973; Blair, 1996).

Las poblaciones que viven a lo largo de las vías a veces presentan una disminución en su estado de salud y su supervivencia debido a las perturbaciones del tráfico, así como por una alta mortalidad debido a las colisiones. Por lo tanto, no pueden sostenerse sin la inmigración constante de las poblaciones circundantes. Tal y como se mencionó en el apartado de atropellamiento por atracción, estos hábitats artificiales constituyen una trampa ecológica que simula condiciones de hábitat favorables, pero al costo oculto de la mortandad por atropellamiento, creando pérdidas netas de las poblaciones (Seiler, 2001; Seiler y Hellding, 2006; Reijnen *et al.*, 1997; Foppen y Reijnen, 1994; Battin, 2004). Solo las especies que explotan los recursos que ofrecen las vías de comunicación y que logran evitar hasta cierto punto las colisiones pueden equilibrar o incluso compensar los efectos negativos de la mortalidad por atropellamiento (Rytwinski y Fahrig, 2012). Por ejemplo, el efecto negativo de la mortalidad vial sobre las especies de tortugas que anidan a lo largo de las vías de comunicación terrestre se subsana con tasas más bajas de depredación de nidos, por parte de los predadores que no toleran las vialidades (Langen, 2009).

2.4.2. Formación de corredores

Las vías de comunicación terrestre en general, pero principalmente los caminos pequeños con poco tráfico en particular, en ocasiones sirven de medio para el desplazamiento activo o pasivo de las especies en el paisaje, soportando movimientos de dispersión y desplazamientos similares a los corredores “naturales” del paisaje (Seiler, 2001; Frey y Conover, 2006). Por ejemplo, los caminos de Australia han sido utilizados por algunas especies de anfibios para expandir su área de distribución y dispersarse en zonas previamente inaccesibles (Seabrook y Dettman, 1996). De igual forma, en Europa y Norteamérica los caminos han servido como vía de dispersión de especies de roedores, los cuales han alcanzado distancias de hasta 100 km de sus fuentes de origen (Seiler, 2001). En este mismo sentido, diversos estudios señalan que varias especies de mamíferos medianos y mayores, tales como lobos, zorros, tejones, venados y alces, utilizan las carreteras, caminos y ferrovías para encontrar alimento y refugio (Thurber *et al.*, 1994; Garrett y Conway, 1999; James y Stuart-

Smith, 2000). Aunque los felinos en general evitan el acercamiento a las grandes vías de comunicación terrestre, algunas especies aprovechan las vías menores para desplazarse dentro de sus ámbitos hogareños (Mech *et al.*, 1988; Dickson *et al.*, 2005).

A simple vista, la formación de corredores por carreteras, caminos y ferrovías proporciona algunos elementos importantes para la sobrevivencia y dispersión de la vida silvestre. Sin embargo, este factor benéfico solo aplica para especies menos exigentes y generalistas que logran hacer frente a las perturbaciones y la contaminación de la carretera y no son sensibles al aumento de la mortalidad debido al tráfico (Seiler, 2001). Como ya se mencionó con anterioridad, la tolerancia de ciertas especies hacia las perturbaciones causadas por las vías de comunicación terrestre puede alterar significativamente la relación predador-presa y afectar a todo el ecosistema (Battin, 2004). Además, como se verá en el siguiente apartado, el uso de las carreteras, caminos y ferrovías para la dispersión de especies consideradas como plagas, puede resultar altamente perjudicial para los hábitats colonizados (Seabrook y Dettman, 1996).

2.4.3. Dispersión de especies invasoras

Las vías de comunicación terrestre propician la conexión entre los asentamientos humanos –donde existe un alto número de especies introducidas– y las áreas naturales. Por lo tanto, los vehículos y los seres humanos pueden servir como vectores para plantas, hongos o animales, a los cuales les sería difícil salir de las áreas urbanas u otras áreas naturales sin la presencia de carreteras y caminos (Parendes y Jones, 2000; Brown *et al.*, 2006 y 2007; Walsh *et al.*, 2004; Dawson y Weste, 1985). Contrario a lo que podría pensarse, la dispersión de plantas por este mecanismo puede ser muy amplia, con rangos de hasta 100 km de distancia de su punto de origen (Wace, 1977; Goosem y Turton, 2006). Es por ello que la propagación de malas hierbas y especies de plantas exóticas a lo largo de las vías terrestres se considera una amenaza grave para la flora nativa de muchas áreas naturales protegidas (Spellerberg, 1998; Usher, 1988).

De igual forma, las especies domésticas como perros y gatos en ocasiones usan las vías de comunicación para desplazarse fuera de los núcleos urbanos, donde forman poblaciones ferales que afectan sensiblemente la fauna local. Dentro de los impactos reportados se consideran la depredación por parte de carnívoros silvestres, seguida por la transmisión de enfermedades y la hibridación. De particular importancia son las especies de fauna exótica tales como peces (Collins y Storfer, 2003), anfibios (Seabrook y Dettman, 1996), reptiles (Bomford *et al.*, 2009), aves (Kumschick y Nentwig, 2010) y mamíferos (Forman y Deblinger, 2000), de origen geográfico remoto, las cuales son liberadas accidental o intencionalmente y se transforman en depredadores de la fauna nativa.¹²

¹² *Vid.* Capítulo II. 11 Las vías de comunicación y la fauna feral.

3. Traslape y amplitud geográfica de los impactos

La zona de efecto de las vías de comunicación terrestre se define como el área del paisaje adyacente donde se extienden los impactos ecológicos de la vía y el tráfico (Forman y Alexander, 1998; Forman y Deblinger, 2000). Como se verá en el Capítulo I. 2, la cantidad del hábitat que se ve afectada por la zona de efecto depende de las características locales donde se desarrolla cada proyecto. Sin embargo, es claro que los impactos pueden ser muy amplios y presentar un traslape entre sí. Por ejemplo, Forman (2000) evaluó que el área directamente afectada por el sistema de transporte de Estados Unidos es 19 veces mayor que el 1 % de la superficie terrestre que está físicamente ocupada por los derechos de vía. Por su parte, Forman y Deblinger (2000) mapearon la zona de efecto de una autopista y consideraron nueve factores ecológicos, determinando que el ancho de la zona de efecto de carretera va de 100-1000 m, con promedios de 600 m. En este sentido, con base en la literatura general (Jaeger *et al.*, 2015; Strittholt y Dellasala, 2001; Eigenbrod *et al.*, 2009), puede establecerse que el impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna es más intenso dentro de los primeros 100 m de la vía, a partir de donde se presenta una atenuación de los diferentes efectos hasta desaparecer alrededor de un kilómetro de distancia (figura 3), con algunos casos donde la perturbación puede alcanzar cerca de 3 km (Reijnen *et al.*, 1995).

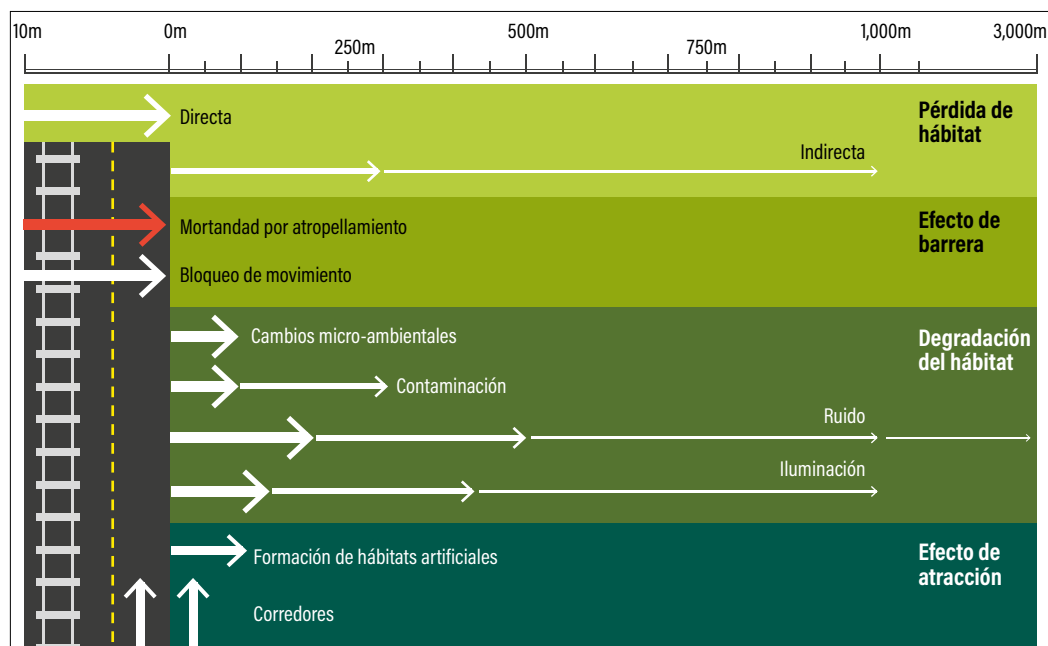


Figura 3. Traslape y magnitud de los impactos generados por las vías de comunicación terrestre. (La longitud de las flechas define el alcance geográfico, y su grosor, la magnitud –ver citas a lo largo del texto–.)

Cabe señalar que la mayoría de los datos empíricos descritos en la figura 3 se refieren a los efectos primarios que se derivan de una sola vía de comunicación. Sin embargo, estas vías normalmente forman parte de una red de infraestructura, por lo que pueden presentarse efectos sinérgicos con otras vialidades o ciertas características del paisaje, agravando o debilitando la importancia de los efectos primarios que derivan de una sola vía (Seiler, 2001). Por ejemplo, el riesgo de colisiones de vehículos con alces en Suecia suele incrementarse donde los caminos vecinales se conectan a las autopistas (Seiler, 2004). Esto puede deberse a que el alce usa caminos de menor importancia como son las veredas y terracerías, los cuales eventualmente coinciden con una carretera mayor. De igual forma, Reh y Seitz (1990) lograron explicar las diferencias genéticas de una población de rana moor (*Rana arvalis*), cuando incluyeron todas las características lineales de carreteras y ferrocarriles que separaban el hábitat de reproducción. Por lo tanto, para entender el efecto global causado por la red de infraestructura se requieren estudios tanto a escala local como a nivel del paisaje, considerando un espacio geográfico amplio.

Los impactos que generan las vías de comunicación terrestres sobre las poblaciones de fauna son numerosos, operan a distintas escalas y pueden ser muy evidentes o imperceptibles. Estos impactos incluyen: la eliminación directa e indirecta del hábitat y su conectividad; el efecto de barrera que impide el movimiento o provoca la mortalidad por atropellos; los cambios microambientales y la contaminación que amplían el efecto de barrera, así como el efecto de atracción que genera hábitats artificiales y corredores. En el siguiente capítulo se abordarán los distintos factores que regulan la amplitud de dichos impactos.

4. Literatura citada

- Adams, L. W. y Geis, A. D.** (1973). Effects of roads on small mammals. *Journal of Applied Ecology*, 20(2), pp. 403-415.
- Alexander, S. M.; Waters, N. M. y Paquet, P. C.** (2005). Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *The Canadian Geographer-Le Geographe canadien*, 49, pp. 321-331.
- Amor D. y Christensen, N.** (2007). *Forecasting deforestation from the impact of road investments in the Mayan Forest*. United Nations University. Institute for Environment and Human Security.
- Andrén, H.** (1994). Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos*, 71(3), pp. 355-366.
- Andrews, K. M. y Gibbons, J. W.** (2005). How do highways influence snake movement? Behavioral responses to roads and vehicles. *Copeia*, 4, pp. 772-782.
- Andrews, K. M.; Gibbons, J. W. y Jochimsen, D. M.** (2008). Ecological Effects of Roads on Amphibians and Reptiles: A Literature Review. En: Mitchell, J. C.; Jung Brown, R. E. y Bartholomew, B. (eds.). *Urban Herpetology* (pp. 121-143). Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Herpetological Conservation 3.
- Angold, P. G.** (1997). The impact of a road upon adjacent heathland vegetation: Effects on plant species composition. *Journal of Applied Ecology*, 34(2), pp. 409-417.
- Anthworth, R. L.; Pike, D. A. y Stevens, E. E.** (2005). Hit and Run: Effects of Scavenging on Estimates of Road Killed Vertebrates. *The Southeastern Naturalist*, 4(4), pp. 647-656.
- Aresco, M. J.** (2005a). The effect of sex-specific terrestrial movement and roads on the sex ratio of freshwater turtles. *Biological Conservation*, 123(1), pp. 37-44.
- _____. (2005b). Mitigation measures to reduce highway mortality of turtles and other herpetofauna at a north Florida lake. *Journal of Wildlife Management*, 69(2), pp. 549-560.
- Arroyave, M. P.; Gómez, C.; Gutiérrez, M. E.; Múnera, D. P.; Zapata, P. A.; Vergara, I. C.; Andrade, L. M. y Ramos, K. C.** (2006). Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA*, 5, pp. 45-57.
- Ashley, E. P. y Robinson, J. E.** (1996). Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field Naturalist*, 110(3), pp. 403-412.
- Auestad, I.; Norderhaug, A. y Austad, I.** (1999). Road verges - species-rich habitats. *Aspects of Applied Biology*, 54, pp. 269-274.
- Baptista, L.** (1999). Avian bioacoustics. En: Hoyo, J.; Elliott, A. y Sargatal, J. (eds.). *Handbook of the birds of the world. Birdlife International* (pp. 11-41). Lynx Ediciones: Barcelona.
- Barber, C. P.; Cochrane, M. A.; Souza Jr., C. M. y Laurance, W. F.** (2014). Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation*, 177, pp. 203-209.
- Barber, J. R.; Crooks, K. R. y Fristrup, K. M.** (2010). The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(3), pp. 180-189.
- Battin, J.** (2004). When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology*, 18(6), pp. 1482-1491.
- Baur, A. y Baur, B.** (1990). Are roads barriers to dispersal in land snail *Arianta arbustorum*? *Canadian Journal of Zoology*, 68, pp. 613-617.
- Bee, M. A. y Swanson, E. M.** (2007). Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Animal Behaviour*, 74, pp. 1765-1776.
- Beier, P.** (2006). Effects of Artificial Night Lighting on Terrestrial Mammals. En: Rich C. y Longcore, T. (eds.). *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting* (pp. 15-42). Island Press: Washington D. C.
- Benítez-López, A.; Alkemade, R. y Verweij, P. A.** (2010). The impact of roads and other infrastructure on mammal and bird popu-

- lations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, 143, pp. 1307-1316.
- Bennett, A. F.** (1991). Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. En: Saunders, D. A. y Hobbs, R. J. (eds.). *Nature conservation 2: The role of corridors*. Chipping Norton: Surrey Beatty & Sons, pp. 99-118.
- Signal, K. L.; Ashmore, M. R.; Headley, A. D.; Stewart, K. y Weigert, K.** (2007). Ecological impacts of air pollution from road transport on local vegetation. *Applied Geochemistry*, 22(6), pp. 1265-1271.
- Blackwell, B. F.; DeVault, T. L. y Seamans, T. W.** (2015). Understanding and Mitigating the Negative Effects of Road Lighting on Ecosystems. En: Van der Ree R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook]. (pp. 1-20) Wiley Blackwell: Hoboken. Cap. 18.
- Blair, R. B.** (1996). Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, 6(2), pp. 506-519.
- Blickley, J. L.; Word, K.; Krakauer, A. H.; Phillips, J. L.; Sells, S.; Taff, C. C.; Wingfield, J. C. y Patricelli, G. L.** (2012). The effect of experimental exposure to chronic noise on fecal corticosteroid metabolites in lekking male greater sage-grouse (*Centrocercus urophasianus*). *PLoS One*, 7:e50462.
- Bomford, M.; Kraus, F. y Barry, S. C.** (2009). Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: a role for climate matching. *Biological Invasions*, 11(3), pp. 713-724. DOI: 10.1007/s10530-008-9285-3
- Bond, J.** (1971). Noise: its effect on the physiology and behavior of animals. *Agricultural Science Review*, 9, pp. 1-10.
- Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P.; Pereira, H. M.** (2017). *Railway Ecology*. [eBook]. Springer Open. DOI 10.1007/978-3-319-57496-7
- Broadbent, E. N.; Asner, G. P.; Keller, M.; Knapp, D. E.; Oliveira, P. J. C. y Silva, J. N.** (2008). Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 141, pp. 1745-1757.
- Brown, G. P.; Phillips, B. L.; Webb, J. K. y Shine, R.** (2006). Toad on the road: use of roads as dispersal corridors by cane toads (*Bufo marinus*) at an invasion front in tropical Australia. *Biological Conservation*, 133(1), pp. 88-94.
- Brown, G. P.; Shilton, C.; Phillips, y Shine, R.** (2007). Invasion, stress, and spinal arthritis in cane toads. *PNAS*, 104(45) 17698-17700. <https://doi.org/10.1073/pnas.0705057104>.
- Brown, T. J. y Handford, P.** (1996). Acoustic signal amplitude patterns: a computer simulation investigation of the adaptation hypothesis. *The Condor*, 98(3), pp. 608-623.
- Brumm, H.** (2004). The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal of Animal Ecology*, 73, pp. 434-440.
- _____. (2006). City birds have changed their tune. *Current Biology*, 16(23), 2279-2384. DOI: 10.1016/j.cub.2006.10.045
- Brumm, H., y Slabbekoorn, H.** (2005). Acoustic communication in noise. *Advances in the Study of Behaviour*, 35, pp. 151-209.
- Buchanan, B. W.** (1993). Effects of enhanced lighting on the behavior of nocturnal frogs. *Animal Behaviour*, 45(5), pp. 893-899.
- Burkett, V. y Kusler, J.** (2000). Climate change: potential impacts and interactions in wetlands of the United States. *Journal of the American Water Resources Association*, 36(2), pp. 313-320.
- Caro, T. M.** (1999). Densities of mammals in partially protected areas: the Katavi ecosystem of western Tanzania. *Journal of Applied Ecology*, 36(2), pp. 205-217.
- Carr, L. W. y Fahrig, L.** (2001). Effects of road traffic on two amphibian species of differing agility. *Conservation Biology*, 15(4), pp. 1071-1078.
- Chomitz, K. M. y Gray, D.** (1996). Roads, Land Use, and Deforestation: A Spatial Model Applied to Belice. *World Bank Economic Review*, 10(3), pp. 487-512.
- Claro, F. y Bardonnnet, C.** (2011). Les tortues marines et la pollution lumineuse sur le territoire française. *Reporte GTMF-SPN 2*. MNHNSPN, París, 40 pp.

- Clevenger, A.; Chruszcz, B. y Gunson, K. E.** (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109(1), pp. 15-26.
- Coffin, A. W.** (2007). From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transportation Geography*, 15(5), pp. 396-406.
- Collins, J. P. y Storfer, A.** (2003). Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions. A Journal of Conservation Biogeography*, 9(2), pp. 89-98. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00012.x>
- Conomy, J. T.; Collazo, J. A.; Dubovsky, J. A. y Fleming, W. J.** (1998). Dabbling duck behaviour and aircraft activity in coastal North Carolina. *The Journal of Wildlife Management*, 62(3), pp. 1127-1134.
- Conover, M. R.; Pitt, W. C.; Kessler, K. K.; DuBow, T. J. y Sanborn, W. A.** (1995). Review of human injuries, illnesses y economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin*, 23(3), pp. 407-414.
- Corlatti, L., Hacklander, L. y Frey-Roos, F.** (2009). Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology*, 23(3), pp. 548-556.
- Crist, M. R.; Wilmer, B. y Aplet, G. H.** (2005). Assessing the value of roadless areas in a conservation reserve strategy: biodiversity and landscape connectivity in the northern Rockies. *Journal of Applied Ecology*, 42(1), pp. 181-191.
- Cupul, F.** (2002). Víctimas de la carretera: fauna apachurrada. *Gaceta CUC*. Departamento de Ciencias. Centro Universitario de la Costa: México.
- Curatolo, J. A. y Murphy, S. M.** (1986). The effect of pipelines, roads, and traffic on the movements of Caribou (*Rangifer tarandus*). *The Canadian Field-Naturalist*, 100(2), pp. 218-224.
- Cushman, S. A.** (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on Amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128(2), pp. 231-240.
- Dawson, A.; King, V. M.; Bentley, G. E. y Ball, G. F.** (2001). Photoperiodic control of seasonality in birds. *Journal of Biological Rhythms*, 16(4), pp. 365-380.
- Dawson, P. y Weste, G.** (1985). Changes in the distribution of *Phytophthora cinnamomi* in the Brisbane Ranges National Park between 1970 and 1980-81. *Australian Journal of Botany*, 33(3), pp. 309-315.
- Delaney, D. K.; Grubb, T. G.; Beiber, P.; Pater, L. L. y Reiser, M. H.** (1999). Effects of helicopter noise on Mexican spotted owls. *The Journal of Wildlife Management*, 63(1), pp. 60-76.
- De Luca, G. D.** (2007). *Roads, Development and Deforestation: a review*. Development Research Group, World Bank-Washington D. C. CRED, University of Namur: Belgium.
- De Molenaar, J. G.; Sanders, M. E. y Jonkers, D. A.** (2006). Roadway Lighting and Grassland Birds: local influence of road lighting on a black-tailed Godwit population. En: Rich, C. y Longcore, T. (eds.). *Ecological consequences of artificial night lighting* (pp. 114-136). Island Press.
- Dickson, B. G.; Jenness, J. S. y Beier, P.** (2005). Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. *Journal of Wildlife Management*, 69(1), pp. 264-276.
- Didham, R. K. y H. Lawton, J.** (1999). Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica*, 31(1), pp. 17-30.
- Diego-Rasilla, F. J.; Luengo, R. M. y Phillips, J. B.** (2010). Light-dependent magnetic compass in Iberian green frog tadpoles. *Naturwissenschaften*, 97(12), pp. 1077-1088.
- Dirzo, R.** (2001). Tropical Forest. En: Chapin, F.; Sala, O.; Huber-Sannwald, E. (eds.). *Global Biodiversity in a Changing Environment. Scenarios for the 21st Century* (pp. 251-276). Springer.
- Dooling, R. J. y Popper, A. N.** (2007). *The effect of highway noise on birds*. California Department of Sacramento, CA.
- Dorsey, B.; Olsson, M. y Rew, L. J.** (2015). Ecological Effects of Railways on Wildlife. En: Van der Ree R.; Smith, D. J. y Grilo, C.

- (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-17). Wiley Blackwell: Hoboken.
- Eigenbrod, F.; Hecnar, S. J. y Fahrig, L.** (2008). The relative effects of road traffic and forest cover anuran populations. *Biological Conservation*, 141(1), pp. 35-46.
- _____. (2009). Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society*, 14(1), 24. <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art24/>
- Eisenbeis, G.** (2006). Artificial night lighting and insects: attraction of insects to streetlamps in a rural setting in Germany. En: Rich, C. y Logoncore, T. (eds.). *Ecological consequences of artificial night lighting* (pp. 281-304). Island Press: Washington D. C.
- Ellinger, N. y Hodl, W.** (2003). Habitat acoustics of a Neotropical lowland rainforest. *Bioacoustics*, 13(3), pp. 297-321.
- EPA.** (2000). Emission Facts: Average Annual Emissions and Fuel Consumption for Passenger Cars and Light Trucks. *United States Environmental Protection Agency*. EPA420-F-00-013. 3 p.
- Estrada, A. y Coates-Estrada, R.** (1996). Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology*, 17(5), pp. 759-783.
- Estrada-Villegas, S.; Meyer, C. F. y Kalko, E. K.** (2010). Effects of tropical forest fragmentation on aerial-insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation*, 143(3), pp. 597-608.
- Erritzoe, J.; Mazgajski, T. D. y Rejt, L.** (2003). Birds casualties on European roads-a review. *Acta Ornithologica*, 38(2), pp. 77-93.
- Euskirchen, E. S.; Chen, J. y Bi, R.** (2001). Effects of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. *Forest Ecology and Management*, 148(1-3), pp. 93-108.
- Fahrig, L.** (2002). Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, 12(2), pp. 346-353.
- _____. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, pp. 487-515.
- Fahrig, L.; Pedlar, J. H.; Pope, S. E.; Taylor, P. D. y Wegner, J. F.** (1995). Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73(3), pp. 177-182.
- Findlay, C. S. y Bourdages, J.** (2000). Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. *Conservation Biology*, 14(1), pp. 86-94.
- Foppen, R. y Reijnen, R.** (1994). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. 2. Breeding dispersal of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) in relation to the proximity of a highway. *Journal of Applied Ecology*, 31(1), pp. 85-94.
- Forman, R. T. T.** (1998). Road ecology: A solution for the giant embracing us. *Landscape Ecology*, 13(4), pp. 3-5.
- _____. (2000). Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States. *Conservation Biology*, 14(1), pp. 31-35.
- Forman, R. T. T. y Alexander, L. E.** (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, pp. 207-231.
- Forman, R. T. T. y Deblinger, R. D.** (2000). The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology*, 14(1), pp. 36-46.
- Forman, R. T. T.; Sperling, D.; Bissonette, J. A.; Clevenger, A. P.; Cutshall, C. D.; Dale, V. H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C. R.; Heanue, K.; Jones, J. A.; Swanson, F. J.; Turrentine, T. y Winter, T. C.** (2003). *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press: Washington D. C.
- Fox, B. J.; Taylor, J. E.; Fox, M. D. y Williams, C.** (1997). Vegetation changes across edges of rainforest remnants. *Biological Conservation*, 82(1), pp. 1-13.
- Frey, S. N. y Conover, M. R.** (2006). Habitat use by meso-predators in a corridor environment. *The Journal of Wildlife Management*, 70(4), pp. 1111-1118.
- Fuller, R. A.; Warren, P. H. y Gaston, K. J.** (2007). Daytime noise predicts nocturnal

- singing in urban robins. *Biology Letters*, 3(4), pp. 368-370.
- Garland, T. Jr. y Bradley, W. G.** (1984). Effects of highway on Mojave Desert rodent populations. *American Midland Naturalist*, 111(1), pp. 47-56.
- Garrett, L. C. y Conway, G. A.** (1999). Characteristics of moose-vehicle collisions in Anchorage, Alaska, 1991-1995. *Journal of Safety Research*, 30(4), pp. 219-223.
- 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(11), pp. 2761-2774.
- Gauthreaux, S. A. Jr. y Belser, C. G.** (2006). Effects of artificial night lighting on migrating birds. En: Rich C. y Longcore, T. (eds.). *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting* (pp. 67-93). Island Press: Washington D. C.
- Geist, H. J. y Lambin, E. F.** (2001). *What Drives Tropical Deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence*. LUCC Report Series No. 4. LUCC International Project Office, University of Louvain.
- Gerhardt, H. C. y Klump, G. M.** (1988). Masking of acoustic signals by the chorus background noise in the green tree frog: a limitation on mate choice. *Animal Behaviour*, 36(4), pp. 1247-1249.
- Gibbs, J. P. y Shriver, G.** (2005). Can road mortality limit population of pool-breeding amphibians? *Wetlands Ecology and Management*, 13, pp. 281-289.
- Gjessing, E.; Lygren, E.; Berglund, L.; Gullbranden, T. y Skanne, R.** (1984). Effect of highway runoff on lake water quality. *Science of the Total Environment*, 33(1-4), pp. 247-257.
- Glista, D. J.; DeVault, T. L. y DeWoody, J. A.** (2009). A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning*, 91(1), pp. 1-7.
- Grilo, C., Bissonette, J. A. y Santos-Reis, M.** (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation*, 142(2), pp. 301-313.
- Groot-Bruinderink, G. W. T. A. y Hazebroek, E.** (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology*, 10(4), pp. 1059-1067.
- Goosem, M. y Turton, S. M.** (2006). *Weed Incursions Along Roads and Powerlines in the Wet Tropics World Heritage Area*. Rainforest CRC / James Cook University http://rainforest-crc.jcu.edu.au/publications/weed_incursions1.pdf
- Grosselet, M., Villa-Bonilla, B. y Ruiz-Michael, G.** (2009). 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 Tropics*, pp. 227-231.
- Gutzwiller, K. J. y Barrow Jr., W. C.** (2003). Influences of roads and development on bird communities in protected Chihuahuan desert landscapes. *Biological Conservation*, 113(2), pp. 225-237.
- Guzmán, H. V.; Cuevas, E.; Benítez, J. A. y García, P. A.** (2014). Impacto ambiental acumulado sobre los hábitats críticos y poblaciones de tortuga marina en Campeche, México. En: Botello, A. V.; Rendón von Osten, J.; Benítez, J. A. y Gold-Bouchot, G. (eds.). *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias* (pp. 997-1032). 3.ª ed. UAC / UNAM-ICMYL / IPN. CINVESTAV-Unidad Mérida.
- Halfwerk, W.; Holleman, L. J.; Lessells C. M. y Slabbekoorn, H.** (2011). Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), pp. 210-219.
- Halvorsen, M. B.; Casper, B. M.; Woodley, C. M.; Carlson, T. J. y Popper, A. N.** (2012). Threshold for onset of injury in Chinook salmon from exposure to impulsive pile driving sounds. *PLoS One*, 7(6):e38968.
- Hamilton, D.; Molina, V.; Bosques, P. y Powell, G.** (2003). El estatus del pájaro campana (*Procnias tricarunculata*): un ave en peligro de extinción. *Zeledonia*, 7, pp. 15-24.
- Hamilton, R. S. y Harrison, R. M.** (1991). *Highway pollution: Studies in environmental sciences*. Elsevier: Ámsterdam.

- Harris, L. D. y Gallagher, P. B.** (1989). New initiatives for wildlife conservation. The need for movement corridors. En: *Anonymous In defense of wildlife: Preserving communities and corridors* (pp. 11-34). Defenders of Wildlife: Washington D. C.
- Harris, L. D. y Scheck, J.** (1991). From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. En: Saunders, D. A. y Hobbs, R. J. (eds.). *Nature conservation 2: The role of corridors* (pp. 189-220). Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton.
- Hels, T. y Buchwald, E.** (2001). The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*, 99(3), pp. 331-340.
- Hernández, J. L.; Pisanty, J.; Sánchez, V. M.; Carreón, M. A. y Roldán, M.** (2000). *Impacto Ambiental de Proyectos Carreteros en Escurrimientos del Agua Superficial*. Publicación Técnica núm. 141. Secretaría de Comunicaciones y Transportes / Instituto Mexicano del Transporte: México.
- Hill, D.** (1992). *The impact of noise and artificial light on waterfowl behaviour: a review and synthesis of available literature*. British Trust for Ornithology: Tring.
- Hultsch, H. y Todt, D.** (2004). Learning to sing. En: Marler, P. y Slabbekoorn, H. (eds.). *Nature's music: the science of birdsong* (80-107). Academic Press: San Diego, California.
- Illner, H.** (1992). Effect of roads with heavy traffic on Grey partridge (*Perdix perdix*) density. *Gibier Faune Sauvage*, 9, pp. 467-480.
- Ihse, M.** (1995). Swedish agricultural landscapes-patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning*, 31 (1-3), pp. 21-37.
- Jaeger, J. A. G.; Bowman, J.; Brennan, J.; Fahrig, L.; Bert, D.; Bouchard, J.; Charbonneau, N.; Frank, K.; Gruber, B. y Von Toschanowitz, K. T.** (2015). Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behaviour. *Ecological Modelling*, 185, pp. 329-348.
- Jaeger, J. A. G. y Fahrig, L.** (2004). Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology*, 18(6), pp. 1651-1657.
- James, A. R. C. y Stuart-Smith, A. K.** (2000). Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management*, 64(1), pp. 154-159.
- Jefferson, T. A.; K. Hung, S. y Würsig, B.** (2009). Protecting small cetaceans from coastal development: impact assessment and mitigation experience in Hong Kong. *Marine Policy*, 33(2), pp. 305-311.
- Jones, J. A.; Swanson, F. J.; Wemple, B. C. y Snyder, K. U.** (2000). Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology*, 14(1), pp. 76-85.
- Kaimowitz, D. y Angelsen, A.** (1998). *Economic Models of Tropical Deforestation: A Review*. Center for International Forestry Research (CIFOR): Bogor.
- Karmrowski, R. L.; Limpus, C.; Moloney, J. y Hamann, M.** (2012). Coastal light pollution and marine turtles: assessing the magnitude of the problem. *Endangered Species Research*, 19(1), pp. 85-98.
- Keeley, B. y Tuttle, M.** (1999, 13-16 de septiembre). Bats in American bridges. En: Evink, G. L.; Garrett, P. y Zeigler, D. (eds.) *Proceedings of the third International Conference on Wildlife and Transportation* (pp. 167-172). ICOWET III International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. Florida Department of Transportation: Missoula Montana.
- Kerth, G. y Melbert, M.** (2009). Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biological Conservation*, 142(2), pp. 270-279.
- Kight, C. R.; Saha, M. S. y Swaddle, J. P.** (2012). Anthropogenic noise is associated with reductions in the productivity of breeding Eastern Bluebirds (*Sialia sialis*). *Ecological Applications*, 22(7), pp. 1989-1996.
- Kight, C. R. y Swaddle, J. P.** (2011). How and why environmental noise impacts animals: an integrative, mechanistic review. *Ecology Letters*, 14(19), pp. 1052-1061.
- Klein, D. R.** (1971). Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. *Science*, 173(3995), pp. 393-398.

- Kociolek, A. V. y Clevenger, A. P.** (2009). *Effects of Paved Roads on Birds: A Literature Review and recommendations for the Yellowstone to Yukon Ecoregion*. Technical Report núm. 8. Canmore, Alberta, Yellowstone to Yukon Initiative 2011.
- Kolb, H. H.** (1984). Factors affecting the movement of dog foxes in Edinburgh. *Journal of Applied Ecology*, 21(1), pp. 161-173.
- Kumschick, S. y Nentwig, W.** (2010). Some alien birds have as severe an impact as the most effectual alien mammals in Europe. *Biological Conservation*, 143(11), pp. 2757-2762.
- Kupfer J. A.; Malanson, G. P. y Franklin, S. B.** (2006). Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1), pp. 8-20.
- Laffray, X.; Rose, C. y Garrec, J. P.** (2010). Biomonitoring of traffic-related nitrogen oxides in the Maurienne valley (Savoie, France), using purple moor grass growth parameters and leaf. *Environmental Pollution*, 158(5), pp. 1652-1660.
- Lalo, J.** (1987). The problem of road kill. *American Forests*, 93(9-10), pp. 50-52.
- Langen, T. A.** (2009). *Design and testing of prototype barriers and tunnels to reduce the impact of roads on turtle survival and reproductive success*. Final report MOU AM05405. New York State Department of Environmental Conservation US Fish & Wildlife Service: Albany, N. Y.
- Laurance, S. G.; Stouffer, P. C. y Laurance, W. F.** (2004). Effects of road clearing on movement patterns of understory rainforest birds in Central Amazonia. *Conservation Biology*, 18(4), pp. 1099-1109.
- Laurance, W. F.** (2015). Bad Roads, Good Roads. En: Van der Ree R., Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-16). Wiley Blackwell: Hoboken.
- Laurance, W. F.** (1991). Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 57(2), pp. 205-219.
- Laurance, W. F.; Albernaz, A. K. M.; Schroth, G.; Fearnside, P. M.; Venticinqu, E. y Da Costa, C.** (2002). Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*, 29, pp. 737-748.
- Laurance, W. F.; Cochrane, M. A.; Bergen, S.; Fearnside, P. M.; Delamonica, P.; Barber, C.; D'Ángelo, S. y Fernandes, T.** (2001). The future of the Brazilian Amazon. *Science*, 291(5503), pp. 438-439.
- Legret, M. y Pagotto, C.** (1999). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *The Science of The Total Environment*, 235(1), pp. 143-150.
- Lengagne, T.** (2008). Traffic noise affects communication behaviour in a breeding anuran, *Hyla arborea*. *Biological Conservation*, 141(8), pp. 2023-2031.
- Liddle, M.** (1997). *Recreation ecology: The ecological impact of outdoor recreation and ecotourism*. Chapman and Hall: Londres.
- Linera G., Domínguez-Gastelú, V. y García-Zurita, M. E.** (1998). Microenvironment and floristic of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology*, 12(5), pp. 1091-1102.
- Loney, B. y Hobbs, R. J.** (1991). Management of vegetation corridors: maintenance, rehabilitation and establishment. En: Saunders, D. A. y Hobbs, R. J. (eds.). *Nature conservation 2: The role of corridors* (pp. 299-311). Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton.
- Mace, R. D.; Waller, J. S.; Manley, T. L.; Lyon, L. J. y Zuuring, H.** (1996). Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana. *Journal of Applied Ecology*, 33(6), pp. 1395-1404.
- Mader, H. J.** (1984). Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, 29(1), pp. 81-96.
- _____. (1988). The significance of paved agricultural roads as barriers to ground dwelling arthropods. En: Schreiber, K. F. (ed.) *Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd international seminar of the "International association for landscape ecology"* (pp. 97-100). F. Schöningh: Paderborn.

- Mader, H. J.; Schell, C. y Kornacker, P.** (1990). Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation*, 54(3), pp. 209-222.
- Malo, J. E., Suárez, F. y Díez, A.** (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology*, 41(4), pp. 701-710.
- Manci, K. M.; Gladwin, D. N.; Vilella, R. y Cavendish, M. G.** (1988). Effects of aircraft noise and sonic booms on domestic animals and wildlife: a literature synthesis. *National Ecology Research Center*. Report# NERC-88/29.
- Mann, S. L.; Steidl, R. J. y Dalton, V. M.** (2002). Effects of cave tours on breeding *Myotis velifer*. *The Journal of Wildlife Management*, 66(3), pp. 618-624.
- Marsh, D. M.; Milam, G. S.; Gorham, N. P. y Beckman, N. G.** (2004). Forest Roads as Partial Barriers to Terrestrial Salamander Movement. *Conservation Biology*, 19(6), pp. 2004-2008.
- McGuire, T. M. y Morrall, J. F.** (2000). Strategic highway improvements to minimize environmental impacts within the Canadian Rocky Mountain National Parks. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 27(3), pp. 523-532.
- McLellan, B. N. y Schackleton, D. M.** (1988). Grizzly bears and resource extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use, and demography. *Journal of Applied Ecology*, 25(2), pp. 451-460.
- Mech, L. D.; Fritts, S. H.; Radde, G. L. y Paul, W. J.** (1988). Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin*, 16(1), pp. 85-87.
- Melman, P. J. M. y Verkaar, H. J.** (1991). Layout and management of herbaceous vegetation in road sides. En: Van Bohemen, H. D.; Buizer, D. A. G. y Littel, D. (eds.). *Nature engineering and civil engineering works* (pp. 62-78). Backhuys Publishers: Wageningen.
- Memphis State University.** (2004). *Synthesis of Noise Effects on Wildlife Populations*. Publication No. FHWA-HEP-06-016. 75 p.
- Merriam, G.; Mitchal, K.; Tsuchiya, E. y Hawley, K.** (1989). Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscape. *Landscape Ecology*, 2, pp. 227-235.
- Meunier, F. D.; Verheyden, C. y Jouventin, P.** (2000). Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 92(3), pp. 291-298.
- Modafferi, R. D.** (1991). Train moose kill in Alaska: Characteristics and relationships with snowpack depth and moose distribution in Lower Susitna Valley. *Alces*, 27, pp. 193-207.
- Montevocchi, W. A.** (2006). Influences of artificial light on marine birds. En: Rich, C. y Loggocore, T. (eds.). *Ecological consequences of artificial night lighting* (pp. 94-113). Island Press: Washington D. C.
- Munguira, M. L. y Thomas, J. A.** (1992). Use of road verges by butterfly and burnet populations and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *Journal of Applied Ecology*, 29(2), pp. 316-329.
- Negro, J.; Bustamante, J.; Melguizo, C.; Ruiz, J. L. y Grande, J. M.** (2000). Nocturnal activity of lesser kestrels under artificial lighting conditions in Seville, Spain. *Journal of Raptor Research*, 34(4), pp. 327-329.
- Noss, R.** (2002). *The ecological effects of roads*. <https://cutt.ly/ztjhg5P>
- O'Brien, E.** (2006). Habitat Fragmentation due to Transport Infrastructure: practical considerations. En: Davenport, J. y Davenport, J. L. (eds.). *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment* (pp. 191-204). Springer.
- Oosterhoorn, M. y Kappelle, M.** (2000). Vegetation structure and composition along a interior-edge-exterior gradient in a Costa Rica montane cloud forest. *Forest Ecology and Management*, 126(3), pp. 291-307.
- Oxley, D. J.; Fenton, M. B. y Carmody, G. R.** (1974). The effects of roads on populations of small mammals. *Journal Applied Ecology*, 11(1), pp. 51-59.
- Paez, V. P.; Bock, B. C. y Rand, A. S.** (1993). Inhibition of evoked calling of *Dendrobates*

- pumilio* due to acoustic interference from cicada calling. *Biotropica*, 25(2), pp. 242-245.
- Palomino, D. y Carrascale, L. M.** (2007). Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. *Biological Conservation*, 140(1-2), pp. 100-109.
- Parendes, L. A. y Jones, J. A.** (2000). Role of light availability and dispersal mechanisms in invasion of exotic plants roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology*, 14(1), pp. 64-75.
- Parris, K. M.** (2015). Ecological Impacts of Road Noise and Options for Mitigation. En: Van der Ree R., Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-23). Wiley Blackwell, Hoboken.
- Parris, K. M. y McCarthy, M. A.** (2013). Predicting the effect of urban noise on the active space of avian vocal signals. *The American Naturalist*, 182(4), pp. 452-464.
- Parris, K. M.; Velik-Lord, M. y North, J. M. A.** (2009). Frogs call at a higher pitch in traffic noise. *Ecology and Society*, 14(1), pp. 25. <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art25/>
- Patricelli, G. L. y Blickley, J. L.** (2006). Avian communication in urban noise: causes and consequences of vocal adjustment. *The Auk*, 123(3), pp. 639-649.
- Peña-Becerril, J. C.; Monroy-Ata, A.; Álvarez-Sánchez, F. y Orozco-Almanza, M.** (2005). Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 8(2), pp. 91-98.
- Perry, G.; Buchanan, B. W.; Fisher, R. N.; Salmon, M. y Wise, S. E.** (2008). Effects of Artificial Lighting on Amphibians and Reptiles in Urban Environment. En: Mitchell, J. C. y Jung Brown, R. E. (eds.). *Urban Herpetology* (Chap. 16). Society for the Study of Amphibians and Reptiles Urban Herpetology.
- Pocock, Z. y Lawrence, R. E.** (2005). How far into a forest does the effect of a road extend? Defining road edge effect in eucalypt forests of South-Eastern Australia. En: Irwin, C. L.; Garrett, P. y McDermott, K. P. (eds.). *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation* (pp. 397-405). Center for Transportation and Environment, North Carolina State University.
- Polaco, O. J. y Guzmán, A. F.** (1993). Mortalidad anual de mamíferos en una carretera al sur de Nuevo León. En: Medellín, R. A. y Ceballos, G. (eds.). *Avances en el estudio de los mamíferos mexicanos* (pp. 395-408). Publicaciones Especiales, Asociación Mexicana de Mastozoología: México.
- Poot, H.; Ens, B. J.; Vries de, H.; Donners, M. A. H.; Wernand, M. R. y Marquenie, J. M.** (2008). Green light for nocturnally migrating birds. *Ecology and Society*, 13(2), p. 47.
- Popper, A. N. y Hastings, M. C.** (2009). The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of Fish Biology*, 75(3), pp. 455-489.
- Proppe, D. S.; Sturdy, C. B. y St Clair, C. C.** (2013). Anthropogenic noise decreases urban songbird diversity and may contribute to homogenization. *Global Change Biology*, 19(4), pp. 1075-1084.
- Pozo-Montuy, G.; Bonilla-Sánchez, Y. M. y Pozo-Juárez, F.** (2008). Las carreteras y su impacto sobre la fauna silvestre en una región de la cuenca baja del río Usumacinta. En: Sánchez, A. J.; Hidalgo, M. G.; Arriaga, S. L. y Contreiras, W. M. (comps.). *Perspectivas en Zoología Mexicana. Memorias del XIX Congreso Nacional de Zoología* (pp. 252-265). UJAT.
- Pozo-Montuy, G. y Serio-Silva, J. C.** (2007). Movement and resource use by a group of *Alouatta pigra* in a forest fragment in Balancán, México. *Primates*, 48(2), pp. 102-107.
- Putman, R. J.** (1997). Deer and road traffic accidents: Options for management. *Journal of Environmental Management*, 51(1), pp. 43-57.
- Quesada, M.; Stoner, K. E.; Lobo, J. A. Herreras-Diego, Y.; Palacios-Guevara, C.; Munguía-Rosas, M. A.; Salazar, K. A. y Rosas-Guerrero, V.** (2004). Effects of Forest Fragmentation on Pollinator Activity and Consequences for Plant Reproductive Success and Mating Patterns in Bat-pollinated Bombacaceous Trees. *Biotropica*, 36(2), pp. 131-138.

- Ramp, D. y Ben-Ami, D.** (2006). The effect of road-based fatalities on the viability of a peri-urban swamp wallaby population. *Journal of Wildlife Management*, 70(6), pp. 1615-1624.
- Reh, W. y Seitz, A.** (1990). The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. *Biological Conservation*, 54(3), pp. 239-249.
- Reijnen, M.; Veenbaas, G. y Foppen, R.** (1995). Predicting the effects of motorway traffic on breeding bird populations. *Delft, The Netherlands: Road and Hydraulic Engineering Division and DLO-Institute for Forestry and Nature Research*, P-DWW-95-736.
- Reijnen, R. y Foppen, R.** (1994). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal Applied Ecology*, 31(1), pp. 85-94.
- _____. (2006). Chapter 12: Impact of road traffic on breeding bird populations. En: Davenport, J. y Davenport, J. L. (eds.). *The ecology of transportation: managing mobility for the environment* (pp. 255-274). Springer: Netherlands.
- Reijnen, R.; Foppen R. y Veenbaas, G.** (1997). Disturbance by traffic of breeding birds: Evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation*, 6(4), pp. 567-581.
- Rheindt, F. E.** (2003). The impact of roads on birds: Does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Jornal für Ornithologie*, 144, pp. 295-306.
- Richards, D. G. y Wiley, R. H.** (1980). Reverberations and amplitude fluctuations in the propagation of sound in a forest: implications for animal communication. *American Naturalist*, 115(3), pp. 381-399.
- Richardson, J. H.; Shore, R.; Treweek, J. R. y Larkin, S. C.** (1997). Are major roads a barrier to small mammals? *Journal of Zoology*, 243(4), pp. 840-846.
- Riley, S., Pollinger, J. P.; Sauvajot, R. M.; York, E. C.; Bromley, C.; Fuller, T. K. y Wayne, R. K.** (2006). A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow carnivores. *Molecular Ecology*, 15(7), pp. 1733-1741.
- Rodríguez, A. y Delibes, M.** (1992). Current range and status of the Iberian lynx *Felis pardina* Temminck, 1824 in Spain. *Biological Conservation*, 61(3), pp. 189-196.
- Romin, L. A. y Bissonette, J. A.** (1996). Deer-vehicle collisions: Status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin*, 24(2), pp. 276-283.
- Rosell Pagès, C. y Velasco Rivas, J. M.** (1999). *Manual on preventing and remedying the impact of roads on fauna*. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient, Secretaria General: Barcelona.
- Rost, G. R. y Bailey, J. A.** (1979). Distribution of mule deer and elk in relation to roads. *The Journal of Wildlife Management*. 43(3), pp. 634-641.
- Row, J. R.; Blouin-Demers, G. y Weatherhead, P. J.** (2007). Demographic effects of road mortality in black ratsnakes (*Elaphe obsoleta*). *Biological Conservation*, 137(1), pp. 117-124.
- Rydell, J.** (2006). Bats and their insect prey at streetlights. En: Rich, C. y Longcore, T. (eds.). *Ecological consequences of artificial night lighting* (pp. 43-60). Island Press, Washington D. C.
- _____. (1992). Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden. *Functional Ecology*, 6(6), pp. 744-750.
- Rytwinski, T. y Fahrig, L.** (2012). Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*, 147(1), pp. 87-98.
- Salmon, M.** (2003). Artificial night lighting and sea turtles. *Biologist*, 50, pp. 163-168.
- _____. (2006). Protecting sea turtles from artificial night lighting at Florida's oceanic beaches. En: C. Rich y Logoncore, T. (eds.). *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting* (pp. 141-168), Island Press.
- Salmon, M.; Witherington, B. E. y Elvidge, C. D.** (2000). Artificial lighting and the recovery of sea turtles. En: Pilcher, N. e Ismail, G. (eds). *Sea turtles of the Indo-Pacific: research, management and conservation* (pp. 25-34). Asean Academic Press.

- Santos, C. D.; Miranda, A. C.; Granadeiro, J. P.; Lourenco, P. M.; Saraiva, S. y Palmerin, J. M.** (2010). Effects of artificial illumination on the nocturnal foraging of waders. *Acta Oceanológica*, 36(2), pp. 166-172.
- Saunders, S. C.; Mislivets, M. R.; Chen J. Q. y Cleland, D. T.** (2002). Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation*, 103(2), pp. 209-225.
- Scanlon, P. F.** (1987). Heavy metals in small mammals in roadside environments - implications for food chains. *Science of the Total Environment*, 59, pp. 317-323.
- Schaub, A.; Ostwald, J. y Siemers, B. M.** (2008). Foraging bats avoid noise. *The Journal of Experimental Biology*, 211, pp. 3174-3180.
- Schlierf, R.** (2006). National Wildlife Refuge, KSC peacefully coexist. *Spaceport*, 45(17), pp. 7-8. <https://go.nasa.gov/2WYAfey>
- Schlupp, I. y Podloucky, R.** (1994). Changes in breeding site fidelity: a combined study of conservation and behaviour in the Common Toad *Bufo bufo*. *Biological Conservation*, 69(3), pp. 285-291.
- Schmidley, D. J. y Wilkins, K. T.** (1977). Composition of small mammal populations on highway right-of-way in east Texas. *Texas State Department of Highways and Public Transportation, Research Report*, 197-1F.
- Schwartz, C. y Bartley, B.** (1991). Moose conference workshop, Anchorage, May 17. Reducing incidental moose mortality: considerations for management. *Alces*, 27, pp. 93-99.
- Seabrook, W. A. y Dettman, E. B.** (1996). Roads as activity corridors for cane toads in Australia. *Journal of Wildlife Management*, 60, pp. 363-368.
- Seiler, A.** (2001). Ecological Effects of Roads: A review. *Introductory Research Essay, Department of Conservation Biology*. SLU. 9, 40 pp.
- _____. (2004). Trends and spatial pattern in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology*, 10(4), pp. 301-3.
- Seiler, A. y Hellding, J-O.** (2006). Mortality in Wildlife to Transportation. En: Davenport, J. y Davenport, J. L. (eds.). *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment* (pp. 165-189). Springer.
- Selva, N.; Switalski, A.; Kreft, S. y Ibsch, P.** (2015). Why keep Areas Road-Free? The Importance of Roadless Areas. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-25). Wiley Blackwell: Hoboken .
- Sizer, N. y Tanner, E.** (1999). Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation*. 91(2-3), pp. 135-142.
- Slabbekoorn, H.; Bouton, N.; van Opzeeland, I.; Coers, A.; ten Cate, C. y Popper, A. N.** (2010). A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(7), pp. 419-427.
- Slabbekoorn, H. y Peet, M.** (2003). Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*, 424, pp. 267.
- Southworth, J.; Marsik, M.; Qiu, Y.; Perz, S.; Cumming, G.; Stevens, F.; Rocha, K.; Duchelle, A. y Barnes, G.** (2011). Roads as drivers of change: trajectories across the tri-national frontier in MAP, the southwestern Amazon. *Remote Sensing*, 3(5), pp. 1047-1066.
- Spellerberg, I.** (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography*, 7(5), pp. 317-333.
- Steen, D. A. y Gibbs, J. P.** (2004). Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. *Conservation Biology*, 18(4), pp. 1143-1148.
- Stone, E. L.; Jones, G. y Harris, S.** (2012). Conserving energy at a cost to biodiversity? Impacts of LED lighting on bats. *Global Change Biology*, 18(8), pp. 2458-2465.
- Strittholt, J. R. y Dellasala, D. A.** (2001). Importance of roadless areas in biodiversity conservation in forested ecosystems: case study of the Klamath-Siskiyou ecoregion of the United States. *Conservation Biology*, 15(6), pp. 1742-1754.
- Sun, J. W. C. y Narins, P. M.** (2005). Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biological Conservation*, 121(3), pp. 419-427.

- Svensson, S.** (1998). Birds kills on roads: is this mortality factor seriously underestimated? *Ornis Svecica*, 8(4), pp. 183-187.
- Swihart R.; Feng, Z.; Slade, N. A.; Manson, D. M. y Gehring, T. M.** (2001). Effects of Habitat Destruction and Resource Supplementation in a Predator-Prey Metapopulation Model. *Journal of Theoretical Biology*, 210(3), pp. 287-303.
- Thurber, J. M.; Peterson, R. O.; Drummer, T. D. y Thomasma, S. A.** (1994). Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. *Wildlife Society Bulletin*. 22(1), pp. 61-68.
- Tubaro, P. L.** (1991). Dialectos del chingolo, *Ciencia Hoy*, 2, pp. 25-34.
- Trombulak, S. C. y Frissell, C. A.** (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14(1), pp. 18-30.
- Tuxbury, S. M. y Salmon, M.** (2005). Competitive interactions between artificial lighting and natural cues during seafinding by hatchling marine turtles. *Biological Conservation*, 121(2), pp. 311-316.
- Usher, M. B.** (1988). Biological invasions of nature reserves. *Biological Conservation*. 44(1-2), pp. 119-135.
- Van Bohemen, H. D. y Van de Laak, W. H. J.** (2003). The Influence of Road Infrastructure and Traffic on Soil, Water, and Air Quality. *Environmental Management*, 31(1), pp. 50-68.
- Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C.** (2015). The Ecological Effects of Linear Infrastructure and Traffic: Challenges and Opportunities of Rapid Global Growth. En: Van der Ree R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-19). Wiley Blackwell: Hoboken.
- Van der Zee, F. F.; Wiertz, J.; Terbraak, C. J. y Van Apeldoorn, R. C.** (1992). Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in the Netherlands. *Biological Conservation*, 61(1), pp. 17-22.
- Varela, A. y Ferial, L.** (2004). Comparación de la actividad microbiana en hojarasca entre un fragmento y un área continua de bosque nublado del sector occidental de la sabana de Bogotá. *Universitas Scientiarum*, 9, pp. 47-58.
- Verheijen, F. J.** (1985). Photopollution: artificial light optic spatial control systems fail to cope with. Incidents, causations, remedies. *Experimental Biology*, 44(1), pp. 1-18.
- Viard, B.; Pihan, F.; Promeyrat, S. y Pihan, J. C.** (2004). Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Graminaceae and land snails. *Chemosphere*, 55(10), pp. 1349-1359.
- Wace, N.** (1977). Assessment of dispersal of plant species the car-borne flora in Canberra. *Proceedings of the Ecological Society of Australia*. 10, pp. 167-186.
- Walsh, P. D.; Henschel, P. K.; Abernethy, A.; Tutin, C. E. G.; Telfer, P. y Lahm, S. A.** (2004). Logging speeds little red fire ant invasion of Africa, *Biotropica* 36(4), pp. 637-641.
- Warren, M. L. y G. Pardew, M.** (1998). Road crossings as barriers to small-stream fish movement. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127, pp. 637-644.
- Warren, P. S.; Katti, M.; Ermann, M. y Brazel, A.** (2006). Urban bioacoustics: it's not just noise. *Animal Behaviour*, 71(3), pp. 491-502.
- Wasserman, F. E.** (1979). The relationship between habitat and song in the white-throated sparrow. *Condor*, 81(4), pp. 424-426.
- Watson, M. L.** (2005). *Habitat fragmentation and the effects of roads on wildlife and habitats*. New Mexico Department of Game and Fish.
- Wikelski, M. y Cooke, S. J.** (2006). Conservation physiology. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, pp. 38-46.
- Winter, M.; Johnson, D. H. y Faaborg, J.** (2000a). Evidence for edge effects on multiple levels: Artificial nests, natural nests, and distribution of nest predators in Missouri tallgrass prairie fragments. *Condor*, 102, pp. 256-66.
- Winter, M.; Johnson, D. H.; Donovan, T. M. y Svedarsky, W. D.** (2000b). *Evaluation of the Bird Conservation Area concept in the northern tallgrass prairie: Annual report 2001*. Northern Prairie Wildlife Research Center: Jamestown.
- Witherington, B. y Martin, R. E.** (2000). *Understanding, assessing, and resolving light pollution problems on sea turtle nesting beaches*. 2nd

- Edn., rev. Tech Rep tr-2. Florida. Fish and Wildlife Conservation Commission, Marine Research Institute: St. Petersburg, FL.
- Woltz, H. W.; Gibbs, J. P. y Ducey, P. K.** (2008). Road crossing structures for amphibians and reptiles: Informing design through behavioural analysis. *Biological Conservation*, 141(11), pp. 2745-2750.
- Yanes, M.; Velasco, J. M. y Suárez, F.** (1995). Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation*, 71(3), pp. 217-222.
- Zechmeister, H. G.; Dullinger, S.; Hohenwallner, D.; Riss, A.; Hanus-Illnar, A. y Scharf, S.** (2006). Pilot study on road traffic emissions (PAHs, heavy metals) measured by using mosses in a tunnel experiment in Vienna, Austria. *Environmental Science and Pollution*, 13(6), pp. 398-405.
- Zurcher, A. A.; W.Sparks, D. y Bennett, V. J.** (2010). Why the bat did not cross the road? *Acta Chiropterologica*, 12, pp. 337-340.

Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna

Jorge A. Benítez | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Shelley M. Alexander | Universidad de Calgary, Canadá

Gilberto Pozo-Montuy | Academia de Ingeniería Ambiental, Tecnológico Nacional de México

Gabriel Téllez Torres | Biología Integral en Impacto Ambiental

Resumen

Los impactos de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna se superponen entre sí y en la mayoría de las ocasiones es difícil establecer una relación causa-efecto. El presente capítulo hace una revisión de las variables que alteran esta correspondencia, dentro de las que destacan las relacionadas con la fauna (v. g. ecología de la especie y el comportamiento animal), con el tráfico (velocidad e intensidad vehicular) y con los factores ambientales (configuración de la vialidad y características del paisaje). Estas variables pueden tener un carácter sinérgico, antagónico o neutro, por lo que la respuesta de una población a los impactos presentará diferencias espaciales y temporales, y será propia para cada lugar y proyecto.

Palabras clave: carreteras, vías férreas, variaciones espacio-temporales, respuestas diferenciales de la fauna.

J. A. Benítez

email: info@easac.org.mx

Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Andador Caracol mz. D, It. 1, fraccionamiento Lavalle Urbina,

San Francisco de Campeche, Campeche, C. P. 24087

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

Environmental impacts derived from terrestrial communication corridors overlap each other and, in most cases, it is difficult to establish a single cause-effect relationship. This chapter reviews the variables involved in this relationship, among which are those related to fauna wildlife (*v. g.* species ecology and animal behaviour), traffic (speed and intensity), and environmental factors (road configuration and landscape characteristics). These variables may have a synergistic, antagonistic or neutral character, so the response from the fauna may present spatial and temporal differences, and will be specific for each place and/or project.

Keywords: roads, railways, spatial-temporal variation, species variability response.

1. Introducción

Los impactos producidos por las vías de comunicación terrestre sobre la fauna, descritos en el primer capítulo de este libro, son minimizados o ampliados por factores ecológicos, antropogénicos y ambientales, los cuales son específicos para cada especie, obra y región. Como puede observarse en la tabla 1, dichos elementos son numerosos y pueden presentar redundancia o sinergia (Seiler y Helling, 2006; Forman *et al.*, 2003; Rytwinski y Fahrig, 2015).

Algunas de estas variables son demasiado particulares para establecer un marco teórico general. Sin embargo, ciertas causas se mencionan de manera constante en la literatura sobre el tema, indicando su importancia y recurrencia. Tales factores son: a) los relacionados con la fauna, como la ecología de la especie y el comportamiento del animal; b) los relacionados con el tráfico, como la velocidad e intensidad del movimiento de los vehículos, y c) los relacionados con fenómenos ambientales, como la configuración de la vía de comunicación y las características del paisaje. A continuación, se describen estos incisos.

2. Factores de la fauna

La naturaleza y severidad de los efectos de las vías de comunicación terrestre dependen en gran medida de las características biológicas y ecológicas de las diferentes especies (Van der Ree *et al.*, 2015). En este contexto, los factores ampliamente reconocidos en la literatura se relacionan con la ecología de la especie y el comportamiento del animal, y pueden actuar de manera individual o combinada para aumentar, neutralizar o disminuir el impacto de los corredores viales.

Tabla 1. Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna (con base en Seiler y Hellding, 2006; Forman *et al.*, 2003; Rytwinski y Fahrig, 2015). En color verde se resaltan los factores más recurrentes en la literatura.

Factores de la fauna	Factores del tráfico	Factores ambientales
Ecología de la especie	Relacionados con el vehículo	Relacionados con la vialidad
Abundancia y rango hogareño de la especie	Velocidad del vehículo	Anchura y altura del corredor, así como presencia de obstáculos o pasajes
Tasas de reproducción	Intensidad de circulación	Densidad de la red carretera y ferroviaria
Ciclos de vida al ras del suelo	Movimiento continuo o agrupado Patrones diarios o estacionales	Tipo de superficie del terraplén
Hábitos diurnos o nocturnos	Condiciones mecánicas	Visibilidad y presencia de señalamientos
Comportamiento del animal	Relacionados con el conductor	Relacionados con el paisaje
Atracción, evasión o indiferencia hacia la vía o el tráfico	Tiempo de reacción del conductor	Tipo de hábitat adyacente a la vía de comunicación
Agilidad del individuo	Estado de alerta	Topografía
Sexo y edad		Dirección del viento

2.1. Ecología de la especie

Dentro de la ecología de la especie, los rasgos más importantes son: a) la abundancia: se refiere al número de individuos presentes en el sitio donde ocurre el proyecto vial; b) la movilidad o rango hogareño: una especie más móvil encontrará vías de comunicación con más frecuencia que las especies más sedentarias; c) tasa de reproducción: una tasa reproductiva más alta permite que las poblaciones se recuperen de la mortalidad en las carreteras, y d) el porcentaje, durante el ciclo de vida, que la especie pasa al ras del suelo. Una mayor dependencia al suelo la hace más susceptible de ser impactada.

2.1.1. Abundancia y rango hogareño

El número de individuos y su movilidad son factores que influyen en la magnitud del efecto de barrera de las vías de comunicación, especialmente en el número de animales atropellados (Seiler, 2004; Mysterud, 2004). El número de individuos de las poblaciones está en relación directa con su capacidad de reproducirse (tasa de reproducción), pero condicionado

por las características del ambiente en el cual se desarrolla cada especie, mientras que el rango hogareño depende de qué tanto tiene que desplazarse una especie para cubrir sus necesidades biológicas.¹

Con respecto a la abundancia, varios estudios han confirmado que la frecuencia de los atropellamientos suele ser un reflejo de los patrones de concentración de los animales (Groot-Bruinderink y Hazebroek, 1996; Seiler y Hellding, 2006). Por ejemplo, en varios países de Europa el aumento de las colisiones de vehículos con ciervos, venados, alces y corzos está fuertemente correlacionado con el aumento del tamaño de la población de estos ungulados (Seiler, 2004; Mysterud, 2004). Como es de esperarse, las colisiones de vehículos con animales probablemente ocurren cuando la infraestructura vial atraviesa hábitats ricos en fauna o fragmenta sus corredores naturales de dispersión, los cuales son característicos dentro de áreas naturales protegidas.

La abundancia de una determinada especie puede deberse a causas naturales o estar inducida por la misma vía de comunicación. Por ejemplo, las perturbaciones de largo alcance, como el ruido del tráfico, pueden provocar la disminución de carnívoros sensibles (v. g. jaguar y puma) en la zona de impacto, lo que traería como consecuencia un aumento de mamíferos herbívoros no sensibles cerca de las vías (v. g. venado cola blanca) (Munro *et al.*, 2012). Este incremento en la abundancia de fauna, inducida por la misma vía, podría explicar a su vez la alta tasa de atropellamientos de mamíferos herbívoros no sensibles al ruido, comparada con la de carnívoros que sí lo son.²

En cuanto al rango hogareño, el impacto ambiental que ejercen las vías de comunicación terrestre sobre la fauna se ve influenciado por las necesidades de movilidad de los organismos. Como resultado, las especies que periódicamente se desplazan largas distancias pueden ser las más afectadas, ya que interactuarán con mayor frecuencia con las vías de comunicación que las especies más sedentarias (Rytwinski y Fahrig, 2015). Dentro de las necesidades biológicas que fuerzan a una especie a desplazarse pueden mencionarse el ritmo diario de alimentación y descanso, las estaciones de apareamiento y reproducción, la dispersión de los jóvenes a lo largo del año o la migración estacional entre invierno y verano (Groot-Bruinderink y Hazebroek, 1996; Van Gelder, 1973; Aaris-Sorensen, 1995).³

El que una especie tenga un amplio rango hogareño no implica que recibirá un impacto directo por atropellamiento. Algunas de estas especies son tan sensibles al efecto de

¹ Vid. Capítulo I. 3 Ecología del movimiento de la fauna: consideraciones para el sureste mexicano.

² Vid. Capítulos II. 4 Distribución de especies en la zona de efecto de la carretera 186, en la región de Calakmul, y II. 5 Mortalidad de fauna por atropello sobre la carretera 186, en las reservas de Calakmul y Balam-kú, Campeche, México.

³ Vid. Capítulos II. 7 Impacto por atropellamiento cerca de la cueva el Volcán de los Murciélagos, en Calakmul, Campeche, México.

barrera o de borde, causado por las vialidades, que evitan o rechazan dichos corredores, manteniéndose a distancia y desplazándose a otros hábitats menos hostiles. Sin embargo, cuando la densidad de las vías de comunicación aumenta, el traslape del hábitat de estas especies con los corredores viales se hace inminente y, por lo tanto, la tasa de mortalidad por atropellamientos aumenta.

2.1.2. Tasas de reproducción

La tasa de reproducción de las especies afectadas por un proyecto vial modifica la magnitud de los impactos en diversas formas, en ocasiones de manera contrapuesta. Por ejemplo, una alta tasa de reproducción puede determinar la abundancia de una especie y su concentración frente a un proyecto carretero o ferroviario, aumentando el impacto de mortalidad ocasionado por los corredores viales. En contraste, las especies con tasas reproductivas más bajas tendrán una menor cantidad de individuos con probabilidad de sufrir un impacto, pero serán menos capaces de recuperarse de las pérdidas causadas por atropellamiento (Rytwinski y Fahrig, 2015 y 2012). En este contexto, las estrategias reproductivas de las especies afectadas por un proyecto vial son determinantes en la forma en que repercuten dichos impactos sobre sus poblaciones (Pianka, 1970 y 2000).

Entre los organismos con altas tasas de reproducción se pueden mencionar a los invertebrados terrestres y acuáticos, muchas especies de peces, anfibios y reptiles, así como mamíferos pequeños como los roedores. Ejemplos de especies con baja tasa de reproducción son las aves y la mayoría de los mamíferos, los cuales invierten una gran cantidad de tiempo y energía en el cuidado de su descendencia, lo cual garantiza la sobrevivencia de la población, pero aumenta su vulnerabilidad al depender del éxito de un reducido número de individuos.

De todos los impactos producidos por las vías de comunicación terrestre, el que se relaciona más con las tasas de reproducción es el efecto de barrera, especialmente la mortalidad por atropello. En este contexto, las especies con altas tasas de reproducción son menos vulnerables a dicho efecto, sobre todo si el impacto ocurre en etapas tempranas del ciclo de vida. Sin embargo, para las poblaciones de estas especies, que concurren en altas concentraciones sobre el derecho de vía o que están afectadas por la fragmentación de su hábitat, la mortalidad por atropellamiento es tan alta que pone en peligro a toda la población. Esto significa que una especie localmente abundante puede ser vulnerable a impactos en la carretera, a pesar de tener una alta tasa de reproducción o ser menos móvil (Rytwinski y Fahrig, 2015).

De igual forma, la mortalidad por atropellamiento afecta indirectamente a las especies con altas tasas de reproducción al ocasionar alteraciones en su pirámide poblacional. Por ejemplo, la tasa reproductiva de anfibios y reptiles aumenta con la edad porque estos animales

producen más huevos en la medida en que crecen y envejecen. Por lo tanto, la mortandad por atropellamiento de los individuos más grandes origina un sesgo dentro de la población de los más jóvenes, los cuales engendran menos huevos, y esto reduce la tasa reproductiva general (Karraker y Gibbs, 2011).

Aunado a lo anterior, muchas especies con altas tasas de reproducción sirven por lo general de fuente de alimento para otras, por lo que un impacto a la población sobre las primeras puede causar efectos indirectos sobre sus depredadores. Por ejemplo, los organismos heridos o muertos por atropellamiento representan una fuente fácil de alimento para especies carroñeras (efecto de atracción), siempre y cuando el depredador sea indiferente a las perturbaciones de la vialidad (Anthworth *et al.*, 2005; Benítez López *et al.*, 2010). Por el contrario, cuando el depredador no tolere las perturbaciones de la vía, el descenso en la población de las presas aminorará los recursos del depredador y, por ende, causará una disminución en su población (McLellan y Schackleton, 1988; Mace *et al.*, 1996).

En las especies con bajas tasas de reproducción, los individuos de mayor edad son los más vulnerables al efecto de barrera causado por las vialidades, ya que son menos capaces de recuperarse de las reducciones de la población debido a la mortalidad por colisiones (Rytwinski y Fahrig, 2015). Esta situación es particularmente cierta para las especies que se sienten atraídas hacia las vialidades o realizan movimientos que las motivan a cruzarlas, lo que las hace víctimas de atropellamientos.⁴ En términos teóricos, la mayoría de las especies en peligro de extinción pertenecen a esta categoría, por lo que el impacto de las carreteras representa una seria amenaza a sus poblaciones, debido a su alta dependencia con el hábitat y baja capacidad de adaptación (Pianka, 2000).

Los efectos de las vías de comunicación terrestre sobre las diferentes especies también pueden depender del estado de conservación de estas últimas o sus poblaciones locales. Por ejemplo, es posible que, por causas naturales o antropogénicas, las poblaciones de una especie resistente a los efectos negativos de la vía ya estén afectadas y se hayan reducido en número. De esta forma, incluso con tasas de mortalidad relativamente bajas o una conectividad de hábitat adecuada, la presencia de una nueva vía de comunicación puede ser suficiente para ocasionar que una población disminuya aún más, con posibilidades de llevarla a la extinción local (Rytwinski y Fahrig, 2015).

2.1.3. Ciclos de vida al ras del suelo

Independientemente del grupo al que pertenezcan, las especies que pasan la mayor parte al ras del suelo son las más susceptibles al impacto de las vías terrestres, especialmente a

⁴ Vid. apartado 2. 2. 2. 1, Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global.

la mortalidad por atropellamiento. Este factor afecta a un gran número de invertebrados, anfibios, reptiles, aves que vuelan poco o viven en el suelo (Jacobson, 2005), así como mamíferos terrestres o semiarborícolas (Pozo-Montuy y Serio-Silva, 2007). Las aves, los mamíferos voladores (v. g. murciélagos) o de hábitos arborícolas (v. g. monos, ardillas) serán menos vulnerables salvo que sus características biológicas, su edad o la fragmentación-reducción de su hábitat les obligue a interactuar con las vías de comunicación. Por ejemplo, las especies de aves que vuelan poco, viven en el suelo o son pesadas en relación con el tamaño de sus alas, son más susceptibles a la mortalidad por atropellamiento (Rytwinski y Fahrig, 2015 y 2012; Jacobson, 2005; Kociolek *et al.*, 2011). Para el caso de los murciélagos, se ha comprobado que los jóvenes suelen volar entre la vegetación cerca del suelo, por lo que tienen un mayor riesgo de ser atropellados si la carretera se localiza cercana a los sitios de anidación.⁵ Para el caso de mamíferos arborícolas, en el sureste mexicano se ha observado que, en épocas de inundaciones o en incendios forestales, las tropas de monos aulladores se ven obligados a desplazarse sobre las carreteras (Pozo-Montuy y Serio-Silva, 2007), lo que aumenta el riesgo de atropellamiento o cacería de los individuos.

2.2. Comportamiento del animal

En cuanto al comportamiento del animal, los rasgos que destacan son: a) la agilidad del animal para atravesar la vía o evadir el tráfico, minimizando o anulando el efecto de barrera; b) el sentirse atraído a la estructura vial;⁶ c) el repeler o rechazar la superficie de la vía y la perturbación del tráfico; d) el permanecer indiferente a las perturbaciones del tráfico.

2.2.1. Agilidad del individuo

Respecto a la agilidad como factor que regula el efecto de barrera de las carreteras, los modelos de simulación que se han empleado sugieren que la velocidad de movimiento del animal es uno de los factores más importantes que determinan el riesgo inmediato de atropellamiento (Van Langevelde y Jaarsma, 2004). Del mismo modo, Hels y Buchwald (2001) encontraron que la mayoría de los animales de desplazamiento lento (como los anfibios) pueden morir atropellados al tratar de cruzar una carretera, mientras que los animales más rápidos (como las liebres) no se ven tan afectados. Es evidente que los animales más ágiles pueden tener una mayor oportunidad de atravesar al otro lado de la vía, en el lapso que hay entre el paso de dos vehículos. En este sentido, Seiler (2001) sugirió que la posibilidad de supervivencia aumenta logarítmicamente con la velocidad del animal.

⁵ Vid. Capítulo II. 7.

⁶ Vid. apartado 2. 2. 2, del Capítulo I. 1.

La capacidad de evitar colisiones con los automóviles es un fenómeno a corto plazo, por el cual el animal puede aprender a cruzar la vialidad cuando el volumen de tráfico es lo suficientemente bajo o no representa ninguna amenaza (Jaeger *et al.*, 2015). Por ejemplo, Brody y Pelton (1989) notaron que en áreas de bosque abiertas a la caza, los osos negros evitaban los caminos, mientras que donde la caza estaba prohibida, los osos eran atraídos por las carreteras como fuente de acceso al alimento antropogénico. Del mismo modo, en la investigación de Thurber *et al.* (1994) se expone que los lobos aprendieron a evitar las carreteras cuando sus poblaciones disminuyeron después de que fueron sujetos a una caza intensiva. Sin menoscabar la importancia de estos ejemplos, las observaciones sobre la capacidad de aprendizaje de la fauna ante el impacto de las vías de comunicación terrestre deben tomarse con reservas (Rytwinski y Fahrig, 2015).

2.2.2. Atracción, repulsión o indiferencia por la vía o el tráfico

Las respuestas conductuales de los animales a las carreteras y al tráfico influirán en cuál, de los diferentes efectos, tendrán el mayor impacto en una determinada especie. Como ya se describió en el primer capítulo de este libro, las vías de comunicación terrestre pueden causar un efecto de atracción sobre algunas especies de animales, motivadas por la presencia de recursos tales como alimento, sitios de anidación o tomar el sol como mecanismo de termorregulación (Andrews y Gibbons, 2005; Andrews *et al.*, 2008). Este comportamiento de atracción las hace más vulnerables a la mortalidad por atropello (Aresco, 2005; Row *et al.*, 2007; Ashley y Robinson, 1996; Marsh *et al.*, 2004). Por otro lado, el que los animales evadan la superficie de la carretera y el tráfico ocasiona que aumente el efecto de barrera y disminuya la mortalidad directa, mientras que el ruido y las luces de la carretera pueden aumentar la pérdida neta del hábitat (Jaeger *et al.*, 2015).

En cuanto al comportamiento de repulsión, este puede darse hacia la superficie de la vía en sí o hacia el tráfico. La conducta de rechazo de la superficie de la vía puede deberse a las diferencias físicas del terraplén respecto al hábitat adyacente, mientras que la evasión hacia el tráfico puede ocurrir sobre el trazo de la vía (cuando los animales evitan a los vehículos que se aproximan) o a mayores distancias (cuando los animales evaden la perturbación de luces, ruido o la contaminación atmosférica) (Rytwinski y Fahrig, 2015).

El rechazo hacia la superficie de la carretera se ha demostrado especialmente en anfibios y reptiles, así como en mamíferos pequeños (Jaeger *et al.*, 2015; Brown *et al.*, 2006). Estos animales suelen evitar la naturaleza inhóspita de la carretera, debido a la falta de cobertura, la diferencia en sustratos, las condiciones del microclima o los cambios en la vegetación en el borde de la vía. Por otro lado, la repulsión a distancia de las vialidades se ha demostrado

en mamíferos grandes (felinos, primates y algunos ungulados), los cuales suelen ser más sensibles a las perturbaciones asociadas al tráfico tales como el ruido, la luz artificial y la contaminación (Jaeger *et al.*, 2015; Blom *et al.*, 2005; Xia *et al.*, 2007; Laurian *et al.*, 2008; Rodenbeck y Voser, 2008).

El rechazo a la superficie del camino y la evasión de vehículos que se aproximan son fenómenos de corto alcance que ocurren solo en la ubicación física de la vialidad, mientras que la repulsión hacia el ruido, la luz y los contaminantes son fenómenos con alcances geográficos mayores, los cuales aumentan en la medida que el tránsito se hace más intenso (100-2,000 m de la vía).⁷ En este contexto, los animales que evitan acercarse a las vías de comunicación terrestre presentan nulas o muy bajas tasas de mortalidad por atropellamiento, pero sufren un efecto de barrera mayor, que puede provocar la formación de metapoblaciones (Van der Ree *et al.*, 2015).

Los animales son más susceptibles a ser atropellados cuando se muestran indiferentes a las perturbaciones del tráfico y presentan un rango hogareño amplio (Rytwinski y Fahrig, 2015). Tal y como se mencionó con anterioridad, el éxito de evasión de la colisión estará en función de la agilidad del animal (Seiler, 2001; Hels y Buchwald, 2001; Van Langevelde y Jaarsma, 2004).

2.3. Tipos de respuesta y zonificación de impactos

2.3.1. Diferencias entre grupos

Tomando en cuenta lo descrito en párrafos anteriores, la respuesta de las especies a las perturbaciones de las vías de comunicación terrestre se regirá principalmente por su abundancia en el sitio del proyecto, su rango hogareño, su tasa de reproducción, su ciclo de vida y el comportamiento del individuo frente al impacto. Como resultado, las especies menos susceptibles al estrés de la obra serán aquellas con pocos individuos en el sitio del proyecto, poca movilidad en el paisaje, altas tasas de crecimiento, cortos tiempos de generación, intervalos pequeños para la ocurrencia de la primera descendencia, con ciclos de vida alejados del suelo, con baja sensibilidad a las perturbaciones asociadas al tráfico y agilidad suficiente para cruzar las vialidades. Y, por el contrario, serán más susceptibles las especies numerosas en el sitio de la obra, que presenten desplazamientos amplios en el paisaje, con bajas tasas de crecimiento y de reproducción, tiempos de generación más largos, sensibles a las perturbaciones del tráfico y con poca agilidad para cruzar las vialidades.

⁷ Vid. apartado 2.3., del Capítulo I. 1.

Como se mencionó al inicio de esta sección, estos procesos resultan muy particulares para cada especie y proyecto como para determinar un marco teórico global. Sin embargo, pueden establecerse las siguientes generalidades a nivel de grandes grupos:

Invertebrados

Si bien los estudios referentes a la población de invertebrados junto a las carreteras son raros, se han observado densidades poblacionales notablemente bajas de muchas especies, especialmente polillas, en áreas con altos volúmenes de tráfico (Reck y Van der Ree, 2015). Esta disminución de las poblaciones puede deberse al efecto de barrera de la vialidad, la cual afecta principalmente a las especies que no pueden volar, son lentas o rechazan acercarse a las carreteras (Reck y Van der Ree, 2015; Keller y Largiadèr, 2003).

Los invertebrados son extremadamente susceptibles a la contaminación directa generada por los vehículos (v. g. gases de escape y desgaste de los neumáticos) y a la construcción y mantenimiento de las carreteras (v. g. polvos, productos químicos) (Bykov y Lysikov, 1991; Gate *et al.*, 1995). Indirectamente, los contaminantes pueden cambiar la composición de las especies de plantas a lo largo de los bordes de las carreteras, modificando la idoneidad del hábitat para diferentes especies de invertebrados (Reck y Van der Ree, 2015). Los invertebrados acuáticos son muy sensibles a las etapas de construcción de las vialidades o después de eventos de fuertes lluvias, debido a la erosión de la materia que puede causar la sedimentación de los cauces fluviales (Reck y Van der Ree, 2015).

Las estadísticas disponibles indican que las tasas de mortalidad de los invertebrados causadas por las vías de comunicación son muy superiores a las registradas para los vertebrados, del orden de miles (Hayward *et al.*, 2010; Soluk *et al.*, 2011; McKenna *et al.*, 2001), lo que eventualmente lleva a la pérdida de billones de individuos y cientos de toneladas de biomasa de invertebrados anualmente (Reck y Van der Ree, 2015). De esta forma, las extinciones locales pueden ocurrir si el hábitat original se vuelve inadecuado y las carreteras actúan como una barrera para los movimientos de la fauna (Reck y Van der Ree, 2015).

Salvo los casos de extinción local que se han reportado para ciertas poblaciones, las altas tasas de crecimiento, así como los tiempos de generación cortos e intervalos reducidos para la ocurrencia de la primera descendencia, parecen ser suficientes en la mayoría de los casos para clasificar a los invertebrados como medianamente sensibles a la perturbación por las vías de comunicación.

Anfibios y reptiles

Los estudios que existen acerca de los efectos de las carreteras sugieren que los anfibios en general se ven afectados negativamente por las vías de comunicación. Esta situación es

sobresaliente cuando las vialidades corren adyacentes a corrientes superficiales o atraviesan humedales, donde la abundancia de anfibios en el sitio de la obra los hace particularmente susceptibles a la muerte por pérdida de hábitat y atropellamiento (Cushman, 2006; Gibbs y Shriver, 2005; Steen y Gibbs, 2004). De igual forma, muchos anfibios y reptiles hacen largos desplazamientos en el paisaje en busca de nidos o parejas, por lo que gran parte de la población debe cruzar las vías de comunicación terrestre para llegar a otros hábitats, lo que la expone al atropellamiento (Reh y Seitz, 1990; Fahrig *et al.*, 1995; Hels y Buchwald, 2001). En general, las poblaciones de especies de anfibios con tasas de reproducción más bajas son más susceptibles a los efectos negativos de las carreteras que las especies con tasas reproductivas más altas. Estas características, junto con sus movimientos lentos, ocasionan que las poblaciones de anfibios y reptiles sean particularmente vulnerables a la mortalidad causada por las vías de comunicación (Reh y Seitz, 1990; Fahrig *et al.*, 1995; Hels y Buchwald, 2001; Gibbs y Shriver, 2005; Steen y Gibbs, 2004).

Aves

Las vías de comunicación son especialmente perjudiciales para las aves de hábitos gregarios, cuando los proyectos viales coinciden con sus hábitats o rutas de migración (Bedford, 1990; Brown y Dinsmore, 1986). El grado de impacto dependerá, en parte, del tamaño de la población afectada, el cual puede variar de unas pocas docenas de aves a miles de individuos, o en especies altamente gregarias, grupos de un millón o más individuos. El ejemplo característico de aves gregarias son las aves acuáticas, que pueden formar bandadas dentro de los humedales, durante todo el año o solo en ciertas temporadas.

Además de las especies gregarias, hay otras que necesitan moverse entre diferentes tipos de hábitats (por ejemplo, algunas aves de bosque y aves acuáticas invernantes) y son más sensibles a los impactos de las vías de comunicación que las especies menos móviles (Rytwinski y Fahrig, 2015). Aunado a lo anterior, muchas especies de aves tienen tasas de reproducción bajas e invierten considerables recursos en la protección de sus crías, por lo que sus poblaciones son sensibles a la mortandad por atropello. Asimismo, se ha sugerido que las aves que no vuelan o vuelan poco corren un mayor riesgo de colisiones con vehículos de vida silvestre, porque pasan más tiempo en la superficie de la carretera y sus inmediaciones (Jacobson, 2005). Igualmente, las aves que son pesadas con relación al tamaño de sus alas (*v. g.* búhos hembra) o que tienen una trayectoria de despegue baja también pueden ser más vulnerables a la mortandad por atropello (Kociolek *et al.*, 2011).

Existen muy pocos estudios que documenten las respuestas conductuales de las aves en las vías de comunicación y el tráfico. Aunque el comportamiento de atracción vial se ha demostrado para algunas especies (Palomino y Carrascale, 2007), en muchos casos se debe

más a que la estructura atraviesa por áreas de anidación. Por ejemplo, *Eumomota superciliosa*, un ave característica de la península de Yucatán y Centroamérica, tiende a formar colonias de anidación en grandes bancos empinados de caminos expuestos (Orejuela, 1980), lo que la hace susceptible a ser atropellada (Aippersbach *et al.*, 2012). Sin embargo, la misma especie anida en sustratos similares donde no hay carreteras, por lo que el atropellamiento sería incidental y no por atracción.

Algunos autores han argumentado que el ruido del tráfico es la causa principal de los efectos negativos en la carretera sobre las poblaciones de aves (Rheindt, 2003). Sin embargo, el hallazgo de que las aves con mayor movilidad son más propensas a los efectos de las vías de comunicación que las especies menos móviles apoya indirectamente la hipótesis de que la mortalidad por atropello es más importante que la perturbación del ruido (Delgado *et al.*, 2007).

Tomando en cuenta lo descrito en párrafos anteriores, las especies gregarias con grandes territorios y bajas tasas de reproducción que vuelan poco, viven en el suelo o son pesadas, en relación con el tamaño de sus alas, así como aquellas atraídas por los proyectos viales, son más susceptibles a la mortalidad por atropellamiento (Kociolek y Clevenger, 2009; Rytwinski y Fahrig, 2015), mientras que las aves sensibles al ruido son las más perjudicadas por el efecto de borde.

Mamíferos

Al igual que las aves, los mamíferos pueden tener comportamientos gregarios motivados por varias causas, tales como la distribución de los recursos alimenticios en el espacio y el tiempo (Gursky, 2000), la presión de depredadores (Isbell, 1994) y aspectos reproductivos (Van Schaik y Kappeler, 1997). Este comportamiento los hace susceptibles al impacto de las vías de comunicación cuando los proyectos viales coinciden con sus poblaciones⁸ o cuando la misma vialidad crea un sesgo entre estas. Tal y como se mencionó con anterioridad, los mamíferos ungulados toleran más las perturbaciones del tráfico que sus predadores (v. g. felinos), por lo que el ruido y la contaminación pueden crear concentraciones altas de mamíferos no-sensibles junto a las vialidades y hacerlos más susceptibles a las colisiones de vehículos.⁹

Aunado a lo anterior, los mamíferos más grandes y más móviles, con tasas reproductivas bajas, son mayormente susceptibles a los efectos negativos de las vías de comunicación que las especies más pequeñas, menos móviles y con mayores tasas de reproducción (Rytwinski y Fahrig, 2015; Grilo, *et al.*, 2015). Esto se debe a que las especies con tasas reproductivas

⁸ Vid. Capítulo II. 7.

⁹ Vid. Capítulo II. 4.

más bajas son menos capaces de recuperarse de las disminuciones de la población debido a la mortalidad por atropello. Las especies que con frecuencia se desplazan largas distancias probablemente se vean más afectadas por la mortalidad vial, ya que interactúan con las vías de comunicación con más frecuencia que las menos móviles (Rytwinski y Fahrig, 2015). Por las mismas razones, las especies con territorios o áreas de distribución más grandes también son más susceptibles a los efectos de las vías que aquellas con territorios o áreas de distribución pequeños (Rytwinski y Fahrig, 2015; Cramer *et al.*, 2005). Esto significa que, en general, las especies grandes son más afectadas que las pequeñas porque tienen tasas de reproducción más bajas y son más móviles que estas últimas. Sin embargo, puede haber excepciones a las generalidades antes mencionadas. Hipotéticamente, si una especie es localmente abundante, pero de alcance geográfico o capacidad de dispersión limitada, la población puede ser vulnerable a impactos en la carretera a pesar de tener una alta tasa de reproducción o ser menos móvil (Rytwinski y Fahrig, 2015).

A partir de los estudios disponibles, las poblaciones de mamíferos que evitan las vías de comunicación a una cierta distancia debido a la perturbación del tráfico se ven afectadas más negativamente que las que evitan la superficie de la carretera en sí (Rytwinski y Fahrig, 2015). Si bien ambos comportamientos pueden hacer que una especie sea más vulnerable a la fragmentación del hábitat, evitar las perturbaciones relacionadas con el tráfico también reduce la cantidad de este, ya que el área cercana a las vías se vuelve inadecuada. Las especies que evitan las carreteras, sin entrar en contacto con la estructura, muestran efectos negativos a nivel de la población y esto puede estar determinado por la respuesta diferencial entre machos y hembras. Por ejemplo, en la región de Calakmul, México, se ha comprobado que los machos de jaguar son más indiferentes a las condiciones ambientales cuando deciden cruzar una vialidad, mientras que las hembras son más exigentes en cuanto al buen estado y conectividad de la vegetación (Pallares *et al.*, 2015).

El impacto de las vialidades puede ser alto inclusive para los mamíferos voladores (murciélagos) y arborícolas. Para el caso de los murciélagos, solo las especies grandes que vuelan por arriba del dosel de la vegetación pueden evitar el impacto de las carreteras. Sin embargo, las especies pequeñas y las jóvenes suelen volar al ras del suelo y estar en peligro de morir por atropellamiento.¹⁰ Para el caso de los mamíferos arborícolas, su hábitat disminuye drásticamente cuando las vialidades reducen la conectividad del paisaje (Soanes y Van der Ree, 2015) o son víctimas de colisiones cuando se ven obligados a descender a nivel del suelo y trasladarse al fragmento más cercano de vegetación (Pozo-Montuy y Serio-Silva, 2007; Pozo-Montuy *et al.*, 2008). Debido a su carácter arborícola, muchas de estas especies son

¹⁰ Vid. Capítulo II. 7.

poco ágiles en el suelo y no tienen la capacidad suficiente para evadir a los vehículos que se aproximan (Soanes y Van der Ree, 2015).

En general, las especies de mamíferos gregarios más grandes y móviles, con tasas de reproducción más bajas y con ciclos de vida al ras del suelo, son más sensibles a la mortalidad en las carreteras. Mientras que las especies que evitan las carreteras a distancia, debido a las perturbaciones relacionadas con el tráfico, son más sensibles a la pérdida y degradación del hábitat (Rytwinski y Fahrig, 2015).

2.3.2. Zonificación de impactos

La respuesta integral de una población al impacto de las vías de comunicación terrestre estará en función de la magnitud de la obra y la sensibilidad de la especie. En términos generales, los impactos serán mayores cerca de la carretera y disminuirán de manera gradual a medida que aumente la distancia hacia la vialidad o podrán presentar umbrales con cambios bruscos en la respuesta de los individuos afectados (Rytwinski y Fahrig, 2015). En el caso de que el cambio de las condiciones ecológicas se manifieste de forma continua, a medida que nos alejemos del proyecto vial se presentará un aumento gradual en la abundancia de la especie, hasta el punto en que no se pueda detectar ningún efecto (figura 1). Por el contrario, si hay

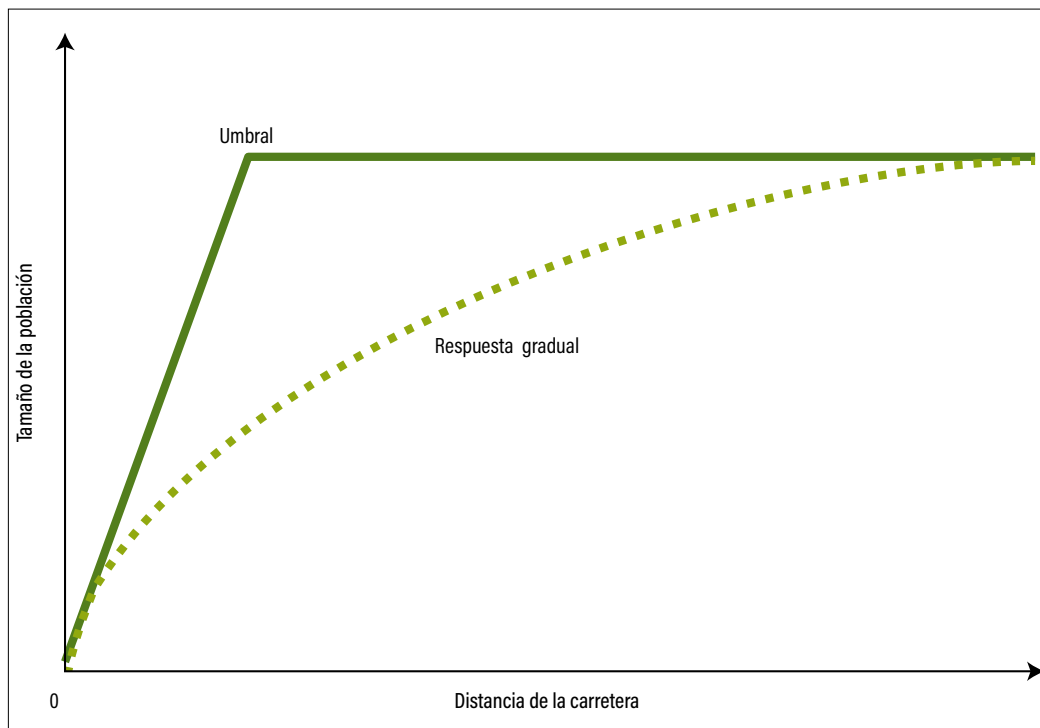


Figura 1. Disminución de la zona de efectos de la carretera. (Tomado de Eigenbrod *et al.*, 2009.)

una transición brusca en dichas condiciones, la zona de efecto estará delimitada por un umbral que determinará el punto donde ya no se presente el efecto negativo (Jaeger, 2015) (figura 1). En este último caso, la zona de efecto de carretera podrá delinearse claramente sobre el umbral, lo que facilitaría las recomendaciones de gestión y manejo para el proyecto (Eigenbrod *et al.*, 2009).

De igual forma, existe un tiempo de retardo entre la ocurrencia del impacto y el efecto sobre las poblaciones de fauna. Los efectos de la carretera se pueden acumular en el tiempo y causar la extinción de las poblaciones (figura 2), en ocasiones varias décadas después de haberse concluido la construcción de la obra (Jaeger, 2015). En este caso, la carretera actúa como un pasivo ambiental o deuda de extinción que se cobrará en el futuro y causará la aniquilación de una determinada población (Jaeger, 2015; Tilman *et al.*, 1994). Esta situación es particularmente acertada para especies que se encuentran cercanas al umbral de la extinción y cuyos individuos requieren tiempos largos para su regeneración (Hanski y Ovaskainen, 2002; Kuussaari *et al.*, 2009). Contrario a lo que podría pensarse, esta deuda de extinción afecta más a especies catalogadas como dominantes o mejores competidoras, es decir, a aquellas que presentan mayor abundancia en hábitats inalterados (Tilman *et al.*, 1994).

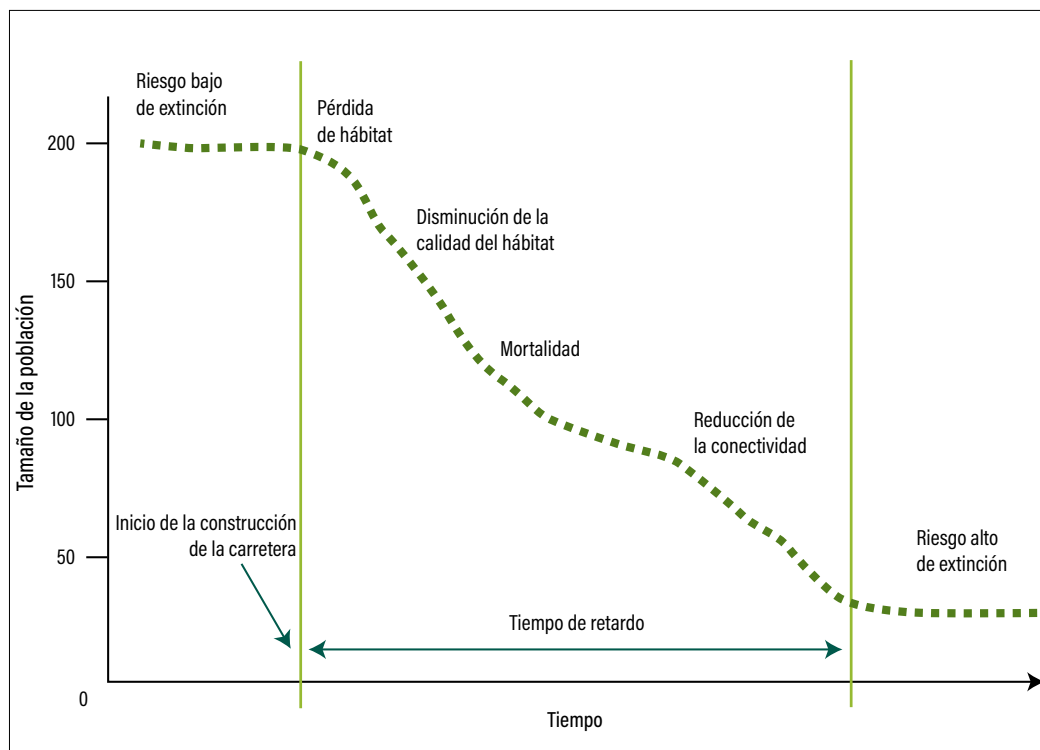


Figura 2. Efectos acumulados de las carreteras sobre las poblaciones de fauna. (Elaborado a partir de la versión de Forman *et al.*, 2003.)

3. Factores del tráfico

La segunda categoría de factores que influye sobre la magnitud de los impactos generados por la carretera es la relacionada con el tráfico, principalmente la intensidad de circulación y la velocidad del vehículo.

3.1. Intensidad de circulación y velocidad del vehículo

Al igual que la abundancia y la actividad de la fauna, el aumento en la intensidad de circulación está altamente relacionado con el efecto de barrera, especialmente con el número y la probabilidad de atropellamientos (Forman y Alexander, 1998; Seiler, 2004; Newton *et al.*, 1997). El análisis de tendencias, en estudios realizados en varias partes del mundo, indica claramente que el aumento de circulación vehicular ha sido responsable del creciente número de colisiones con animales (Trombulak y Frissell, 2000; Orłowski y Nowak, 2006). Sin embargo, tal y como se señaló en apartados anteriores, a nivel local el efecto no es necesariamente lineal y puede estar enmascarado tanto por la dinámica de la población como por el comportamiento de cada especie y por factores espaciales y temporales (Seiler, 2004). En este sentido, Seiler y Hellding (2006) percibieron una mayor densidad de atropellamientos en carreteras intermedias que en las carreteras principales o en los caminos de acceso locales, lo cual se interpretó como un cambio del efecto de barrera; es decir, cuando el tráfico se volvió más intenso, aumentó el bloqueo de movimiento y se redujo el número de atropellamientos.

El efecto diferencial de la intensidad de circulación sobre el efecto de barrera descrito en el párrafo anterior se ilustra en la figura 3 (Seiler, 2001). Con bajos volúmenes de tráfico, los animales no dudan en cruzar la carretera y solo unos pocos individuos son atropellados. Por lo tanto, las vías de acceso local con tráfico muy ligero pueden tener un impacto de barrera limitado sobre invertebrados, anfibios y reptiles y eventualmente repeler a los pequeños mamíferos de cruzar el espacio abierto. La fauna más grande podrá utilizar estas carreteras como corredores.

Con el aumento en la intensidad de la circulación vial, se acrecienta también el número de atropellamientos. De acuerdo con este modelo modificado del de Seiler (2001), las carreteras con tráfico por debajo de 1,000 vehículos por día causarán mortalidad incidental y ocasionarán un efecto de barrera más fuerte sobre las especies pequeñas, pero los movimientos de cruce se producirán frecuentemente (Seiler, 2001; Jaeger *et al.*, 2015). Sin embargo, a partir de los 5,000 vehículos por día, el movimiento de estos y el ruido que ocasionan tendrán un efecto disuasivo importante en pequeños mamíferos y en algunos vertebrados más grandes. Debido a esta repulsión, el aumento en el impacto global de la vialidad no será proporcional al aumento en el volumen de tráfico.

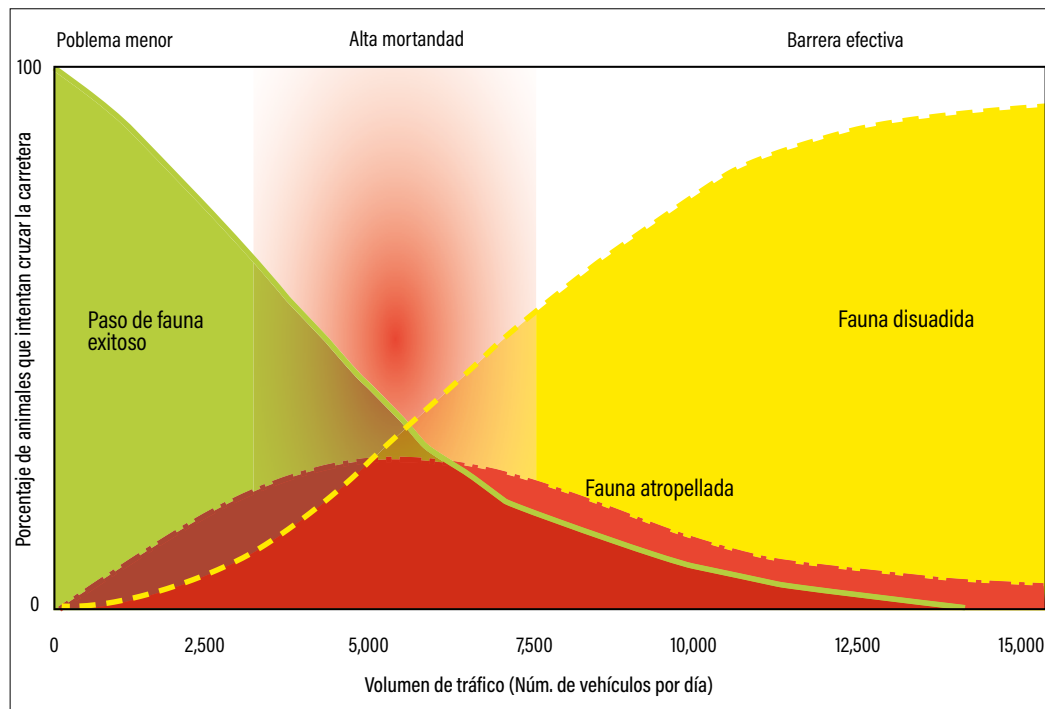


Figura 3. Modelo conceptual del efecto de la intensidad del tráfico sobre el porcentaje de fauna que cruza la carretera de manera exitosa, la que es disuadida por el ruido y el movimiento de vehículos, y la que es atropellada al momento de cruzar. (Elaborado a partir de las versiones de Seiler, 2003 y Seiler y Hellding, 2006.)

En el caso de corredores con mucho tráfico, la mayoría de los animales que intenten cruzar serán rechazados por el movimiento de los vehículos, lo que reducirá tanto el número de cruces exitosos como el de atropellamientos. Esta interacción entre el riesgo de mortalidad y bloqueo del movimiento produce un efecto de barrera, que aumenta exponencialmente con el volumen de tráfico. Por lo tanto, los corredores viales con volúmenes de tráfico superiores a 10,000 vehículos por día son considerados como una barrera infranqueable para la mayoría de los animales terrestres (Seiler y Hellding, 2006).

En estudios similares realizados en parques de Canadá, la permeabilidad de las carreteras para el movimiento de fauna está directamente relacionada con el volumen de tráfico vehicular (Alexander *et al.*, 2005). De acuerdo con los resultados de este estudio, el impacto del tráfico sobre especies sensibles como los felinos puede ser significativo aún con volúmenes de tráfico bajo (300-500 vehículos/día) (Alexander *et al.*, 2005).

Cabe señalar que, en la mayoría de los estudios sobre el efecto de barrera sobre la fauna, es difícil discriminar la influencia de la abundancia y la actividad de los animales contra la intensidad del movimiento y velocidad de los vehículos. Sin embargo, tal y como se señaló

con anterioridad, algunos estudios demuestran que la frecuencia de los atropellamientos son un reflejo de los patrones de abundancia de los animales y, en menor grado, del volumen de tráfico (Seiler y Hellding, 2006; Groot-Bruinderink y Hazebroek, 1996).

Un hecho importante que merece ser subrayado es que el modelo de la figura 3 supone que ni el conductor del automóvil ni el animal intentan evitar una colisión, y que este último no está consciente de los vehículos en movimiento rápido o incluso desconoce el peligro que implican. Sin embargo, tal y como se mencionó en el apartado 2. 1. 2 de este capítulo, los animales pueden ser capaces de aprender y buscar los espacios para pasar con seguridad entre los vehículos, lo cual disminuye el efecto de barrera. Pero este puede aumentar si un animal desarrolla miedo al movimiento de los vehículos, pudiendo necesitar un tiempo largo de recuperación antes de intentar un nuevo cruce (Seiler y Hellding, 2006).

Por lo que respecta a la velocidad del vehículo, varios estudios indican que tiene poco efecto sobre la distribución de los espacios de tiempo en el tráfico, pero puede influir en cómo los animales responden a este. Cuanto más rápido circula un vehículo, más difícil puede ser para el animal evaluar la distancia y la velocidad, y existe menor probabilidad de que el conductor evite atropellarlo. De hecho, la velocidad del vehículo es una de las razones principales en el atropellamiento de fauna en varias partes del mundo, por ejemplo, los mapaches (*Procyon lotor*) en Indiana (Rolley y Lehman, 1992) y los demonios de Tasmania (*Sarcophilus harrisi*) y el quol oriental (*Dasyurus viverrinus*) en Tasmania (Jones, 2000).

La combinación de alta velocidad y bajo volumen de tráfico (espacios de tiempo largos entre el paso de vehículos) también puede explicar en parte la alta tasa de mortalidad por atropellamiento, es decir, un automóvil que se desplaza a alta velocidad, después de un largo intervalo de quietud, puede ser más inesperado y peligroso para la vida silvestre (Seiler y Hellding, 2006). Esto aplica generalmente para las vías férreas y particularmente para los trenes de alta velocidad. Aunque la mayoría de los ferrocarriles son ruidosos y operan a velocidades inferiores a 200 km/h, bajo ciertas circunstancias pueden ser relativamente silenciosos, especialmente al descender una pendiente, lo que a menudo resulta en colisiones con la fauna (Seiler, 2001). Además, los trenes no pueden evadir la vida silvestre ni detenerse rápidamente, lo que resulta en muchas colisiones, que, en cambio, sí pueden ser evitadas por vehículos en una carretera (Dorsey *et al.*, 2015).

4. Factores de diseño y ambientales

La tercera categoría que determina la magnitud del impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna incluye los siguientes factores: a) los relacionados con la configuración

de la vía, como la geometría del corredor –anchura y altura, presencia de obstáculos y pasajes–, el tipo de superficie y la densidad de la red, y b) los relacionados con el paisaje, como el tipo de hábitat adyacente, la topografía y la dirección del viento.

4.1. Configuración de la vía

De todos los factores de diseño, los relacionados con la configuración vial son los de mayor importancia, ya que un esquema amigable con el ambiente puede minimizar en gran medida los impactos esperados. Aspectos importantes como la geometría modularán la magnitud del efecto de barrera, mientras que la densidad vial y el cubrimiento regularán la acumulación y magnitud de los impactos. Aunado a lo anterior, la adecuada configuración de la vialidad permitirá que las condiciones del paisaje jueguen a favor del movimiento de la fauna.

4.1.1. Geometría del corredor

Tal y como se mencionó en el apartado 2.2.1, del Capítulo I. 1, dos de los factores responsables del bloqueo del movimiento de fauna son la altura y anchura del terraplén de la vialidad. Estos terraplenes se usan cuando se requiere elevar la rasante del corredor vial,¹¹ con el objeto de mantener las normas de diseño o de prevenir daños a la carretera debidos a la acción del agua superficial o subterránea (Hernández *et al.*, 2000).

El impacto de la altura del terraplén estará en función de la pendiente de los taludes¹² en ambos lados de la estructura, esperándose un mayor impacto en taludes elevados con pendientes pronunciadas. De igual forma, este impacto dependerá del tipo de cubierta de los taludes (materiales inertes o vegetación), la cual creará diferentes condiciones microambientales. El impacto combinado de la altura y pendiente de los taludes será mayor en especies pequeñas de lento movimiento, tales como anfibios y reptiles, los cuales pueden sufrir desecación al intentar franquear el obstáculo (Mader, 1984; Woltz *et al.*, 2008).

Una vez que el animal logra escalar el talud del terraplén –cuando este existe–, el segundo obstáculo que enfrenta es el cruce de la vialidad, cuya dificultad aumenta con el ancho de la vía y las características del tráfico. Por ejemplo, en selvas tropicales húmedas, muchas especies de insectos, anfibios, reptiles, aves y mamíferos pequeños (incluidos algunos murciélagos), tienden a evitar, incluso, los corredores estrechos (< 30 m ancho) (Goosem, 2001; Goosem y Marsh, 1997; Crome y Richards, 1988). De igual forma, se ha observado que vialidades de 6 m de ancho con 250 vehículos/h son suficientes para inhibir completamente el

¹¹ Plano que define la superficie de una carretera.

¹² Inclinación entre las dos caras de una pared, de un muro o de un terreno.

movimiento de mamíferos pequeños, tales como los roedores (Seiler, 2001; Mader, 1984). De manera similar, otros autores han encontrado que los ratones son reacios a cruzar corredores más anchos de 3.3-6.4 m, aunque se mueven a lo largo del borde de los mismos (Richardson, *et al.*, 1997; Oxley *et al.*, 1974). De acuerdo con algunos estudios, para los animales más grandes, los corredores inferiores a 100 m de ancho no constituyen una barrera física, a menos que estén cercados, que la intensidad del tráfico vehicular sea muy alta o la especie en cuestión sea muy sensible al ruido (Seiler, 2001; Goosem y Marsh, 1997).

Un factor relacionado con la anchura de la vialidad es el efecto diferencial de borde que presentan. Por ejemplo, las vialidades angostas (< 20 m de ancho) son menos vulnerables a la perturbación del viento y al estrés de desecación relacionados con el borde, en comparación con los claros causados por vialidades más anchas (Laurance y Goosem, 2008). Además, la orientación de los corredores respecto a los ángulos solares también puede influir en la intensidad del efecto de borde. Las vialidades paralelas a la trayectoria del Sol estarán expuestas a una mayor intensidad de la luz solar durante todo el día y, por lo tanto, presentarán mayores temperaturas y desecación a nivel del suelo que aquellas que son perpendiculares y que están más expuestas solo al mediodía (Laurance *et al.*, 2009; Pohlman *et al.*, 2008).

La presencia de obstáculos, como barrancos o alambradas, puede entorpecer o impedir la salida del animal de la vía de comunicación una vez que ingresa a ella, aumentando el peligro de colisión, mientras que la presencia de pasajes como alcantarillas y puentes favorecerá un cruce exitoso. Por ejemplo, las colisiones de alces en Suecia se producen con menor frecuencia en sitios donde los caminos vecinales se conectan a puentes o túneles, los cuales proporcionan un paso seguro a través de las carreteras (Seiler y Hellding, 2006).

De igual forma, la presencia de obstáculos o alcantarillas puede afectar indirectamente el hábitat adyacente a la vialidad, modificando el drenaje superficial. Esta situación se ha evidenciado en regiones con suelos poco permeables, que reciben lluvias intensas durante la temporada húmeda. Esto puede conducir a inundaciones extensas en el lado aguas arriba del terraplén, eliminando grandes áreas de vegetación (Hernández *et al.*, 2000; Jones *et al.*, 2000). En el lado aguas abajo de un corredor vial, el flujo de agua puede verse obstaculizado, lo que provoca fallas en los arroyos pequeños y estrés en la desecación de la vegetación, especialmente durante la estación seca (Laurance *et al.*, 2009; Sidle *et al.*, 2006).

Los cortes de caminos y los bancos de material pueden ser fuentes importantes de erosión y sedimentación de corrientes, que afectan la biota y los ecosistemas acuáticos, y aumentan la probabilidad de deslizamientos de tierra (Laurance *et al.*, 2009; Olander *et al.*, 1998; Sidle *et al.*, 2006). Además, los aguaceros tropicales, cuando se concentran a través de alcantarillas en arroyos, pueden socavar y canalizar el lecho del río, impactando los hábitats acuáticos aguas abajo (Laurance *et al.*, 2009; Iwata *et al.*, 2003).

4.1.2. Tipo de superficie

Los diferentes materiales utilizados para el cubrimiento del terraplén producen diferencias físicas que afectan tanto al comportamiento de la fauna como al del tráfico. Por ejemplo, los caminos asfaltados presentan una mayor diferencia de temperatura con el hábitat circundante, lo que puede atraer especies poiquilotermas.¹³ De igual forma, la rugosidad de la superficie puede producir mayor ruido con la fricción de los neumáticos, lo que incrementaría el alcance geográfico de esta perturbación (Parris, 2015). Los caminos pavimentados permiten conducir a velocidades más altas, lo que puede aumentar la contaminación atmosférica y el ruido, así como la probabilidad de atropellamiento de la fauna (Laurance, 2015; Tsunokawa y Hoban, 1997). En áreas inundables, los caminos asfaltados ofrecen acceso casi todo el año, mientras que los que están sin pavimentar generalmente solo pueden ser transitados en época de seca. En contraste, cuando los materiales usados son similares al entorno (grava, suelo no orgánico), las diferencias microambientales, así como la velocidad y acceso del tránsito, son menores, por lo que los caminos y carreteras pavimentadas pueden tener un mayor impacto sobre la fauna (Laurance *et al.*, 2002; Laurance, 2015; Bowman *et al.*, 2010). Una excepción de este esquema es el efecto de la contaminación por polvo, la cual es mayor en vialidades sin revestimiento.

Aunque las vías férreas normalmente no son asfaltadas, los materiales utilizados en su cubrimiento (grava de distintos tamaños) pueden diferir sustancialmente del entorno, lo cual puede atraer o desalentar el acercamiento de la fauna. Aunado a lo anterior, algunas especies como las tortugas no pueden escalar físicamente sobre los rieles de ancho estándar y, cuando lo hacen, pueden quedar atrapadas entre los mismos y recalentarse debido a la exposición excesiva al sol y a la alta temperatura de estos y el cubrimiento rocoso (Dorsey *et al.*, 2015; Kornilev *et al.*, 2006; Olson y Van der Ree, 2015). Otras especies pueden cruzar físicamente pero no lo hacen debido a la exposición a condiciones de riesgo, tales como la depredación o máximos térmicos (Dorsey *et al.*, 2015; Olson y Van der Ree, 2015).

4.1.3. Densidad de la red vial

Para los fines del presente capítulo, la densidad de la red vial se refiere a la longitud de vías por unidad de área (Van der Ree *et al.*, 2015). En este sentido, algunos estudios han establecido umbrales de efecto para ciertas especies. Por ejemplo, Thiel (1985) demostró que los lobos de los Grandes Lagos, en América del Norte, tienden a evadir los paisajes donde la densidad de caminos es superior a 0.6 km/km². Otros estudios realizados con lobos (Mech *et al.*, 1988; Jensen *et al.*, 1986; Mladenoff *et al.*, 1995) y osos (Mace *et al.*, 1996) corroboraron

¹³ Vid. apartado 2. 2. 2, del Capítulo I. 1.

la desaparición de estas especies en altas densidades de carreteras y caminos. Asimismo, Findlay y Houlahan (1997) y Pellet *et al.* (2004) demostraron, respectivamente, que la riqueza de anfibios y reptiles en cuerpos de agua de Canadá y Europa es inversamente proporcional al aumento de la densidad de caminos.

En la medida que la densidad de vialidades aumenta, también crecen en el paisaje otras perturbaciones antropogénicas que afectan a la fauna. Tal es el caso de la agricultura itinerante, la explotación forestal, la cacería (legal y furtiva) y la minería, las cuales tienden a expandirse a lo largo de los caminos.¹⁴ Por ejemplo, Rodenbeck y Voser (2008) atribuyeron la disminución de las poblaciones de liebres a la alta densidad de caminos, lo cual ocasionó el aumento de las prácticas agrícolas en Suiza. De igual forma, la creciente expansión de la red de carreteras hacia los bosques ha llevado a la cacería indiscriminada de alces, osos, antílopes, borregos cimarrones, lince, lobos y caribúes (Jaeger *et al.*, 2015; James y Stuart-Smith, 2000; Brody y Pelton, 1989). En este mismo sentido se ha demostrado que en África Central, solo tres semanas después de la apertura de nuevos caminos forestales, la fauna llega a decrecer en un 25 % debido a la cacería inducida (Laurance, 2015; Laporte *et al.*, 2007; Wilkie *et al.*, 2011).

4.2. Paisaje

El análisis del paisaje de la región donde se establecerá, ampliará o mejorará un determinado corredor vial es de gran importancia para reducir los impactos de la obra. Esto es particularmente esencial para carreteras y ferrovías nuevas, donde el análisis del paisaje debiera determinar la ruta de la vialidad, no solo con base en criterios de ingeniería, sino en el movimiento de la fauna.

4.2.1. Tipo de hábitat adyacente, topografía y dirección del viento

Diversos estudios realizados a nivel mundial demuestran que el hábitat adyacente es un factor importante para la ocurrencia de atropellamientos. Los sitios de accidentes son más concurridos y el riesgo de colisión aumenta a nivel local en áreas donde el hábitat es favorable para la especie y coincide con la infraestructura vial (Bashore *et al.*, 1985). Esta situación es notable cuando los corredores ribereños, cercas u otras infraestructuras de transporte crean un efecto de embudo para los animales en ambos lados de la infraestructura (Seiler y Hellding, 2006; Clevenger *et al.*, 2003; Feldhamer *et al.*, 1986; Lehnert *et al.*, 1996; Hubbard *et al.*, 2000; Lodé, 2000; Nielsen *et al.*, 2003). Por ejemplo, cuando las carreteras corren adyacentes a un río o arroyo, todos los animales de la población deben cruzar las

¹⁴ Vid. apartado 2. 1. 2., del Capítulo I. 1.

carreteras para llegar a otros hábitats, lo que resulta en una tasa de mortalidad muy alta (Rytwinski y Fahrig, 2015; Hubbard *et al.*, 2000; Finder *et al.*, 1999; Philcox *et al.*, 1999). Por el contrario, en áreas donde el hábitat preferido de las especies es amplio y común, los sitios de accidentes de vehículos con animales tienden a distribuirse (Rytwinski y Fahrig, 2015).

Además del tipo de vegetación adyacente, la topografía y la dirección del viento suelen tener una influencia decisiva sobre la disminución de la calidad del hábitat, causada por las vías de comunicación terrestre, especialmente la dispersión de contaminantes atmosféricos, la contaminación lumínica y el ruido. Por ejemplo, factores ambientales como la altura y densidad de la vegetación del lado de la carretera, junto con el relieve del paisaje adyacente, crean barreras naturales para la dispersión de contaminantes y ruido, alterando así la amplitud del impacto (Reijnen *et al.*, 1997; Tsunokawa y Hoban, 1997; Kuitunen *et al.*, 1998; Meunier *et al.*, 1999).

La topografía adyacente a las vialidades puede afectar la dispersión de contaminantes en diversas maneras, por ejemplo, con la formación de barreras que modifican la dirección y velocidad del viento. En relación con lo anterior, la topografía determinará en gran medida la geometría de la vialidad y la circulación vehicular. En este contexto, se sabe que la mayoría de los automóviles operan de manera más eficiente entre los 80 y 100 km/h, por lo que producirán mayores emisiones al desacelerar, acelerar y remontar pendientes, incrementando la contaminación (Tsunokawa y Hoban, 1997). Además, los vehículos tienden a producir mayor ruido mientras ascienden y descienden pendientes, así como cuando toman curvas muy pronunciadas; por lo que las carreteras que incorporan estas características producen más ruido en esos puntos (Tsunokawa y Hoban, 1997).

La alineación de las vías de comunicación con la topografía circundante puede modificar el impacto del ruido sobre la fauna situada al borde de la carretera o lejos de ella. Por ejemplo, ubicar la vialidad en un corte bajo a nivel del suelo o en una plataforma elevada sirve para mantener a la fauna cercana fuera de la zona de impacto (figura 4). Sin embargo, el ruido de las vialidades que ocurren en los valles o cañones tiende a ser más notable que el de un camino similar en una llanura plana, porque el ruido se refleja en las paredes del valle (Tsunokawa y Hoban, 1997). De la misma forma, las vialidades que corren sobre terraplenes elevados, que a menudo son necesarios en áreas propensas a las inundaciones, suelen transmitir el ruido y la contaminación lumínica a distancias mayores (figura 5).

Las condiciones meteorológicas, como la velocidad y la dirección predominante del viento, desempeñan también un papel importante en la dispersión de contaminantes y ruido producido en las vías de comunicación. Los sitios a sotavento de la vialidad generalmente están expuestos a niveles de contaminación y ruido mayores que los sitios que se encuentran en contra del viento (Pocock y Lawrence, 2005; Tsunokawa y Hoban, 1997).

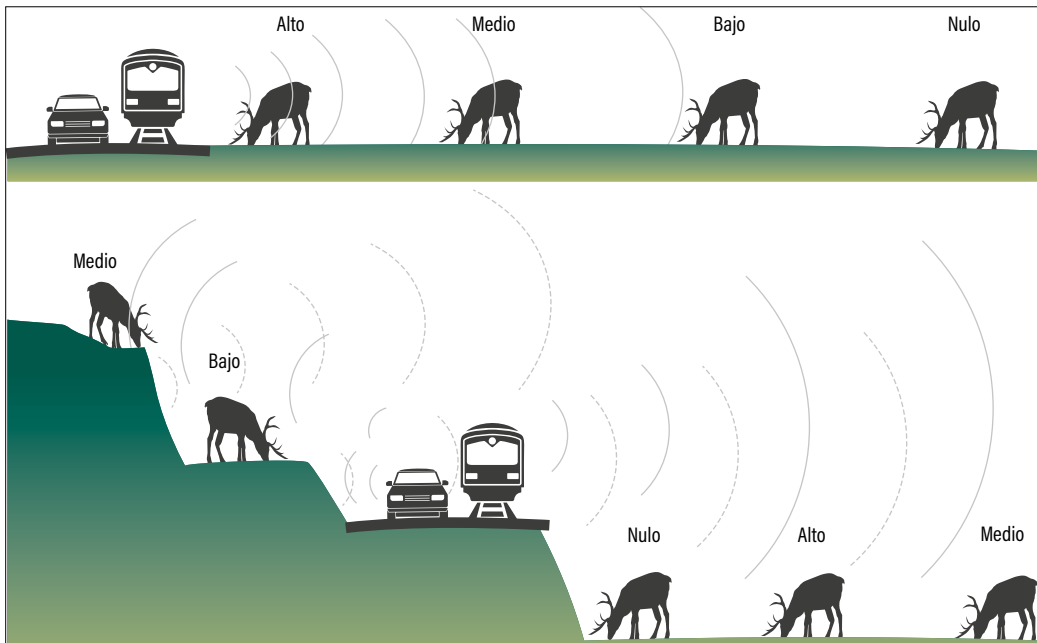


Figura 4. Efecto de la topografía sobre el nivel del ruido producido por los automotores en las vías de comunicación terrestre. Las curvas sólidas indican las ondas primarias de ruido, mientras que las punteadas indican las reflejadas por la topografía.

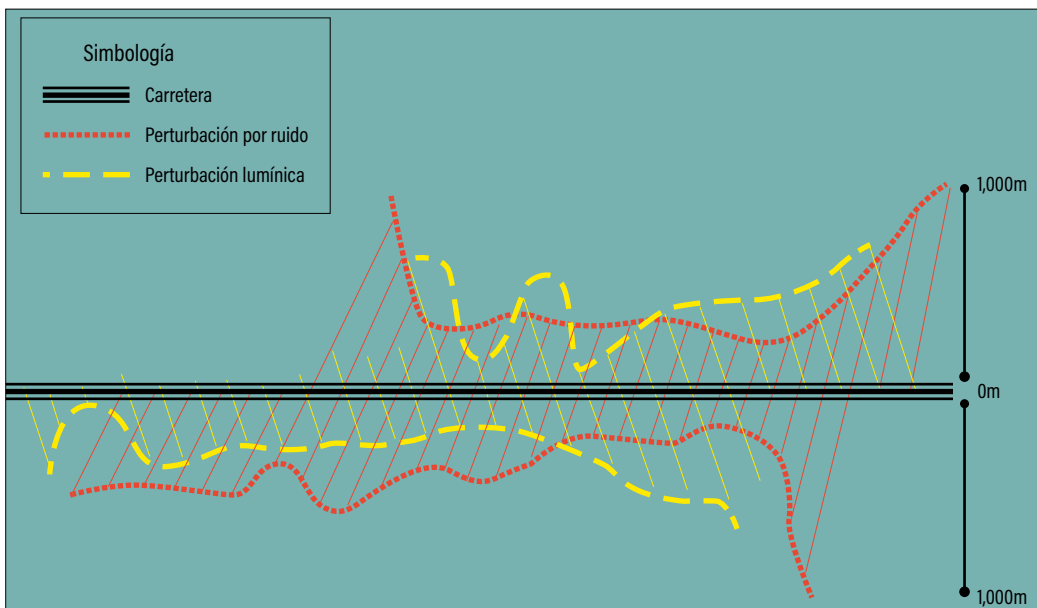


Figura 5. Efecto diferencial de la topografía y la presencia de vegetación sobre el alcance y magnitud de la perturbación lumínica y el ruido producidos por una carretera. (Elaborado a partir del original de Pocock y Lawrence, 2005.)

El efecto combinado de las características ambientales puede causar un impacto mayor de las vías de comunicación sobre la fauna. Por ejemplo, las carreteras angostas representan una barrera menor para algunas especies y pueden fomentar su cruce. Si este punto de cruzamiento coincide con una curva de la vía, la visibilidad del conductor y los tiempos de respuesta de los animales frente al vehículo se verán disminuidas (Goosem y Marsh, 1997; Laurance *et al.*, 2009). En este mismo contexto, la topografía abrupta y la vegetación ribereña pueden formar corredores naturales que canalicen a la fauna hacia ciertas rutas de cruce, mientras que las pendientes empinadas, los taludes y los terraplenes tienden a reducir la mortalidad en vías de comunicación al inhibir los intentos de atravesarlas (Goosem y Marsh, 1997; Laurance *et al.*, 2009). Tomando en cuenta la acción conjunta de la estructura de la vegetación, la velocidad y dirección del viento, así como la topografía, el alcance de los impactos generados por las vías de comunicación puede variar ampliamente.

Considerando lo mencionado a lo largo de este capítulo, podemos afirmar que los factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación sobre la fauna son numerosos, pueden presentar efectos acumulativos o sinergia, así como exhibir variaciones espacio-temporales (Seiler y Hellding, 2006) (figura 6). Aunque todas estas variables influyen en las cuatro categorías de impacto descritas en el Capítulo I. 1, la mayoría de ellas se vinculan más con el efecto de barrera (bloqueo de movimiento y atropellamiento), mientras que las relacionadas con el paisaje, como la topografía y la dirección del viento, tienen un mayor efecto sobre la calidad del hábitat.

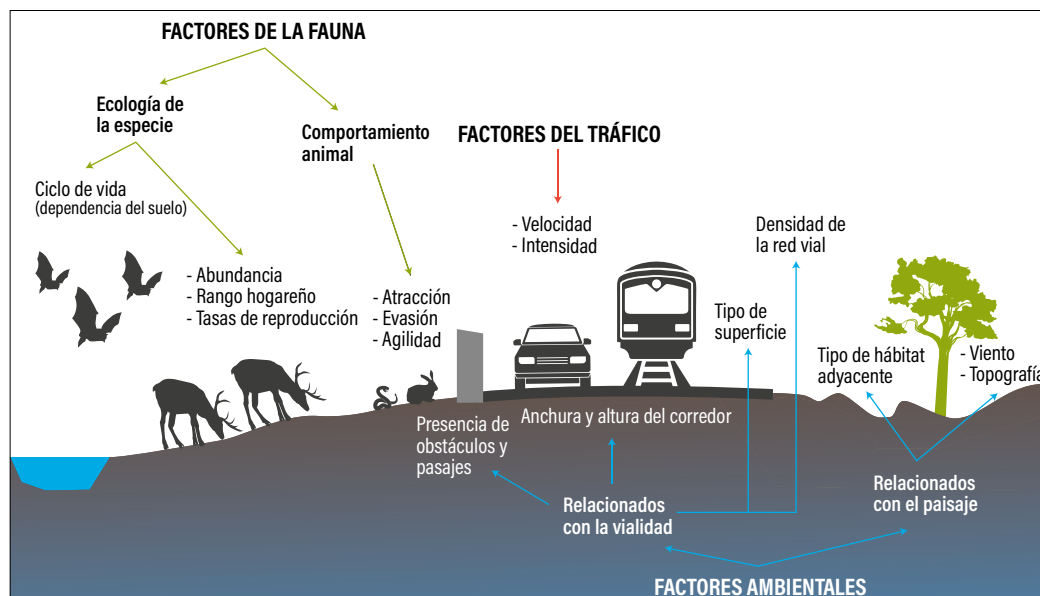


Figura 6. Principales factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

Tal y como se ha señalado en este capítulo y el anterior, los impactos de las vías de comunicación se traslapan entre sí y en la mayoría de las ocasiones es difícil establecer una relación causa-efecto única. Además, los factores relacionados con la fauna (v. g. ecología de la especie y el comportamiento animal), con el tráfico (velocidad e intensidad vehicular), así como los factores de diseño y ambientales (configuración de la vialidad y características del paisaje), suelen complicar aún más esta relación. Por lo tanto, la respuesta de una determinada población a los impactos presentará diferencias espaciales y temporales, y será característica para cada lugar y proyecto.

5. Literatura citada

- Aaris-Sorensen, J.** (1995). Road-kills of badgers (*Meles meles*) in Denmark. *Annales Zoologici Fennici*, 32(1), pp. 31-36.
- Aippersbach, A.; Morden, A. y Wilkenfeld, D.** (2012). Conservation and Urban Development: exploring the impacts of road development on Parque Natural Metropolitano. Reporte ENVR 451. McGill/PNM/Smithsonian Tropical Research Institute. 59 p.
- Alexander, S.; Waters, N. y Paquet, P.** (2005). Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *The Canadian Geographer. Le Géographe canadien*, 49(4), pp. 321-331.
- Andrews, K. M. y Gibbons, J. W.** (2005). How do highways influence snake movement? Behavioral responses to roads and vehicles. *Copeia*, 2005(4), pp. 772-782.
- Andrews, K. M.; Gibbons, J. W. y Jochimsen, D. M.** (2008). Ecological Effects of Roads on Amphibians and Reptiles: A Literature Review. En: Mitchell, J. C.; Jung Brown, R. E. y Bartholomew, B. (eds.). *Urban Herpetology* (pp. 121-143). Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Herpetological Conservation Three.
- Anthworth, R. L.; Pike, D. A. y Stevens, E. E.** (2005). Hit and Run: Effects of Scavenging on Estimates of Road Killed Vertebrates. *The Southwestern Naturalist*, 4(4), pp. 647-656.
- Aresco, M. J.** (2005). Mitigation measures to reduce highway mortality of turtles and other herpetofauna at a north Florida lake. *Journal of Wildlife Management*, 69(2), pp. 549-560.
- Ashley, E. P. y Robinson, J. E.** (1996). Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field Naturalist*, 110(3), pp. 403-412.
- Bashore, T. L.; Tzilkowski, W. M. y Bellis, E. D.** (1985). Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management*, 49(3), pp. 769-774.
- Bedford, B.** (1990). Increasing the scale analysis: The challenge of cumulative impact assessment of Great Lakes wetlands. En: Kusler, J. y Smardon, R. (eds.). *Wetlands of the Great Lakes: Protection and Restoration Policies; Status of the Science* [Memorias] (pp. 186-195). Symposium Internacional. Niagara Falls, NY, 16 de Mayo 1990. Omni Press.
- Benítez-López, A.; Alkemade, R. y Verweij, P. A.** (2010). The impact of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, 143(6), pp. 1307-1316.
- Blom, A., Van Zalinge, R.; Heitkonig, M. A. y Prins, H. H. T.** (2005). Factors influencing the distribution of large mammals within a protected central African forest. *Oryx* 39(4), pp. 381-388.
- Bowman, J.; Ray, J. C.; Magoun, A. J.; Johnson, D. S. y Dawson, F. N.** (2010). Roads, logging, and the large-mammal community of an eastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 88(5), pp. 454-467.
- Brody A. J. y Pelton, M. R.** (1989). Effects of roads on black bear movements in Western North Carolina. *Wildlife Society Bulletin*, 17(1), pp. 5-10.
- Brown, G. P.; Phillips, B. L.; Webb, J. K. y Shine, R.** (2006). Toad on the road: use of roads as dispersal corridors by cane toads (*Bufo marinus*) at an invasion front in tropical Australia. *Biological Conservation*, 133(1), pp. 88-94.
- Brown, M. y Dinsmore, J. J.** (1986). Implications of marsh size and isolation for wetland bird's management. *Journal of Wildlife Management*, 50(3), pp. 392-397.
- Bykov, A. V. y Lysikov, A. B.** (1991). Mole burrows and pollution of forest soils adjacent to highways. *Pochvovedenie*, 8, pp. 31-39.
- Clevenger, A.; Chruszcz, B. y Gunson, K. E.** (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109(1), pp.15-26.
- Cramer, P.; Olsson, M.; Gadd, M. E.; Van der Ree, R. y Sielecki, L. E.** (2005). Transportation and Large Herbivores. En: Van der Ree R;

- Smith, D. J. y Grilo C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-28). Wiley Blackwell: Honoken.
- Crome, F. H. J. y Richards, G. C.** (1988). Bats and gaps: microchiropteran community structure in a Queensland rain forest. *Ecology*, 69(6), pp. 1960-1969.
- Cushman, S. A.** (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on Amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128(2), pp. 231-240.
- Delgado García, J. D.; Arévalo, J. R. y Fernández-Palacios, J. M.** (2007). Road edge effect on the abundance of the lizard *Gallotia galloti* (Sauria: Lacertidae) in two Canary Islands forests. *Biodiversity and Conservation*, 16(10), pp. 2949-2963.
- Dorsey, B.; Olsson, M. y Rew, L. J.** (2015). Ecological Effects of Railways on Wildlife. En: Van der Ree R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-17). Wiley Blackwell: Honoken.
- Eigenbrod, F.; Hecnar, S. J. y Fahrig, L.** (2009). Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society*, 14(1), pp. 24. <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art24/>
- Fahrig, L.; Pedlar, J. H.; Pope, S. E.; Taylor, P. D. y Wegner, J. F.** (1995). Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73(3), pp. 177-182.
- Feldhamer, G. A.; Gates, J. E.; Harman, D. M.; Loranger, A. J. y Dixon, K. R.** (1986). Effects of interstate highway fencing on white-tailed deer activity. *Journal of Wildlife Management*, 50(3), pp. 497-503.
- Finder, R. A.; Roseberry, J. L. y Woolf, A.** (1999). Site and landscape conditions at white-tailed deer/vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning*, 44(2-3), pp. 77-85.
- Findlay, C. S. y Houlahan, J.** (1997). Anthropogenic correlates of species richness in southern Ontario wetlands. *Conservation Biology*, 11(4), pp. 1000-1009.
- Forman, R. T. T. y Alexander, L. E.** (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, pp. 207-231.
- Forman, R. T. T.; Sperling, D.; Bissonette, J. A.; Clevenger, A. P.; Cutshall, C. D.; Dale, V. H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C. R.; Heanue, K.; Jones, J. A.; Swanson, F. J.; Turrentine, T. y Winter, T. C.** (2003). *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press: Washington D. C.
- Gate, I. M.; McNeill, S. y Ashmore, M. R.** (1995). Effects of air pollution on the searching behavior of an insect parasitoid. *Water Air Soil Pollution*, 85(3), pp. 1425-1430.
- Gibbs, J. P. y Shriver, G.** (2005). Can road mortality limit population of pool-breeding amphibians? *Wetlands Ecology and Management*, 13(3), pp. 281-289.
- Goosem, M.** (2001). Effects of tropical rainforest roads on small mammals: inhibition of crossing movements. *Wildlife Research*, 28(4), pp. 351-364.
- Goosem, M. y Marsh, H.** (1997). Fragmentation of a small mammal community by a powerline corridor through tropical rainforest. *Wildlife Research*, 24(5), pp. 613-629.
- Grilo, C.; Smith, D. J. y Klar, N.** (2015). Carnivores: Struggling for survival in roaded landscapes. En: Van der Ree R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 1-30). Wiley Blackwell: Honoken.
- Groot-Bruinderink, G. W. T. A. y Hazebroek, E.** (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology*, 10(4), pp. 1059-1067.
- Gursky, S.** (2000). The effect of seasonality on the behavior of an insectivorous primate. *International Journal of Primatology*, 71(3), pp. 477-495.
- Hanski, I. y Ovaskainen, O.** (2002). Extinction Debt at Extinction Threshold. *Conservation Biology*, 16(3), pp. 666-673.
- Hayward, M. W.; Hayward, G. J. y Kerley, G. I. H.** (2010). The Impact of upgrading roads on the conservation of the threatened flightless dung beetle, *Circellum bacchus* (F.) (Coleoptera: Scarabaeidae). *The Coleopterist Bulletin*, 64(1), pp. 75-80.

- Hels, T. y Buchwald, E.** (2001). The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*, 99, pp. 331-340.
- Hernández, J. L.; Pisanty, J.; Sánchez, V. M.; Carreón, M. A. y Roldán, M.** (2000). *Impacto Ambiental de Proyectos Carreteros en Ecurrimientos del Agua Superficial*. Secretaría de Comunicaciones y Transportes. Instituto Mexicano del Transporte. Publicación Técnica Núm. 141, 143 pp.
- Hubbard, M. W.; Danielson, B. J. y Schmitz, R. A.** (2000). Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management*, 64(3), pp. 707-713.
- Isbell, L. A.** (1994). Predation on primates: Ecological patterns and evolutionary consequences. *Evolutionary Anthropology*, 3(2), pp. 61-71.
- Iwata, T.; Nakano, S. y Inoue, M.** (2003). Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a tropical rainforest in Borneo. *Ecological Applications*, 13(2), pp. 461-473.
- Jacobson, S. J.** (2005). *Mitigation measures for highway-caused impacts to birds*. General technical report PSW-GTR-191. USDA Forest Service: Washington D. C.
- Jaeger, J. A.** (2015). Improving Environmental Impact Assessment and Road Planning at the Landscape Scale. En: Van der Ree R., Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-29). Wiley Blackwell: Hoboken.
- Jaeger, J. A. G.; Bowman, J.; Brennan, J.; Fahrig, L.; Bert, D.; Bouchard, J.; Charbonneau, N.; Frank, K.; Gruber, B.; Von Toschanowitz, K. T.** (2015). Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behaviour. *Ecological Modelling*, 185(2-4), pp. 329-348.
- James, A. R. C. y Stuart-Smith, A. K.** (2000). Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management*, 64(1), pp. 154-159.
- Jensen, W. F.; Fuller, T. K. y Robinson, W. O.** (1986). Wolf (*Canis lupus*) distribution on the Ontario Michigan border near Sault Ste. Marie. *Canadian Field Naturalist*, 100, pp. 363-366.
- Jones M. E.** (2000). Road upgrade, road mortality and remedial measures: impacts on a population of eastern quolls and Tasmanian devils. *Wildlife Research*, 27(3), pp. 289-296.
- Jones, J., Swanson, F., Wemple, B., & Snyder, K.** (2000). Effects of Roads on Hydrology, Geomorphology, and Disturbance Patches in Stream Networks. *Conservation Biology*, 14(1), 76-85. Retrieved December 5, 2020, from <http://www.jstor.org/stable/2641906>
- Karraker, N. E. y Gibbs, J. P.** (2011). Contrasting road effect signals in reproduction of long-versus short-lived amphibians. *Hydrobiologia*, 6(6), pp. 213-218.
- Keller, I. y Largiadèr, C. R.** (2003). Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings Biological Sciences*, 270(1513), pp. 417-423.
- Kociolek, A. V. y Clevenger, A. P.** (2009). *Effects of Paved Roads on Birds: A Literature Review and recommendations for the Yellowstone to Yukon Ecoregion*. Technical Report No. 8. Canmore, Alberta, Yellowstone to Yukon Initiative 2011.
- Kociolek, A., Clevenger, A., Clair, C.C., & Proppe, D.** (2011). Effects of road networks on bird populations. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*, 25(2), pp.241-9
- Kornilev, Y.; Price, S. y Dorcas, M.** (2006). Between a rock and a hard place: responses of eastern box turtles (*Terrapene Carolina*) when trapped between railroads tracks. *Herpetological Review*, 37(2), pp. 145-148.
- Kuitunen, M.; Rossi, E. y Stenroos, A.** (1998). Do highways influence density of land birds? *Environmental Management*, 22, pp. 297-302.
- Kuussaari M.; Bommarco,R.; Heikkinen, R. K.; Helm, A.; Krauss, J.; Lindborg, R.; Ockinger, E.; Pärtel, M.; Pino, J.; Rodà, F.; Stefanescu, C.; Teder, T.; Zobel, M. y Steffan-Dewenter, I.** (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(10), pp. 564-71.

- Laporte, N. T.; Stabach, J. A.; Grosch, R.; Lin, T. S. y Goetz, S. J.** (2007). Expansion of industrial logging in Central Africa. *Science*, 316(5830), pp.1451.
- Laurance, W. F.** (2015). Bad Roads, Good Roads. En: Van der Ree R., Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-16). Wiley Blackwell: Hoboken.
- Laurance, W. F.; Albernaz, A. K. M.; Schroth, G.; Fearnside, P. M.; Venticinque, E. y Da Costa, C.** (2002). Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*, 29, pp. 737-748.
- Laurance, W. F. y Goosem, M.** (2008). Impacts of habitat fragmentation and linear clearings on Australian rainforest biota. En: Stork, N. y Turton, S. (eds.). *Living in a Dynamic Forest Landscape* (pp. 295-306). Wiley-Blackwell: Hoboken.
- Laurance, W. F.; Goosem, M. y Laurance, S. G. W.** (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in ecology & Evolution*, 24(12), pp. 659-669. doi:10.1016/j.tree.2009.06.009
- Laurian, C.; Dussault, C.; Ouellet, J. P.; Courtois, R.; Poulin, M. y Breton, L.** (2008). Behaviour of moose relative to a road network. *Journal of Wildlife Management*, 72(7), pp. 1550-1557.
- Lehnert, M. E.; Romin, L. y Bissonette, J. A.** (1996). Mule deer and highway mortality in northeastern Utah: causes, patterns, and a new mitigative technique. En: Evink, G.; Ziegler, D.; Garrett, P. y Berry, J. (eds.). *Transportation and wildlife: reducing wildlife mortality and improving wildlife passageways across transportation corridors*. Proceedings of the transportation-related wildlife mortality seminar. 1996 April 30-May 2; Orlando, Fl., 101-107. U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration: Washington D. C.
- Lodé, T.** (2000). Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *Ambio: A Journal of the Human Environment*, 29(3), pp. 163-166.
- Mace, R. D.; Waller, J. S.; Manley, T. L.; Lyon, L. J. y Zuuring, H.** (1996). Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana. *Journal of Applied Ecology*, 33(6), pp. 1395-1404.
- Mader, H. J.** (1984). Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, 29(1), pp. 81-96.
- Marsh, D. M.; Milam, G. S.; Gorham, N. P. y Beckman, N. G.** (2004). Forest Roads as Partial Barriers to Terrestrial Salamander Movement. *Conservation Biology*, 19(6), pp. 2004-2008.
- Mech, L. D.; Fritts, S. H.; Radde, G. L. y Paul, W. J.** (1988). Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin*, 16, pp. 85-87.
- McKenna, D. D.; McKenna, K. M.; Malcom, S. B. y Berenbaum, M. R.** (2001). Mortality of Lepidoptera along roadways in central Illinois. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 55(2), pp. 63-68.
- McLellan, B. N. y Schackleton, D. M.** (1988). Grizzly bears and resource extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use, and demography. *Journal of Applied Ecology*, 25(2), pp. 451-460.
- Meunier, F. D.; Verheyden, C. y Jouventin, P.** (1999). Bird communities of highway verges: influence of adjacent habitat and roadside management. *Acta Oecologica* 20(1), pp.1-13.
- Mladenoff, D. J.; Sickley, T. A.; Haight, R. G. y Wydeven, A. P.** (1995). A regional landscape analysis and prediction of favourable gray wolf habitat in the northern Great-Lakes region. *Conservation Biology*, 9(2), pp. 279- 294.
- Munro, K. G.; Bowman, J. y Fahrig, L.** (2012). Effect of paved road density on abundance of white-tailed deer. *Wildlife Research*, 39(6), pp. 478- 487.
- Mysterud, A.** (2004). Temporal variation in the number of car-killed red deer *Cervus elaphus* in Norway. *Wildlife Biology*, 10(3), pp. 203-211.
- Newton, I.; Wyllie, I. y Dale, L.** (1997). Mortality causes in British Barn owls (*Tyto alba*), based on 1101 carcasses examined during 1963-1996. En: Duncan, J. R.; Johnson, D. H. y Nicholls, T. H. (eds.). *Biology and*

- Conservation of Owls of the Northern Hemisphere*, Second International Owl Symposium, February 5-9, 1997, (pp. 299-306). USDA Forest Service, General Technical Report NC-190, Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Nielsen, C. K.; Anderson, R. G. y Grund, M. D.** (2003). Landscape influences on deer-vehicle accident areas in an urban environment. *Journal of Wildlife Management*, 67(1), pp. 46-51.
- Olander, L. P.; Scatena, F. N. y Silver, W. L.** (1998). Impacts of disturbance initiated by road construction in a subtropical cloud forest in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 109(1-3), pp. 33-49.
- Olson, K. A. y Van der Ree, R.** (2015). Railways, roads and fences across Kazakhstan and Mongolia threaten the survival of wide-ranging wildlife. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-20). Wiley Blackwell: Hoboken.
- Orejuela, J. E.** (1980). Niche relationships between Turquoise-browed and Blue-crowned momots in the Yucatán Peninsula, Mexico. *The Wilson Bulletin*, 9, pp. 229-244.
- Orłowski, G. y Nowak, L.** (2006). Factors influencing mammal roadkills in the agricultural landscape of South-Western Poland. *Polish Journal of Ecology*, 54(2), pp. 283-294.
- Oxley, D. J.; Fenton, M. B. y Carmody, G. R.** (1974). The effects of roads on populations of small mammals. *Journal Applied Ecology*, 11(1), pp. 51-59.
- Pallares, E.; Manterola, C.; Conde, D. A. y Colchero, F.** (2015). Case Study: roads and jaguars in the Mayan forest. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-9). Wiley Blackwell: Hoboken.
- Palomino, D. y Carrascale, L. M.** (2007). Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. *Biological Conservation*, 140(1-2), pp. 100-109.
- Parris, K. M.** (2015). Ecological Impacts of Road Noise and Options for Mitigation. En Van der Ree R., Smith, D. J. y Grillo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-23). Wiley Blackwell: Hoboken.
- Pellet, J.; Guisan, A. y Perrin, N.** (2004). A concentric analysis of the impact of urbanization on the threatened European tree frog in an agricultural landscape. *Conservation Biology*, 18(6), pp. 1599-1606.
- Philcox, C. K.; Grogan, A. L. y Macdonald, D. W.** (1999). Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 36(5), pp. 748-762.
- Pianka, E. R.** (1970). On r- and K-selection. *American Naturalist*, 104(940), pp. 592-597.
- _____. (2000). *Evolutionary ecology*. Sixth edition. Benjamín Cummings: San Francisco, California.
- Pocock, Z. y Lawrence, R. E.** (2005). How far into a forest does the effect of a road extend? Defining road edge effect in eucalypt forests of South-Eastern Australia. En: Irwin, C. L.; Garrett, P. y McDermott, K. P. (eds.). *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation* (pp. 397-405). Center for Transportation and Environment: North Carolina State University.
- Pohlman, C. L.; Goosem, M. y Turton, S. M.** (2008). Effects of severe tropical Cyclone Larry on rainforest vegetation and understorey microclimate near a road, powerline and stream, *Austral Ecology*, 33(4), pp. 503-515.
- Pozo-Montuy, G.; Bonilla-Sánchez, Y. M. y Pozo-Juárez, F.** (2008). Las carreteras y su impacto sobre la fauna silvestre en una región de la cuenca baja del río Usumacinta. En: Sánchez, A. J.; Hidalgo, M. G.; Arriaga, S. L. y Contreras, W. M. (comps.) *Perspectivas en Zoología Mexicana. Memorias del XIX Congreso Nacional de Zoología* (pp. 252-265). UJAT.
- Pozo-Montuy, G. y Serio-Silva, J. C.** (2007). Movement and resource use by a group of *Alouatta pigra* in a forest fragment in Balancán, México. *Primates*, 48(2), pp. 102-107.
- Reck, H. y Van der Ree, R.** (2015). Insects, snails and spiders: the role of invertebrates in road ecology. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology*

- [eBook] (pp. 1-27). Wiley Blackwell: Hoboken.
- Reh, W. y Seitz, A.** (1990). The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. *Biological Conservation*, 54(3), pp. 239-249.
- Reijnen, R.; Foppen R. y Veenbaas, G.** (1997). Disturbance by traffic of breeding birds: Evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation*, 6(4), pp. 567-581.
- Rheindt, F. E.** (2003). The impact of roads on birds: Does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Jornal für Ornithologie*, 144, pp. 295-306.
- Richardson, J. H.; Shore, R.; Treweek, J. R. y Larkin, S. C.** (1997). Are major roads a barrier to small mammals? *Journal of Zoology*, 243(4), pp. 840-846.
- Rodenbeck, I. A. y Voser, P.** (2008). Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of Brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland. *European Journal of Wildlife Research*, 54(3), pp. 425-437.
- Rolley, R. E. y Lehman, L. E.** (1992). Relationships among raccoon road-kill surveys, harvests, and traffic. *Wildlife Society Bulletin*, 20(3), pp. 313-318.
- Row, J. R.; Blouin-Demers, G. y Weatherhead, P. J.** (2007). Demographic effects of road mortality in black ratsnakes (*Elaphe obsoleta*). *Biological Conservation*, 137, pp. 117-124.
- Rytwinski, T. y Fahrig, L.** (2012). Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*, 147(1), pp. 87-98.
- _____. (2015). The Impacts of Roads and Traffic on Terrestrial Animal Populations. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grillo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-29). Wiley Blackwell: Hoboken.
- Seiler, A.** (2001). *Ecological Effects of Roads: A review*. Introductory Research Essay, No. 9. Department of Conservation Biology. SLU. 40 pp.
- _____. (2003). *The toll of the automobile: Wildlife and roads in Sweden* [Ph. D. thesis at the Department for Conservation Biology, SLU, Uppsala].
- _____. (2004). *Trends and spatial pattern in ungulate-vehicle collisions in Sweden*. *Wildlife Biology*, 10(1), pp. 301-313.
- Seiler, A. y Hellding, J-O.** (2006). Mortality in Wildlife to Transportation. En: Davenport, J. y Davenport, J. L. (eds.). *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment* (pp. 165-189). Springer: Washington D. C.
- Sidle, R. C.; Ziegler, A. D.; Negishi, J. N.; Nik, A. R.; Siew, R. y Tukelboom, F.** (2006). Erosion processes in steep terrain – truths, myths and uncertainties related to forest management in Southeast Asia. *Forest Ecology and Management*, 224(1-2), pp. 199-225.
- Soanes, K. y Van der Ree, R.** (2015). Reducing road impacts on tree-dwelling animals. En: Van der Ree R.; Smith, D. J. y Grillo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-1-9). Wiley Blackwell: Hoboken.
- Soluk, D. A.; Zercher, D. S. y Worthington, A. M.** (2011). Influence of roadways on patterns of mortality and flight behavior of adult dragonflies near wetland areas. *Biological Conservation*, 144(5), pp. 1638-1643.
- Steen, D. A. y Gibbs, J. P.** (2004). Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. *Conservation Biology*, 18(4), pp. 1143-1148.
- Thiel R. P.** (1985). Relationships between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. *American Midland Naturalist*, 113(2), pp. 404-407.
- Thurber, J. M.; Peterson, R. O.; Drummer, T. D. y Thomasma, S. A.** (1994). Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. *Wildlife Society Bulletin*, 22(1), pp. 61-68.
- Tilman, D.; May, R. M.; Lehman, C. L. y Nowak, M. A.** (1994). Habitat destruction and the extinction debt, *Nature*, 371, pp. 65-66.
- Trombulak, S. C. y Frissell, C. A.** (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14(1), pp. 18-30.
- Tsunokawa, K. y Hoban, C.** (1997). *Roads and the Environment: a handbook*. World Bank Technical Paper 376. Washington D. C. 251 pp.

- Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (2015).** The Ecological Effects of Linear Infrastructure and Traffic: Challenges and Opportunities of Rapid Global Growth. En: Van der Ree R., Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-19). Wiley Blackwell: Hoboken.
- Van Gelder, J. J. (1973).** A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of *Bufo bufo*. *Oecologia*, 13(1), pp. 93-95.
- Van Langevelde, F. y Jaarsma, C. F. (2004).** Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals. *Landscape Ecology*, 19(8), pp. 895-907.
- Van Schaik, C. P. y Kappeler, P. M. (1997).** Infanticide risk and the evolution of male-female association in primates. *Proceedings of The Royal Society Lond B*. 264(1388), pp. 1687-1694.
- Wilkie, D. S.; Bennett, E. L.; Peres, C. A. y Cunningham, A. A. (2011).** The empty forest revisited. *Annals of the New York Academy of Science*, 1223(1), pp. 120-128.
- Woltz, H. W.; Gibbs, J. P. y Ducey, P. K. (2008).** Road crossing structures for amphibians and reptiles: Informing design through behavioural analysis. *Biological Conservation*, 141(11), pp. 2745-2750.
- Xia, L.; Yang, Q.; Li, Z.; Wu, Y. y Feng, Z. (2007).** The effect of the Qinghai-Tibet railway on the migration of Tibetan antelope *Pantholops hodgsonii* in Hoh-xil National Nature Reserve, China. *Oryx*, 41(3), pp. 352-357.

Ecología del movimiento de la fauna: consideraciones para el sureste mexicano

R. Reyna-Hurtado | El Colegio de la Frontera Sur

Resumen

Entender cómo se mueven los animales de manera libre en áreas con y sin influencia humana es crucial para estimar el impacto de las vías de comunicación sobre las áreas naturales protegidas y la conservación de las especies prioritarias. En el presente capítulo se realiza una revisión de los principales conceptos de la ecología del movimiento y de las posibilidades que esta nueva disciplina científica proporciona al estudio de los grupos de la fauna del sureste mexicano, haciendo hincapié en el efecto que la ocupación humana ocasiona sobre los requerimientos espaciales de las poblaciones de mamíferos silvestres en peligro de extinción. Esta investigación concluye con recomendaciones generales para aplicar un monitoreo sistemático del movimiento animal, como herramienta para evaluar los impactos de la perturbación humana en especies de fauna en peligro de extinción.

Palabras clave: movimiento animal, ecología del movimiento, impacto humano en la vida silvestre.

R. Reyna-Hurtado

email: rreyna@ecosur.mx

El Colegio de la Frontera Sur, Departamento Conservación de la Biodiversidad

Avenida Rancho s/n, Ciudad Industrial, Lerma, Campeche, México, C. P. 24500

Teléfono: 981 1273720 ext. 2307

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

Understanding how animals move in areas with and without human influence is crucial to assess road construction's impact, especially when these roads cross protected areas or critical ecosystems that protect endangered species. This chapter attempts to describe the possibilities that the new scientific discipline named Movement Ecology can provide to the animal groups in the southeast Mexican ecosystems. This chapter focuses on the effect of human perturbations on the spatial requirements of the wild population of endangered species of mammals. It concludes with some general recommendations about monitoring animal movement to evaluate the human perturbation impact on endangered wildlife species.

Keywords: animal movement, movement ecology, human impact on wildlife behavior.

1. Introducción

Los humanos hemos estado fascinados con entender el movimiento de los animales desde el inicio de la historia. Aristóteles (siglo IV a. C.) intentó describir el movimiento de varias especies y encontrar patrones que los uniera (Nathan, 2008). Las especies migratorias y sus rutas han sido quizás los ejemplos de movimientos animales que mayor atención han recibido. Sin embargo, aún en el siglo pasado, la mayoría de las migraciones de animales y sus rutas eran un gran misterio, que los biólogos trataron de resolver usando una variedad de técnicas, desde el marcaje de varios individuos –anillos en aves, marcas en aletas de tortugas marinas, tatuajes, cortes en pelo en mamíferos, entre otras– hasta el desarrollo de la telemetría –adherir al animal un sensor que emite señal de radio y que puede ser localizado posteriormente de manera remota–, que permitió seguir individuos en tiempo real y conocer las rutas y áreas de migración o de dispersión.

En la actualidad, el estudio del movimiento es muy complejo y existen diversas técnicas y aproximaciones metodológicas que no siempre están ligadas entre ellas.¹ Recientemente, Nathan *et al.* (2008) lanzaron la propuesta de una nueva disciplina llamada ecología del movimiento como un intento de unificar los estudios del desplazamiento animal en un paradigma científico integral y que trate el tema desde varias perspectivas, entre las cuales se incluyen las habilidades locomotoras, el desarrollo neurológico, las relaciones ecológicas y las motivaciones fisiológicas, entre otras.

Con el desarrollo de nuevas tecnologías para seguir animales con mayor precisión (telemetría satelital) y mayor capacidad computacional, las posibilidades de investigación

¹ Vid. Capítulo I. 4. Técnicas de monitoreo de vertebrados terrestres aplicadas a proyectos de infraestructura vial.

en el campo son mucho mayores y más diversas, lo que a la vez representa un reto en la elaboración de nuevos métodos de análisis de datos más detallados en tiempo y espacio. Sin embargo, aplicar estas técnicas en ambientes tropicales con especies de comportamiento normalmente sigiloso y que viven en densidades bajas es todavía un desafío que requiere mejor tecnología, mejores métodos de análisis y, sobre todo, seguir con la pasión y disciplina por parte de investigadores comprometidos en extraer datos en lugares logísticamente difíciles y geográficamente aislados, donde aún las técnicas más avanzadas muchas veces no funcionan.

En el campo de la biología de la conservación, una manera común de estimar el impacto humano en las poblaciones animales es cuantificando la mortalidad asociada a las perturbaciones, por ejemplo: la relacionada con carreteras,² la cacería, la pérdida o fragmentación del hábitat, la introducción de especies exóticas,³ por mencionar algunas. Pero pocas veces estimamos el efecto que tienen dichas actividades humanas sobre los animales que no mueren, esto es, en el comportamiento de los que sobreviven en áreas perturbadas.

El movimiento es uno de los comportamientos que se ven más afectados por el humano. Por ejemplo, recientemente se encontró que hay una tendencia global de varias especies de mamíferos grandes a volverse nocturnos en áreas con un amplio impacto humano (Gaynor *et al.*, 2018) o a reducir sus movimientos. Tucker *et al.* (2018) registró que muchos mamíferos grandes que viven en áreas perturbadas se mueven solo la mitad de la distancia o un tercio de lo que lo hacen en áreas conservadas. Estos cambios en su comportamiento tienen fuertes consecuencias al afectar los procesos ecológicos que cumplen dichas especies, tales como dispersión o depredación de semillas, polinización, herbivoría, depredación, control de plagas, entre otros.

En este capítulo analizaremos los avances de la ecología del movimiento en zonas tropicales y las posibilidades y desafíos que presenta como marco teórico para entender los impactos de la perturbación humana –en específico, las carreteras– sobre los patrones del movimiento animal.

2. Ecología del movimiento en áreas tropicales

La ecología del movimiento ha sido definida como una disciplina científica integral que intenta concentrar cuatro aspectos básicos del movimiento animal en un paradigma unificador (Nathan *et al.*, 2008). Estos cuatro componentes básicos son: 1) los factores internos de cada especie, por ejemplo, aspectos fisiológicos (para qué moverse); 2) las

² Vid. Capítulos II.5 a II.10, en este libro.

³ Vid. Capítulo II.11. Las vías de comunicación y la fauna feral.

capacidades locomotoras (cómo moverse); 3) las capacidades de orientación o navegación (a dónde moverse) y 4) factores externos, por ejemplo, aspectos ecológicos (cuándo moverse o movimientos relacionados con otras especies).

Si bien integrar los cuatro componentes en un solo estudio es sumamente complicado, considerarlos cuando se interpretan los patrones observados resulta muy útil para entender las causas y consecuencias del movimiento animal. En muchos casos, algunos aspectos son obvios, por ejemplo, especies que realizan movimientos específicos por algún recurso particular, como visitas a saladeros, a parches de frutas, a pastos nuevos; pero en otras ocasiones, los patrones de movimiento de animales no son obvios y pueden estar gobernados por la combinación de algún factor interno –hambre, sed o reproducción–, con algún factor externo –competencia, miedo a ser depredado o la presencia de parásitos–. Para entender estos procesos es necesario mucho tiempo de observación a varios individuos para obtener un patrón general de la especie y poder interpretar las causas de dichos movimientos. Este tiempo de observación es virtualmente imposible cuando se trata de varias especies que viven en bosques tropicales, que tienen densidades bajas naturalmente y cuyo comportamiento es sigiloso o nocturno, por ejemplo: tapir de Baird (*Tapirella bairdii*); felinos tropicales tales como el jaguar (*Panthera onca*) o el ocelote (*Leopardus pardalis*); o especies cuyo comportamiento es impredecible o se mueven en escalas tan grandes de espacio que observarlos es un evento que ocurre una vez cada varios años, como el pecarí labios blancos (*Tayassu pecari*).

El bosque tropical presenta desafíos importantes para el estudio de los animales, aparte de la dificultad de observarlos directamente. Dichos ambientes tropicales son, por ejemplo, áreas con muchos parásitos que afectan la labor del observador, como mosquitos, ácaros, moscas que se alimentan de sangre, entre otros. Muchos de los animales solamente se encuentran en zonas remotas, donde se esconden de la presión humana, y trabajar en estos terrenos presenta dificultades logísticas, como el acceso al lugar y el traslado de equipo en vehículos terrestres o acuáticos (botes) y continuar con caminatas, a veces de días, para alcanzar lugares donde se encuentran los individuos en estudio. De igual manera, la presencia de especies venenosas pone en riesgo la salud de los investigadores al no tener acceso, por la lejanía, a hospitales, en caso de sufrir mordeduras de serpientes o ataques de insectos potencialmente peligrosos (abejas, avispas). También los parásitos internos afectan a los estudiosos, quienes en ocasiones se exponen a enfermedades como la malaria, paludismo, mal de Chagas, leishmaniasis, además de larvas que anidan en el cuerpo humano, comunes en zonas tropicales.

Debido a lo anterior, muchas especies de animales, algunas sorprendentemente grandes (okapi, cerdo gigante de bosque, cerdo rojo del Congo, tapir), permanecen desconocidas

en varios aspectos ecológicos. Por ejemplo, a la fecha no sabemos el espacio que necesita un grupo de cerdos rojos del Congo (*Potamochoerus porcus*) para sobrevivir, a pesar de que es una de las especies más cazadas por comunidades rurales en toda la cuenca del Congo (Reyna-Hurtado *et al.*, 2016). En los bosques neotropicales existen 10 especies de venados tropicales (*Mazama* spp.) de algunas de las cuales conocemos muy poco o nada sobre su comportamiento espacial (Grotta-Netto, y Barbanti-Duarte en Reyna-Hurtado y Chapman 2019) y ciertas especies se conocen solamente por algún ejemplar o por pocas fotografías.

Estudiar el movimiento de animales en las condiciones descritas es imposible sin la tecnología, por eso varios biólogos tropicales dependen, en los últimos años, de dos técnicas que cada día se desarrollan más: las cámaras automáticas y la radioteleetría. La primera técnica consiste en colocar una cámara en el bosque que se activa automáticamente cuando distingue, frente a ella, la combinación de movimiento y una temperatura mayor a la del medio ambiente. Estas cámaras tienen su antecedente en la década de 1930, en la Isla de Barro Colorado, Panamá, con los estudios pioneros de F. Chapman (O'Connell *et al.*, 2010), que consistieron en que los animales, a través de cables instalados a lo largo de una zona determinada, provocaban el disparo de grandes cámaras, que, a su vez, producían fuertes y visibles *flashes*. Actualmente, las cámaras trampa son herramientas muy útiles que han avanzado mucho tecnológicamente, porque sus sensores son más sensibles y rápidos, las baterías les permiten operar por varios meses, las memorias almacenan miles de fotografías y el *flash* es de luz infrarroja y aparentemente no es visible para los mamíferos, lo cual ahorra tiempo y dinero al investigador.

Además del avance técnico de estos aparatos, los métodos de análisis se han desarrollado de manera exponencial y ahora existen procedimientos y diseños para estimar la densidad de la población, la abundancia relativa, el ámbito hogareño para especies donde se pueden reconocer individuos, hábitos diarios, relaciones con otras especies, entre otros (O'Connell *et al.*, 2010). Esta técnica y sus métodos de análisis son herramientas muy promisorias en el estudio de los movimientos de animales en ambientes tropicales.

Por otro lado, la radioteleetría se inició formalmente en los años 70 con estudios pioneros en osos grizzly (*Ursus arctos horribilis*) en Norteamérica. Los collares estaban equipados con una señal de radio que podía ser detectada a cientos o miles de metros del animal (Mech, 1983). Desde ese entonces, la radioteleetría ha mejorado mucho con un sistema de geoposicionamiento global integrado, que registra la ubicación del animal de manera periódica y la almacena o la manda vía satelital (Kernohan *et al.*, 2001).

La posibilidad de reducir el peso e integrar mejores sistemas de posicionamiento en collares ligeros pero más resistentes ha permitido que la radioteleetría sea una técnica

más utilizada y la que mejores datos proporciona en términos de movimiento animal. Las rutas migratorias, los movimientos largos y cortos, los periodos de descanso o la permanencia de los animales por largos lapsos de tiempo en un sitio determinado (madrigueras o nidos) pueden ser detectados ahora con mayor precisión gracias a esta tecnología, porque ha hecho posible que se documenten movimientos a escala muy fina y en tiempo real, lo cual presenta mayores desafíos en cuanto a los métodos de análisis. Es aquí donde se integra la ecología del movimiento como el mejor marco teórico para analizar información referente al desplazamiento de animales en diferentes escalas, espaciales y temporales.

3. Casos de estudio en ambientes neotropicales

Existen diversos esfuerzos para estudiar el movimiento de animales en el neotrópico y muchos de ellos han sido muy exitosos debido a la dedicación de extraordinarias personas que destinaron muchos años de su vida para estudiar el movimiento de especies en lugares remotos y con la mínima tecnología. Por ejemplo, fueron observados pecaríes labios blancos en la Isla de Maracá, Brasil (Fragoso, 1998); en el Parque Nacional “Corcovado”, Costa Rica (Altrichter *et al.*, 2001); en el bosque Atlántico, Brasil (Keuroghlian *et al.*, 2004); en Calakmul, México (Reyna-Hurtado *et al.*, 2009); tapires de tierras bajas en Pantanal, Brasil (Medici y Desbiez, 2012); monos ardilla en Surinam (Boinski *et al.*, 2005); monos lanudos en el Parque Nacional “Tiputini”, de Ecuador (Di Fiore, 2003); monos araña en Cobá, México (Ramos-Fernández, 2019).

En los últimos años, afortunadamente y en gran parte debido a los antecedentes esfuerzos de estos y varios más investigadores y con el desarrollo de la radiotelemetría, la cantidad de estudios se ha incrementado y ahora existe un conjunto de literatura referente al movimiento de animales en el neotrópico, que merecía ser compilada. Esta compilación se dio por primera ocasión en la publicación *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals*, editado por Rafael Reyna-Hurtado y Colin A. Chapman (2019). Este libro expone 13 ejemplos de estudios de movimiento animal en especies de mamíferos que viven en bosques del neotrópico y que desafortunadamente todos ellos presentan algún grado de riesgo de extinción. Aquí se muestra lo más relevante encontrado en algunos de estos estudios.

Jordan *et al.* (2019) siguieron individuos de tapir de Baird en un bosque tropical húmedo del sur de Nicaragua, pero desafortunadamente (o afortunadamente) un huracán afectó el área, lo que les dio la oportunidad de seguir a ejemplares de esta especie antes y después de acaecido el fenómeno natural, encontrando que los tapires redujeron sus

movimientos después del huracán, no saben si porque había muchas herbáceas en el suelo o porque los destrozos del siniestro limitaban su desplazamiento.

En la Guyana Francesa, Richard-Hansen *et al.* (2019) notaron que los grupos de pecaríes labios blancos realizan viajes a lo largo del borde del bosque con humedales, pero siempre permanecen dentro del bosque, y que la especie ha sido capaz de adaptarse a geografía con perturbación humana, donde la cacería está prohibida. Al contrario, en la selva maya, Moreira-Ramírez *et al.* (2019) compararon grupos de pecaríes labios blancos que viven en áreas protegidas, con aquellos que habitan áreas de cacería, y encontraron que estos últimos se mueven continuamente, aun en la época de secas. Seguramente se debe a que escapan de cazadores que visitan los cuerpos de agua de la región (aguadas) en busca de esta especie.

En el Pantanal de Brasil, Jorge *et al.* (2019) advirtieron que en áreas con poco bosque, los grupos de pecaríes labios blancos realizan movimientos más largos y dirigidos, quizás como una estrategia para buscar alimento en áreas menos productivas que en el bosque. Y en el Darién de Panamá, Meyer *et al.* (2019) encontraron un ámbito hogareño relativamente pequeño para un grupo grande de pecaríes labios blancos; aparentemente este bosque protegido y productivo del Darién proporciona suficientes recursos para este grupo que no tiene que moverse mucho.

Aunque esos estudios son excelentes ejemplos de la flexibilidad de los movimientos de tapires y pecaríes de labios blancos, es necesario determinar mejor el grado de resistencia de estas dos especies en ambientes con alta presión humana (fragmentación del hábitat y cacería, principalmente), porque ambas especies están desapareciendo a una velocidad alarmante, especialmente en Mesoamérica (Reyna-Hurtado *et al.*, 2017).

Aparte de ungulados, los primates son de los grupos mejor estudiados en el neotrópico en términos de movimiento. Por ejemplo, Serio-Silva *et al.* (2019) describieron cómo monos saraguatos (*Alouatta pigra*), en Balancán, México, se mueven por el suelo o a través de cercas cuando el bosque se fragmenta; este comportamiento pone a los monos en riesgo frecuente de ser depredados por perros, principalmente. De no mantenerse la conexión entre los grupos fragmentados, es probable que esta especie se extinga localmente.

La ecología del movimiento como marco teórico resultó adecuado en estudios con primates que habitan donde no existe perturbación humana como en el Parque Nacional “Tiputini”, de Ecuador. En este parque, Ellis y Di Fiore (2019), al seguir simultáneamente a varios grupos de monos lanudos (*Lagothrix lagotricha*), pudieron apreciar que el movimiento depende más de la búsqueda de pareja que de la disponibilidad de comida, y que los grupos pueden compartir una gran porción de su espacio con otros grupos. Con la misma especie pero en Colombia y en un terreno montañoso, García-Toro *et al.* (2019)

examinaron la factibilidad de usar collares con geoposicionador para seguir el camino de los grupos y encontraron que, aunque es costoso, es factible colocar collares con GPS, cuya calidad de datos y la escala geográfica que abarcan son mucho mayores que al seguir a los animales directamente.

En Colombia también, Gómez-Posada *et al.* (2019) siguieron monos capuchinos (*Sapajus apella*) y encontraron que sus movimientos estaban determinados, en gran medida, por la disponibilidad alimenticia, en la mayoría de artrópodos. Finalmente, dos capítulos del libro versan sobre jaguares. Uno de esos textos se enfoca en la Selva Lacandona, de México, donde sus autores, De la Torre y Rivero (2019), aplicaron el método de autocorrelación de Kernel y determinaron, además de los ámbitos hogareños de cinco jaguares, las áreas que estos visitaron repetidamente, lo cual distingue zonas de mayor importancia en dichos ámbitos por cada individuo. En el bosque seco de Chamela Cuixmala, en el Pacífico mexicano, Núñez-Pérez y Miller (2019) determinaron patrones de movimiento de jaguares y pumas usando radiotelemetría y documentaron que ambas especies se mueven a lo largo de bosques ribereños, usando los arroyos secos; además, sus ámbitos hogareños son tan grandes que salen del área protegida y los vuelve vulnerables a los cazadores, quienes han eliminado a varios de estos felinos en esa zona.

4. Investigación de movimiento animal y carreteras: posibilidades y desafíos

Los cambios en el comportamiento animal pueden tener un efecto grande en la dinámica de la población y consecuentemente en sus funciones ecológicas, por ejemplo, los venados Wapiti (*Cervus elaphus*), en el Parque Nacional “Yellowstone”, cambiaron todo su comportamiento y modificaron el ecosistema cuando los lobos fueron introducidos (Laundré *et al.*, 2001). Por lo tanto, investigar el comportamiento en ambientes con y sin influencia humana permite identificar cuándo los animales están siendo impactados por las actividades humanas y en qué grado, así como las posibles implicaciones de dichos cambios.

Cada día existen menos lugares donde los animales se pueden mover libres de perturbación humana significativa. En el sureste mexicano, al igual que en otros bosques, las áreas protegidas que están libres de la acción humana son muy escasas. Esto nos presenta dos oportunidades o requerimientos de investigación. Primero, necesitamos obtener información sobre los patrones naturales de movimiento de las especies de interés en áreas con la menor influencia humana, ya que servirá de base para comparar cualquier cambio o modificación debido a los impactos de algún proyecto o intervención proveniente de la mano del hombre. Segundo, debemos monitorear el movimiento animal en áreas perturbadas con el mismo método y esfuerzo de muestreo para que los resultados puedan

ser comparables. Un aspecto importante a considerar en estos estudios es que el impacto de las perturbaciones humanas se pueden presentar meses o años después de que se realizó el impacto, así que los monitoreos deben ser lo más extensos posible para abarcar y documentar estos cambios a lo largo del tiempo.

En el sureste mexicano aún tenemos especies de fauna mayor que son típicas de un bosque neotropical bien conservado, como el jaguar, los pecaríes labios blancos, el tapir centroamericano, entre otros. Es fundamental que se mantenga la conectividad del bosque porque, debido a la amplitud de sus rangos hogareños, estas especies son de las que necesitan más espacio de todas las que componen la fauna silvestre regional (figura 1). Por ejemplo, los jaguares necesitan hasta 500 km² para ciertos individuos (De la Torre y Rivero, 2019); los pecaríes de labios blancos requieren de entre 100 a 200 km² por grupo (Reyna-Hurtado *et al.*, 2009; Moreira *et al.*, 2019); y un solo individuo de tapir puede moverse hasta en 24 km² (Reyna-Hurtado *et al.*, 2016). Si queremos conservar poblaciones saludables de dichas especies necesitamos asegurar que las grandes reservas del sureste mexicano, como las de la biosfera de Calakmul, Sian Ka'an y Montes Azules, entre otras, se mantengan intactas y cualquier alteración no impida el libre paso de los individuos para que no se fragmenten las poblaciones.⁴

Una estrategia que permitirá diseñar infraestructura que afecte en la menor medida a la fauna silvestre es instalar un sistema de monitoreo de movimiento de animales alrededor de las obras y, al mismo tiempo, en el área protegida más cercana, para poder comparar y detectar cambios. Este monitoreo debe ser lo más preciso posible y puede enmarcarse también en la disciplina del manejo adaptativo, en donde la información proporcionada cada año sea el insumo que permita la continuidad de las mismas acciones o para modificar lo que sea necesario con la intención de asegurar el objetivo principal: que las obras de infraestructura carretera no afecten el libre paso de individuos. De esta manera se podrán emitir medidas de mitigación que mantengan la integridad genética de las poblaciones, condición esencial para conservar las especies de fauna silvestre del sureste mexicano.

⁴ El rango hogareño de la especie es básico para determinar la distancia mínima que debe haber entre los pasos de fauna existentes en una vía de comunicación, para de esa manera mitigar el efecto de barrera (*cf.* apartado 4.3.2. Mitigación de los efectos de barrera y borde, en el Capítulo III.5 Elementos de evaluación ambiental estratégica para el proyecto Tren Maya).



Figura 1. Tamaño proporcional del ámbito hogareño de fauna mayor característica en un bosque neotropical bien conservado. -Ver detalles y literatura en el texto- (Fotografías: Rafael Reyna-Hurtado.)

5. Literatura citada

- Altrichter, M.; Carrillo, E.; Saenz, J. y Fuller, T. K.** (2001). White-lipped peccary (*Tayassu pecari*, *Artiodactyla:Tayassuidae*) diet and fruit availability in a Costa Rican rain forest. *Revista de Biología Tropical*, 49(3-4), pp. 183-1192.
- Boinski, S.; Ehmke, E.; Kauffman, L.; Schet, S. y Vredzaam, A.** (2005). Dispersal patterns among three species of squirrel monkeys (*Saimiri oerstedii*, *S. boliviensis* and *S. sciureus*): II. Within-species and local variation. *Behaviour*, 142(5), pp. 633-677.
- De la Torre, J. A. y Rivero, M.** (2019). Insights of the Movements of the Jaguar in the Tropical Forests of Southern Mexico. En: Reyna-Hurtado, R. y Chapman, C. A. (eds.), *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals* (Chapter 13). Springer Nature: Switzerland.
- Di Fiore, A.** (2003). Ranging behavior and foraging ecology of lowland woolly monkeys (*Lagothrix lagotricha poeppigii*) in Yasuní National Park, Ecuador. *American Journal of Primatology*, 59(2), pp. 47-66.
- Ellis, K. y Di Fiore, A.** (2019). Variation in Space Use and Social Cohesion Within and Between Four Groups of Woolly Monkeys (*Lagothrix lagotricha poeppigii*) in Relation to Fruit Availability and Mating Opportunities at the Tiputini Biodiversity Station, Ecuador. En: Reyna-Hurtado y Colin, A. *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals* (pp. 141-171). Springer Nature: Switzerland.
- Fragoso, J. M. V.** (1998). Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. *Biotropica*, 30(3), pp. 458-469.
- García-Toro, L.; Link, A.; Páez-Crespo, E. y Stevenson, P.** (2019). Home Range and Daily Traveled Distances of Highland Colombian Woolly Monkeys (*Lagothrix lagotricha lugens*): Comparing Spatial Data from GPS Collars and Direct Follows. En: Reyna-Hurtado y Colin, A. *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals* (pp. 173-193). Springer Nature: Switzerland.
- Gaynor, K. M.; Hojnowski, C. E.; Carter, N. H. y Brashares, J. S.** (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360(6394), pp. 1232-1235.
- Gómez-Posada, C.; Rey-Goyeneche, J. y Tenorio, E.** (2019). Ranging Responses to Fruit and Arthropod Availability by a Tufted Capuchin Group (*Sapajus apella*) in the Colombian Amazon. En: Reyna-Hurtado y Colin, A. *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals* (pp. 195-215). Springer Nature: Switzerland.
- Jordan, C.; Hoover, B.; Dans, A.; Schank, C. y Miller, J.** (2019). The Impact of Hurricane Otto on Baird's Tapir Movement in Nicaragua's Indio Maíz Biological Reserve. En: Reyna-Hurtado y Colin, A. *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals* (pp. 5-19). Springer Nature: Switzerland.
- Jorge, M. L. S. P.; Keuroghlian, A.; Bradham, J.; Oshima, J. E. F. y Ribeiro, M. C.** (2019). White-lipped peccary movement and range in agricultural lands of central Brazil. En: Reyna-Hurtado, R. y Chapman, C. A. *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals*. Springer Nature: Switzerland.
- Kernohan, B. J.; Gitzen, R. A. y Millspaugh, J. J.** (2001). Analysis of animal space use and movements. En: Millspaugh, J. J. y Marzluff, J. M. (eds.). *Radio Tracking and Animal Populations* (pp. 125-166). Academic Press: San Diego California.
- Keuroghlian, A.; Eaton, D. P. y Longland, W. S.** (2004). Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation*, 120(3), pp. 411-425.
- Laundré, J. W.; Hernández, L. y Altendorf, K. B.** (2001). Wolves, elk, and bison: reestablishing the "landscape of fear" in Yellowstone National Park, USA. *Canadian Journal of Zoology*, 79(8), pp. 1401-1409.
- Mech, L. D.** (1983). *Handbook of animal radio-tracking*. University of Minnesota Press: Minnesota.

- Medici, E. P. y Desbiez, A. L. J.** (2012). Population viability analysis: using a modeling tool to assess the viability of tapir populations in fragmented landscapes. *Integrative Zoology*, 7(4), pp. 356-372.
- Meyer, N.; Moreno, R.; Martínez-Morales, M. A. y Reyna-Hurtado, R.** (2019). Spatial ecology of a large and endangered tropical mammal, the white-lipped peccary in Darién Panama. En: Reyna-Hurtado, R. y Chapman, C. A. (2019). *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals*. Springer Nature: Switzerland.
- Moreira-Ramírez, J. F.; Reyna-Hurtado, R.; Hidalgo-Mihart, E.; Naranjo, J.; Ribeiro, M. C.; García-Anleu, R.; McNab, R.; Radachowsky, J.; Mérida, M.; Briceno- Méndez, M. y Ponce-Santizo, G.** (2019). White-lipped peccary home range in the Maya Forest of Guatemala and Mexico. En: Reyna-Hurtado, R. y Chapman, C. A. *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals*. Springer Nature: Switzerland.
- Nathan R.** (2008). An emerging movement ecology paradigm. *PNAS*, National Academy of Sciences, U. S. A. 105(49), pp. 19050-19051.
- Nathan, R.; Getz, W. M.; Revilla, E.; Holyoak, M.; Kadmon, R.; Saltz, D. y Smouse, P. E.** (2008). A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *PNAS*, National Academy of Sciences, USA. 105(49), pp. 19052-19059.
- Nuñez-Perez R., Miller B.** (2019). Movements and Home Range of Jaguars (*Panthera onca*) and Mountain Lions (*Puma concolor*) in a Tropical Dry Forest of Western Mexico. In: Reyna-Hurtado R., Chapman C. (eds) *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-03463-4_14.
- O'Connell, A. F.; Nichols, J. D. y Karanth, K. U.** (eds.). (2010). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer: Maryland.
- Ramos-Fernández, G.; Aguilar, S. E. S.; Schaffner, C. M.; Vick, L. G. y Aureli, F.** (2019). Site fidelity in space use by spider monkeys (*Ateles geoffroyi*) in the Yucatan Peninsula. En: Reyna-Hurtado, R., y Chapman, C. A. (eds.). *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals*. Springer Nature: Switzerland.
- Reyna-Hurtado, R.; Rojas-Flores, E. y Tanner, G. W.** (2009). Home range and habitat preferences of white-lipped peccary groups (*Tayassu pecari*) in a seasonal tropical forest of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Mammalogy*, 90(5), pp.1199-1209.
- Reyna-Hurtado, R.; Jori, F.; Querouil, S. y Leus, K.** (2016). *Potamochoerus porcus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e. T41771A44141118
- Reyna-Hurtado, R.; Radachowsky, J.; Mcloughlin, L.; Thornton, D.; Moreira-Ramírez, J. F.; García-Anleu, R.; Ponce-Santizo, G.; McNab, R.; Díaz-Santos, F.; Elvir, F.; Portillo-Reyes, H. O.; Moreno, R.; Meyer, N.; Artavia, A.; Amit, R.; Hofman, M. P. G.; Harmsen, B. J.; Castañeda, F.; Sánchez-Pinzón, K. [...] Thomson, I. y Polisar, J.** (2017). White-lipped Peccary in Mesoamerica: Status, Threats and Conservation Actions. *Short Report of: 1st Symposium on White-lipped Peccary in Mesoamerica*. 25 de agosto de 2016, Belice, Suiform Soundings 15(2), pp. 31-35.
- Reyna-Hurtado, R.; Sanvicente-López, M.; Pérez-Flores, J.; Carrillo-Reyna, N. y Calmé, S.** (2016). Insights into the multiannual home range of a Baird's tapir (*Tapirella bairdii*) in the Maya Forest. *Therya*, 7(2), pp. 271-276.
- Reyna-Hurtado, R., y Chapman, C. A.** (2019). *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals*. Springer Nature, Switzerland. ISBN 978-3-030-03463-4
- Richard-Hasen, C.; Berzins, R.; Petit, M.; Rux, O.; Goguillon, B. y Clément, L.** (2019). Movements of White-Lipped Peccary in French Guiana. En: Reyna-Hurtado y Colin, A. *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals* (pp. 57-75). Springer Nature: Switzerland.

- Serio-Silva, J.; Ramírez-Julián, R.; Eppley, T. y Chapman, C.** (2019). Terrestrial Locomotion and Other Adaptive Behaviors in Howler Monkeys (*Alouatta pigra*) Living in Forest Fragments. En: Reyna-Hurtado y Colin, A. *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals* (pp. 125-140). Springer Nature: Switzerland.
- Tucker, M. A.; Böhning-Gaese, K.; Fagan, W. F.; Fryxell, J. M.; Van Moorter, B.; Alberts, S. C. [...] y Bartlam-Brooks, H.** (2018). Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science*, 359(6374), pp. 466-469.

Técnicas de monitoreo de vertebrados terrestres aplicadas a proyectos de infraestructura vial

Alexis Herminio Plasencia-Vázquez | Centro de Investigaciones Históricas y Sociales,
Universidad Autónoma de Campeche

José D. Cú-Vizcarra | El Colegio de la Frontera Sur

Resumen

El presente capítulo describe un grupo de técnicas de monitoreo para especies de vertebrados que pueden ser aplicadas en proyectos de infraestructura vial. Se detallan los métodos directos de captura, tales como trampas y redes, así como las estrategias de observación a través de puntos de conteo, transectos y búsqueda intensiva. De igual forma se explican los métodos indirectos, como el fototrampeo, la detección acústica, las estaciones olfativas y la búsqueda de huellas. De manera particular se describen las metodologías para la medición de tasas de atropellamiento. El capítulo toma en cuenta que cada tipo de vía de comunicación terrestre tiene sus particularidades, por lo que en algunos casos se hacen necesarios programas específicos de monitoreo.

Palabras clave: atropellamiento de fauna, carreteras, líneas férreas, métodos directos, métodos indirectos, vías de comunicación terrestre.

A. H. Plasencia-Vázquez

email: alexpla79@gmail.com, ahplasen@uacam.mx

Centro de Investigaciones Históricas y Sociales, Universidad Autónoma de Campeche

Avenida Agustín Melgar s/n, entre calle 20 y Juan de la Barrera, colonia Buenavista, San Francisco de Campeche, Campeche, México, C. P. 24039

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

This chapter describes the technical and methodological options for measuring and evaluating the mitigation of such effects. We detailed direct capture methods, such as traps and networks, and observation strategies performed through points counts, transects, and intensive search. In the same way, indirect methods are explained, such as phototrapping, acoustic detection, olfactory stations, and search for traces. In particular, we described the methodologies for roadkill rates. The chapter considers that each type of communication path has its particularities, so specific monitoring programs are necessary in some cases.

Key words: direct methods, indirect methods, railways, roads, run over fauna, terrestrial communication routes.

1. Introducción

Las vías de comunicación terrestres (*v. g.* carreteras, vías férreas, caminos) provocan efectos negativos sobre los diferentes organismos que están asociados a las áreas donde se construyen. Entre los efectos directos e indirectos más importantes se pueden mencionar: la muerte por atropellamientos, la pérdida de la conectividad y fragmentación del hábitat, la introducción y dispersión de especies exóticas, la disminución de las poblaciones de especies nativas, la alteración del ciclo hidrológico, cambios microclimáticos, el incremento de la contaminación del aire, de las aguas superficiales y subterráneas, del suelo y, por último, se incrementa el nivel de ruido (Puc *et al.*, 2013).¹ Además, se facilita el acceso a algunas áreas que inicialmente se encontraban aisladas, lo cual puede provocar que a corto, mediano o largo plazo se intensifiquen los usos del suelo en ellas y la depredación de especies, lo cual traería como consecuencia la destrucción de los hábitats naturales y, a la par, una disminución de la biodiversidad.²

El atropellamiento en las vías de comunicación terrestres es la forma más directa de comprobar los efectos negativos de estas sobre la fauna (figura 1), que a la par se refleja como una afectación a las poblaciones de las especies involucradas. Para el caso de las vías férreas, algunos impactos difieren de los de otras vías de comunicación, ya que las muertes por electrocución, animales atrapados en los raíles y los choques con los cables, suelen ser muy comunes (Dorsey *et al.*, 2015). Las especies más afectadas son aquellas que se encuentran en alguna categoría de amenaza y, en menor medida, las que son comunes y

¹ *Vid.* Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre *vs.* fauna: la experiencia global.

² *Vid.* Capítulo II. 1 Escenarios de pérdida de cobertura arbórea en la cuenca baja del Usumacinta, en Tabasco: impactos demográficos y de las vías de comunicación en la región.

abundantes. En el caso particular de las carreteras, el tráfico de vehículos no sólo afecta a la fauna por el atropellamiento, sino que genera cambios en sus actividades reproductivas, que pueden provocar una disminución de las poblaciones y causar extinciones locales en la región afectada (Arroyave *et al.*, 2006). El grado de perjuicio dependerá del tamaño de la población y de la capacidad reproductiva de cada especie (Taylor y Goldingay, 2004).

Se ha comprobado que las densidades poblacionales del 60 % de las especies de bosques y pastizales que viven cerca de los bordes de carreteras son inferiores a las densidades localizadas lejos de ellas (Reijnen *et al.*, 1996). Ortega y Capen (1999) reportaron que la población de chipe suelero (*Seiurus aurocapilla*), especie de ave sensible a la fragmentación, era menor en las áreas de bosques cercanas a las carreteras en Vermont, Estados Unidos, lo cual está asociado al efecto de borde. Los efectos causados por el ruido, la contaminación ambiental y visual, debidos al tráfico vehicular, generan pérdidas de iguales o peores magnitudes que el atropellamiento mismo en las vías (Forman y Alexander, 1998).

En las áreas donde se desarrollan proyectos de infraestructura vial es necesario realizar monitoreos de la fauna silvestre, como una herramienta que permita determinar el impacto de estas actividades humanas.³ Aunque lo ideal sería que, antes de implementar cualquier infraestructura lineal, se evaluaran sus posibles impactos en áreas adyacentes (*v. g.* eliminación de vegetación, movimiento del suelo, ruido, contaminación lumínica, etc.), así como se debe registrar la riqueza y abundancia de especies, para establecer una línea base que ayude a identificar posibles problemas de conservación (Carvalho *et al.*, 2017).

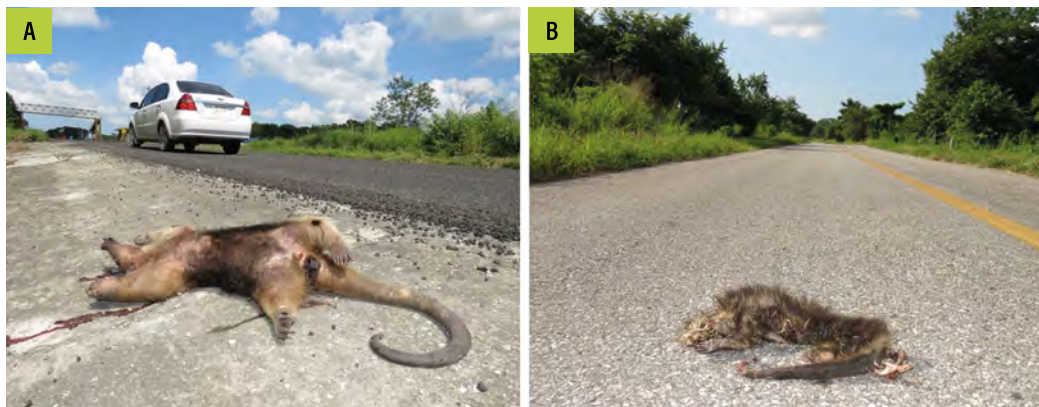


Figura 1. A) oso hormiguero (*Tamandua mexicana*), atropellado en la carretera Champotón-Escárcega, Campeche; B) puercoespín (*Coendou mexicanus*) atropellado en la carretera Jonuta-Palizada, Campeche. (Fotografías: Dr. Alfredo García González.)

³ *Vid.* Capítulo III. 3 Monitoreo preobra como información base para la mitigación de los impactos ambientales sobre la fauna silvestre en áreas naturales protegidas: el caso del libramiento Atasta, en Campeche, México.

Para monitorear la presencia espacio-temporal de las diferentes especies, así como su comportamiento en el área, existen diferentes métodos y técnicas que pueden ser aplicados. Se debe tener en cuenta que cada tipo de vía de comunicación terrestre tiene sus particularidades, por lo que en algunos casos se hacen necesarios programas específicos de monitoreo (Carvalho *et al.*, 2017).

Para cualquier estudio que se pretenda realizar, lo primero que debemos conocer es el tipo de especies que están presentes en el área seleccionada. Una vez que se tenga el inventario de especies, es necesario saber dónde se distribuyen, cómo usan los recursos presentes en el área y qué factores son los que las afectan. Para conocer cómo los diferentes factores ambientales regulan las poblaciones se necesita contar con datos sobre la distribución de edades, proporción de machos y hembras, éxito reproductivo, sobrevivencia, peso promedio, movimientos migratorios. También es de vital importancia determinar los parámetros primarios de la población (fecundidad, mortalidad y reclutamiento), ya que son determinantes para detectar los problemas antes de que las poblaciones experimenten un decremento (Collen *et al.*, 2011).

A continuación se describe una serie de estrategias adecuadas para diferentes grupos de vertebrados (anfibios, reptiles, aves y mamíferos). Estos parten, en su mayoría, de métodos preexistentes (O'Farrell *et al.*, 1999; Ralph *et al.*, 1996; Willson y Gibbons, 2010), reorientados a los estudios en vías de comunicación terrestres. Los más específicos son aquellos que se desarrollan sobre las vías de comunicación y sus bordes, que se enfocan principalmente en contabilizar el número de atropellamientos o de animales heridos y que se describirán de forma general para todos los grupos de vertebrados. De igual forma, se incluyen otros métodos tanto directos como indirectos que se orientan más hacia determinar los efectos que pueden tener, a mediano o largo plazo, las vías de comunicación terrestres sobre las poblaciones de las diferentes especies de vertebrados o sobre sus hábitats y que se desarrollan mayormente en las áreas aledañas.

2. Aspectos generales

El impacto negativo de las carreteras y de cualquier proyecto u obra de ingeniería civil es inevitable, particularmente para las obras relacionadas con vías de comunicación (Trombulak y Frissell, 2000). Sin embargo, en una obra dirigida por expertos ambientales se pueden aplicar medidas exitosas de mitigación y compensación, siempre y cuando exista un detallado análisis del impacto. Los inventarios faunísticos y los estudios ecológicos son parte importante en este proceso. Este éxito se logrará si prevalece una adecuada comunicación entre el personal encargado del proyecto ambiental. Estos proyectos deben estar liderados por biólogos o profesionales de carreras ambientales, con un buen entrenamiento y conocimiento teórico-práctico, e ingenieros encargados de la obra civil,

de manera que se cuente con un bosquejo de las diferentes fases de construcción y se pueda organizar de forma adecuada el monitoreo biológico. Por lo regular, los proyectos de obra civil tienen destinadas áreas con un uso específico, por ejemplo, ubican geográficamente cuál será el espacio que se ocupará como banco de materiales, cuál será el depósito de material sobrante, el área de oficinas (para algunos proyectos), las zonas de desechos o residuos peligrosos, por mencionar algunos. En cada una de estas superficies el impacto directo hacia el ambiente es diferente y, una vez terminado el proyecto, muchas de ellas pueden llegar a recuperarse de manera paulatina. De este modo, el monitoreo biológico se podrá zonificar para determinar el riesgo ambiental dependiendo del uso del suelo en cada una de las áreas involucradas.

El desarrollo de infraestructura, asociado a actividades humanas, debe estar siempre respaldado por la aplicación de metodologías adecuadas y replicables, que permitan lograr el equilibrio entre desarrollo y conservación de los recursos naturales. La densidad de caminos y carreteras es un indicador del crecimiento poblacional humano, su extensión por toda la superficie no solo modifica el paisaje, sino que, además, altera todo un ecosistema, provocando daños severos (Dorsey *et al.*, 2015; Medinas *et al.*, 2013). Los efectos ambientales del desarrollo vial se dan a cualquier escala, sea espacial o temporal, y en la medida en que los daños puedan ser predichos se logrará minimizarlos o evitarlos, más aún cuando se trata de vías que atraviesan áreas naturales protegidas o fragmentos de vegetación que mantienen la conectividad entre los ecosistemas. Con base en lo anterior, es necesario desarrollar estudios adecuados previos a la construcción de caminos y carreteras, así como también un monitoreo durante sus diferentes fases de construcción y, posteriormente, realizar un seguimiento una vez que la vía entre en funcionamiento. Además, es importante mencionar que cada proyecto que implique la manipulación o colecta de material biológico se apegará a las normas ejecutables en la zona o región donde se encuentra. Dependiendo de la fase del proyecto, este requerirá una serie de documentos oficiales para no incurrir en faltas administrativas o, en su caso, delitos federales. Por ello, es importante considerar las leyes y normas en materia ambiental que apoyan y regulan las actividades tanto de investigación como de uso y manejo de fauna.

El monitoreo de la fauna silvestre es fundamental para medir los efectos negativos de los proyectos de infraestructura vial y poder evitarlos, minimizarlos o contrarrestarlos. Sin embargo, se debe ser muy cuidadoso al elegir la escala de estudio y los métodos adecuados, ya que estos van a depender de las características de los diferentes tipos de esquemas viales y la etapa en la cual se encuentren (Lechner *et al.*, 2012; Mendes *et al.*, 2017). En algunos casos, los proyectos nuevos incluyen la construcción de vías de comunicación terrestre en ciertos tramos en los que aún se conserva la vegetación nativa o cualquier otro ecosistema conservado, así como dentro de áreas naturales protegidas. Otros cubren en su mayoría

zonas antropizadas, con vegetación secundaria o diferentes tipos de uso de suelo. En otros proyectos la finalidad es ampliar el número de carriles existentes, lo cual implicará que el área que estos ocupan, así como el tráfico, se incrementen. Los casos más complejos son aquellos que incluyen, de forma paralela, la construcción de vías de comunicación de diferentes tipos (v. g. líneas ferroviarias y carreteras).⁴ En la medida de lo posible, se debe evitar la planeación y construcción de proyectos viales en aquellas áreas propensas a ser más afectadas, ya sea porque se fragmenten o derriben grandes extensiones de vegetación, o porque constituyen el hábitat de especies que están dentro de alguna categoría de amenaza. Además, se debe evitar alterar ecosistemas claves para el desarrollo de comunidades de diferentes especies, como el caso de humedales o cuerpos de agua.

Las técnicas de monitoreo de fauna a emplear en planes de construcción de nuevas vías de comunicación terrestre se enfocarán más en conocer qué especies existen en el área que se afectará y qué posibles consecuencias traerá la perturbación de su hábitat sobre sus poblaciones a corto, mediano y largo plazo. Son estudios centrados en la prevención y deben realizarse durante la fase de planeación del proyecto, para poder contar con los elementos necesarios para detener, modificar o llevar a cabo las obras. Estos estudios proporcionan la información necesaria para tomar decisiones orientadas a esquemas amigables con el ambiente (v. g. localización de los puntos en donde se establecerán los pasos de fauna, y el trazado de las vías por los sitios que menos afecten a la fauna).

Una vez construidas las vías de comunicación, los estudios deben enfocarse más en analizar el impacto que están teniendo sobre la fauna, el cual se mide principalmente a través del número de atropellamientos. De igual manera, se tiene que continuar con los estudios sobre el estado de las poblaciones de las diferentes especies en los alrededores de las vías, para comprobar si han sufrido alguna afectación. Una vez que se tenga esta información, se obtendrán los elementos necesarios para determinar si la obra está funcionando con el mínimo de afectaciones a la fauna o si es necesario tomar nuevas medidas.

En el caso de las vías en las cuales se amplía el número de carriles, se tomará en cuenta que se afectará un área más extensa del hábitat y que las especies de fauna han tenido un tiempo de adaptación, por lo que la nueva construcción constituye un retroceso en este sentido. También es esencial considerar que las afectaciones que provocan las vías se potenciarán por el incremento en el flujo, el ruido, la contaminación lumínica, entre otros, lo cual provocará que muchas especies sean más vulnerables.⁵ En estos casos, los estudios deben enfocarse nuevamente en la prevención, para garantizar una planeación

⁴ Vid. Capítulos III. 5 Elementos de evaluación ambiental estratégica para el proyecto Tren Maya y III. 6 Impacto de la vía férrea y del crecimiento turístico asociado al Tren Maya: medidas de mitigación y cambios al diseño para las reservas de Calakmul y Balam-kú.

⁵ Vid. Capítulos I. 1 y I. 2, en este libro.

adecuada de la construcción. Ya ampliadas las vías, se debe comprobar, primero, si hay una variación en las afectaciones a la fauna, tomando como base los estudios anteriores, y, segundo, si las medidas que se tomaron fueron las adecuadas. En caso de que no hubiesen sido suficientes las medidas, se establecerán nuevas estrategias, hasta que se garantice que las obras sean lo más amigables posible con el ambiente, lo cual se pudiese lograr construyendo pasos de fauna a estos niveles o cercas de contención de fauna.⁶

Cuando se construyen obras viales paralelas (*v. g.* carreteras y vías férreas), normalmente se parte del supuesto de que el impacto será menor, ya que hay un espacio construido y se requiere eliminar menor cantidad de vegetación o afectar un menor espacio del hábitat. Sin embargo, sucede algo parecido a cuando se amplía el número de carriles en las vías, ya que muchas de las variables que provocan un impacto negativo actúan de forma sinérgica y acumulativa. No hay que olvidar que entre una vía y otra normalmente se deja un espacio, el cual puede resultar mortal, porque en ocasiones provoca que muchas especies de fauna queden atrapadas sin tener opciones de movimiento. En estos casos, se tendrá en cuenta que tanto las técnicas de muestreo a emplear como las medidas preventivas son diferentes para las carreteras y las vías férreas (Carvalho *et al.*, 2017; Iuell *et al.*, 2003).

Las especies de fauna silvestre afectadas por estos proyectos viales también serán diferentes, en función de sus características, su conducta, el área donde se localicen o la magnitud de la obra. Aquellas con alta vagilidad tendrán mayor éxito al cruzar las vías, sin embargo, las más pequeñas y de movimientos lentos serán más propensas a morir atropelladas. Las especies grandes pueden sobrevivir en ocasiones ante un impacto, pero son las que provocan más accidentes con alta probabilidad de muertes humanas, lo cual se ha documentado principalmente en países como Estados Unidos y Canadá (Bissonette *et al.*, 2008; Huijser *et al.*, 2009; Huijser *et al.*, 2012; Conover, 2019). Las más sensibles a la presencia humana se verán más afectadas en las áreas aledañas a los proyectos viales, así como aquellas propensas a ser parte del tráfico ilegal de vida silvestre. Las poblaciones de individuos que realizan movimientos migratorios o estacionales en grupos grandes se ven más afectados que los que se mueven de forma solitaria. Los animales nocturnos resultan perturbados por la contaminación lumínica (Coelho *et al.*, 2012).

Atendiendo a estas particularidades, tanto de los proyectos viales como de las especies de fauna, en primer lugar se deben seguir los pasos necesarios para el desarrollo de una investigación científica (identificar el problema a resolver, formular las preguntas, objetivos e hipótesis pertinentes). Con base en ello, se hará una búsqueda minuciosa de toda la literatura existente sobre estudios previos en el área de estudio y sobre la temática a investigar. Ya teniendo más elementos acerca del estado del arte del tema en

⁶ *Cfr.* Capítulo III. I Medidas de mitigación para la fauna silvestre aplicables a la construcción de carreteras en áreas naturales protegidas.

cuestión, lo recomendable es que se seleccionen los métodos más adecuados para poder resolver la problemática identificada, así como los objetivos trazados.

Los métodos y técnicas para el monitoreo de fauna aplican de manera diferente entre y dentro de cada grupo zoológico. En las fases de un proyecto vial, las principales diferencias recaen en la fase previa y durante la construcción, mientras que, en la fase de funcionamiento, el método de búsqueda de cadáveres puede replicarse a los diferentes grupos con una adecuada adaptación de la escala espacial y temporal. De manera general, es importante conocer la biología de la especie o especies focales, tener un antecedente claro de los efectos potenciales de una perturbación para determinar la orientación del estudio. Es decir, si se quiere conocer el impacto en la migración de las especies, se considerará un estudio a largo plazo que ayude a describir las principales zonas de paso de los organismos. Por otro lado, si se requiere ver el impacto en la actividad diaria o el comportamiento de las especies ante el ruido, se puede optar por un estudio a corto o mediano plazo. De este modo, las técnicas y métodos para el análisis de la fauna dependerán del objetivo del estudio. En este sentido, consideramos pertinente hacer una separación de tales técnicas y métodos para una correcta interpretación. Todos los métodos, a excepción de la búsqueda de cadáveres, pueden emplearse en el total de las fases del proyecto de obra civil (previo a la construcción, durante la construcción, a lo largo del funcionamiento y en el mantenimiento), para poder determinar los cambios en cada una de estas etapas.

3. Atropellamientos y búsqueda de cadáveres

El índice de atropellamiento y su frecuencia están relacionados con diversos factores tales como el flujo vehicular, la velocidad, el ancho de la vía, el comportamiento de las especies y la cobertura vegetal (Arroyave *et al.*, 2006). También es importante señalar que las carreteras atraen a muchos animales, ya que estas les ofrecen recursos de diferentes tipos que pueden convertirse en una trampa mortal. Los reptiles, en general, se acercan a las carreteras para aprovechar el calor del pavimento, tanto en el día como en la noche (Cupul, 2002). También están en peligro los animales carroñeros (*v. g.* zopilotes, cuervos, coyotes, mapaches), que se acercan a las carreteras para comerse a los animales que se encuentran muertos sobre ellas, los herbívoros que se alimentan de la vegetación que crece en sus alrededores y los que se acercan atraídos por la basura y los residuos de comida que se lanzan sobre la carretera, como los tlacuaches (figura 2). De igual manera, se ven afectadas todas aquellas especies que intentan cruzar las vías cuando se mueven entre diferentes fragmentos o hábitats. No es infrecuente encontrar mamíferos con requerimientos de movilidad mayores en hembras que en machos, sobre todo en temporadas vulnerables de su reproducción como la preñez y la lactancia (figura 2).



Figura 2. A) un ejemplar macho de tlacuache atropellado (*Didelphis marsupialis*), encontrado en una carretera del estado de Tabasco; B) una hembra coatí adulta preñada (*Nasua narica*), atropellada en un tramo carretero en el estado de Quintana Roo. (Fotografías: José D. Cú-Vizcarra.)

La mayoría de los estudios que se realizan para determinar el impacto de los atropellamientos sobre las poblaciones de vertebrados utiliza metodologías muy semejantes, ejemplo de ello son las investigaciones de Polaco y Guzmán (1992) y Seijas *et al.* (2013).⁷ Se recomienda la realización de revisiones a lo largo de las carreteras, con una extensión que será acorde a los objetivos de trabajo y la disponibilidad de tiempo y recursos. Los recorridos pueden hacerse caminando, en bicicleta o en algún otro medio de transporte que posibilite una buena visibilidad de todo lo que se encuentre sobre la carpeta asfáltica. Se propone caracterizar los transectos de carretera en que se trabaje, sin olvidar variables como la altitud de inicio y final, la cobertura arbórea, el grado de humanización y la vegetación dominante (Espinosa *et al.*, 2012). Además, se medirá el flujo vehicular, la velocidad y la anchura de la vía. También se realizará el estudio en diferentes épocas del año, para poder estimar si hay diferencias entre temporadas.

Es ideal iniciar el trabajo al amanecer, cuando haya suficiente luz para poder detectar a todos los animales atropellados. Se recomienda concluir aproximadamente a las 09:00 h, para reducir los sesgos asociados al consumo de los cadáveres por parte de las especies carroñeras (Antworth *et al.*, 2005). Se tendrá que trabajar en el horario de la tarde (Grosselet *et al.*, 2008), lo cual permite contabilizar mejor a las especies diurnas, y no habrá de ignorarse que es mayor el sesgo por la actividad de los carroñeros, los cuales pueden aparecer también como víctimas en este horario.

En el primer día de trabajo se diferenciarán los cadáveres acumulados de días anteriores de los recientes. Se marcará la posición que ocupa el cadáver sobre la carretera para así evitar

⁷ Vid. Capítulos II. 5-10, en este libro.

doble conteo (Grosselet *et al.*, 2008) o trasladarlo hacia algún sitio donde se asegure que no aparecerá nuevamente sobre la carpeta asfáltica al ser removido por los carroñeros. En cada ejemplar encontrado será identificada incluso la especie. Cuando esto no sea posible, se le asignará la condición de no identificado y se le fijará la categoría taxonómica más baja posible. También se tendrán en cuenta las siguientes variables: día ordinal de la semana, el número de vehículos en el transcurso de cinco minutos, hora de inicio y finalización, condiciones climáticas (soleado, nublado, lluvioso, con niebla), el estado de la carpeta asfáltica (húmeda, seca), el sexo, la edad y estado del individuo (fresco, reciente, seco) (Espinosa *et al.*, 2012). Asimismo, se registrará la posición en la que se encontró el ejemplar sobre la carretera y las coordenadas geográficas.

Además de monitorear el número de individuos atropellados, se pueden hacer determinadas pruebas para comprobar por qué algunas especies son más vulnerables en determinadas áreas. La aplicación de herbicidas, principalmente en las áreas de cultivos aledañas a las carreteras, tiene un elevado impacto en la mortalidad de varias especies. Esto se debe a que los productos químicos dañan el sistema nervioso de los animales, ya que ocasionan la disminución de su respuesta ante los estímulos y son presa fácil de los vehículos que circulan, porque sus reflejos se ven afectados a causa de la disminución de enzimas que inducen algunos neurotransmisores indispensables para la respuesta de sobrevivencia (Álvarez-Ramírez *et al.*, 2010). Para determinar la presencia de estos herbicidas en los animales atropellados se deben coleccionar los cadáveres, realizarles la necropsia y tomar muestras de sangre que posteriormente se someten a análisis de laboratorio. De esta manera, también se reconocerá la presencia de otros compuestos químicos que pudieran estar afectando a las especies silvestres y que las hacen más vulnerables ante la presión por las actividades humanas.

En el caso de las vías férreas, es factible aplicar las técnicas que se describen para las carreteras, aunque en algunos casos con ciertas modificaciones, y se pueden utilizar otras para cubrir algunas especificidades inherentes a esta vía de comunicación. Se tendrá en cuenta que el conteo de animales muertos a lo largo de las líneas ferroviarias es más complejo, ya que a menudo cruzan áreas remotas y de difícil acceso (Dorsey *et al.*, 2015), lo cual implica también un incremento en los costos de dichos estudios. En muchos casos, los recuentos de fauna atropellada son documentados por el personal de la agencia de transporte ferroviario, que ofrece datos de observaciones fortuitas sin fijar una periodicidad y que generalmente carecen de experiencia en vida silvestre; lo que conlleva a identificaciones inexactas y subestimación de la mortalidad (Wells *et al.*, 1999; Huijser *et al.*, 2012; Kušta *et al.*, 2014).

Para contrarrestar esta situación y obtener datos menos sesgados y más precisos sobre los sitios donde hay mayor incidencia de casos de muerte de fauna, se recomienda utilizar informes, de conductores de trenes, obtenidos sistemáticamente, con información tanto de

la especie como de la ubicación del accidente (Kušta *et al.*, 2011, 2015; Dorsey *et al.*, 2017). Los datos de mortalidad también pueden ser obtenidos a través de trabajadores forestales, naturalistas o cazadores que laboren en las áreas aledañas a las vías ferroviarias (Singh *et al.*, 2001). En estos casos sería prudente establecer un contacto previo con este personal y, si están dispuestos a colaborar, implementar algún tipo de protocolo y entrenamiento para que comiencen a recabar información de forma sistemática y precisa, que permita la obtención de datos con un menor sesgo. Es posible establecer dinámicas que permitan realizar los monitoreos en campo por parte de investigadores y técnicos a la par de las labores de los trabajadores forestales y demás personal de interés, y de esa manera que puedan fungir como guías en las áreas remotas o de difícil acceso.

Otras fuentes para obtener información sobre el comportamiento de la fauna silvestre ante la presencia de los trenes son las redes sociales o los sitios web como YouTube (Rea *et al.*, 2010), ya que tanto los empleados ferroviarios como el público en general comparten videos referentes al tema. También se han utilizado dispositivos de videovigilancia conectados a los trenes o cámaras ubicadas en tramos ferroviarios específicos, para de esta manera registrar, de forma continua y precisa, el comportamiento de la fauna ante la presencia de los trenes (Babińska-Werka *et al.*, 2015). Sin embargo, hay que tener en cuenta que estos estudios, en los cuales se usan cámaras, se necesita una inversión grande de dinero, además de que solo es viable para la detección de determinadas especies de vertebrados.

Otro aspecto que debe valorarse en los estudios en vías férreas es que las muertes no son solamente por atropellamiento, sino que muchas especies de aves y murciélagos pueden morir a causa de los choques o electrocución cuando hay cables eléctricos. Hay casos en los que algunos vertebrados se quedan atrapados en los raíles y pueden resultar heridos o morir. Dadas estas características, se hace necesario planificar de una manera adecuada el esfuerzo de muestreo requerido en cada situación para poder detectar patrones de causalidades (Santos *et al.*, 2011; Costa *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2015). Al igual que en las carreteras, los recorridos se deben realizar al amanecer y se deben revisar ambos lados de las vías, procurando cubrir una franja o transecto hasta donde la visibilidad lo permita.

En el caso de los ferrocarriles electrificados, debido a las colisiones con las líneas eléctricas aéreas o por fallas del aislamiento en los pilones y cables (De la Peña y Llama, 1997; Kušta *et al.*, 2011), los animales muertos por electrocución pueden proyectarse más lejos que aquellos que sufren colisiones con los trenes, disminuyendo así su detectabilidad (Carvalho *et al.*, 2017). Debido a ello, se recomienda que las estimaciones de mortalidad de fauna cuando hay componentes eléctricos se realicen diariamente (Carvalho *et al.*, 2017) y, en la medida de lo posible, con el apoyo de perros de búsqueda (Carvalho *et al.*, 2017), ya que estos han demostrado ser más eficientes que los humanos en la detección de cadáveres (Mathews *et al.*, 2013).

Para los estudios en cualquier tipo de vía de comunicación terrestre, también son de esencial importancia las particularidades de cada especie o grupos, ya que en ocasiones es necesario hacer revisiones diarias, debido a que el tiempo de descomposición de sus cadáveres es más corto o pueden ser removidos con mayor facilidad por los carroñeros (v. g. aves, murciélagos) (Santos *et al.*, 2011; Costa *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2015). Otro factor de importancia, y que igual aplica a todas las vías de comunicación terrestre, es que existe un período de adaptabilidad por parte de la fauna ante la presencia de estas (Iuell *et al.*, 2003). Por ello, se sugiere esperar un período de tres años a partir del comienzo de las obras, para poder obtener una evaluación adecuada de la mortalidad de la fauna, ya que en ese tiempo los animales se deben haber adaptado a las nuevas condiciones (Iuell *et al.*, 2003).

4. Anfibios

El grupo de los anfibios es amplio y funcionalmente diverso, incluye ranas y sapos (orden: Anura), salamandras (orden: Caudata) y cecilias (orden: Gymnophiona). Estas especies habitan en diferentes estratos verticales desde el subsuelo (hábitos fosoriales) hasta la copa de los árboles (hábitos arborícolas), por lo que regularmente se utiliza una combinación de diferentes métodos para su estudio. Los métodos más viables en áreas ocupadas por vías de comunicación terrestres pueden ser directos, como la búsqueda intensiva y la captura en trampas de caída, o indirectos, como el monitoreo acústico.

Los anfibios, junto con los reptiles, son de los grupos más ignorados en términos de ecología de caminos. Una razón de esta limitante es su baja detectabilidad debida a su tamaño corporal relativamente pequeño, lo cual los hace más delicados a los cambios drásticos previos a la construcción y al impacto por atropellamiento. Los elementos del paisaje que hacen más susceptibles a los anfibios de ser atropellados son las zonas agrícolas, los pastizales y los humedales (Bueno *et al.*, 2015; Sillero *et al.*, 2019). Su comportamiento ante una potencial amenaza, como es el caso de un vehículo acercándose, consiste en detenerse y permanecer inmóviles (Bouchard *et al.*, 2009), lo cual los hace más propensos a ser atropellados. Adicionalmente, debido a su poca vagilidad, los impactos de una vía en funcionamiento son principalmente indirectos, disminuyendo o impidiendo el flujo genético y creando poblaciones disyuntas o afectando la comunicación acústica. La mayor amenaza se presenta durante las primeras fases del desarrollo de una obra vial, pues es cuando pierden hábitat y refugio, aunque algunas especies son más tolerantes que otras.

Los anfibios responden de manera inmediata a la perturbación antrópica, por ejemplo, muchas especies fosoriales (hábitos subterráneos) son afectadas debido a la remoción del suelo para la preparación del terreno, por lo que son de las primeras especies en

desaparecer ante tales circunstancias. Además, debido a que se encuentran bajo tierra, son las especies con mayores dificultades de muestreo, pues tienen poca detectabilidad y los métodos convencionales empleados son excluyentes. Por lo tanto, es importante conocer la biología de las especies para saber sus probabilidades de detección y elaborar una lista de grupos potenciales, para de esta manera poder elegir uno o varios métodos e incrementar las posibilidades de detección.

La principal característica del grupo es que presentan dos fases esenciales de desarrollo ontogénico, una que es totalmente acuática y otra que es en su mayoría terrestre, pero altamente dependiente de los cuerpos de agua. Esta característica es importante en virtud de que se debe determinar *a priori* el estado ontogénico que será estudiado, todo en dependencia de los objetivos del estudio. Por ejemplo, si se quiere conocer qué impacto potencial tendría la pérdida de las charcas o cuerpos de agua de un sitio específico sobre las tasas reproductivas, se colectan individuos que estén dentro de dichos depósitos para poder determinar qué especies los utilizan. Usualmente, en los proyectos de vialidad es imprescindible mantener el flujo natural del agua y las corrientes ininterrumpidas, lo cual propicia que las charcas se mantengan. Sin embargo, es importante considerar que los individuos adultos tengan acceso a tales depósitos de agua y que no se construya ninguna barrera que les impida encontrarlos para desovar y fecundar los huevos. Por lo tanto, lo más viable es centrarse en los individuos adultos, ya que hasta las especies que no son dependientes de los cuerpos de agua durante su inactividad sexual tienden a migrar a ellos durante la fase reproductiva para cortejar, aparearse, ovopositar y fecundar los huevecillos. Por estas razones, los métodos recomendados para llevar a cabo en proyectos de desarrollo vial deben enfocarse en los individuos adultos. Además, la identificación taxonómica es menos complicada en adultos en comparación con las larvas o renacuajos. A continuación se describen algunos de los métodos y técnicas más usuales y convenientes para el monitoreo de anfibios en vías de comunicación terrestre.

4.1. Métodos directos

Estos métodos implican la captura de los organismos, la cual puede ser de dos formas. La primera, de manera activa, donde el propio investigador atrapa a los organismos; y la segunda, de forma pasiva, en donde los organismos son capturados en trampas (Willson y Gibbons, 2010). Los métodos activos deben ser sincronizados con los picos de actividad de los sujetos, por lo que es imprescindible conocer su biología básica. Mientras que para los métodos pasivos es importante mantener un protocolo de revisión de las trampas, para asegurar menos estrés en los individuos capturados.

4.1.1. Encuentros visuales

El método de encuentros visuales es el más usado, principalmente en zonas tropicales (Hernández-Ordóñez *et al.*, 2019), y el que durante mucho tiempo fue considerado el más efectivo, ya que es el menos costoso en términos monetarios. Este método consiste en búsquedas directas sobre un transecto o parcela en donde se registra cada individuo observado, o bien, se hace una búsqueda debajo de la hojarasca o de corteza muerta, y, si es el caso, se utiliza una red para capturar renacuajos dentro de las charcas. Una de sus principales desventajas es que, a pesar de ser considerado un método activo, en muchos encuentros no puede darse una captura exitosa y esto conlleva a una incompleta o errónea identificación taxonómica, además puede considerarse invasivo, principalmente cuando implica la modificación o destrucción del sustrato donde se encuentran las especies en cuestión (Blomberg y Shine, 2006). Por estas dos principales desventajas es determinante contar con personal capacitado, para aumentar las probabilidades de identificación y procurar que el microhábitat de las especies se dañe en la menor medida posible y que siga disponible para esta y otras que requieran ocuparlo en el futuro.

La actividad de los anfibios es mayormente nocturna y en algunos casos crepuscular (Anderson y Wiens, 2017), por lo tanto, esos son los periodos de tiempo de mayor eficiencia para realizar el muestreo. Durante el día, las especies permanecen refugiadas para evitar la radiación solar, la cual puede llegar a deshidratarlas de manera abrupta (García *et al.*, 2009; Alton y Franklin, 2017), de ahí que los horarios más frescos suelen ser los elegidos para llevar a cabo una búsqueda de individuos. Si el horario de búsqueda no coincide con el horario de actividad de los organismos, la investigación debajo de objetos debe ser más intensiva.

Los métodos para llevar a cabo estas búsquedas pueden verse limitados por el área o por el tiempo disponible. Cuando las restricciones son por tiempo, uno o dos expertos se deben encargar de llevar a cabo una investigación intensiva dentro de un periodo de tiempo determinado. Cuando las restricciones son por área, se delimita una parcela cuadrículada y se seleccionan dentro de esta, de manera aleatoria, las cuadrículas o cuadros que serán sometidas a rastreo de individuos (Jenkins *et al.*, 2003). La búsqueda dentro de cada cuadro se realizará en un mismo tiempo, para poder hacer las comparaciones correspondientes. El tamaño de la parcela y el número de cuadros estará en función del área a muestrear. También se puede hacer el muestreo en transectos de distancia variable pero de ancho fijo, los cuales pueden ser de 2 m si es una persona y hasta de 5 m si es más de un investigador. Es importante que la cifra de participantes sea siempre la misma, puesto que el cálculo del número de individuos se hará con base en la cantidad de estos mismos que sean detectados por persona y por hora.

Durante el día, en el caso de las especies terrestres o fosoriales como las salamandras, lo ideal es buscar en sitios húmedos, charcas, lodo, debajo de las piedras, en pequeñas

oquedades o cámaras en el suelo y entre la hojarasca, principalmente en la base de los árboles. Para el caso de las especies arborícolas, algunas de ellas suelen descansar en grietas dentro de los árboles, sobre la corteza o sobre las hojas de algunas plantas como las heliconias, inclusive dentro de la copa de algunas flores (figura 3). Durante el atardecer y la noche, los anfibios son más activos, por lo que la búsqueda en las orillas de los cuerpos de agua y charcas suele ser muy efectiva. Muchas de estas especies producen cantos que permiten detectarlas con mayor facilidad.

El siguiente punto más importante después de haber encontrado al individuo es recabar la información pertinente para el proyecto de monitoreo. Lo primero es la identificación taxonómica, para la cual existen diversas claves o guías de campo que son de gran utilidad cuando se tienen algunas dudas sobre la identidad del organismo (v. g. Cedeño-Vázquez *et al.*, 2006). Los principales objetivos de un proyecto de monitoreo en vías de comunicación terrestres son: conocer la identidad taxonómica de las especies, sus abundancias e identificar a las que son protegidas por leyes federales para, posteriormente, determinar la viabilidad de la obra civil y sus medidas de mitigación. Por lo tanto, las descripciones biométricas de los individuos no son requeridas en primera instancia. Sin embargo, algunos organismos son discriminados entre una especie u otra por medio de biometría, que consiste en la



Figura 3. Calate (*Rheohyla miotympanum*) refugiado en una flor de aráceas (familia: Araceae), en Tepetlán, Veracruz. (Fotografía: José D. Cú-Vizcarra.)

medición corporal de los individuos para conocer su tamaño total, longitud de extremidades, masa corporal o la posición dactilar, tal es el caso de algunas ranitas de hojarasca y sapos, pues son uno de los grupos con mayores probabilidades de contener especies crípticas (Funk *et al.*, 2012; Cryer *et al.*, 2019). Posteriormente, es imprescindible georreferenciar el punto donde se encontró el individuo, de esta manera se podrán estimar densidades de encuentro a lo largo del proyecto vial, lo cual ayudará a determinar zonas de importancia ecológica. De manera adicional, algunos investigadores han realizado búsquedas nocturnas en vehículo automotor y ha resultado un método más eficaz junto con el de encuentros visuales (Hutchens y DePerno, 2009b).

4.1.2. Coberturas artificiales (*Coverboards*)

Es un método directo debido a que se observa y captura a los individuos; además es activo, porque los sujetos no están atrapados y se requiere de la participación de los investigadores para asirlos de manera inmediata. La premisa de este sistema consiste en la disposición de microhábitats adecuados para que los anfibios y otros animales como los reptiles los utilicen como refugio, obedeciendo a la necesidad de estos organismos de resguardarse debajo de objetos como madera, láminas, piedras, corteza, etc. El procedimiento consiste en disponer en un arreglo de líneas o gradillas una tabla de madera multilaminada, también conocida como triplay, con dimensiones mínimas recomendadas de 20 x 20 cm y 2.5 cm de espesor para salamandras (Marsh y Goicochea, 2003; Grover, 2006; Strain *et al.*, 2009) y de 60 x 133 cm para incluir anuros en general (Grant *et al.*, 1992). Para comprender también a los reptiles, el tamaño recomendado es de 150 x 150 cm y un espesor similar, aunque para este caso es más recomendable el uso de metal en lugar de madera (Hutchens y DePerno, 2009a).

El arreglo lineal de las cubiertas artificiales consiste en trazar un transecto en el cual se colocan las cubiertas a una distancia mínima de 4 m entre cada una, el número de cubiertas artificiales y la distancia del transecto dependerá del área a muestrear, pero se debe considerar el tiempo requerido para su revisión. El estudio de Grant *et al.* (1992) refiere que un arreglo de 200 cubiertas artificiales puede ser revisado en un tiempo de una hora por dos investigadores, aunque esto dependerá de la cantidad de organismos capturados. Lo recomendable es tener al menos 10 cubiertas artificiales por transecto y, dependiendo del área a muestrear, se deberá contar con al menos tres réplicas de cada transecto.

La revisión de las cubiertas artificiales puede ser diaria, aunque es importante mencionar que las inspecciones constantes implican continuas perturbaciones, por lo que algunas especies sensibles podrían no detectarse. Por esta razón, se recomienda examinarlas al menos cada tres días o preferentemente una vez por semana. Algunos organismos fosoriales, como las salamandras y ciertos anuros, en circunstancias naturales se albergan debajo de algún tipo de cubierta a una profundidad que puede ser de hasta 15 cm; los individuos

adultos son los que se encuentran a mayor profundidad, principalmente las salamandras (Grover, 2006), por lo que es importante remover un poco la tierra bajo la cobertura artificial, siempre con el debido cuidado para evitar dañarlos y poder observar a los que se encuentran enterrados para refugiarse.

4.1.3. Píipas para especies arborícolas

Bajo la misma premisa que el método *Coverboards*, se disponen elementos tubulares en posición vertical, los cuales proporcionan resguardo a especies de ranas arborícolas. El método consiste en la colocación de tubos de PVC de un diámetro mínimo de 1.5 pulgadas y ocho pulgadas de largo. Pueden colocarse enterrados en el suelo o colgados entre las ramas de los árboles o arbustos, con una separación mínima de dos metros entre cada uno. También es opción colocarlos en arreglos de cuatro pipas por tres (12 pipas) o a lo largo de un transecto paralelo al proyecto vial. Este sistema permite determinar la diversidad de especies a lo largo del proyecto vial y cada arreglo debe revisarse una vez por semana (Hutchens y DePerno, 2009a, 2009b).

4.1.4. Trampas de caída (*pitfall*) y de embudo (*funnel trap*)

Las trampas de caída se usaron inicialmente para la colecta de insectos (Adis, 1979). Sin embargo, fue común encontrar que en ellas caían algunas especies de vertebrados, por lo que se tuvieron que modificar colocando mayas excluyentes. Existen dos versiones: secas y húmedas. La versión húmeda está provista de un líquido que provoca la muerte de los individuos y preserva sus tejidos; puede ser etanol, alcohol, etc. Los invertebrados que caen en estas trampas tienen una muerte rápida. Autoridades de países como Estados Unidos y Reino Unido han prohibido el uso de las trampas húmedas para la colecta de vertebrados, pues se considera que la muerte no es ética y provoca el sufrimiento del animal, sobre todo cuando el agente usado es etilenglicol y formalin. El método pasivo es el más efectivo para la captura de anfibios y otros vertebrados pequeños (Friend *et al.*, 1989; Weddelling *et al.*, 2004).

En el caso de la versión seca se captura al animal vivo, lo que permite su posterior liberación. Sin embargo, estas trampas deben ser monitoreadas de manera más frecuente para evitar el estrés del individuo capturado. En ocasiones suelen caer también depredadores como las serpientes, las cuales pueden alimentarse de otros vertebrados que caen en la misma trampa. El arreglo espacial de las trampas variará dependiendo del hábitat en el que se trabaja y el tamaño y hábitos del grupo taxonómico de interés (Bury y Corn, 1987; Willson y Gibbons, 2010). Es importante dar protección a los individuos capturados vivos, pues se han reportado depredadores como zorras grises, zorrillos y otros que se alimentan de los pequeños vertebrados que caen en las trampas (Ferguson *et al.*, 2008).

Se recomienda con este tipo de trampas no usar recipientes con una profundidad mayor de 25 cm, con la finalidad de permitir que otras especies, como pequeños mamíferos, serpientes o insectos, puedan salir de la trampa sin problema, pero permitir que los anfibios permanezcan en ella. Dentro de la trampa deberá introducirse una pequeña esponja con agua para proveer de humedad a los individuos capturados. Se deberán realizar algunas perforaciones en el fondo del bote para permitir que el agua fluya. En ciertas áreas se debe ser cauteloso con el uso de la esponja, particularmente durante la temporada seca, ya que suele atraer hormigas que pueden lastimar e inclusive matar a los organismos atrapados (Fisher *et al.*, 2008). Se recomienda que, durante los primeros días, las revisiones sean al menos dos veces al día, para asegurarse que la trampa no esté atrayendo a potenciales depredadores.

Las trampas de embudo pueden ser usadas cuando el terreno no es el adecuado para enterrar trampas de caída. El material con el que se construyen es muy variado, puede ser tela, malla de alambre, malla de nailon, PVC, aluminio o botellas de PET recicladas, dependiendo de la masa corporal de los individuos que se estudien (Buech y Egeland, 2002; Willson *et al.*, 2005). El diámetro recomendado de estas trampas para la captura de anuros y salamandras no debe exceder los 20 cm y una longitud de 40 cm; en cada extremo del cilindro se coloca un embudo invertido (Enge, 1997). A las trampas de embudo también se les debe incorporar una esponja humedecida para los organismos que queden atrapados. Dichas trampas pueden formar parte de un arreglo con cercas dirigidas, o bien, instalarse entre la hojarasca en una cuadrilla de 10 x 10 m.

4.1.5. Trampas de barrera o cercas dirigidas

En el caso de las trampas de barrera, estas se utilizan de manera complementaria con las de caída. Uno de los diseños que más se recomienda es el propuesto por Ferguson y Forstner (2006). Su forma sencilla consiste en una lámina que se coloca al nivel del suelo como una barrera, en cuyos extremos se encuentra un recipiente enterrado con los bordes colocados a ras de suelo, los cuales funcionan como trampas de caída. Cuando el animal hace contacto con la pared de lámina continúa su trayectoria pegado a ella hasta caer en el recipiente enterrado. Dicha pared de lámina, o cerca, debe tener una altura sobre el ras de suelo no menor de 30 cm y una profundidad de 10 cm. Aunque la longitud de las cercas puede variar, lo recomendable es contar con una trampa de caída (*pitfall*) o de embudo (*funnel trap*) cada 10 m, colocadas en cada lado de la barrera.

El acomodo de estas barreras depende del área a estudiar, por ejemplo, si se requiere capturar a todos los individuos que entran o salen de un cuerpo de agua, lo recomendable es colocar las cercas de manera paralela a la orilla del depósito a una distancia no menor de un metro desde el borde del mismo (figura 4a). Las trampas permanecerán activas durante la noche y serán revisadas temprano por la mañana. Para el caso de las cercas que

rodean cuerpos de agua (circular), el individuo se debe liberar en el sentido contrario en el que se capturó, es decir, si fue atrapado en una trampa del lado del cuerpo de agua, quiere decir que el individuo salía, por lo tanto, será liberado fuera de la línea de trampas. Por el contrario, si el individuo fue capturado en una trampa externa, significa que se movía hacia el depósito de agua, por lo tanto, debe ser liberado en el borde interno de la línea de trampas. Se recomienda que el método circular no sea empleado por más de dos noches consecutivas.

Lo más adecuado es utilizar dos tipos de trampas en las cercas dirigidas, tanto trampas de caída como de embudo. Cuando se cuenta con áreas o cuerpos de agua grandes con pocas posibilidades de rodearlos, la mejor opción es utilizar segmentos de trampas de 30 o 40 m con trampas que se alternan cada 10 m (figura 4b). Cuando el objetivo del estudio es comparar entre diferentes zonas, se recomienda usar las cercas en forma de cruz (figura 4c), aunque también puede ser en forma de Y (Heyer *et al.*, 1994), equipando con trampas centrales en los cuatro vértices internos de la cruz y, a partir de ahí, colocar las trampas de embudo y de caída, de manera alternada y separadas por al menos 10 m. El tamaño de la cruz dependerá del área a muestrear: cuanto más grande sea el área, se requerirá una cruz más grande, considerando el centro de la cruz como el de particular interés.

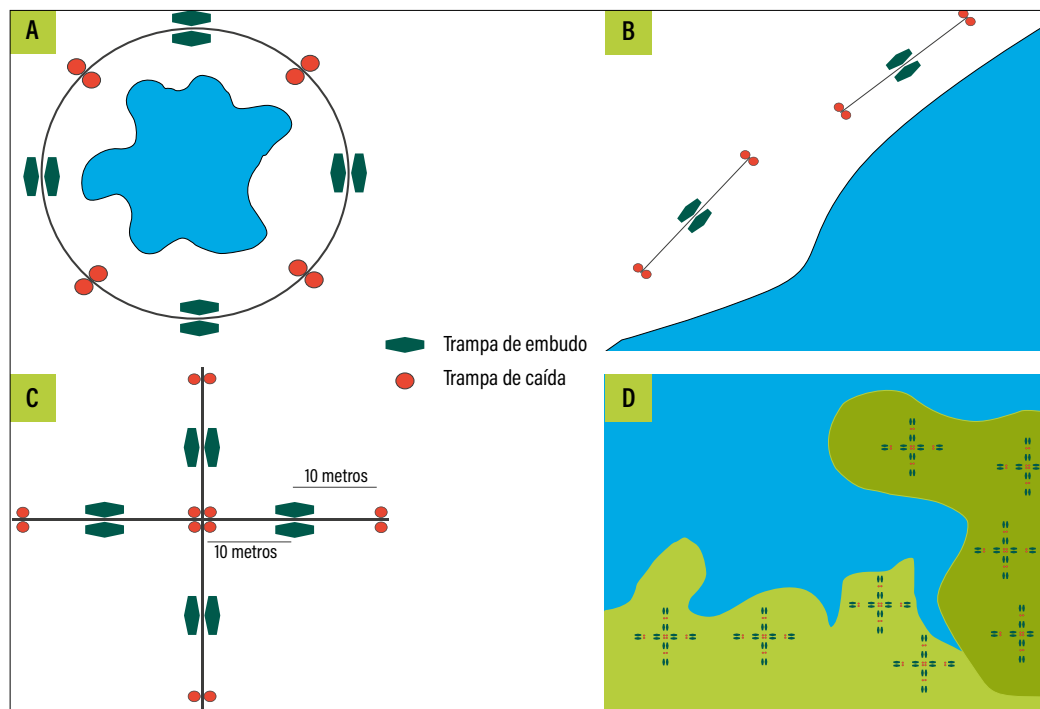


Figura 4. Diseños para el arreglo de trampas con el método de cercas dirigidas propuesto por Corn (1994). El área en azul representa cuerpos de agua pequeños (a), grandes (b) y rodeados por diferentes tipos de vegetación (tonos de verde en d).

Por otro lado, cuando se pretende hacer comparaciones entre hábitats, se hacen réplicas de este mismo arreglo de cruz y se distribuyen entre los hábitats a comparar en un número y densidades similares (figura 4d). Es decir, si se quiere contrastar la diversidad de anfibios en tres hábitats disponibles a lo largo del proyecto vial, se pueden colocar tres arreglos de cruz en cada uno de los hábitats y posteriormente hacer comparaciones. Este tipo de trampas permite el paso de organismos con capacidades de trepar o brincar, como los sapos del género *Bufo* y ranas de los géneros *Lithobates* y *Rana*. El traspaso de algunos organismos fosoriales, como salamandras o sapos, no ha sido medido, pero también sucede y estará en función del área de la lámina que se encuentre enterrada.

4.2. Métodos indirectos

Los métodos indirectos hacen uso de los hábitos y comportamientos de las diferentes especies de anfibios para su detección e identificación. Se distinguen de los métodos directos en que el investigador no necesariamente observa al individuo, sino que documenta algún rastro de su presencia, ya sea de manera física o auditiva. A diferencia de los mamíferos, los anfibios no pueden ser identificados por medio de huellas o excretas, por lo que el método indirecto más empleado para su estudio ha sido el acústico.

4.2.1. Método acústico

La bioacústica es una rama de la ecología que se encarga de estudiar las emisiones sonoras producidas por los organismos vivos, ya sea para comunicación o para la navegación, y las causas y efectos de su variación. En términos generales, cada especie tiene un lenguaje único: los machos de una especie de ave o de anfibio cantarán para atraer hembras de su propia especie, por lo tanto, en las últimas décadas ha sido una de las herramientas más usadas para el estudio de anfibios, particularmente ranas de la familia Hylidae (Marques *et al.*, 2013b). Para ello es indispensable que el investigador sea capaz de reconocer los cantos de cada una de las especies que estén presentes en el sitio y así elaborar una lista confiable de la riqueza de estas. La grabación de los cantos de las especies es indispensable cuando se realizan estudios del comportamiento vocal, lo cual rara vez es requerido en estudios de impacto ambiental, aun cuando se trata de un tema importante para la determinación de potenciales efectos del ruido y otras características físicas asociadas a la construcción, funcionamiento y mantenimiento de las vías de comunicación. En general, los proyectos de infraestructura civil no cuentan con el financiamiento ni con el tiempo para llevar a cabo estudios de este tipo en las fases previas a la puesta en marcha de la obra, por lo que no se cuenta con estudios en situaciones reales antes, durante y después de la obra. Por lo tanto, no es un método viable en los proyectos ambientales asociados a trabajo civil.

El procedimiento presenta importantes sesgos en un monitoreo biológico, puesto que no todas las especies tienen la misma probabilidad de ser detectadas, y aún cuando una especie tiene altas probabilidades de ser localizada, su comportamiento vocal está fuertemente asociado a las condiciones ambientales presentes en el sitio. Sin embargo, este sistema aporta registros importantes de especies crípticas que no son reportadas por otros métodos. Debido a esto, no se recomienda como método único en estudios de diversidad (Rödel y Ernst, 2004), sino que debe utilizarse como un método complementario.

Para realizar el monitoreo, se puede optar por puntos fijos o transectos móviles. Cuando se tienen cuerpos de agua pequeños, lo ideal es emplear puntos fijos, los cuales consisten en permanecer en silencio y escuchar e identificar a las diferentes especies que se encuentren vocalizando. Este método debe ser estandarizado por tiempo, es decir, si se cuenta con más de una charca o cuerpo de agua, el tiempo de monitoreo debe ser el mismo en todos, la duración mínima es de media hora y en diferentes horas de la noche, principalmente crepusculares y nocturnas. En los casos en que el objetivo del estudio sea comparar entre diferentes tipos de vegetación o entre gradientes ambientales, lo más recomendable es el uso de transectos de ancho fijo. Estos transectos pueden ser de hasta 25 m de ancho, considerando la habilidad del investigador y el tipo de hábitat que se esté trabajando, y de un largo no menor a 100 m. De ser posible, se debe realizar un número similar de transectos por cada hábitat, tipo de vegetación o uso de suelo dentro de las áreas en estudio.

5. Reptiles

Los reptiles, al igual que los anfibios, son animales ectotérmicos que no pueden autorregular su temperatura y adquieren el calor del exterior. Por ello, es común observar iguanas, lagartijas y serpientes muy quietas sobre una piedra o tronco, expuestas a los rayos del sol. Este comportamiento las hace vulnerables a los caminos pavimentados y rieles ferroviarios, ya que se sienten atraídas por el calor que estas estructuras absorben durante el día (Case y Fisher, 2001). Esto provoca que sean un grupo susceptible al desarrollo de las vías de comunicación terrestre, principalmente las serpientes. Algunos autores afirman que el riesgo de atropellamientos para los reptiles está relacionado con la composición espacial alrededor de las vías de comunicación. Por ejemplo, Gonçalves *et al.* (2018) encontraron un mayor número de cadáveres en segmentos rodeados por cultivos de arroz, en comparación con los que estaban cercados de bosque de pino, mientras que Heigl *et al.* (2017) reportan que el paisaje afecta de manera diferente a los reptiles. La cercanía con un cuerpo de agua provoca un incremento en la probabilidad de atropellamiento para las tortugas, por lo que es importante identificar estos elementos espaciales y monitorear la fauna que ahí se encuentra, esto también ocurre con serpientes altamente asociadas a cuerpos de agua (figura 5).



Figura 5. Ejemplar de culebra de agua (*Nerodia rhombifer*), encontrada en una carretera en el municipio de Carmen, Campeche. (Fotografía: José D. Cú-Vizcarra.)

Dentro de este grupo existen especies de hábitos acuáticos, como muchas tortugas y los cocodrilianos. Sin embargo, la mayoría son de hábitos terrestres y arborícolas, aunque algunas son altamente dependientes de los cuerpos de agua, como los toloques (*Basiliscus vittatus*) y la iguana verde (*Iguana iguana*). Existen especies estrictamente nocturnas como los gecos y algunas serpientes, y otras exclusivamente diurnas como las lagartijas del género *Norops*. Como regla general, para el estudio de cualquier organismo, lo primordial es tener conocimientos sobre sus hábitos de refugio y forrajeo, ya que estos nos ayudarán a aumentar las probabilidades de detección, particularmente en los métodos activos y en los encuentros visuales.

En estudios enfocados en el análisis de la vulnerabilidad por el impacto de las carreteras se ha comprobado que dentro de los reptiles, las especies de tortugas y serpientes son las que están en mayor riesgo de sufrir efectos negativos. Esto se relaciona con su reducida y lenta vagilidad, su alta dependencia a elementos del paisaje como cuerpos de agua y sus necesidades termorreguladoras (Brehme *et al.*, 2018). Por lo tanto, resulta un grupo importante a considerar en los proyectos asociados a infraestructura vial. Para el estudio

de los reptiles se emplean técnicas y métodos que se describieron para los anfibios, entre ellos: las trampas de barrera o cercas dirigidas–equipadas con trampas de caída y trampas de embudo–, los encuentros visuales, las cubiertas artificiales, todos ellos con algunas modificaciones. A estos métodos se suman otros que son dirigidos a especies de hábitos acuáticos como las tortugas y los lagartos.

5.1. Métodos directos

Los métodos directos son los más usados y los más viables para el estudio de comunidades herpetofaunísticas. Son los mismos que se utilizan para la captura de anfibios, con algunas modificaciones y el empleo de otras técnicas que a continuación se describen.

5.1.1. Encuentros visuales

El método es el mismo al descrito en el apartado de anfibios, con algunos cambios, principalmente en los lugares de búsqueda y los horarios para hacerlo. Por ejemplo, cuando se toma la decisión de hacer un transecto restringido por la distancia, generalmente se camina a una velocidad promedio entre los 3 y los 5 km/h. Cuando es más apropiado un transecto restringido por el tiempo, se puede optar por caminar más lento o más rápido para hacer eficiente el trabajo. Un estudio experimental mostró que, al menos para serpientes, al caminar rápido en un transecto restringido por el tiempo se puede favorecer una mayor detección de individuos que al caminar lento (Lardner *et al.*, 2019b). Sin embargo, cuando el transecto es restringido en distancia, un paso más rápido puede resultar en una disminución en la detección de los organismos (Lardner *et al.*, 2019b). Cuando el transecto es restringido por tiempo, se recomienda trabajar un máximo de cuatro horas por observador, ya que existen evidencias de que el cansancio o el aburrimiento pueden afectar la localización de las especies (Lardner *et al.*, 2019a), principalmente en monitoreos nocturnos, en los cuales entran en función otros elementos como el tipo de luz utilizada.

Cuando se realizan encuentros visuales nocturnos, es importante poder reconocer a los individuos de especies diurnas que se encuentran durmiendo en las ramas de los árboles o arbustos. Este comportamiento es común en las iguanas y lagartijas, principalmente del género *Norops* (familia: Dactyloidae). Estos organismos se camuflan con su entorno, ya que se ubican en la punta de las ramas de manera que parecen ser parte de ellas o una prolongación de las mismas (figura 6). Otras especies, como la iguana verde (*Iguana iguana*) y el toloque o turipache (*Basiliscus vittatus*), suelen utilizar las ramas apicales expuestas sobre cuerpos de agua, ya que es una manera de evadir un posible evento de depredación al poder lanzarse directo al agua y nadar (figura 7).



Figura 6. Individuos del género *Norops*, encontrados en un transecto nocturno, en el municipio Emiliano Zapata, Veracruz. (Fotografías: José D. Cú-Vizcarra.)



Figura 7. Individuos de iguana verde (A) y de toloque (B), encontrados durante un transecto nocturno en la Venta, Oaxaca y en la Mancha, Veracruz, respectivamente. (Fotografías: José D. Cú-Vizcarra.)

5.1.2. Lazo con pértiga

Aunque se considera más una herramienta que un método, el lazo es utilizado principalmente para capturar lagartos, lagartijas e iguanas, organismos que son muy nerviosos y veloces, lo cual hace difícil que se puedan atrapar sin el empleo de algún tipo de trampa (Gebauer, 2009). Consiste en una vara o pértiga que servirá como “caña de pescar”, a la cual se le sujetará un hilo de nailon o cable, dependiendo del tamaño del organismo que se desea capturar. Al extremo del hilo se le hace un lazo o nudo corredizo. El fin de la pértiga es acercar el lazo al organismo, sin ahuyentarlo, mientras permanece inmóvil. Dentro de las ventajas que ofrece este sistema está la oportunidad de capturar especies raras. Además, se considera una excelente técnica de apoyo cuando otros métodos de captura no pueden ser empleados debido a las condiciones del suelo, como es el caso de las zonas rocosas.

También se debe agregar que es un método de bajo costo, sin embargo, difícilmente puede ser estandarizado, su error de muestreo es difícil de medir debido a que está asociado a la detección de las especies y a la experiencia del investigador. Algunos autores han sugerido utilizar un aro o argolla en lugar de un nudo corredizo, con la finalidad de tener un ajuste más rápido y una liberación menos forzada (García-Muñoz y Sillero, 2010).

5.1.3. Trampas de barrera y trampas de caída (*pitfall*)

Estas trampas son una herramienta importante para el estudio de animales terrestres difíciles de observar, como es el caso de los reptiles. El arreglo para estos métodos es similar al que se describe en el apartado de anfibios, con las modificaciones pertinentes en función del tamaño de las especies que se estén estudiando. En general, se emplea una cubeta de 20 litros para tener oportunidad de capturar tanto a pequeños lacertilios como los del género *Sceloporus* y *Aspidoscelis*, como a las especies de mayor tamaño, incluyendo a las serpientes (Mcknight *et al.*, 2015).

Dependiendo de la fase en la que se encuentre el proyecto, se debe planificar y desarrollar el muestreo de reptiles orientado a un fin. En este sentido, el muestreo mediante trampas de caída implica un menor esfuerzo en comparación con otros métodos como los transectos en línea o las búsquedas intensivas. Sin embargo, es importante recalcar que cada método contesta una pregunta de investigación diferente. Por ejemplo, las trampas de caída han demostrado ser un método mediante el cual se logra capturar el mayor número de individuos, pero no siempre se consigue capturar la mayor cantidad de especies (Hutchens y DePerno, 2009b; Sung *et al.*, 2011), por lo que puede ser bien usado para llevar a cabo estudios poblacionales a mediano plazo, mientras que para desarrollar un estudio más completo se deberá invertir más tiempo para asegurar capturar la mayor cantidad de especies.

5.1.4. Coberturas artificiales (*Coverboards*)

Existen algunas referencias bibliográficas que hacen mención de que las coberturas artificiales funcionan mejor para cierto grupo de especies, principalmente esquinquidos, teiidos y serpientes (Mcknight *et al.*, 2015). Sin embargo, es un método complementario en el estudio de las comunidades herpetológicas (Hutchens y DePerno, 2009b). Cabe mencionar que el método representa un refugio para los organismos, por lo que la expectativa es encontrar especies diurnas, ocupando las coberturas artificiales durante la noche y viceversa. Por lo tanto, y debido a que algunas especies son principalmente diurnas, es recomendable usarlo en el día y en la noche, pues en el día existe mayor probabilidad de encuentro de organismos esencialmente nocturnos como algunas serpientes y gecos, mientras que en la noche se registran especies diurnas como los del género *Aspidoscelis* (figura 8) (Grant *et al.*, 1992; Winne y Keck, 2004). Una recomendación en la ubicación de estas coberturas artificiales es que, cuando el hábitat lo permita, se coloquen en sitios donde puedan tener horas de sol y sombra, es decir, que no se encuentren en áreas totalmente abiertas o en áreas totalmente cerradas (Engeman *et al.*, 2016).



Figura 8. Individuo de *Aspidoscelis angusticeps* (familia: Teiidae), encontrado debajo de una tabla de madera durante un recorrido nocturno, en el municipio de Hopelchén, Campeche. La posición del individuo es de reposo. (Fotografía: José D. Cú-Vizcarra.)

6. Aves

Las aves constituyen uno de los grupos biológicos que se pueden estudiar con relativa facilidad, ya que tienen características únicas observables para el humano, como sus plumajes y sus cantos. Además, muchas especies presentan una tasa de detección alta. Sin embargo, algunas son difíciles de investigar porque permanecen en el dosel del bosque y por su alta movilidad (Masello *et al.*, 2006). Algunas aves no son fáciles de observar, ya que no toleran la presencia humana y tienden a alejarse u ocultarse cuando nos acercamos a ellas.

Al estudiar aves, se debe tener en cuenta que la detección de las especies varía según la dependencia de las características del hábitat en el cual se esté desarrollando el trabajo. Si en el área de estudio predomina vegetación de baja altura, como pastizales o matorrales, será más fácil localizar a las aves presentes, sin embargo, si la vegetación es densa y de gran altura será más difícil hacerlo. Resulta conveniente que algunas especies de aves se catalogan como bioindicadoras, porque su presencia o ausencia puede tomarse como una medida del grado de conservación o antropización del área que se esté investigando (Asef *et al.*, 2016; Temple y Wiens, 1989). Por esta razón, en sitios donde se construyen o impactan las vías de comunicación terrestre, las aves son uno de los grupos que mejor puede ayudar a visualizar o entender el impacto que tiene este tipo de obras sobre los ecosistemas. Las técnicas para el estudio de las aves que se mencionan a continuación se describen de manera general; para profundizar en las mismas se sugiere revisar algunos trabajos que las describen con detalle (v. g. Bibby *et al.*, 2000; González-García, 2011; Hutto *et al.*, 1986; Ralph *et al.*, 1996; Reynolds *et al.*, 1980).

6.1. Métodos directos

En el caso de las aves, los métodos directos incluyen aquellos a través de los cuales los datos se obtienen de manera visual o auditiva (Berthold, 1976). Es indispensable tener en cuenta que, para este grupo, la mayor parte de los registros se realizan de manera auditiva, ya que es más fácil detectarlas de este modo que de forma visual. La mayoría de las aves tiene cantos característicos que permiten diferenciar a unas especies de otras. Entre los métodos directos que implican la captura de las aves con fines científicos está el de las redes de niebla, considerado el más utilizado. Existen otros métodos de captura de aves silvestres como la colecta de polluelos en cavidades de árboles, las trampas de distintos modelos –conocidos como jaulas de madera o alambre–, bocatrampas y arcones (Cantú-Guzmán *et al.*, 2007; Chablé-Santos y Delfín-González, 2010). Sin embargo, muchas de estas técnicas se usan para estudios muy específicos o las utilizan personas que se dedican al tráfico ilegal de vida silvestre.

6.1.1. Redes de niebla

Es una de las técnicas que puede utilizarse de manera efectiva para el monitoreo de aves, particularmente para aquellas especies que sean de difícil registro. Puede ser muy eficiente cuando se utiliza a la par de los puntos de conteo, ya que permite en muchas ocasiones considerar especies que no pudieron ser observadas o escuchadas. Con este método se obtienen datos para hacer estimaciones de abundancia, composición y riqueza de especies (Estades *et al.*, 2006; Wunderle *et al.*, 1987) o incluso de densidad (Recher, 1970; Stouffer, 2007). Esta técnica puede aplicarse prácticamente en cualquier época del año y durante todo el día, aunque las tasas de capturas tienden a disminuir al mediodía. No se deben utilizar las redes cuando hay fuertes vientos, lluvia, neblina densa o exceso de calor, ya que pueden morir las aves que caigan en ellas con estas condiciones climáticas adversas, además de que se dificulta su manejo.

Existen redes de diferente tamaño (6, 9, 12 y 18 m de largo) y de distintas dimensiones de malla, por lo cual no todos los tipos son eficientes para la captura de las mismas especies. En general las que más se recomiendan son las de 12 m de largo por 2.5 m de alto. Estas se colocan en postes verticales, que pueden estar integrados por varias piezas desarmables metálicas o en su defecto se pueden utilizar ramas de árboles (figura 9). Los postes se sujetan con una cuerda que sea resistente, generalmente a troncos de árboles, ramas, raíces o a estacas enterradas en el suelo. Antes de colocar la red, siempre se debe limpiar la vegetación que está debajo y a todo lo largo, para evitar que se enrede en la misma. Al personal que maneja las redes se le recomienda no utilizar ningún accesorio que pueda enredarse mientras las manipulan.



Figura 9. Colocación de una red de niebla para la captura de aves en la orilla de un camino. (Fotografía de los autores.)

La eficiencia de las redes de niebla dependerá de las características del hábitat donde se empleen y de las especies que se desee capturar. Además, se debe procurar que las redes queden enmascaradas entre la vegetación. Si se trabaja en un área donde la vegetación no es muy alta y solo supera ligeramente la altura a la que están expuestas las redes, se tendrá más probabilidad de capturar a la mayoría de las aves que estén presentes. Sin embargo, si se trabaja en áreas donde los árboles son muy altos, la probabilidad de capturar solo a las especies que están haciendo uso del sotobosque será mayor y se hará imposible apresar a las que se mueven en el dosel. Capturar a las aves que se localizan en el dosel puede resultar muy difícil, ya que el manejo de las redes a alturas elevadas se torna muy complicado, ya sea durante su montaje o al tratar de extraer a los individuos capturados.

Las aves atrapadas en las redes brindan una gran cantidad de información que se puede emplear para diferentes fines. Se obtienen datos sobre el sexo, la edad, peso, cantidad de grasa acumulada; así como de todas las medidas morfométricas que se desee tomar. También se determinan la condición física de los individuos capturados y su condición reproductiva, es posible tomar muestras de sangre, heces fecales, contenidos estomacales, parásitos o plumas. Como método complementario y para incrementar las capturas de aves, se pueden utilizar reproducciones de audios (*play back*) de sus cantos. Esta técnica se describirá en detalle en una próxima sección.

Desafortunadamente las redes de niebla han caído en manos de personas que se dedican al tráfico ilegal de vida silvestre. Por esta razón, la mayoría de los proveedores responsables que venden estos materiales tienen políticas de seguridad para su distribución. Se debe demostrar, a través de una carta aval, que el proyecto o estudio que se realizará es con fines científicos y que las redes se utilizarán teniendo en cuenta las normas éticas correspondientes. Algunos productores o proveedores, con quienes se pueden adquirir redes, son Lab-Tech,⁸ ECOTONE,⁹ AviNet¹⁰ y Forestry Suppliers.¹¹

6.1.2. Puntos de conteo

Los puntos de conteo son lugares en los cuales se registran diferentes especies de aves detectadas visualmente o a través de su canto, en un área limitada (puntos con distancia fija) o ilimitada (puntos con distancia variable) y durante un periodo de tiempo determinado (Ralph *et al.*, 1996). Estos puntos se pueden seleccionar al azar de manera sistemática dentro del área de estudio o a lo largo de una trayectoria determinada. Constituyen uno de los

⁸ www.labtech.com.mx

⁹ <http://www.mistnets.com/espanol.html>

¹⁰ <https://www.avinet.com/>

¹¹ <https://www.forestry-suppliers.com/>

principales métodos para el monitoreo de aves terrestres debido a su eficacia en todo tipo de terrenos, hábitats y a la utilidad de los datos obtenidos, ya que permiten estudiar las variaciones anuales en las poblaciones de aves, las diferentes composiciones específicas según el tipo de hábitat y los patrones de abundancia de las diferentes especies (Ralph *et al.*, 1996). A través de esta técnica podemos hacer estimaciones de abundancia relativa, pero no es muy precisa para calcular densidades poblacionales, en particular en el caso de especies de baja densidad (González-García, 2011). No obstante, permite registrar las tendencias poblacionales a largo plazo, ya que se controla el tiempo que se dedica a contar y pueden tomarse muestras en muchos sitios, lo que garantiza que se realice un muestreo más representativo (González-García, 2011).

Al aplicar esta técnica, el observador debe cumplir tres supuestos que son fundamentales (Bibby *et al.*, 2000; Hutto *et al.*, 1986): 1) las aves no se acercan al observador o vuelan, 2) el observador tiene la capacidad de detectar al 100 % de las aves y 3) las aves se mueven poco durante el periodo de conteo. Para realizar los conteos por puntos debe tenerse en cuenta que el período de mayor actividad de las aves diurnas es al amanecer, hasta aproximadamente las 10:00 h (Salinas-Melgoza y Renton, 2005). La duración y la hora en que se debe finalizar el conteo dependerá de la región en la cual se esté realizando el estudio, los objetivos del mismo y la temporada del año. Blake (1992) recomienda trabajar desde antes del amanecer hasta tres horas después. Existe un segundo pico de actividad de las aves que se desarrolla aproximadamente dos horas antes de la puesta de sol. Para comparar la probabilidad de detección de varias especies de aves, lo más recomendable es comenzar a trabajar después de los 15 primeros minutos de la hora oficial de la salida del sol; las tres o cuatro horas siguientes representan el periodo más estable en cuanto a la detección de aves (Ralph *et al.*, 1996). Las razones para ello radican en que para un gran número de especies de aves las tasas de canto son más altas durante el periodo entre el amanecer y la salida del sol (Ralph *et al.*, 1996). Los conteos no deben efectuarse cuando las condiciones climáticas no son favorables. Por ejemplo, cuando la lluvia o el viento son intensos, estos elementos interfieren en la audibilidad de las vocalizaciones de las aves; o durante la temporada invernal, cuando el frío es más intenso en la región neártica o de nortes en la zona neotropical, las aves reducen la actividad vocal, lo cual disminuye las posibilidades de localización y detección de las mismas. Además, en los días con lluvia o niebla la visibilidad disminuye y no se pueden observar las aves de manera adecuada.

Ralph *et al.* (1996) describen dos tipos de conteos por puntos: 1) los extensivos, que se efectúan desde puntos situados como mínimo a intervalos de 250 m, normalmente a lo largo de las carreteras o caminos y cubriendo toda una región; y 2) los conteos intensivos, que se llevan a cabo dentro de áreas de captura con redes o parcelas de búsqueda de nidos (o cualquier otra área de estudio de dimensiones reducidas) y los puntos están situados a intervalos de 75 a 150 m.

La distancia entre puntos de conteo extensivos variará en función del tipo de área o formación vegetal en que se esté trabajando. Renton (comunicación personal) recomienda trabajar en puntos separados aproximadamente a 200 m en áreas de selva y a 400 m en áreas abiertas. El área que se abarca dentro de cada punto de conteo puede ser muy variable y va a estar determinada por las características del hábitat donde se desarrolle el estudio, las especies con las que se trabaje y la capacidad de la persona que realice el conteo para detectar auditivamente o visualmente a las diferentes especies de aves (Hutto *et al.*, 1986). En áreas de selva, la visibilidad está en función de la densidad de la vegetación, mientras que en los pastizales y zonas más abiertas esto no sería un problema.

Los conteos se realizan en el momento que se ingresa al punto y debe accederse a él en silencio y procurando hacer el menor ruido posible. Sin embargo, es recomendable esperar unos minutos antes de comenzar, para evitar cualquier alteración en la conducta de las diferentes especies de aves. Existen distintos criterios acerca de qué tiempo se requiere para llevar a cabo los conteos en cada punto. Gallina (2015) refiere que el tiempo de conteo por cada punto debe ser el mínimo necesario para registrar al menos el 80 % de las especies de aves presentes y recomienda 10 minutos para las áreas tropicales. Diferentes autores sugieren hacer experimentos preliminares para determinar el tiempo necesario de conteo en el área de estudio que se haya seleccionado (*v. g.* Bibby *et al.*, 2000; Wunderle, 1992). Estos experimentos pueden consistir en realizar conteos por 15 minutos, divididos en espacios de cinco minutos y determinar de esta forma el período en el cual se registre el 80 % de las especies de aves presentes.

Lo más recomendable es llevar a cabo el muestreo con puntos de conteo a lo largo de todo el año, ya que distintas especies de aves hacen uso de una misma área en diferentes épocas. Además, las actividades de estas especies varían entre estaciones. También es recomendable que el inicio en la secuencia bajo la cual se realizan las visitas a cada punto de conteo sea diferente entre días de muestreo, para así poder detectar cambios en la actividad de las aves a lo largo de la mañana. Es muy recomendable que la persona que se encargue de hacer los conteos sea siempre la misma, ya que cada sujeto tiene habilidades diferentes para observar e identificar aves.

Cuando se pretende realizar un estudio en una región extensa, que contenga distintos hábitats, se debe muestrear en un número elevado de puntos a fin de conocer las diferentes especies de aves que utilicen cada uno de los ambientes presentes. Se recomienda ubicar por lo menos 10 puntos de conteo por cada tipo de hábitat presente en la región de estudio. Aunque de ser posible, se debe trabajar en un número mayor de puntos distantes por cada tipo de hábitat, ya que de esta manera se garantiza que el monitoreo sea más completo (Ortega *et al.*, 2012).

6.1.3. Búsqueda intensiva

Para el caso de las aves, Ralph *et al.* (1996) refieren que este método consiste en efectuar una serie de tres censos de 20 minutos cada uno, en tres áreas distintas (que funcionan como parcelas), las cuales el observador recorre en su totalidad para localizar la mayor cantidad posible de aves. Este método puede funcionar de manera complementaria a los muestreos por puntos, que no siempre permiten registrar a todas las especies de aves presentes en un área determinada. Con la búsqueda intensiva se les dedica más tiempo a aquellos individuos que no se pueden reconocer rápidamente y el ave será identificada dándole seguimiento si es necesario. Otra ventaja de este método es que incrementa la probabilidad de detección de las especies más raras que acostumbran a esconderse o a permanecer en silencio ante la presencia humana.

Las parcelas deben ser grandes, de 10 ha en zonas abiertas y de aproximadamente 3 ha para áreas de selva; aunque en aquellas de vegetación muy densa se recomienda que sean de 1-2 ha (Ralph *et al.*, 1996). En este método no es indispensable que haya una separación entre las parcelas, de hecho pueden ser colindantes. No hay necesidad de seguir una trayectoria fija para localizar, contar e identificar las aves. El trabajo puede llevarse a cabo durante un horario menos restringido y se debe evitar contar más de una vez a un mismo individuo durante la realización de los muestreos. Se recomienda censar las mismas parcelas a lo largo de todo el año.

6.2. Métodos indirectos

A través de los métodos indirectos se registran las manifestaciones de la presencia de los individuos, las cuales pueden consistir en cadáveres, plumas, nidos, huellas, heces, madrigueras, sonidos, etc. En el caso de las aves, estas técnicas no se utilizan con tanta frecuencia como para otras especies como los mamíferos, ya que la capacidad de detección para las aves es mucho mayor. En muchos casos se utilizan de manera complementaria a los métodos directos, para de esta manera poder obtener mayor cantidad de información sobre las especies presentes en un área determinada o conseguir datos puntuales que con otros métodos no es posible alcanzar.

6.2.1. Reclamos

Es una técnica que se utiliza para incrementar la detección y captura de aves con base en la reproducción de sus cantos (*play back*), que puede aumentar de manera significativa el número total de aves registradas (Schaub y Jenni, 1999). Esta técnica tiene mayor relevancia cuando se están estudiando especies de aves en peligro o en áreas donde la vegetación es

muy densa y la detección es baja. Los reclamos pueden ser en vivo (utilizando un individuo capturado) o por grabaciones, así un número considerable de especies responderán activamente a los mismos. Wunderle (1994) propone un diseño simple, que implica activar una grabación de las vocalizaciones en un área natural durante cinco minutos, mientras se registran los individuos. Para saber si las aves se acostumbran al reclamo se pueden hacer estudios piloto en un área determinada durante diferentes días, de esta manera se logrará comparar la variación de las respuestas de las aves al paso del tiempo. Igual se pueden utilizar los reclamos en el área donde estén montadas las redes para captura y de esta manera incrementar su éxito.

6.2.2. Búsqueda de nidos

A través de la búsqueda de nidos se localiza el máximo número de estos en una parcela de estudio o en un área determinada. Según Ralph *et al.* (1996), este método incluye encontrar los nidos, monitorear las nidadas y muestrear la vegetación circundante. Cada parcela estudiada se debe visitar al menos cada cuatro días, ya que es necesario localizar los nidos nuevos y revisar los que ya se habían registrado (Ralph *et al.*, 1996). Con esta técnica se obtienen medidas directas sobre el éxito reproductivo de diferentes especies y se pueden hacer inferencias sobre la influencia del hábitat en el éxito reproductivo, así como conseguir información sobre el parasitismo de nidos (Ralph *et al.*, 1996). Este sistema es muy útil en los proyectos de monitoreo en construcciones viales, ya que nos ofrece una noción de la importancia de determinadas áreas para la reproducción de las aves. Se pueden hacer inferencias sobre el impacto de las actividades antrópicas sobre la salud de las poblaciones de varias especies de aves a mediano y largo plazo, sin embargo, la búsqueda de nidos requiere de mucho tiempo y trabajo, y puede aplicarse a un menor número de especies que el método de captura con redes (Ralph *et al.*, 1996).

7. Mamíferos

En conjunto con las aves, los mamíferos son los vertebrados mejor representados en los ambientes tropicales debido a su alta riqueza de especies (Schipper *et al.*, 2008; Vázquez y Gaston, 2004). Al igual que las aves, su gran diversidad está asociada a una alta representatividad en diferentes ambientes, teniendo especies terrestres, acuáticas y voladoras, y dentro de cada una de estas categorías se encuentran subdivisiones como es el caso de las especies arborícolas y fosoriales, por mencionar algunas. Toda esta diversidad también trae consigo un amplio rango de tamaños, lo cual conlleva a que sean muy diversos los métodos para su estudio y monitoreo.

7.1. Métodos directos

Los métodos para la captura de mamíferos han ido mejorando en favor del bienestar de los organismos. En un inicio las trampas resultaban sumamente invasivas, provocando heridas o incluso la muerte de los animales capturados. Dentro de este grupo se encuentran las trampas denominadas de “golpe”, entre las cuales la más conocida es la trampa tipo Víctor para la captura de roedores. Estos métodos calculaban la abundancia de las especies por remoción (White *et al.*, 1982). En la actualidad, estas trampas se encuentran en desuso debido al daño que provocaban. En su lugar han aparecido en el mercado una gran variedad de trampas para capturar mamíferos, las cuales, en su mayoría, son más amigables y provocan menos afectaciones.

Es importante, antes de iniciar un proyecto que involucre captura de individuos, consultar las normas que son emitidas por las sociedades académicas oficiales. Por ejemplo, para el estudio de mamíferos silvestres se debe revisar la guía ofrecida por la Sociedad Americana de Mastozoólogos (ASM, por sus siglas en inglés; Sikes, 2016). Adicionalmente a los reglamentos específicos para cada grupo taxonómico, se debe consultar la norma oficial mexicana Nom-059-Semarnat-2010 (Semarnat, 2010), para conocer el estado de protección de las especies a considerar, así como la norma oficial Nom-126-Semarnat-2000 (Semarnat, 2001) para los permisos de colecta y contención de fauna silvestre. A continuación se describen los métodos directos más empleados.

7.1.1. Trampas tipo caja

En este tipo de trampas es indispensable ocupar cebo como atrayente. Las trampas más comunes dentro de esta categoría son las Tomahawk y las Sherman. Las primeras se emplean para capturar mamíferos medianos como zarigüeyas, zorrillos, mapaches; mientras que las segundas, para la captura de pequeños mamíferos como los roedores. Su funcionamiento requiere del uso de cebos para atraer a los organismos, alimento que dependerá del grupo de estudio. Para las trampas tipo Sherman, lo más empleado es una combinación de avena con mantequilla de maní, vainilla o una mezcla de semillas para aves que pudiera suplirse con semillas de girasol (Harkins *et al.*, 2019). El cebo debe ser instalado en el fondo de la trampa y colocar algunos fragmentos sueltos en la entrada para atraer a los organismos. En algunas regiones tropicales se ha observado que las trampas tipo Sherman son más efectivas en comparación con las Tomahawk o las trampas de caída, particularmente para los mamíferos pequeños (Astúa *et al.*, 2006; Santos-Filho *et al.*, 2006).

Para el caso de las trampas tipo Tomahawk, en las cuales se espera capturar especies medianas, en su gran mayoría carnívoros o carroñeros, el cebo debe ser de origen animal (Astúa *et al.*, 2006). Algunos autores optan por utilizar sardina enlatada como carnada

o únicamente el jugo (Gardner, 2008). Cuando se quiere atraer más a carnívoros que a carroñeros, lo recomendable es emplear cebo vivo, que puede consistir en pollos o codornices, los cuales deben estar protegidos contra lluvia y mantenidos con agua y alimento (Michalski *et al.*, 2007). Algunos investigadores incluyen una jaula dentro de la trampa para evitar que el cebo vivo sea consumido, aunque esto requiere una constante supervisión, pues si un carnívoro entra a la trampa, puede romper la jaula y de cualquier forma matar al cebo (Guerrero-Sánchez y Weber, 2012). Las revisiones para estas trampas deben ser todos los días por la mañana, procurando cambiar el cebo cuando es necesario. En sitios cercanos a humedales, algunos cebos pueden ser consumidos por hormigas, por lo que es imprescindible poner mayor atención.

La principal ventaja de estas trampas es que se atrapan a los organismos vivos, permitiendo así su posterior liberación *in situ*, sin afectar la salud poblacional de la especie en cuestión. Incluso es posible aplicar de manera exitosa métodos de captura y recaptura, para estimar el tamaño poblacional. Sin embargo, para hacer estimaciones poblacionales es requerido un muestreo a largo plazo, de manera que se logre un buen porcentaje de individuos recapturados.

El arreglo espacial para estas trampas es preferentemente en gradillas, con un mínimo de 10 trampas por 10, separadas entre 15 y 30 m cada una para el caso de las Sherman (Anderson *et al.*, 1983) y aproximadamente 50 m para el caso de las Tomahawk. En ambos casos es posible estimar la densidad relativa, calculando el número de individuos por unidades o trampas. Sin embargo, dicha estimación está sujeta a una alta tasa de errores, tanto de subestimación como de sobreestimación, lo cual algunos autores han denominado “efecto de borde” (Anderson *et al.*, 1983), que hace referencia al sesgo atribuido al ámbito hogareño, ya que no está representado para todas las especies potenciales que pudieran ser capturadas. Esto significa que algunas especies quedarán en el borde del arreglo espacial de las trampas o simplemente no entrarán. Como una manera de corregir el error, se ha propuesto incrementar la distancia entre las trampas para cubrir más área sin modificar el número de artefactos. La principal desventaja de este incremento en área es que muchas veces no se tiene espacio suficiente para poder llevar a cabo una metodología a tal escala. Además, los tiempos de revisión aumentan. Por ello, una solución más práctica ha sido el empleo de un arreglo radial, en donde se marcan 16 líneas concéntricas con respecto al centro, con la misma longitud y cada una con 20 trampas Sherman, separadas entre 10 y 15 m (Parmenter *et al.*, 2003).

7.1.2. Trampas arpa

Las trampas arpa están diseñadas particularmente para la captura de murciélagos en espacios estrechos como las zonas de vegetación densa o entradas de refugios como minas, cuevas, árboles huecos, etc. (Francis, 1989). Estas trampas están formadas por un

marco de aluminio con dos filas verticales de hilos de nailon. Cuando el murciélago pasa la primera fila de hilos no puede atravesar a la siguiente porque se encuentra cruzada con la primera. El individuo capturado termina descendiendo a la base del marco, donde se encuentra una bolsa de manta que sirve para que se pose el murciélago. Es un método menos estresante para el quiróptero en comparación con las redes de niebla.

Es importante mencionar que las especies que se logran capturar con estas trampas suelen ser diferentes a las que se capturan con redes de niebla (Mills *et al.*, 1996). La principal diferencia radica en el uso del espacio, ya que las redes de niebla son instaladas en sitios en donde no hay obstrucción vegetal que impida el tendido de la red, mientras que la trampa arpa puede ser colocada en espacios más estrechos o con mayor obstrucción. Las especies que forrajean en lugares abiertos poseen características morfológicas y sensoriales que les restan maniobrabilidad, por lo que evitan las zonas muy obstruidas, mientras que otros murciélagos están mejor adaptados a mayores condiciones de obstrucción, pero les falta velocidad, lo que los hace vulnerables a la depredación, por lo que evitan los sitios abiertos (Denzinger y Schnitzler, 2013; Jung *et al.*, 2007; Marciente *et al.*, 2015; Rainho *et al.*, 2010). Esta es la razón por la que la composición de especies capturadas suele ser diferente cuando se usan estos dos métodos. Adicionalmente, se ha registrado que algunas especies son capaces de detectar las trampas arpa y evitarlas (Berry *et al.*, 2004). Por todo lo anterior, es recomendable emplear el mayor número de métodos posibles para el monitoreo de murciélagos (Meyer *et al.*, 2011). En el caso de las carreteras, es imprescindible llevar a cabo una evaluación de las probables zonas de paso, pues algunas especies de murciélagos usan los drenajes como vías de cruce (Abbott *et al.*, 2012; Berthinussen y Altringham, 2012). Los estudios donde se utilice y evalúe este método en vías ferroviarias son escasos y pueden ser muy importantes para describir zonas de paso.

7.1.3. Redes de niebla

Aunque las redes de niebla se utilizaron en un inicio para la captura de aves, ha sido un método eficaz para atrapar murciélagos, principalmente los pertenecientes a la familia Phyllostomidae (Meyer *et al.*, 2011). En las zonas tropicales, el esfuerzo de muestreo con redes de niebla para la captura de murciélagos debe de ser de al menos tres noches, pues a partir de la cuarta y quinta noche la captura de murciélagos disminuye hasta en un 40 % (Winhold y Kurta, 2008). Es importante considerar al menos seis horas por noche, para asegurar la mayor representatividad del ensamblaje de murciélagos (Trevelin *et al.*, 2017).

Debido a que existen especies que vuelan en diferentes estratos verticales, el uso de las redes de niebla no se limita al nivel más cercano al suelo. Para lograr muestrear diferentes alturas, los investigadores crean una “cortina” conformada por dos o tres redes, puestas una sobre la otra, y manipuladas por medio de un sistema de poleas (Humphrey

et al., 1968). De esta manera se han logrado capturar especies con poca representación en los muestreos con redes de niebla como los miembros de la familia Molossidae (Bolaños *et al.*, 2006) y de la familia Phyllostomidae (Tirira *et al.*, 2010).

Bajo este contexto, las redes de niebla pueden ser catalogadas como redes de suelo y redes de dosel, y como se puede notar en los ejemplos anteriores, el empleo de ambas técnicas favorece la obtención de listas de especies más completas. Sin embargo, estas listas no dejan de estar sesgadas hacia especies de hábitos frugívoros y nectarívoros; los especímenes insectívoros son muy poco representados, principalmente los aéreos (Meyer *et al.*, 2011). Por lo anterior, deben ser usadas con otros métodos complementarios como las trampas arpa y los monitoreos acústicos.

Hay varios puntos importantes en relación con el uso de redes de niebla, ya que se debe saber cuál será el esfuerzo de muestreo a emplear, la cantidad de redes a utilizar, por cuánto tiempo deberán permanecer activas, así como dónde serán colocadas. El número de redes que se utilizarán va a estar directamente relacionado con el número de personas que las operarán y el sitio donde las colocarán. Además, es importante aclarar que el riesgo de que un murciélago muera en la red se incrementa a medida que permanezca más tiempo atrapado en ella. Estos decesos suelen ocurrir por estrés, aunque también se han dado casos de depredación. Por lo tanto, el número de redes deberá limitarse cuando no haya el personal suficiente para manejarlas. En ambientes tropicales, donde existe una tasa de captura media-alta, un total de cinco o seis redes operadas por tres personas suele ser suficiente.

La ubicación espacial de las redes estará en función del objetivo del proyecto. En los proyectos viales, durante las primeras fases de desarrollo, lo que se busca es contar con una lista completa de especies, por lo general, en el menor tiempo posible. En este caso, se tendrán al menos entre una y dos pares de redes ubicadas en cada tipo de vegetación presente en el área, procurando colocarlas en los bordes de la vegetación para capturar especies insectívoras y nectarívoras, además de ubicarlas sobre los cuerpos de agua para obtener especies insectívoras (Cortés-Calva *et al.*, 2012). Durante mucho tiempo se estableció un periodo estándar de cinco horas de muestreo, el cual se iniciaba 15 o 30 minutos antes del atardecer. Sin embargo, en la actualidad, algunos estudios han demostrado que este esfuerzo implica una importante pérdida de información en las horas posteriores, principalmente en las previas al amanecer, por lo que se propone muestrear tres horas después del atardecer y tres horas antes del amanecer (Trevelin *et al.*, 2017).

Otra de las consideraciones que tendrá que tomarse en cuenta al usar redes de niebla es el número de noches a muestrear. Se recomienda un mínimo de tres noches y un máximo de cinco, debido a que después de la quinta noche la abundancia y riqueza de especies capturadas decrece significativamente (Winhold y Kurta, 2008). Una explicación a este fenómeno es que los individuos aprenden a evitar los sitios donde se encuentran las redes,

lo cual también aplica para las aves (Larsen *et al.*, 2007). Una solución es cambiar de lugar las redes durante las diferentes noches de muestreo, aunque en ocasiones esto implica perder un par de días de trabajo (Marques *et al.*, 2013a). Finalmente, debido a que cada estudio se realiza con un número diferente de redes y varía el esfuerzo de muestreo, se ha sugerido, para poder estandarizarlo, calcular el número de murciélagos por metro cuadrado de red por hora (Chávez y Ceballos, 2001; Medellín, 1993; Vargas-Contreras *et al.*, 2008).

7.2. Métodos indirectos

La mayoría de los muestreos de mamíferos se realizan a través del uso de métodos indirectos, ya que muchas especies tienen hábitos nocturnos o son muy difíciles de localizar. En general las investigaciones se apoyan en la identificación de heces, huellas, así como de otros signos que indican la presencia de las especies en los ecosistemas (pelos, huesos, marcas en la vegetación), los cuales permiten obtener información sobre el estado de sus poblaciones.

7.2.1. Transectos

El método menos costoso y más utilizado para conocer la riqueza de especies de un sitio en particular es el uso de transectos, sobre los cuales se lleva a cabo la búsqueda de rastros (huellas, excretas, pelos, rascaderos, etc.) o avistamientos directos (Gompper *et al.*, 2006). La longitud de los transectos puede variar dependiendo del hábitat y es uno de los mejores métodos para determinar la densidad poblacional (Buckland *et al.*, 1993). El método consiste en realizar un transecto a pie y registrar el avistamiento de fauna, procurando medir la distancia perpendicular del animal con respecto a la línea del transecto (Burnham *et al.*, 1985; Fragoso *et al.*, 2016). La técnica considera tres principales supuestos: el primero es que los objetos dentro de la línea, o en el punto, son siempre detectados; el segundo supuesto consiste en que los organismos son detectados en su posición inicial, lo que implica que no se mueven o ahuyentan; finalmente, el tercer supuesto es que las distancias y el ángulo son correctamente medidos (Buckland *et al.*, 1993).

Debido a que el método está diseñado para estimar la abundancia de las especies, considerando un individuo como un evento, presenta un fuerte sesgo para aquellas especies que forman grupos sociales como los coatíes (*Nasua narica*) y los pecaríes de labios blancos (*Tayassu pecari*). Por lo anterior, algunos autores consideran el centro del grupo como el evento de avistamiento (Buckland *et al.*, 1993). Sin embargo, se podría estar incumpliendo con los supuestos del método, ya que dependiendo del grupo de animales será difícil elegir en el corto tiempo cuál es el centro del grupo. Por ello, las probabilidades de registrar al grupo en su posición inicial disminuyen, lo que podría solucionarse aumentando el número de observadores hasta un máximo de cinco (Marshall *et al.*, 2008; Pollard *et al.*, 2002).

7.2.2. Fototrampeo

El fototrampeo consiste en la colocación de cámaras dotadas de sensores de movimiento que se activan cuando un animal camina frente al objetivo, resultando muy útiles para conseguir imágenes de especies con hábitos nocturnos o que evitan la presencia humana. El uso de este método se ha popularizado e incrementado en décadas recientes, ya que se puede obtener gran cantidad de información en poco tiempo, se requiere de menos esfuerzo humano en los muestreos y se disminuyen los costos del trabajo de campo. Es muy utilizado para el monitoreo de mamíferos medianos y grandes, aunque también puede ser útil para el estudio de algunas especies de aves (v. g. pavo ocelado, hocofaisán). En estudios en carreteras, el fototrampeo se ha utilizado para la identificación y establecimiento de pasos de fauna (Araya-Gamboa y Salom-Pérez, 2015).¹² Además, se puede utilizar como método complementario para lograr identificar todas las especies que se encuentran asociadas a las vías de comunicación terrestres y que se puedan ver afectadas por estas.¹³

Existen cámaras trampa de diferentes modelos y cada una cuenta con un sistema de programación diferente. Por estas razones, el tipo de cámara a usar dependerá de los objetivos planteados en el estudio y la información que se tenga que recabar, así como de la disponibilidad de recursos económicos para su adquisición, ya que el precio de las mismas varía. Se recomienda realizar el fototrampeo en diferentes períodos del año, para poder documentar las variaciones estacionales que sufren las distintas especies. El número de cámaras a utilizar dependerá de las especies que se estén estudiando y la amplitud de su ámbito hogareño, así como de los objetivos del estudio. Las estaciones de fototrampeo se sitúan en lugares con árboles con frutos, en puntos con indicios de fauna (huellas, rascaderos, frutos comidos), cercanas a cuerpos de agua o sobre veredas o caminos (figura 10). En cada estación se recomienda instalar una cámara trampa sujeta de preferencia a un árbol, a una altura no mayor a 0.5 m del suelo y se deben colocar en lugares planos para obtener mejores fotografías. La programación de las cámaras se hará en función del tipo de información que se requiera recabar. Cada estación de fototrampeo se debe georreferenciar para evitar pérdida del equipo. Las cámaras se deben revisar una vez al mes si la logística y la accesibilidad al área de estudio lo permiten, para así comprobar su buen funcionamiento, la carga de las baterías y vaciar las memorias para evitar que se saturen de imágenes.

¹² Vid. Capítulo III. 4 Medidas de mitigación para la protección de fauna terrestre en la carretera Cedral-Tintal-Playa del Carmen, en Quintana Roo, México.

¹³ Vid. Capítulo II. 4 Distribución de especies en la zona de efecto de la carretera 186, en la región de Calakmul.



Figura 10. Imagen de un jaguar (*Panthera onca*), tomada con una cámara trampa en el sitio arqueológico Oxpemul, Calakmul, Campeche. (Fotografía propiedad del Dr. Alexis H. Plasencia Vázquez.)

7.2.3. Estaciones olfativas

La técnica de estaciones olfativas se ha utilizado para definir tendencias poblacionales estacionales o anuales en varias especies de mamíferos, principalmente en carnívoros, y a la par se han realizado comparaciones en un mismo sitio o entre hábitats diferentes (Linhart y Knowlton, 1975; Rau *et al.*, 1985; Rodríguez-Mazzini, 1996). Es una técnica que puede utilizarse en la primera fase de un estudio sobre una especie en particular y posteriormente combinarse con otras técnicas que puedan aportar otro tipo de información, como la radiotelemetría (Rodríguez-Mazzini, 1996) o el fototrampeo. Una de sus ventajas es que permite el monitoreo continuo de poblaciones animales sin alterar su comportamiento y puede aplicarse al estudio de la distribución geográfica de una especie (Rodríguez-Mazzini, 1996). Esta técnica es muy útil para conocer el estado de las poblaciones de mamíferos en las áreas aledañas a las vías de comunicación terrestre y contar con estimaciones de los períodos o estaciones del año en que se deben extremar las precauciones para evitar accidentes y atropellamientos, así como los tramos más sensibles.

La técnica de estaciones olfativas se basa en el uso de atrayentes olorosos que permiten que los animales se acerquen a estaciones de registro de huellas (Rodríguez-Mazzini, 1996).

Según la descripción de la técnica realizada por Rodríguez-Mazzini (1996), se debe instalar un número definido de estaciones dispuestas a distancia constante a lo largo de líneas o transectos. Cada una de estas estaciones va a estar formada por una superficie circular de tierra tamizada de un metro de diámetro y se coloca el atrayente en el centro. La distancia entre estaciones y entre transectos se va a definir en función del conocimiento previo que se tenga de los movimientos y del tamaño del ámbito hogareño (*home range*) de las especies en estudio. Al usar esta técnica se obtiene un índice de abundancia que indica tendencias de incremento o disminución de la población en estudio, y no el número de individuos de la misma. La mayor utilidad del índice radica en que permite comparar distintos valores obtenidos para un mismo sitio a lo largo del tiempo o la abundancia relativa de una especie en distintos sitios.

7.2.4. Búsqueda de rastros

A través de las impresiones de huellas que dejan las diferentes especies de fauna silvestre se realizan distintos estudios, a saber: poblacionales, de diversidad, sobre patrones de distribución, abundancia relativa, uso y disponibilidad de hábitat. Con base en la interpretación de las huellas, se pueden utilizar diferentes técnicas. Entre estas destacan las trampas huella, que no son más que parcelas o cuadrantes que varían en tamaño según la especie en estudio, que se ubican en puntos estratégicos donde hay mayor probabilidad de que la fauna transite. Estas parcelas se preparan con algún sustrato natural (arena o tierra) o artificial. Las huellas que se estampen en ellas se registran a través de fotografías, moldes de yeso o parafina, o impresiones en papel carbón o de fotografía (Aranda, 2012a; Sélem-Salas *et al.*, 2011). Las búsquedas se hacen a lo largo de un transecto y durante las primeras horas del día. Antes de iniciar el muestreo se debe recorrer el transecto para borrar o quitar los rastros viejos y evitar volver a contabilizarlos en el muestreo. Existen guías especializadas para la identificación de los rastros de mamíferos para México (Aranda, 2012b).

7.2.5. Métodos acústicos para murciélagos

Cerca del año 1793, Lazzaro Spallanzani llevó a cabo una serie de experimentos para tratar de contestar la pregunta: ¿cómo pueden orientarse los murciélagos en total oscuridad? Aunque no pudo contestar concretamente la cuestión (la tecnología necesaria aún no estaba disponible), acertó en suponer que podrían usar el sentido del oído. Fue hasta 1958 en que Donald Griffin encontró que los murciélagos logran tal hazaña gracias a un complejo sistema Sonar en el que emiten un sonido de alta frecuencia (ultrasonido) y reciben un eco de los objetos que lo rodean, a lo que él denominó ecolocalización (*echolocation*, en inglés)

(Griffin, 1958). Desde ese momento, se sabe que los murciélagos usan la ecolocalización para navegar y algunas especies, principalmente insectívoras, la usan para capturar a sus presas.

Estas señales están dirigidas a objetivos particulares, por ejemplo, los murciélagos que vuelan entre la vegetación se caracterizan por tener sonidos de alta frecuencia y de corta duración, que les permiten recibir sonidos a muy corto tiempo y evitar obstáculos exitosamente. Por el contrario, especies que forrajean en sitios abiertos poseen sonidos de baja frecuencia y de larga duración, que tienen como principal característica que pueden viajar mayor distancia sin ser atenuados por el ambiente (viento, presión, polvo, etc.) y regresar ecos sin tanta velocidad (Griffin, 1971). Adicionalmente, dentro de cada uno de estos grupos, los murciélagos buscan presas de diferente naturaleza, lo que los ayuda a evitar la competencia por alimento, de modo que algunos se nutren de mosquitos y otros de escarabajos, por lo que sus señales acústicas están asociadas a la dieta que presentan (Shi *et al.*, 2009).

En este orden de ideas, cada especie de murciélago socializa, corteja y se organiza con individuos de su misma especie, por lo que deben identificar la firma acústica de estos individuos (Ibáñez *et al.*, 2004; Ulanovsky *et al.*, 2004). Cada especie cuenta con un diseño de ecolocalización particular, por lo que puede ser relativamente fácil identificar a las especies mediante el registro de sus emisiones ultrasónicas, aunque existen grupos con muy poca variación (Mukhida *et al.*, 2004). A pesar de que los murciélagos insectívoros representan más del 60 % del ensamblaje en zonas tropicales, es difícil registrarlos a través de los métodos más comunes empleados en proyectos de investigación y evaluación de impacto ambiental, tales como las redes de niebla, en las que un porcentaje muy bajo del total de las capturas corresponde a especies insectívoras (O'Farrell y Gannon, 1999).

Por ello, el método de detección acústica se ha vuelto necesario cuando se intenta describir la composición de especies en un sitio y determinar el uso que estas hacen en cada hábitat. En proyectos de desarrollo de vías de comunicación lo importante es determinar cuáles son las zonas de paso de las especies de murciélagos, cómo varía la actividad espacial y temporalmente, y cuáles son las especies que utilizan dicho espacio. Adicionalmente, la información detallada de los ejemplares nos permitirá plantear las estrategias adecuadas, pues estarán en función de su diseño sensorial, por ejemplo, algunos individuos con pulsos de ecolocalización de corta duración y frecuencias altas son más capaces de ocupar túneles debajo de las carreteras o bien utilizar los espacios sobre las vías (Abbott *et al.*, 2012). Para contestar estas preguntas se han planteado diferentes estrategias metodológicas que aportan información complementaria. Los métodos se categorizan en activos y pasivos, dependiendo de si el usuario manipula la orientación del micrófono, pudiendo dirigirla hacia un murciélago observado, y controla la duración y la activación de las grabaciones

(activos) o, si es el caso, usar puntos fijos en donde se colocan uno o varios detectores funcionando de manera automática, programados para grabar los sonidos toda la noche durante varios días (pasivos).

7.2.5.1. Métodos pasivos

Se usan para obtener datos en sitios o puntos particularmente importantes con presencia, por ejemplo, de cuerpos de agua. En estos sitios es importante conocer cuáles especies hacen uso de ellos, o bien, qué hábitats o tipos de vegetación son indispensables para el mantenimiento de las especies y cuáles podrían atraerlas, haciéndolas vulnerables a colisiones (Froidevaux *et al.*, 2014). Adicionalmente, algunos autores han combinado esta metodología con la modelación de ocupación, para resaltar los hábitats críticos para los murciélagos (Pauli *et al.*, 2017). Existen diferentes equipos en el mercado que cuentan con protección contra lluvia y polvo, como el Pettersson D500x (Pettersson Elektronik AB) y uno de los más nuevos en el mercado, el Song Meter SM4BAT (Wildlife Acoustics; figura 11), ambos cuentan con detección automática programable y alta autonomía, con puertos para alimentación energética mediante baterías externas.



Figura 11. Ubicación de un detector de murciélagos automático SM4BAT (Wildlife Acoustics), para monitorear murciélagos insectívoros mediante el método pasivo. (Fotografía: José D. Cú-Vizcarra.)

El diseño experimental con este método varía en dependencia de los puntos o focos de interés dentro del proyecto. Lo más recomendable es llevar a cabo una evaluación rápida del terreno y de los posibles elementos del paisaje que pudieran ser de interés ecológico (v. g. cuerpos de agua) y delimitar los puntos del monitoreo. La principal ventaja de este método es el bajo esfuerzo humano y la obtención de datos continuos en un solo sitio, elementos importantes para describir picos de actividad y usos de hábitat. Como desventaja se tiene su alto costo monetario, pues se requieren de varios detectores que puedan estar trabajando en sincronía en diferentes sitios.

Adicionalmente, se pueden colocar tanto en sitios con alta obstrucción vegetal como en sitios abiertos, para lograr registrar un mayor número de especies. Otra ventaja de usar detectores pasivos es que a través de ellos se estima la riqueza de especies en diferentes estratos verticales, pues es bien sabido que algunas de ellas prefieren volar por encima del dosel y otras vuelan a alturas mucho menores, cercanas al suelo, inclusive en sitios desprovistos de vegetación (Adams, 2012). Para ello se puede hacer uso de torres anemométricas o de postes o árboles altos para lograr alturas de más de 20 m (figura 12) (Collins y Jones, 2009). Los resultados de este método nos ayudarán a determinar cuáles especies son más propensas a colisión en las vías de comunicación con base en su preferencia en un estrato vertical.

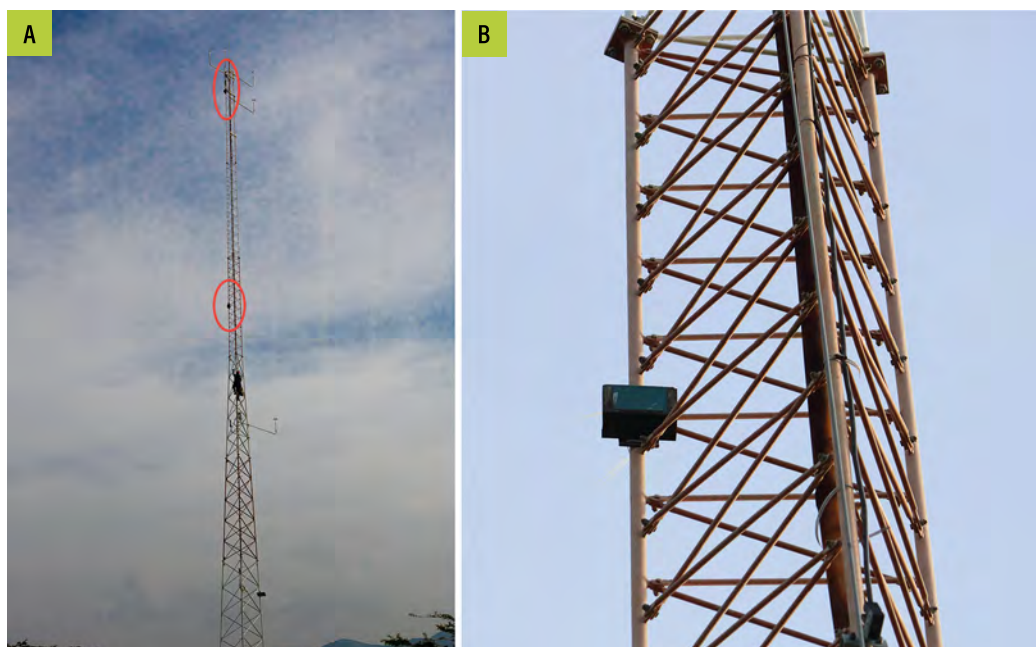


Figura 12. Colocación de dos detectores automáticos Song Meter 2 (Wildlife Acoustics) sobre una torre anemométrica (círculos rojos en imagen A) y su visualización (B). (Fotografías: José D. Cú-Vizcarra.)

7.2.5.2. Métodos activos

A diferencia del método pasivo, el activo tiene siempre la libertad de manipular y mover el detector acústico en dirección hacia un murciélago volando o hacia un sitio de alimentación (cuerpos de agua o zonas iluminadas atrayentes de insectos). Los detectores que se emplean para ello son portátiles y, en algunos casos, ergonómicos, para una mejor comodidad. En la actualidad existen micrófonos detectores de ultrasonido, cuyo espectrograma puede ser visualizado en tiempo real a través de un dispositivo electrónico como un teléfono celular o una tableta portátil, de manera que se puede hacer una descripción rápida de la riqueza de especies (figura 13).

Cuando se pretende contestar cómo es la variación de la actividad de murciélagos, se llevan a cabo transectos a pie manteniendo el detector encendido durante todo el trayecto. Por lo regular se hacen caminatas de 2.5 horas y un recorrido de 2 km, como mínimo, por noche (figura 14). Algunas aplicaciones asignan una coordenada a cada archivo de sonido registrado, de modo que no se requiere contar con un geoposicionador satelital (GPS). Sin embargo, se recomienda grabar las coordenadas del recorrido mediante una pista, para que se pueda asignar una coordenada a cada archivo de audio obtenido. Los transectos se deben realizar tanto paralelos al proyecto de construcción de la vía como perpendiculares a esta, con el fin de considerar la variación de especies que se verán directamente afectadas y las que podrían ser perturbadas por causas indirectas a la construcción (como el ruido o la luz).

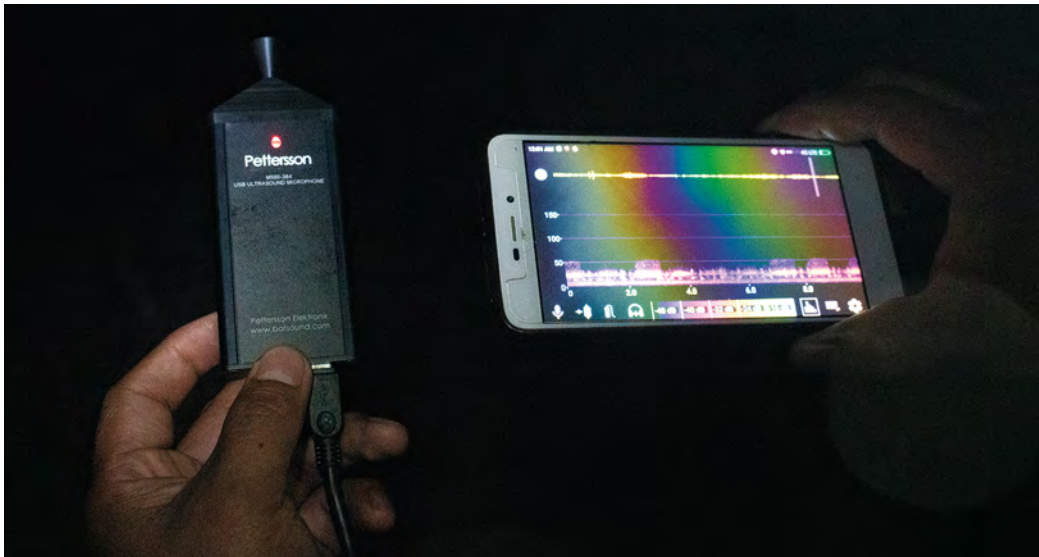


Figura 13. Detector portátil de murciélagos Pettersson M500-384 (Pettersson Elektronik AB), conectado a un teléfono celular donde se puede observar el espectrograma. (Fotografía: José D. Cú-Vizcarra.)



Figura 14. Recorrido de un transecto activo a pie con el uso de un Echo Meter EM3+ (Wildlife Acoustics) y toma de datos. (Fotografía de los autores.)

Cuando se requiere encontrar variación fija a lo largo del proyecto se emplean métodos similares a los usados para el estudio de las aves. El transecto por puntos para el estudio de murciélagos consiste en marcar puntos equidistantes (ca. 250 m) y llevar a cabo grabaciones en ese sitio con una duración de cinco minutos, después del cual se procederá a caminar hacia el siguiente punto y continuar de manera sucesiva. Algunos autores utilizan este método para delimitar, de una manera más confiable, las áreas o hábitats usadas por las especies de murciélagos. Finalmente, cuando se requiere llevar a cabo un recorrido de mayor distancia se hace el transecto en automóvil. En este caso se mantiene el detector activo desde el inicio y se empieza el recorrido en automóvil a una velocidad no mayor a 30 km/h, para así poder registrar todo lo observado en el recorrido, por un tiempo que puede variar de 1.5 h hasta 2 h. Con ello se logra el registro de murciélagos en un área mucho mayor.

7.2.5.3. Identificación de especies

La identificación de las especies de murciélagos a través de sus ecolocalizaciones ha sido bien estudiada en zonas tropicales (O'Farrell *et al.*, 1999; MacSwiney *et al.*, 2008; Meyer *et al.*, 2011; Zamora-Gutiérrez *et al.*, 2016). Los pulsos de ecolocalización se categorizan

mediante sus componentes de frecuencia, los cuales pueden ser de frecuencia modulada (FM), frecuencia constante (FC), frecuencia cuasi constante (FQ) y una combinación de las tres (FM-FC, FC-FM-FC). Esta es la primera característica que nos lleva a la identificación de las especies. Después de esto, se continúa midiendo la frecuencia mínima, máxima, la de mayor energía y otros componentes de tiempo como son la duración y el intervalo entre pulsos. Para el continente americano se tiene un número significativo de publicaciones en las que ofrecen valores de referencia para discriminar entre especies (O'Farrell *et al.*, 1999; Rydell *et al.*, 2002; MacSwiney *et al.*, 2008; Zamora-Gutiérrez *et al.*, 2016).

7.2.5.4. Estimación de la actividad

Debido a que mediante este método es imposible determinar el número de individuos que se está registrando, se hace un cálculo para estimar el número de pasos por unidad de tiempo, como una medida relativa al número de individuos, lo que se conoce como índice de actividad relativa (Miller, 2001). En resumen, el número de pases de murciélagos colectados por unidad de muestreo (punto, transecto, noche) entre el número de minutos que se estuvo muestreando, teniendo así una medida de pases de murciélagos por minuto. Un mayor número indica una mayor actividad.

8. Recomendaciones finales

Cada vez es más urgente llevar a cabo la construcción de vías de comunicación terrestres en armonía con el ambiente, ya que son fundamentales para mantener la interacción entre las poblaciones humanas. Para que las vías de comunicación sean sostenibles no solo se debe lograr que provoquen un mínimo impacto ambiental, sino que se debe intentar construirlas de manera que se integren con el entorno. A nivel mundial ya se están elaborando estrategias que permitan un desarrollo más amigable con el ambiente durante su planificación y construcción (Fleck *et al.*, 2007) y en México tenemos el compromiso de seguir este ejemplo.

Los estudios ecológicos asociados a las carreteras constituyen un campo de investigación poco explorado en México, el cual ofrece una amplia gama de oportunidades para el desarrollo de investigaciones de alto impacto. González-Gallina y Benítez-Badillo (2013) proponen como principales temas de estudio en México la determinación del efecto de las carreteras sobre la densidad poblacional de las especies más afectadas, el efecto desigual de las muertes por atropellamiento entre sexos y sus implicaciones sobre el éxito reproductivo y la dispersión de especies invasoras a través de las carreteras.

En México aún hay mucho trabajo por realizar y se necesita con urgencia involucrar a un mayor número de académicos, responsables políticos y de población en general para

lograr que las carreteras sean ecológicamente sostenibles. Para desarrollar todas las investigaciones necesarias y contar con todos los elementos apropiados es que se pone a disposición esta serie de métodos de campo que pueden ser muy eficientes si se desarrollan de la manera adecuada y en función de los objetivos correctos.

Se debe prestar especial atención al seleccionar los métodos más adecuados y pertinentes para aplicar a los proyectos de infraestructura vial. Para ello, los investigadores tendrán que ser capaces de identificar cuáles son las necesidades en cada una de las etapas del proyecto y la cantidad de recursos con los que se dispone para la investigación. Elegirán los métodos que pueden utilizarse para las diferentes especies, ya que dependerán de los hábitos y conducta de los individuos. También es importante que tengan presente las técnicas con las cuales pueden obtener mayor cantidad de información y en menos tiempo, para desarrollar los estudios de manera paralela a los tiempos establecidos para el proyecto. Además, se debe hacer un análisis profundo de las especies que podrían servir como bioindicadoras, para priorizar su estudio y medir el impacto que está teniendo la infraestructura vial sobre la biodiversidad en la región en cuestión.

9. Literatura citada

- Abbott, I. M.; Harrison, S. y Butler, F.** (2012). Clutter-adaptation of bat species predicts their use of under-motorway passageways of contrasting sizes - a natural experiment. *Journal of Zoology*, 287(2), pp. 124-132. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00894.x>
- Adams, M. D.** (2012). *Vertical stratification of insectivorous bats (Microchiroptera) in harvested forests: assessing the role of structural clutter in shaping patterns of flight activity* [tesis de doctorado, University of Wollongong, University of Wollongong thesis collection 1954-2016]. <http://ro.uow.edu.au/theses/3702>
- Adis, J.** (1979). Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. *Zoologischer Anzeiger*, 202, pp. 177-184.
- Alton, L. A. y Franklin, C. E.** (2017). Drivers of amphibian declines: effects of ultraviolet radiation and interactions with other environmental factors. *Climate Change Responses*, 4(1), pp. 1-26. <https://doi.org/10.1186/s40665-017-0034-7>
- Álvarez-Ramírez, M. T.; Salgado Ortiz, H. J. y Vázquez Muñoz, M.** (2010). *Efecto de la aplicación de herbicidas en campos de cultivos en el número de aves atropelladas en las carreteras del occidente michoacano* [ponencia oral]. Memorias del X Congreso para el Estudio y Conservación de Aves en México (CECAM), Xalapa, Veracruz, México.
- Anderson, D. R.; Burnham, K. P.; White, G. C. y Otis, D. L.** (1983). Density estimation of small-mammal populations using a trapping web and distance sampling methods. *Ecology*, 64(4), pp. 674-680. <https://doi.org/10.2307/1937188>
- Anderson, S. R. y Wiens, J. J.** (2017). Out of the dark: 350 million years of conservatism and evolution in diel activity patterns in vertebrates. *Evolution*, 71(8), pp. 1944-1959. <https://doi.org/10.1111/evo.13284>
- Antworth, R. L.; Pike, D. A. y Stevens, E. E.** (2005). Hit and run: effects of scavenging on estimates of roadkilled vertebrates. *South-eastern Naturalist*, 4(4), pp. 647-656. [https://doi.org/10.1656/1528-7092\(2005\)004\[0647:HAREOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1528-7092(2005)004[0647:HAREOS]2.0.CO;2)
- Aranda, J. M.** (2012a). TAPIR: Familia Tapiridae. En: Aranda Sánchez, J. M. *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México* (pp. 161-165). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio).
- _____. (2012b). *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), México, 260 pp.
- Araya-Gamboa, D. y Salom-Pérez, R.** (2015). Identificación de sitios de cruce de fauna en la ruta 415, en el "Paso del Jaguar", Costa Rica. *Infraestructura Vial*, 17(30), pp. 5-12.
- Arroyave, M. D. P.; Gómez, C.; Gutiérrez, M. E.; Múnera, D. P.; Zapata, P. A.; Vergara, I. C.; Andrade, L. M. y Ramo, K. C.** (2006). Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA*, 5, pp. 45-57.
- Asef, A.; Mengesha, G. y Mamo, Y.** (2016). Application of birds as ecological bioindicators for monitoring habitat change: A case study from Abijata-Shalla lakes national park, Ethiopia. *International Journal of Current Research*, 8(4), pp. 28980-28987.
- Astúa, D.; Moura, R. T.; Grelle, C. E. V y Fonseca, M. T.** (2006). Influence of baits, trap type and position for small mammal capture in a Brazilian lowland Atlantic Forest. *Boletim Do Museu Biologia Mello Leitão*, 19, pp. 31-44.
- Babińska-Werka, J.; Krauze-Gryz, D.; Wasilewski, M. y Jasińska, K.** (2015). Effectiveness of an acoustic wildlife warning device using natural calls to reduce the risk of train collisions with animals. *Transportation Research Part D: Transport Environment*, 38, pp. 6-14.
- Berry, N.; O'Connor, W.; Holderied, M. W. y Jones, G.** (2004). Detection and avoidance of harp traps by echolocating bats. *Acta Chiropterologica*, 6(2), pp. 335-346. <https://cutt.ly/OuDHRvo>
- Berthinussen, A. y Altringham, J.** (2012). The effect of a major road on bat activity and diversity. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), pp. 82-89. <https://cutt.ly/euDHkmH>

- Berthold, P.** (1976). Methoden der bestandserfassung in der ornithologie: Übersicht und kritische betrachtung. *Journal für Ornithologie*, 117, pp. 1-69. <https://doi.org/10.1007/BF01643065>
- Bibby, C. J.; Burgess, N. D. y Hill, D. A.** (2000). *Bird census techniques*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-095830-6.50015-8>
- Bissonette, J. A.; Kassar, C. A. y Cook, L. J.** (2008). Assessment of costs associated with deer-vehicle collisions: human death and injury, vehicle damage, and deer loss. *Human-Wildlife Conflicts*, 2(1), pp. 17-27.
- Blake, J. G.** (1992). Temporal variation in point counts of birds in a lowland wet forest in Costa Rica. *Condor*, 94(1), pp. 265-275. <https://doi.org/10.2307/1368816>
- Blomberg, S. y Shine, R.** (2006). Reptiles. En: Sutherland, W. J. (ed.). *Ecological census techniques: A handbook* (pp. 297-307). Press. 2.a ed.: Cambridge University.
- Bolaños, J.; Naranjo, E.; Escalona, G. y Lorenzo, C.** (2006). *Eumops underwoodii* (Chiroptera: Molossidae) en Campeche. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Época)*, 10(1): 75. <https://doi.org/10.22201/ie.20074484e.2006.10.1.144>
- Bouchard, J.; Ford, A. T.; Eigenbrod, F. E. y Fahrig, L.** (2009). Behavioral responses of northern leopard frogs (*Rana pipiens*) to roads and traffic: implications for population persistence. *Ecological Society of America*, 14(2), 23.
- Brehme, C. S.; Hathaway, S. A. y Fisher, R. N.** (2018). An objective road risk assessment method for multiple species: ranking 166 reptiles and amphibians in California. *Landscape Ecology*, 33(6), pp. 911-935. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0640-1>
- Buckland, S. T.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P. y Laake, J. L.** (1993). Distance sampling: estimating abundance of biological populations. *Biometrics*, 50(3), pp. 1-441.
- Buech, R. R. y Egeland, L. M.** (2002). Efficacy of three funnel traps for capturing amphibian larvae in seasonal forest ponds. *Herpetological Review*, 33(3), pp. 1582-1585.
- Bueno, C.; Sousa, C. O. M. y Freitas, S. R.** (2015). Habitat or matrix: which is more relevant to predict road-kill of vertebrates? *Brazilian Journal of Biology*, 75(4), S228-S238. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.12614>
- Burnham, K. P.; Anderson, D. R. y Laake, J. L.** (1985). Efficiency and bias in strip and line transect sampling. *The Journal of Wildlife Management*, 49(4), pp. 1012-1018. <http://www.jstor.org/stable/10.2307/3801387>
- Bury, R. B. y Corn, P. S.** (1987). Evaluation of Pitfall Trapping in Northwestern Forests: Trap Arrays with Drift Fences. *The Journal of Wildlife Management*, 51(1), 112. <https://doi.org/10.2307/3801640>
- Cantú-Gúzman, J. C.; Sánchez Saldaña, M. E.; Grosselet, M. y Silva Gámez, J.** (2007). *Tráfico ilegal de pericos en México. Una evaluación detallada*. Defenders of Wildlife y Teyeliz, A. C: México.
- Carvalho, F.; Santos, S. M.; Mira, A. y Lourenço, R.** (2017). Methods to monitor and mitigate wildlife mortality in railways. En: Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P. y Pereira, H. (eds.). *Railway Ecology* (pp. 23-42). Springer: Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-57496-7_3
- Case, T. J. y Fisher, R. N.** (2001). Measuring and predicting species presence: coastal sage scrub case study. En: Hunsaker, C. T.; Goodchild, F. M.; Friedl, M. A. y Case, T. J. (eds.). *Spatial Uncertainty in Ecology* (pp. 47-71). Springer: New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-0209-4_3
- Cedeño-Vázquez, J. R.; Calderón Mandujano, R. R. y Pozo de la tijera, C.** (2006). *Anfibios de la región de Calakmul, Campeche*, México. Conabio / Ecosur / Conanp / Pnud-GEF / SHM: México, 104 pp. <https://cutt.ly/3uDVzL3>
- Chablé-Santos, J. y Delfin-Gonzales, H.** (2010). Uso tradicional de fauna silvestre. En: Durán, R. y Méndez, M. (eds.). *Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán* (pp. 377-381). CYCY / PPD-FMAM / Conabio / Seduma: México.
- Chávez, C. y Ceballos, G.** (2001). Diversidad y abundancia de murciélagos en selvas secas de estacionalidad contrastante en el oeste de México. *Revista Mexicana de Mastozoología*.

- Nueva Época*, 5(1), pp. 27-44. <https://doi.org/10.22201/ie.20074484e.2001.5.1.78>
- Coelho, I. P.; Teixeira, F. Z.; Colombo, P.; Coelho, A. V. P. y Kindel, A.** (2012). Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Environmental Management*, 112(15), pp. 17-26. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.004>
- Collen, B.; Mccrae, L.; Deinet, S.; De Palma, A.; Carranza, T.; Cooper, N.; Loh, J. y Baillie, J. E. M.** (2011). Predicting how populations decline to extinction Predicting how populations decline to extinction. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 366 (1577), pp. 2577-2586. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0015>
- Collins, J. y Jones, G.** (2009). Differences in bat activity in relation to bat detector height: implications for bat surveys at proposed windfarm sites. *Acta Chiropterologica*, 11(2), pp. 343-350. <https://doi.org/10.3161/150811009X485576>
- Conover, M. R.** (2019) Numbers of human fatalities, injuries, and illnesses in the United States due to wildlife. *Human-Wildlife Interactions*, 13(2). <https://doi.org/10.26077/r59n-bv76>
- Corn, P. S.** (1994). Straight-line drift fences and pitfall traps. En: Heyer, W. R.; Donnelly, M. A.; McDiarmid, R. W. y Hayek, L. C. (eds.). *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians* (pp. 109-17). Smithsonian Institution Press.
- Cortés-Calva, P.; Álvarez-Castañeda, S. T.; Hernández-Gutiérrez, J. M. y Paz-Cuevas, M. P.** (2012). Underwood's Bonneted Bat (*Eumops Underwoodi*): first record in the Baja California Peninsula. *Western North American Naturalist*, 72(3), pp. 412-415. <https://doi.org/10.3398/064.072.0315>
- Costa, A. S.; Ascensão, F. y Bager, A.** (2015). Mixed sampling protocols improve the cost-effectiveness of roadkill surveys. *Biodiversity Conservation*, 24(12), pp. 2953-2965.
- Cryer, J.; Wynne, F.; Price, S. J. y Puschendorf, R.** (2019). Cryptic diversity in *Lithobates warszewitschii* (Amphibia, Anura, Ranidae). *ZooKeys*, 838, pp. 49-69. <https://doi.org/10.3897/zookeys.838.29635>
- Cupul, F.** (2002). Víctimas de la carretera: fauna apachurrada. *Gaceta cuc*. Departamento de Ciencias / Centro Universitario de la Costa: Puerto Vallarta.
- De la Peña O. L. y Llama, O. P.** (1997). *Mortalidad de aves en un tramo de línea de ferrocarril*. Grupo local SEO-Sierra de Guadarrama / SEO / BirdLife.
- Denzinger, A. y Schnitzler, H. U.** (2013). Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in Physiology*, 4, 164. <https://doi.org/10.3389/fphys.2013.00164>
- Dorsey, B.; Olsson, M. y Rew, L. J.** (2015). Ecological effects of railways on wildlife. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. *Handbook of Road Ecology* (pp. 219-227). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118568170.ch26>
- Dorsey, B. P.; Clevenger, A. y Rew, L. J.** (2017). Relative risk and variables associated with bear and ungulate mortalities along a railroad in the Canadian Rocky Mountains. En: Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P. y Pereira, H. (eds.). *Railway Ecology* (pp. 135-155). Springer: Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-57496-7_9
- Enge, K. M.** (1997). Use of silt fencing and funnel traps for drift fences. *Herpetological Review*, 28, pp. 30-31.
- Engeman, R. M.; Meshaka, W. E.; Severson, R.; Severson, M. A.; Kaufman, G.; Groninger, N. P. y Smith, H. T.** (2016). Monitoring cryptic amphibians and reptiles in a Florida state park. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(7), pp. 7032-7037. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-6028-8>
- Espinosa, A.; Serrano, J. A. y Montori, A.** (2012). Incidencia de los atropellos sobre la fauna vertebrada en el valle de El Paular. LIC "Cuenca del río Lozoya y Sierra Norte". *Munibe*, 60, pp. 209-236.
- Estades, C. F.; Escobar, M. A. H.; Tomasevic, J. A.; Vukasovic, M. A. y Páez, M.** (2006). Mist-nest versus point counts in the estimation of forest birds abundances in South-Central Chile. *Ornitología Neotropical*, 17(2), pp. 203-212.

- Ferguson, A. W. y Forstner, M. R. J.** (2006). A device for excluding predators from pitfall traps. *Herpetological Review*, 37(3), pp. 316-317. <https://cutt.ly/YuD2bYj>
- Ferguson, A. W.; Weckerly, F. W.; Baccus, J. T. y Forstner, M. R. J.** (2008). Evaluation of predator attendance at pitfall traps in Texas. *The Southwestern Naturalist*, 53(4), pp. 450-457.
- Fisher, R.; Stokes, D.; Rochester, C.; Brehme, C.; Hathaway, S. y Case, T.** (2008). *Herpetological monitoring using a pitfall trapping design in Southern California*: Geological Survey. Techniques and Methods 2 A5, 44 pp. <https://pubs.usgs.gov/tm/tm2a5/pdf/tm2a5.pdf>
- Fleck, L.; Painter, L. y Amend, M.** (2007). *Carreteras y áreas protegidas: un análisis económico integrado de proyectos en el norte de la Amazonía boliviana*. Conservation Strategy Fund. Serie Técnica 12: Brasil.
- Forman, R. T. T. y Alexander, L. E.** (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), pp. 207-231. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>
- Fragoso, J. M. V.; Levi, T.; Oliveira, L. F. B.; Luzar, J. B.; Overman, H.; Read, J. M. y Silvius, K. M.** (2016). Line transect surveys underdetect terrestrial mammals: implications for the sustainability of subsistence hunting. *PLoS ONE*, 11(4), e0152659. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152659>
- Francis, C. M.** (1989). A comparison of mist nets and two designs of harp traps for capturing bats. *Journal of Mammalogy*, 70(4), 865-870. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1381730>
- Friend, G. R.; Smith, G. T.; Mitchell, D. S. y Dickman, C. R.** (1989). Influence of pitfall and drift fence design on capture rates of small vertebrates in semiarid habitats of western Australia. *Australian Wildlife Research*, 16(1), pp. 1-10.
- Froidevaux, J. S. P.; Zellweger, F.; Bollmann, K. y Obrist, M. K.** (2014). Optimizing passive acoustic sampling of bats in forests. *Ecology and Evolution*, 4(24), pp. 4690-4700. <https://doi.org/10.1002/ece3.1296>
- Funk, W. C.; Caminer, M. y Ron, S. R.** (2012). High levels of cryptic species diversity uncovered in Amazonian frogs. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1734), pp. 1806-1814. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.1653>
- Gallina, S. (ed.)**. (2015). *Manual de técnicas para el estudio de la fauna*. Instituto de Ecología, A. C.: Xalapa.
- García-Muñoz, E. y Sillero, N.** (2010). Two new types of noose for capturing herps. *Acta Herpetologica*, 5(2), pp. 259-263. https://doi.org/10.13128/Acta_Herpetol-9033
- García, T. S.; Paoletti, D. J. y Blaustein, A. R.** (2009). Correlated trait response: Comparing amphibian defense strategies across a stress gradient. *Canadian Journal of Zoology*, 87(1), pp. 41-49. <https://doi.org/10.1139/Z08-130>
- Gardner, A. L. (ed.)**. (2008). *Mammals of South America*. Volume 1, Marsupials, xenarthrans, shrews, and bats. The University of Chicago Press.
- Gebauer, K.** (2009). *Trapping and identification techniques for small-scaled skinks (Oligosoma microlepis)*. Department of Conservation: Wellington.
- Gompper, M. E.; Kays, R. W.; Ray, J. C.; Lapoint, S. D.; Bogan, D. A. y Cryan, J. R.** (2006). A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in North-eastern North America. *Wildlife Society Bulletin*, 34(4), pp. 1142-1151. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2006\)34\[1142:A-CONTT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[1142:A-CONTT]2.0.CO;2)
- Gonçalves, L. O.; Alvares, D. J.; Teixeira, F. Z.; Schuck, G.; Coelho, I. P.; Esperandio, I. B.; Anza, J.; Beduschi, J.; Bastazini, V. A. G. y Kindel, A.** (2018). Reptile road-kills in Southern Brazil: Composition, hot moments and hotspots. *Science of The Total Environment*, 615, pp. 1438-1445. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.09.053>
- González-Gallina, A. y Benítez-Badillo, G.** (2013). Road ecology studies for Mexico: a review. *Oecologia Australis*, 17(1), pp. 175-190.

- González-García, F.** (2011). Métodos para contar aves terrestres. En: Gallina, S. y López-González, C. (eds.). *Manual de técnicas para el estudio de la fauna*, Vol. 1 (pp. 86-123). Universidad Autónoma de Querétaro / Instituto de Ecología, A. C.
- Grant, B. W.; Tucker, A. D.; Lovich, J. E.; Mills, A. M.; Dixon, P. M. y Gibbons, J. W.** (1992). The use of coverboards in estimating patterns of reptiles and amphibian biodiversity. En: Siegel, R. B. y Scott, N. (eds.). *Wildlife 2001* (pp. 379-403). Elsevier Science Publ., Inc.
- Griffin, D. R.** (1958). *Listening in the dark: The acoustic orientation of bats and man*. Yale University Press: New Haven
- _____. (1971). The importance of atmospheric attenuation for the echolocation of bats (Chiroptera). *Animal Behaviour*, 19(1), pp. 55-61. [https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(71\)80134-3](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(71)80134-3)
- Grosselet, M.; Villa-Bonilla, B.; Georgita, Y. y Michael, R.** (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 Tropics*, pp. 227-231.
- Grover, M. C.** (2006). Comparative effectiveness of nighttime visual encounter Surveys and cover object searches in detecting salamanders. *Herpetological Conservation and Biology*, 1(2), pp. 93-99.
- Guerrero-Sánchez, S. y Weber, M.** (2012). Riesgo zoonótico y antropozoonótico en carnívoros silvestres pequeños y medianos en Calakmul, Campeche. En: Méndez, R. M. (ed.). *El huerto familiar del sureste de México* (pp. 269-292). Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental del Estado de Tabasco / El Colegio de la Frontera Sur.
- Harkins, K. M.; Keinath, D. y Ben-David, M.** (2019). It's a trap: Optimizing detection of rare small mammals. *PLoS ONE*, 14(3), e0213201. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213201>
- 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(1), 24. <https://doi.org/10.1186/s12898-017-0134-z>
- Hernández-Ordóñez, O.; Santos, B. A.; Pyron, R. A.; Arroyo-Rodríguez, V.; Urbina-Cardona, J. N.; Martínez-Ramos, M.; Parra-Olea, G. y Reynoso, V. H.** (2019). Species sorting and mass effect along forest succession: Evidence from taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of amphibian communities. *Ecology and Evolution*, 9(9), pp. 5206-5218. <https://doi.org/10.1002/ece3.5110>
- Heyer, W. R.; Donnelly, M. A.; McDiarmid, R. W.; Hayek, L. C. y Foster, M. S.** (1994). *Measuring and monitoring biological diversity-Standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press.
- Huijser, M. P.; Duffield, J. W.; Clevenger, A. P.; Ament, R. J. y McGowen, P. T.** (2009). Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada: a decision support tool. *Ecology and Society*, 14(2), 15. <https://www.jstor.org/stable/26268301>
- Huijser, M. P.; Begley, J. S. y Van der Grift, E. A.** (2012). *Mortality and Live Observations of Wildlife on and Along the Yellowhead Highway and the Railroad through Jasper National Park and Mount Robson Provincial Park, Canada*. Technical Report Documentation Page. Salmo Consulting Inc.: Calgary.
- Humphrey, P. S.; Bridge, D. y Lovejoy, T. E.** (1968). A technique for mist-netting in the forest canopy. *Bird-Banding*, 39(1), pp. 43-50. <https://www.jstor.org/stable/4511439>
- Hutchens, S. J. y DePerno, C. S.** (2009a). Measuring species diversity to determine land-use effects on reptile and amphibian assemblages. *Amphibia Reptilia*, 30(1), pp. 81-88. <https://doi.org/10.1163/156853809787392739>

- Hutchens, S. J. y DePerno, C. S.** (2009b). Efficacy of Sampling Techniques for Determining Species Richness Estimates of Reptiles and Amphibians. *Wildlife Biology*, 15(2), pp. 113-122. <https://doi.org/10.2981/08-024>
- Hutto, R. L.; Pletschet, S. M. y Hendricks, P.** (1986). A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk*, 103(3), pp. 593-602. <https://doi.org/10.1093/auk/103.3.593>
- Ibáñez, C.; Juste, J. J.; López-Wilchis, R. y Núñez Garduño, A.** (2004). Habitat variation and jamming avoidance in echolocation calls of the Sac-Winged Bat (*Balantiopteryx plicata*). *Journal of Mammalogy*, 85(1), pp. 38-42.
- Iuell, B.; Bekker, H. G. J.; Cuperus, R.; Dufek, J.; Fry, G.; Hicks, C.; Hlavác, V.; Keller, V.; Rosell, C.; Sangwine, T.; Tørsløv, N. y Wandall, B. M.** (2003). Wildlife and traffic: a European handbook for identifying conflicts and designing solutions. En: *COST 341 Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure. Wildlife and Traffic. A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*. European Cooperation in the Field of Scientific and Technical Research.
- Jenkins, C. L.; McGarigal, K. y Gamble, L. R.** (2003). Comparative effectiveness of two trapping techniques for surveying the abundance and diversity of reptiles and amphibians along drift fence arrays. *Herpetological Review*, 34(1), pp. 39-42.
- Jung, K.; Kalko, E. K. V. y Von Helversen, O.** (2007). Echolocation calls in Central American emballonurid bats: signal design and call frequency alternation. *Journal of Zoology*, 272(2), pp. 125-137. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00250.x>
- Kušta, T.; Ježek, M. y Keken, Z.** (2011). Mortality of large mammals on railway tracks. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 42(1), pp. 12-18.
- Kušta, T.; Holá, M.; Keken, Z.; Ježek, M.; Zíka, T. y Hart, V.** (2014). Deer on the railway line: spatiotemporal trends in mortality patterns of roe deer. *Turkish Journal of Zoology*, 38(4), pp. 479-485. <https://doi.org/10.3906/zoo-1308-18>
- Kušta, T.; Zdenek, K.; Ježek, M. y Zdenek, K.** (2015). Effectiveness and costs of odor repellents in wildlife-vehicle collisions: A case study in Central Bohemia, Czech Republic. *Transportation Research part D: Transport and Environment*, 38, pp. 1-5. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2015.04.017>
- Lardner, B.; Yackel Adams, A. A.; Knox, A. J.; Savidge, J. A. y Reed, R. N.** (2019a). Do observer fatigue and taxon bias compromise visual encounter surveys for small vertebrates? *Wildlife Research*, 46(2), pp. 127-135. <https://doi.org/10.1071/WR18016>
- Lardner, B.; Yackel Adams, A. A.; Savidge, J. A. y Reed, R. N.** (2019b). Optimizing walking pace to maximize snake detection rate: a visual encounter survey experiment. *Herpetologica*, 75(3), pp. 218-223. <https://doi.org/10.1655/d-18-00020>
- Larsen, R. J.; Boegler, K. A.; Genoways, H. H.; Masefield, W. P.; Kirsch, R. A. y Pedersen, S. C.** (2007). Mist netting bias, species accumulation curves, and the rediscovery of two bats on Montserrat (Lesser Antilles). *Acta Chiropterologica*, 9(2), pp. 423-435. [https://doi.org/10.3161/1733-5329\(2007\)9\[423:M-NBSAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3161/1733-5329(2007)9[423:M-NBSAC]2.0.CO;2)
- Lechner, A. M.; Langford, W. T.; Jones, S. D.; Bekessy, S. A. y Gordon, A.** (2012). Investigating species-environment relationships at multiple scales: differentiating between intrinsic scale and the modifiable areal unit problem. *Ecological Complexity*, 11, pp. 91-102. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.04.002>
- Linhart, S. B. y Knowlton, F. F.** (1975). Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. *Wildlife Society Bulletin*, 3(3), pp. 119-124.
- MacSwiney, M. C.; Clarke, F. M. y Racey, P. A.** (2008). What you see is not what you get: the role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 45(5), pp. 1364-1371. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01531.x>
- Marciente, R.; Bobrowiec, P. E. D. y Magnusson, W. E.** (2015). Ground-vegetation clutter affects Phyllostomid bat assemblage structure

- in lowland Amazonian Forest. *PLoS ONE*, 10(6), e0129560.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129560>
- Marques, J. T.; Ramos Pereira, M. J.; Marques, T. A.; Santos, C. D.; Santana, J.; Beja, P. y Palmeirim, J. M.** (2013a). Optimizing Sampling Design to Deal with Mist-Net Avoidance in Amazonian Birds and Bats. *PLoS ONE*, 8(9), e74505.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0074505>
- Marques, T. A.; Thomas, L.; Martin, S. W.; Mellinger, D. K.; Ward, J. A.; Moretti, D. J.; Harris, D. y Tyack, P. L.** (2013b). Estimating animal population density using passive acoustics. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 88(2), pp. 287-309.
<https://doi.org/10.1111/brv.12001>
- Marsh, D. M. y Goicochea, M. A.** (2003). Monitoring terrestrial salamanders: Biases caused by intense sampling and choice of cover objects. *Journal of Herpetology*, 37(3), pp. 460-466.
<https://doi.org/doi:10.1670/98-02A>
- Marshall, A. R.; Lovett, J. C. y White, P. C. L.** (2008). Selection of line-transect methods for estimating the density of group-living animals: lessons from the primates. *American Journal of Primatology*, 70(5), pp. 452-462.
<https://doi.org/10.1002/ajp.20516>
- Masello, J. F.; Pagnossin, M. L.; Sommer, C. y Quillfeldt, P.** (2006). Population size, provisioning frequency, flock size and foraging range at the largest known colony of Psittaciformes: The Burrowing Parrots of the north-eastern Patagonian coastal cliffs. *Emu. Austral Ornithology*, 106(1), pp. 69-79.
<https://doi.org/10.1071/MU04047>
- Mathews, F.; Swindells, M.; Goodhead, R.; August, T. A.; Hardman, P.; Linton, D. M. y Hosken, D. J.** (2013). Effectiveness of search dogs compared with human observers in locating bat carcasses at wind-turbine sites: A blinded randomized trial. *Wildlife Society Bulletin*, 37(1), pp. 34-40.
- Mcknight, D. T.; Harmon, J. R.; Mcknight, J. L. y Ligon, D. B.** (2015). Taxonomic biases of seven methods used to survey a diverse herpetofaunal community. *Herpetological Conservation and Biology*, 10(2), pp. 666-678.
- Medellín, R. A.** (1993). Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el trópico húmedo mexicano. En: Medellín, R. A. y Ceballos, G. (eds.). *Avances en el estudio de los mamíferos de México*, Vol. 1, (pp. 333-350). Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C.
- Medinas, D.; Marques, J. T. y Mira, A.** (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research*, 28(2), pp. 227-237. <https://doi.org/10.1007/s11284-012-1009-6>
- Mendes, P.; Kimberly, A. W.; Luciana, S. P. y De Marco, P.** (2017). The relative importance of local versus landscape variables on site occupancy in bats of the Brazilian Cerrado. *Landscape Ecology*, 32, pp. 745-762.
<https://doi.org/10.1007/s10980-016-0483-6>
- Meyer, C. F. J.; Aguiar, L. M. S.; Aguirre, L. F.; Baumgarten, J.; Clarke, F. M.; Cosson, J.-F.; Villegas, S. E.; Fahr, J.; Faria, D.; Furey, N.; Henry, M.; Hodgkison, R.; Jenkins, R. K. B.; Jung, K. G.; Kingston, T.; Kunz, T. H.; Cristina MacSwiney González, M.; Moya, I.; Patterson, B. D.; [...] y Kalko, E. K. V.** (2011). Accounting for detectability improves estimates of species richness in tropical bat surveys. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), pp. 777-787. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01976.x>
- Michalski, F.; Crawshaw, P. G.; De Oliveira, T. G. y Fabián, M. E.** (2007). Efficiency of box-traps and leg-hold traps with several bait types for capturing small carnivores (Mammalia) in a disturbed area of Southeastern Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 55(1), pp. 315-320.
<https://doi.org/10.15517/rbt.v55i1.6083>
- Miller, B. W.** (2001). A method for determining relative activity of free flying bats using a new activity index for acoustic monitoring. *Acta Chiropterologica*, 3(1), pp. 93-105.
- Mills, D. J.; Norton, T. W.; Parnaby, H. E.; Cunningham, R. B. y Nix, H. A.** (1996). Designing surveys for microchiropteran bats in complex forest landscapes-a pilot study from south-east Australia. *Forest Ecology and Management*, 85(1-3), pp. 149-161. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03756-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03756-5)

- Mukhida, M.; Orprecio, J. y Fenton, M. B.** (2004). Echolocation calls of *Myotis lucifugus* and *M. leibii* (Vespertilionidae) flying inside a room and outside. *Acta Chiropterologica*, 6(1), pp. 91-97. <https://doi.org/10.3161/001.006.0107>
- O'Farrell, M. J. y Gannon, W. L.** (1999). A comparison of acoustic versus capture techniques for the inventory of bats. *Journal of Mammalogy*, 80(1), pp. 24-30. <https://doi.org/10.2307/1383204>
- O'Farrell, M. J. O.; Miller, B. W. y Gannon, W. L.** (1999). Qualitative Identification of Free-Flying Bats Using the Anabat Detector. *Journal of Mammalogy*, 80(1), pp. 11-23.
- Ortega, R.; Sánchez, L.; Humberto, B.; Rodríguez, V. y Vargas, V.** (2012). *Manual para monitores comunitarios de aves*. Conabio: México.
- Ortega, Y. K. y Capen, D. E.** (1999). Effects of forest roads on habitat quality for Ovenbirds in a forested landscape. *The Auk*. 116(4): pp. 937-946. <https://www.fs.usda.gov/tree-search/pubs/28532>
- Parmenter, R. R.; Yates, T. L.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P.; Dunnum, J. L.; Franklin, A. B.; Friggens, M. T.; Lubow, B. C.; Miller, M.; Olson, G. S.; Parmenter, C. A.; Pollard, J.; Rexstad, E.; Shenk, T. M.; Stanley, T. R. y White, G. C.** (2003). Small-mammal density estimation: A field comparison of grid-based vs. web-based density estimators. *Ecological Monographs*, 73(1), pp. 1-26.
- Pauli, B. P.; Zollner, P. A. y Haulton, G. S.** (2017). Nocturnal habitat selection of bats using occupancy models. *The Journal of Wildlife Management*, 81(5), pp. 878-891. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21251>
- Polaco, O. J. y Guzmán, A. F.** (1992). Mortalidad animal de vertebrados silvestres en las carreteras de México [ponencia oral]. *X Simposio sobre fauna silvestre "Gral. MV Manuel Cabrera Valtierra"*. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM): México.
- Pollard, J. H.; Palka, D. y Buckland, S. T.** (2002). Adaptive Line Transect Sampling. *Biometrics*, 58(4), pp. 862-870. <http://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2002.00862.x>
- Puc, J.; Trejo, C.; Mendoza, E. y Sauzo, I.** (2013). Las carreteras como una fuente de mortalidad de fauna silvestre en México. *Biodiversitas*, 111, pp. 12-16.
- Rainho, A.; Augusto, A. M. y Palmeirim, J. M.** (2010). Influence of vegetation clutter on the capacity of ground foraging bats to capture prey. *Journal of Applied Ecology*, 47(4), pp. 850-858. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01820.x>
- Ralph, C. J.; Geupel, G. R.; Pyle, P.; Martin, T. E.; Desante, D. F. y Milá, B.** (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U. S. Department of Agriculture, 46 pp.
- Rau, J. R.; Delibes, M.; Ruiz, J. y Servin, J. I.** (1985). Estimating the abundance of the red fox (*Vulpes vulpes*) in SW Spain. *Trans. Cong. Int. Union Game Biol.*, 17: pp. 869-876.
- Rea, R. V.; Child, K. N. y Aitken, D. A.** (2010). YouTube™ insights into moose-train interactions. *Alces*, 46, pp. 183-187.
- Recher, H. F.** (1970). Population density and seasonal changes of the avifauna in a tropical forest before and after gamma irradiation. En: Odum, H. T. y Pigeon, R. F. (eds.). *A tropical rainforest*. U. S. Department of Commerce, National Technical Information Services, pp. E69-E93.
- Reijnen, R.; Foppen, R. y Meeuwssen, H.** (1996). The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation*, 75(3), pp. 255-260. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00074-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00074-7)
- Reynolds, R. T.; Scott, J. M. y Nussbaum, R. A.** (1980). A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *The Condor*, 82, pp. 309-313.
- Rödel, M. y Ernst, R.** (2004). Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. An evaluation of methods with recommendations for standardization. *Ecotropica*, 10, pp. 1-14.

- Rodríguez-Mazzini, R.** (1996). *Uso de la técnica de estaciones olfativas (Scent-Station technique) en estudios de ecología de mamíferos*. Serie: Documentos de Trabajo – N° 8. Probides.
- Rydell, J.; Arita, H. T.; Santos, M. y Granados, J.** (2002). Acoustic identification of insectivorous bats (order Chiroptera) of Yucatan, Mexico. *Journal of Zoology of London*, 257(1), pp. 27-36. <https://doi.org/10.1017/S0952836902000626>
- Salinas-Melgoza, A. y Renton, K.** (2005). Seasonal variation in activity patterns of juvenile Lilac-Crowned Parrots in Tropical Dry forest. *The Wilson Bulletin*, 117(3), pp. 291-295.
- Santos-Filho, M.; Da Silva, D. J. y Sanaiotti, T. M.** (2006). Efficiency of four trap types in sampling small mammals in forest fragments, Mato Grosso, Brazil. *Mastozoología Neotropical*, 13(2), pp. 217-225. <https://www.biodiversitylibrary.org/part/113513>
- Santos, S. M.; Carvalho, F. y Mira, A.** (2011). How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *PLoS ONE*, 6(9), e25383. 10.1371/journal.pone.0025383
- Santos, S. M.; Marques, J. T.; Lourenço, A.; Medinas, D.; Barbosa, A. M.; Beja, P. y Mira, A.** (2015). Sampling effects on the identification of roadkill hotspots: Implications for survey design. *Journal of Environmental Management*, 162, pp. 87-95.
- Schaub, M. y Jenni, L.** (1999). Does tape-luring of migrating Eurasian Reed-Warblers increase number of recruits or capture probability? *The Auk*, 116(4), pp. 1047-1053. <https://doi.org/10.2307/4089684>
- Schipper, J.; Chanson, J. S.; Chiozza, F.; Cox, N. A.; Hoffmann, M.; Katariya, V.; Lamoreux, J.; Rodrigues, A. S. L.; Stuart, S. N.; Temple, H. J.; Baillie, J.; Boitani, L.; Lacher, T. E.; Mittermeier, R. A.; Smith, A. T.; Absolon, D.; Aguiar, J. M.; Amori, G.; Bakkour, N.; [...] y Young, B. E.** (2008). The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*, 322(5899), pp. 225-230. <https://doi.org/10.1126/science.1165115>
- Seijas, A. E.; Araujo Quintero, A. y Velásquez, N.** (2013). Mortalidad de vertebrados en la carretera Guanare-Guanarito, estado Portuguesa, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 61(4), pp. 1619-1636.
- Sélem-Salas, C. I.; MacSwiney, M. C. y Hernández-Betancourt, S.** (2011). Aves y mamíferos. En Bautista, F. J.; Palacio, L.; Delfín, H.; Paéz, R.; Carmona, E. y Delgado, M. C. (eds.). *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales* (pp. 351-388). Centro Nacional de Investigaciones en Geografía Ambiental. Instituto de Geografía. UNAM.
- Semarnat.** (2001). Norma Oficial Mexicana Nom-126-ECOL-2000, por la que se establecen las especificaciones para la realización de actividades de colecta científica de material biológico de especies de flora y fauna silvestres y otros recursos biológicos en el territorio nacional. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. <https://cutt.ly/V13131X>
- Semarnat.** (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. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. *Diario Oficial de la Federación*. <https://cutt.ly/NuJLt4q>
- Shi, L.; Feng, J.; Liu, Y.; Ye, G. y Zhu, X.** (2009). Is food resource partitioning responsible for deviation of echolocation call frequencies from allometry in *Rhinolophus macrotis*? *Acta Theriologica*, 54(4), pp. 371-382. <https://doi.org/10.4098/j.at.0001-7051.099.2008>
- Sikes, R. S.** (2016). Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. *Journal of Mammalogy*, 97, pp. 663-688.
- Sillero, N.; Poboljšaj, K.; Lešnik, A. y Šalamun, A.** (2019). Influence of landscape factors on Amphibian roadkills at the National Level. *Diversity*, 11(1), pp. 13. <https://doi.org/10.3390/d11010013>
- Singh, A. K.; Kumar, A.; Mookerjee, A. y Menon, V.** (2001). *Jumbo Express. A scientific approach to understanding and mitigating elephant*

- mortality due to train accidents in Rajaji National Park. Occasional Report N° 3. Wildlife Trust of India.
- Stouffer, P.C.** (2007). Density, territory size, and long-term spatial dynamics of a guild of terrestrial insectivorous birds near Manaus, Brazil. *The Auk*, 124, pp. 291-306.
- Strain, G. F.; Raesly, R. L. y Hilderbrand, R. H.** (2009). A comparison of techniques to sample salamander assemblages along highland streams of Maryland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 156(1-4), pp. 1-16. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0459-3>
- Sung, Y.-H.; Karraker, N. E. y Hau, B. C. H.** (2011). Evaluation of the effectiveness of three survey methods for sampling terrestrial herpetofauna in south China. *Herpetological Conservation and Biology*, 6(3), pp. 479-489.
- Taylor, B. D. y Goldingay, R. L.** (2004). Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. *Wildlife Research*, 31(1), pp. 83-91. <https://doi.org/10.1071/WR01110>
- Temple, S. A. y Wiens, J. A.** (1989). Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators? *American Birds*, 43(2), pp. 260-270.
- Tirira, D. G.; Boada, C. E. y Burneo, S. F.** (2010). Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, Lamproncycteris brachyotis (Dobson, 1879): First confirmed record for Ecuador. *Check List*, 6(2), pp. 237-238. <https://doi.org/10.15560/6.2.237>
- Trevelin, L. C.; Novaes, R. L. M.; Colas-Rosas, P. F.; Benathar, T. C. M. y Peres, C. A.** (2017). Enhancing sampling design in mist-net bat surveys by accounting for sample size optimization. *PLoS ONE*, 12(3), e0174067. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174067>
- Trombulak, S. C. y Frissell, C. A.** (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14(1), pp. 18-30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- Ulanovsky, N.; Fenton, M. B.; Tsoar, A. y Korine, C.** (2004). Dynamics of jamming avoidance in echolocating bats. *Proceedings. Biological Sciences / The Royal Society*, 271(1547), pp.1467-75. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2750>
- Vargas-Contreras, J. A.; Escalona-Segura, G.; Cú-Vizcarra, J. D.; Arroyo-Cabrales, J. y Medellín, R. A.** (2008). Estructura y diversidad de los ensambles de murciélagos en el centro y sur de Campeche, México. En Lorenzo, C.; Espinoza, E. y Ortega, J. (eds.). *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México* (pp. 551-577). Asociación Mexicana de Mastozoología. 2.a ed.: México.
- Vázquez, L.-B. y Gaston, K. J.** (2004). Rarity, commonness, and patterns of species richness: the mammals of Mexico. *Global Ecology and Biogeography*, 13(6), pp. 535-542. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2004.00126.x>
- Weddelling, K.; Hachtel, M.; Sander, U. y Tarkhni-shvili, D.** (2004). Bias in estimation of newt population size: a field study at five ponds using drift fences, pitfalls, and funnel traps. *Herpetological Journal*, 14(1), pp. 1-7.
- Wells, P.; Woods, J. G.; Bridgewater, G. y Morrison, H.** (1999). *Wildlife Mortalities on railways: monitoring methods and mitigation strategies* [conferencia]. Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation, Mile 0. Missoula, Montana, EE. UU.
- White, G. C.; Anderson, D. R.; Brunham, K. P. y Otis, D. L.** (1982). *Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations (Technical Report)* | OSTI.GOV. <https://cutt.ly/vuJX5Qt>
- Willson, J. D.; Winne, C. T. y Fedewa, L. A.** (2005). Unveiling escape and capture rates of aquatic snakes and salamanders (*Siren* spp. and *Amphiuma means*) in commercial funnel traps. *Journal of Freshwater Ecology*, 20(2), pp. 397-403. <https://doi.org/10.1080/02705060.2005.9664980>
- Willson, J. D. y Gibbons, W. J.** (2010). Drift fences, coverboards, and other traps. En: Dodd, C. K. Jr. (ed.). *Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques* (pp. 229-245). Oxford University Press.
- Winhold, L. y Kurta, A.** (2008). Netting surveys for bats in the Northeast: differences associated

- with habitat, duration of netting, and use of consecutive nights. *Northeastern Naturalist*, 15(2), pp. 263-274.
- Winne, C. T. y Keck, M. B.** (2004). Daily activity patterns of Whiptail Lizards (Squamata: Teiidae: *Aspidoscelis*): a proximate response to environmental conditions or an endogenous rhythm? *Functional Ecology*, 18(3), pp. 314-321. <https://doi.org/10.1111/j.0269-8463.2004.00819.x>
- Wunderle, J. M. Jr.; Díaz, A.; Velázquez, I. y Scharron, R.** (1987). Forest openings and the distribution of understory birds in a Puerto Rican rainforest. *The Wilson Bulletin*, 99(1), pp. 22-37.
- Wunderle, J.** (1992). Sexual habitat segregation in Black-throated Blue Warblers wintering in Puerto Rico. En: Hagan III, J. M. y Johnston, D. W. (eds.). *Ecology and Conservation of neotropical migrant landbirds* (pp. 299-307). Smithsonian Inst. Press.
- _____. (1994). *Census methods for Caribbean land birds*. General Technical Report SO-98. United States Department of Agriculture, 31 pp.
- Zamora-Gutiérrez, V.; López-González, C.; MacSwiney G., M. C.; Fenton, B.; Jones, G.; Kalko, E. K. V.; Puechmaille, S. J.; Stathopoulos, V. y Jones, K. E.** (2016). Acoustic identification of Mexican bats based on taxonomic and ecological constraints on call design. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(9), pp.1082-1091. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12556>

Vías de comunicación, reordenamiento territorial y reconfiguración de las (in)movilidades humanas en la península de Yucatán y la frontera sur de México

Sergio Prieto Díaz | Cátedra Conacyt-Ecosur, Campeche

Jorge A. Benítez | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Alejandrina Leal Gómez | Unidad de Estudios e Intercambio Académico, Conalep Nacional

Resumen

El presente capítulo muestra una reconstrucción histórica de algunos de los vínculos existentes entre el desarrollo de vías de comunicación, los procesos de expansión económica y la transformación de las dinámicas de desplazamiento humano. Propone una evaluación inicial prospectiva y panorámica de los impactos y escenarios hipotéticos que se vislumbran en términos de movilidades y migraciones en una región fronteriza en conflicto permanente desde el inicio de la “herida colonial”. Estas características se mantienen actualmente por la multiplicación de megaproyectos de infraestructura y vías de comunicación, que provocan la reconfiguración del territorio y su frontera y, por ende, se vinculan con los procesos de (in)movilidad humana, ya que, entre otras consideraciones, permiten que las diferentes poblaciones crezcan, transiten o se establezcan.

Palabras clave: megaproyectos, territorio, reordenamiento territorial, migraciones, (in)movilidades, península de Yucatán.

S. Prieto

email: sergio.prietodiaz@gmail.com

Cátedra del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt),

El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), Unidad Campeche

Avenida Rancho Polígono s/n, Ciudad Industrial, Lerma, Campeche, México, C. P. 24500

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

This chapter presents a historical reconstruction of some of the links between communication routes, economic expansion processes, and the transformation of human displacement dynamics. It proposes a prospective, and panoramic evaluation of the possible impacts and transformations looming in mobility and migration in the Southern Border region, characterized by conflicts and permanent disputes since the beginning of the “colonial wound.” This feature currently persists with the proliferation of infrastructure and communication megaprojects, which cause the reconfiguration of the territory and its border, and therefore are linked to the processes of mobility and human migration, since, among other limitations, allowing different populations to grow, transit or establish themselves

Keywords: megaprojects, territory, territorial reordering, migrations, (in)mobilities, Yucatan peninsula.

1. Introducción

Los planes y políticas de desarrollo (globales, nacionales, estatales) suelen contemplar la construcción o rehabilitación de infraestructura y, de forma particularmente relevante, de vías de comunicación. La importancia de su función es meridiana y ha sido destacada por una amplia variedad de autores desde distintas disciplinas (Wingo y Perloff, 1961; Plassard, 1978; Navarre y Prud’Homme, 1984; Rephann e Isserman, 1994; Obregón-Biosca, 2010) como la de mayor impacto en la estructuración, crecimiento y articulación económica y demográfica de los territorios. Se trata de infraestructuras que comunican y acercan regiones, personas que habitan ese territorio y, sobre todo, conectan los mercados regionales con los grandes circuitos comerciales globales. Sin embargo, como señala el estudio de Anand *et al.* (2018), los megaproyectos de infraestructuras se justifican y legitiman a través de múltiples promesas de carácter eminentemente político que esconden el reparto desigual de lo ofrecido. Quizá sea cierto que estas infraestructuras faciliten la movilización, el transporte y el desarrollo de proyectos turísticos o energéticos, pero el reparto de sus beneficios, enmarcados como están en la ampliación y consolidación de un modelo capitalista neoliberal, no puede más que reflejar sus contradicciones y, por tanto, no todas las personas se beneficiarán por igual de las nuevas posibilidades de movilidad (física o social), riqueza o bienestar vislumbradas.

Presentar una historia social contemporánea de las vías de comunicación terrestres en el sureste de México es complicado, debido a que la bibliografía suele enfatizar lo positivo de su construcción en las vidas comunales, pero no habla de la pauperización

manifiesta que se mantiene, el impacto ambiental que ocasiona o el mantenimiento y estructuración de las condiciones de diferenciación y violencia que trataban de superar. Una vía de comunicación, o la mejora de esta, debería promover el desarrollo económico y social de las poblaciones, ya que en teoría repercutirían en mejoras de la calidad de vida de las personas mediante un mejor acceso a servicios básicos de agua potable, electricidad, vivienda, hospitales o clínicas de salud, educación, reducción de tiempos de traslado, acercamiento de instituciones y programas de gobierno, comercio, impulso a programas agrícolas, acceso a internet, atracción turística, entre otros (López Santillán, 2011). Pero en el contexto de las “sociedades globales contemporáneas” se multiplican las voces y experiencias que cuestionan dichos beneficios y muestran su contracara “invisible”, sus efectos perjudiciales, la diversidad de impactos socioculturales y ambientales que suelen quedar inadvertidos y que se exponen en los diferentes capítulos de este libro.

La conectividad que proveen las vías de comunicación suele conllevar impactos negativos (previsibles e imprevisibles) muy importantes, aunque difícilmente cuantificables por su perfil cualitativo. Al respecto se pueden mencionar las consecuencias de la pérdida de la flora y fauna, el uso excesivo y la contaminación del agua, la erosión de la tierra o la transformación de los terrenos de cultivo y sus artes propias, con repercusiones a corto, mediano y largo plazo en aspectos culturales, familiares y comunitarios. Más importante aún es la transformación de los estilos de vida propios, como en el caso de las comunidades indígenas del país, que se debaten entre el mantenimiento de sus identidades frente al empuje de la occidentalización y las supuestas bondades de un modelo de desarrollo exógeno que toma forma de ferrocarril, carretera, tendido eléctrico, acceso a internet de alta velocidad. Es decir, hablamos de que las vías de comunicación modifican de tal forma los estilos de vida, que pueden incentivar problemáticas que aparentemente querrían solucionar, como son la pobreza extrema, la prostitución, las violencias, la pérdida de la propiedad de la tierra, el incremento del precio de la tierra y la inflación inmobiliaria, así como distintos tipos de movilidad de pueblos originarios (migración, diáspora, expulsión, exilio), cambio de valores y de identidad cultural.

Además de los impactos socioculturales a los pueblos indígenas y comunidades que habitan de facto los territorios por donde pasan o pasarán esas vías de comunicación, existen otros impactos que también refieren a distintos procesos de movilidad humana y migración, sea interna, regional o internacional. En ese cariz, este tipo de obras provocan a su alrededor una amalgama de desplazamientos e (in)movilidades presentes en cada una de las etapas de su planeación, construcción y operación. Entonces, la relación entre el proceso de reordenamiento territorial que subyace a los proyectos vinculados al desarrollo de megaproyectos de infraestructura y vías de comunicación, así como sus múltiples y

transversales articulaciones con un amplio espectro de desplazamientos poblacionales, supone un campo de análisis novedoso y de relevancia.¹

El presente capítulo problematiza algunas transformaciones provocadas en los territorios de la península de Yucatán, a través del desarrollo de políticas de modernización encarnadas en la construcción de vías de comunicación terrestres y en las resistencias ante las reconfiguraciones sociopolíticas, los cambios económicos y culturales que devienen de la construcción de dicha infraestructura. A partir de un concepto de modernidad focalizado en las transformaciones y transiciones institucionales y culturales de las sociedades tradicionales a las industriales, su permeabilidad a la cotidianidad de la vida política, pública y personal,² este capítulo se enfoca en describir el impacto de ciertos productos de la modernización orientados al desarrollo económico y tecnológico, al incremento de la productividad y las ganancias. En este caso las vías de comunicación son los instrumentos de la modernización planeada por el Estado para la incorporación del país a la modernidad: esta incorporación, bajo la prevalencia de la razón instrumental, es, para Pozas-Horcasitas (2006), el rasgo principal de las culturas globales; además de que el vínculo estrecho entre el crecimiento económico y el aumento de la productividad requiere incorporar nuevas tecnologías para maximizar las ganancias y controlar los riesgos.

2. Conformación histórica de la península de Yucatán como territorio geoestratégico

Se elige para este apartado la región de la península de Yucatán, formada por los actuales estados mexicanos de Quintana Roo, Yucatán y Campeche, por su relevancia espacio-temporal para la consideración del desarrollo histórico de las vías de comunicación que nos ocupa. Sin embargo, es necesario establecer que existen distintas regiones superpuestas, con sus respectivas relevancias, que es necesario mencionar dado que se interrelacionan de formas complejas en los momentos actuales y futuros, más allá de la coyuntura de este capítulo.

¹ En el contexto global actual, marcado por las intensas transformaciones que la pandemia de COVID-19 está provocando y provocará en todos los ámbitos de la vida social, económica y política, destacan los impactos que se producen en términos de la movilidad poblacional. En este sentido, llama la atención que, a pesar de la emergencia, se mantiene en México la apuesta por las inversiones públicas en vías de comunicación (Tren Maya, Corredor Transísmico, caminos rurales), privilegiando estas inversiones fuertemente vinculadas a procesos de (in)movilidad forzada (Prieto Díaz, 2020), frente a otras de carácter sociosanitario urgente.

² Se deja para otro momento el estudio acerca de la existencia de construcciones teóricas mucho más densas sobre este concepto y sus alcances desde una perspectiva específicamente latinoamericanista, como la del grupo Modernidad-Colonialidad, o las distintas corrientes de estudios subalternos (Chakrabarty, s/f; Britos Castro, 2012).

Esta diversidad de posibles territorializaciones superpuestas da cuenta de la complejidad analítica de esta región, y de la conflictividad inherente a la hora de delimitar, considerar y analizar las distintas fronteras que las enmarcan y los proyectos que las impactan. En ese sentido, se encontrarán múltiples referencias a la llamada frontera sur de México, que engloba a las entidades mexicanas de Chiapas, Tabasco, Campeche y Quintana Roo, es decir, las que efectivamente tienen territorio fronterizo tanto con Guatemala como con Belice. Sin embargo, esta denominación deja de lado a estados muy relevantes en procesos que se generan a través de dicha línea fronteriza, como serían Yucatán, Veracruz y Oaxaca, es decir, todos los estados al sur del istmo de Tehuantepec, con crítica relevancia, sin ir más lejos, en los procesos de migración en tránsito, de vigilancia migratoria y de articulación de distintos megaproyectos vinculados a las vías de comunicación: Tren Maya, Sembrando Vida, Corredor Transísmico, parques eólicos y solares, granjas animales, megaplantaciones agrícolas, entre otro. Esta última regionalización es la que suele responder a la denominación sur-sureste de México.

Otra denominación regional –con un componente que enfatiza lo identitario-cultural, el origen y permanencia de los pueblos y culturas mayas en la región– sería la de Mundo Maya, que tiene dos alcances: en cuanto a México, incorpora a los estados fronterizos de Chiapas, Tabasco, Campeche y Quintana Roo, y a Yucatán. Pero también tiene una acepción transnacional, en la que se incorporan a estas entidades zonas de Belice, Guatemala, El Salvador y Honduras (tal como se planteó en la Declaración de Copán de 1996). A partir de la consideración e integración de estas características no-estadocéntricas, de carácter más simbólico que normativo, es que se hace necesario empezar a hablar de una región transfronteriza, en la que se destaquen los vínculos, continuidades y rupturas desde una perspectiva compleja, entre territorios de México y Centroamérica.

Concentrando entonces la mirada en la integración de los territorios de la península de Yucatán a la modernidad (tanto por su interconexión interna como por su interconexión progresiva y creciente con otros territorios regionalizados), a partir de la construcción de vías de comunicación y su relación con la movilidad de las distintas poblaciones que los han ocupado o transitado, se hace posible dividir su historiografía en los siguientes cinco períodos.

2.1. Asentamientos mayas y caminos prehispánicos: ejes de la colonización (1500-1875)

Las primeras poblaciones en llegar a habitar territorios peninsulares fueron pueblos mayas procedentes de la zona del Petén, actualmente Guatemala, que se asentaron en lo que hoy es Bacalar. A partir de dicho asentamiento y por varios siglos, los pueblos mayas ocuparon distintas partes de la Península, integrados al territorio y desarrollando una civilización

cuyo alcance aún podemos observar a través de los vestigios de zonas arqueológicas como Palenque, Chichen Itzá o Calakmul, entre otras.

A la llegada de los españoles (1527-1547),³ la población maya se congregaba en el noroeste de la Península (figura 1), por tal razón ahí fue donde se inició el experimento del modelo colonial ibérico. Sin embargo, según Bracamonte y Sosa (2007), tres características importantes impidieron la implantación de este modelo a la región, a diferencia de otros territorios colonizados: a) no había oro por descubrir o rescatar, b) no existían tierras fértiles para cultivos europeos, pero a cambio, c) la población maya era numerosa y organizada para la producción de bienes múltiples elaborados con tecnología local. Por lo tanto, la expansión del régimen colonial español, basado en la propiedad privada y la acumulación de riqueza, fue contenida por la estructura de la sociedad maya, sólidamente asentada en el territorio y cimentada en la propiedad comunal y la autosuficiencia (Okoshi-Harada, 2012). La resistencia a la aceptación de este y otros modelos exógenos que atentan contra dicho equilibrio y tradición es una constante en la historia de estos pueblos y territorios, y explica la heterogeneidad de la colonización peninsular, circunscripta en gran parte a los territorios conectados a las vías de comunicación.

Al no poder consolidar fácilmente el modelo de expansión territorial colonial, la “encomienda” (basada en el tributo indígena) se erigió como el sistema más idóneo para el logro de las aspiraciones de nobleza de los españoles y constituyó el mecanismo inicial que gobernó las relaciones entre ambos grupos (Zavala, 1935). A cambio de un tributo personal que se mantenía desde los 14 a los 60 años (Machuca, 2016), los cabildos mayas mantuvieron su autonomía y asumieron el control de la mano de obra y de los recursos territoriales (Bracamonte y Sosa, 2007). Por esta razón, la distribución original de las poblaciones mayas y sus vías de comunicación ancestrales (*sacbé*s) constituyeron la infraestructura inicial que guio la colonización. En muchos sentidos, aquellos primigenios caminos precoloniales siguen vigentes, después de permitir la introducción del patrón de acumulación y pensamiento colonial y, posteriormente, su expansión hacia el interior (Cramausel, 2000). Puede argumentarse entonces que esos caminos precoloniales fueron la base de las primeras infraestructuras de comunicación y, a partir de ellos, continúa su expansión presente.

³ Yucatán fue descubierto de manera oficial para los europeos el 1 de marzo de 1517. Sin embargo, la conquista del territorio comenzó hasta 1527, cuando Francisco de Montejo fue nombrado “adelantado”, por capitulación directa de Carlos I: a cambio de territorios y puestos de gobierno, se compromete a iniciar inmediatamente la conquista y fundar dos ciudades de más de 100 habitantes. Este proceso concluyó “oficialmente” hasta principios de 1547, cuando la última rebelión de los mayas fue aniquilada (Chamberlain, 1974). A pesar de esto, la conflictividad del territorio y la resistencia cultural e identitaria del pueblo maya ha sido una constante desde entonces y pueden encontrarse varios momentos de resistencia que llegaron a poner en riesgo la empresa colonial, como la llamada guerra de Castas, entre 1847 y 1901.

A pesar de la resistencia indígena maya, el orden colonial modificó lenta pero inexorablemente la economía de la región, mediante la selección de algunos productos para el comercio exterior (grana, añil, henequén, cera, madera, ámbar, vainilla, reatas, costales, cables para la armada de Barlovento, carey labrado, calzado, colchas, paños, baúles, hamacas, sal, palo de tinte, entre otros) (Bracamonte y Sosa, 2007) y la concentración del comercio en cierto número de rutas principales. En este contexto, el paisaje peninsular se modificó siguiendo un patrón de organización provincial de producción y distribución de excedentes, desde las cabeceras de las repúblicas de indios hasta los centros de acopio, a través de cientos de senderos y caminos construidos para el uso de los animales de carga. En esta reconfiguración, aquellos primeros caminos y rutas pueden considerarse como las fronteras de la empresa colonial: el sistema de fuertes, iglesias y reducciones se concentraba alrededor de los caminos, únicos espacios realmente bajo control colonial, y no fue hasta tiempo después que dicho control trascendió esos límites (Bakewell, 1991). Más allá de los mencionados caminos, la experiencia, ejercicio y efectividad de la conquista fueron difusas y asincrónicamente establecidas. Estas mismas características históricas se han comprobado en otros territorios del continente, como el Camino Real de Tierra Adentro, en México (Prieto Díaz, 2017), o la Ruta de la Plata entre Potosí, Bolivia y Buenos Aires, Argentina (Prieto Díaz, 2010). Aparte de estas limitaciones propias del proceso colonial, hay que considerar el impacto que tuvieron los procesos de resistencia de los pueblos indígenas, así como los constantes ataques de piratas y corsarios ingleses: ambos grupos crearon sus propias formas de comunicación y redes de caminos que escapaban y ponían en cuestionamiento, si no en peligro, la empresa colonial.

Por las razones antes expuestas, la mercantilización de tierras fue un fenómeno que ocurrió de manera lenta y a la par de la adjudicación de predios, las llamadas “mercedes”, mediante las cuales cada español recibía un solar urbano y una parcela de tierra en las afueras de la villa o poblado (Carrera, 2015). En ocasiones se concedían tierras de mucha mayor extensión, para explotaciones ganaderas llamadas “estancias” (Farris, 1980), las cuales inicialmente se concentraron en las inmediaciones de la ciudad de Mérida, el puerto de Campeche y la villa de Valladolid, así como a lo largo de los caminos que comunicaban a estas poblaciones. En la segunda mitad del siglo XVII, estas empresas agropecuarias crecieron en número y dinamizaron el mercado, iniciando así un periodo de intensa especulación sobre la tierra (Bracamonte y Sosa, 2007). Como consecuencia de este proceso, a partir de la segunda mitad del siglo XVIII, en la Península ya había más haciendas que encomiendas (Machuca, 2016). La apropiación de tierras y transformación de las estancias en haciendas siguió un patrón de dispersión radial, a partir de los principales centros urbanos de Mérida, Valladolid y Campeche, con ramificaciones hacia Chetumal y el Petén guatemalteco (figura 2).

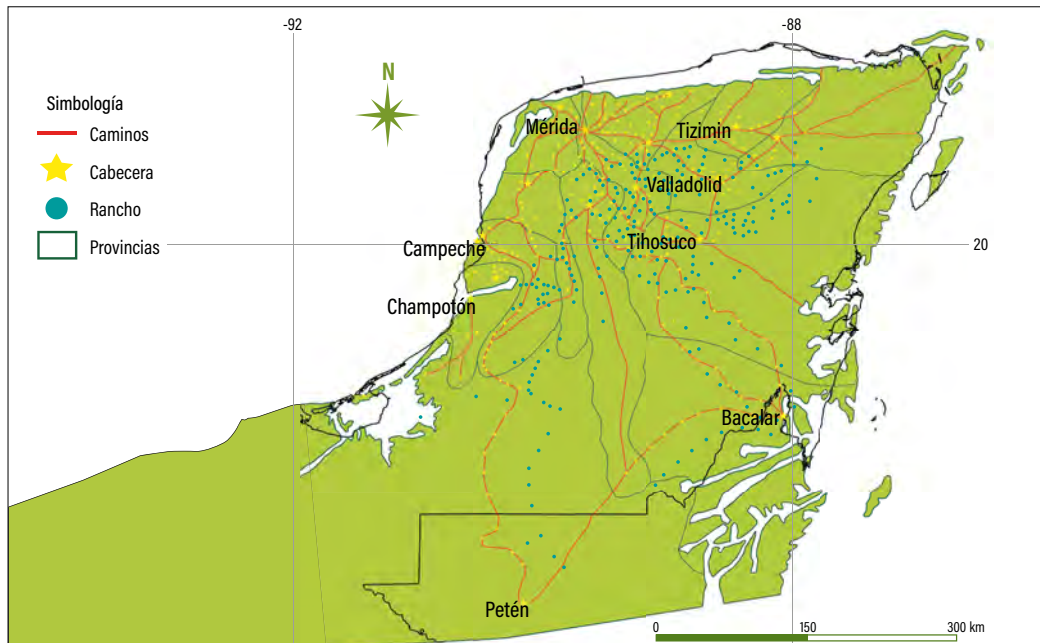


Figura 2. Provincias, ciudades, cabeceras y pueblos en la península de Yucatán, en 1800. (Elaboración propia a partir de la simplificación y digitalización del mapa con la división de subdelegaciones de 1800, elaborado por Ramón F. Cabrera.) El mapa original, con distorsiones de proyección, características de la cartografía de la época, se muestra sobrepuesto a la línea de costa actual.

En este contexto de ocupación del territorio y reparto de tierras –ya que su control se extiende más allá de los límites de los caminos– se consolida el proceso histórico de definición de las diversas fronteras administrativas peninsulares. Es interesante rescatar, como un precedente notable de la articulación histórico-territorial de los espacios fronterizos regionales, la extensión tanto territorial como temporal de la capitanía general de Yucatán, vigente entre 1565 y 1821. Este espacio administrativo, vinculado directamente a la corona española y no sujeto a los procesos particulares que se tejían en la región, tanto en el Virreinato de Nueva España al norte como en la Real Audiencia de Guatemala al sur, abarcaba los actuales estados de Yucatán, Campeche, Quintana Roo, Tabasco, la selva Lacandona de Chiapas, Belice y el Petén guatemalteco.

A partir de 1821, cuando inicia el proceso de independencia respecto de la metrópolis española, los territorios de la Península y los distintos pueblos, que en ese momento la poblaban, entran en una nueva etapa de reconfiguración dentro del proceso de disputa permanente que los caracteriza. Paradójicamente, a diferencia de lo que ocurrió en otros territorios donde la población de origen español peninsular fue perseguida, la región yucateca se convirtió en su destino y refugio, ahí “convivieron” con indígenas, mestizos y

criollos. En el caótico e imprevisible proceso de reconfiguración de territorios, fronteras e identidades, la renombrada República de Yucatán se unió a México en 1823, para luego declararse independiente en 1841 y reintegrarse nuevamente a México en 1848. En 1858, en plena efervescencia de la guerra de Castas, Campeche se separó de aquella gran república reintegrada. En 1902, ya terminado aquel conflicto, lo hará Quintana Roo, finiquitando así, de forma amplia, el diseño de las fronteras contemporáneas del lado mexicano.⁴

Este proceso endógeno e intrahegemónico, germen de la conformación de las fronteras nacionales actuales y enmarcado en la lucha por la independencia colonial, estuvo mediado además por las luchas interhegemónicas desatadas entre las grandes potencias y que se expresaban tanto en la geopolítica regional como global, por ejemplo: el apoyo de la alianza Estados Unidos-Gran Bretaña al proceso de independencia mexicano, frente a las aspiraciones continuistas de la metrópoli ibérico-española y el poder colonial “clásico”, representado aún por España y Francia. La importancia geopolítica de la región, en el contexto de las pugnas coloniales, queda clara al analizar las alianzas y repartos territoriales respecto de lo que hoy son Belice y Guatemala.

En el primer caso, el territorio que hoy ocupa Belice no era pretendido por ninguna metrópoli hasta inicios del siglo XIX, cuando fue nombrada Honduras Británica y reconocida por el naciente México, que al mismo tiempo logró el apoyo a su independencia por parte de la nación británica. Esta alianza interesada por el mutuo reconocimiento de sus territorios fue refrendada por el Tratado de Amistad, Comercio y Navegación entre México y Gran Bretaña, de 1824, y por el Tratado de Límites, de 1893 (Dachary, 1991). La presencia e influencia no solo física sino simbólica del imperio británico se mantuvo por largo tiempo, por ejemplo, durante la guerra de Castas, en la cual apoyó con material bélico a las poblaciones mayas que desafiaban el poder colonial de la metrópoli ibérica (Arnáiz, 1994).

Con respecto a las fronteras con Guatemala, estas son reflejo de la estructuralidad y relevancia de un conflicto histórico que inicia desde la misma creación del Imperio mexicano independiente en 1821, cuando aún se mantenía la Capitanía General de Guatemala (que incluía las actuales Guatemala, Honduras, El Salvador, Nicaragua y Costa Rica, más Chiapas) e incluso durante su breve lapso como República Federal de Centroamérica entre 1823 y 1841 (Toussaint, 2005). El control de las regiones de Chiapas y el Soconusco, hoy pertenecientes a México, estuvieron en el frente de esta disputa histórica y fueron la justificación para la primera intervención regional de Estados Unidos, en 1831 (Toussaint, 2005). El establecimiento definitivo de los límites entre ambos países se produjo hasta

⁴ Paradójicamente, al día de hoy, el llamado “conflicto de límites” entre estos tres estados alrededor del “Punto Put” (punto de unión territorial) en que los tres convergen continúa vigente y está en litigio legal-administrativo por ser resuelto (Romero Mayo y Rioja Peregrina, 2012).

1884, a través de una comisión de expertos en orografía, hidrología y caminos, también con la mediación de esta incipiente potencia que reforzaba así su presencia y relevancia en la región (Castillo y Toussaint, 2015), tomando el relevo de las potencias europeas ya en el ocaso de su hegemonía regional.

2.2. El tren como eje de desarrollo (1875-1940)

La demanda estadounidense del henequén yucateco, que comenzó a crecer en los años iniciales de la rebelión maya de 1847, abrió la oportunidad para el desarrollo capitalista de las haciendas que evolucionaron a partir de las estancias ganaderas en la primera mitad del siglo XIX, alcanzando su madurez hacia 1880 bajo la influencia del capital norteamericano (Arrieta Ceniceros, 1979). Esa asociación permitió un crecimiento sostenido hasta 1915 aproximadamente, impulsado además por un conjunto de adelantos tecnológicos en los métodos del cultivo de las plantaciones, en el desfibrado y en el embalaje o industrialización de la fibra (Bracamonte y Sosa, 2007). Además de la producción de henequén, este modelo de capitalismo moderno se fortaleció con la explotación a gran escala de otros recursos naturales, tales como el palo de tinte y las maderas preciosas. Para ello, el capital concentrado en los grandes centros urbanos se aprovechó de la división social del trabajo y la subordinación del pueblo maya que había sido constitutiva de un periodo colonial que, al menos formal y teóricamente (aunque no en las prácticas), había sido superado.

Durante la época de la expansión del llamado “oro verde” henequenero, las vías férreas jugaron un papel muy importante para el estado de Yucatán (Arrieta Ceniceros, 1979). Dado que anteriormente la única forma de conectarse con el resto del país era por agua o por precarios caminos vecinales, las vías férreas constituyeron el entramado que facilitaría la conducción de los productos del estado hacia el puerto de Progreso, a través del centro neurálgico en que se convirtió la ciudad de Mérida (figura 3). En este periodo, la región contaba con una gran riqueza natural: maderas preciosas, especies marinas únicas, vastedad de flora y fauna, y una población particular. Esta especificidad, su relevancia cultural, diversidad ambiental y dificultad orográfica, fue lo que ocasionó, según Baños (1993), que aún mediado el siglo XX la Península estuviera bastante poco integrada al resto del país.

A pesar de esta incipiente comunicación ferroviaria, la península de Yucatán, durante la primera etapa del siglo XX, siguió marginada, ya que la manera más rápida de viajar al centro de México era vía marítima. Durante todo este periodo, la Península mantuvo su aislamiento con el resto del país, representando una distancia no solo física, sino ante todo identitaria: aunque existía una comunicación frecuente con el puerto de Veracruz, la burguesía yucateca viajaba más fácilmente a Nueva Orleans o la Habana (García de Fuentes

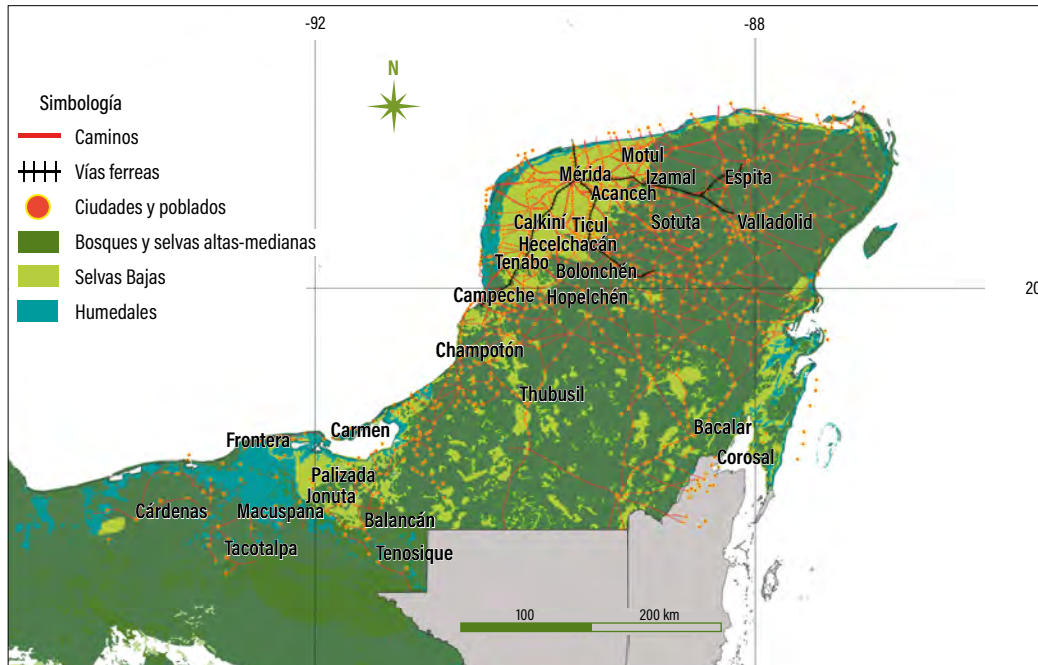


Figura 3. Caminos y vías férreas de la península de Yucatán, circa 1900. Reconstrucción propia a partir de un mapa anónimo de 1859 y SAF (1923). [Los datos de población son de García-Cubas (1874) y la cobertura de vegetación potencial están basados en Flores Guido y Espejel Carvajal (1994) y Olmsted *et al.* (1999).]

y Morales, 2000). No fue sino hasta 1934 que se conectó el ferrocarril del sureste⁵ con una línea que iba desde Campeche hasta Coatzacoalcos, y hasta 1954 se conectaron estas líneas con el resto del país. Sin embargo, dicha conexión no sacó a la región de su marginalidad, pues su contribución relativa al producto interno bruto nacional se mantuvo inferior al 3 %. Pese al avance de la modernidad encarnado en ferrocarriles y carreteras (a partir de 1920 habría que empezar a considerar la aún mínima comunicación aérea), la región siguió dependiente de un sector primario escasamente competitivo, sin infraestructura

⁵ Wan Moguel (2020) reconstruye la historiografía del ferrocarril del sureste entre 1934 y 1977, mientras recupera los antecedentes de las líneas férreas de la Península que este proyecto trataba de conectar. En su trabajo se evidencia cómo a lo largo de la historia, los caminos primero, los trenes y carreteras después, no solo han unido y dinamizado territorios, sino que han sido, en primer lugar, instrumentos para lograr su control. Bajo esta funcionalidad y partiendo de las asimetrías históricas y sociales de cada contexto, ha sido imprescindible el control (o sometimiento) de las poblaciones que originariamente los ocupaban. Según lo que señalamos en este capítulo, es fácil imaginar a quiénes beneficiaban estos proyectos y a quiénes perjudicaban.

productiva y totalmente supeditado a ser proveedor de insumos para las industrias localizadas en el valle de México (Baños, 1993).

El cultivo masivo y la expansión de la frontera henequenera se produjo alrededor de 1875, coincidiendo con la llegada oficial del ferrocarril a la Península: con la instalación del primer riel de vía ancha entre Mérida y Progreso. A partir de este momento, la superficie cultivada con henequén aumentó exponencialmente, al ritmo que crecía su comercio hacia Estados Unidos, inaugurando una de las épocas de mayor auge económico en la península de Yucatán bajo la economía de las haciendas. La relación entre la introducción del ferrocarril y el aumento e industrialización de este cultivo es central, pues las grandes haciendas necesitaban estar conectadas y el volumen de las producciones solo era manejable a través de rieles de vía estrecha, del entonces modernísimo sistema Decauville, sobre los cuales se desplazaban vagones tirados por caballos o mulas. En el caso de las haciendas más grandes, estas estaban conectadas a la red regional de ferrocarril a través de un ramal que terminaba en una pequeña estación privada (Quezada, 2012). En este período, tanto la sociedad como la economía se transformaron radicalmente, incorporándose dinámicas capitalistas a lógicas tradicionales que no solo no desaparecieron, sino que se mantuvieron y resignificaron particularmente en el campo.

Durante el siglo XIX y debido a la situación social del país y de la región, la política territorial y poblacional se enfocó en la atracción selectiva de migración extranjera con el objetivo de favorecer la colonización, especialmente de regiones fronterizas ampliamente despobladas y ricas en recursos naturales que debían nutrir el desarrollo económico del país. Así, según la región, se pueden encontrar descendientes de japoneses, chinos, menonitas, entre otras raíces, cuyos antepasados llegaron al territorio con el objetivo de consolidar el proyecto de modernización liberal emprendido por Porfirio Díaz (Rodríguez, 2010). Este paradigma colonizador cristalizó en dos leyes (en 1883 y 1894), cuyas políticas facilitaban la instalación de colonos extranjeros en determinadas regiones fronterizas, apuntando a la integración económica de dichos territorios a la dinámica mercantil nacional, global y, solo subsidiariamente, intrarregional.

En Campeche, el auge industrial durante el porfiriato también se dio a través de dos proyectos ferroviarios: la línea Campeche-Calkiní, con un ramal en Lerma, en 1880; y la línea Campeche-Mérida, concluida en 1891. Como consecuencia, en 1900 se funda la compañía el Ferrocarril Campechano, con una extensión total de 29 km, 10 km de Campeche a Chiná y 19 km de Uayamón a Chiná.

A principios del siglo XX, Quintana Roo se consideraba zona franca, refugio de mayas que durante años habían sido sometidos y convertidos en peones para las grandes haciendas yucatecas. En 1902, Quintana Roo se declaró territorio federal, donde se establecieron rutas

terrestres que conectaban a diversos campamentos militares en la zona; posteriormente se inició el fomento a la actividad productiva que atraería a trabajadores y a sus familias para poblar la región, y los medios de transporte marítimo eran los que predominaban en la zona (Careaga Viliesid e Higuera Bonfil, 2010).

2.3. La transición del ferrocarril a las carreteras (1940-1970)

Las décadas del 40 al 60 del siglo xx en México son el antecedente de la evolución social y económica conocida como el “desarrollo estabilizador”, cuando se impulsó la modernización del país abrigada por una estabilidad monetaria de más de 20 años, propiciada por el crecimiento de la población, la legislación y la mano del Estado mexicano, que apoyaba la inversión pública mediante subsidios, protegiendo la manufactura mexicana e impulsando políticas económicas y programas sociales. A nivel mundial, y en el contexto del desarrollo y fin de la Segunda Guerra Mundial, es la época de los modelos de desarrollo basados en la sustitución de importaciones; modelos que, más que plantearse como una alternativa al capitalismo, fueron entendidos como una especie de fase previa y de preparación para una inserción posterior en mejores condiciones.

En una primera fase (1940-1960), las carreteras, en vez de complementarse con la infraestructura previa, se plantean y desarrollan como competencia, construyéndose de forma paralela a los ejes troncales de las vías férreas (Mercado *et al.*, 2011). De esta manera, a partir del privilegio otorgado por los gobiernos desarrollistas al transporte carretero como soporte de progreso, en 1959 se conectó la Península con el resto del país (figura 4). La red ferroviaria peninsular logró finalmente lo propio pero más tarde, al conectarse con la del istmo de Tehuantepec. Esta doble interconexión permitió el crecimiento de las ciudades más importantes de la región y habilitó las colonizaciones de otros territorios, como Candelaria, en el sur de Campeche, a partir de los años 60. No obstante la conectividad nacional lograda para inicios de la década de 1960, la comunicación por carretera seguía siendo lenta, porque no había puentes y el cruce de los grandes ríos era mediante pangas (García de Fuentes *et al.*, 2019).

A partir de esta década, las capitales estatales estaban todas comunicadas, era posible viajar de Yucatán a Sonora y de Tamaulipas a Chiapas, con lo que los mercados regionales pudieron integrarse al mercado nacional luego de su desarrollo endógeno. Pero esta comunicación también tuvo una repercusión adicional, y es que favoreció la migración desde las zonas rurales de varios de los estados más empobrecidos del país, a los grandes núcleos urbanos tanto de México como de Estados Unidos.

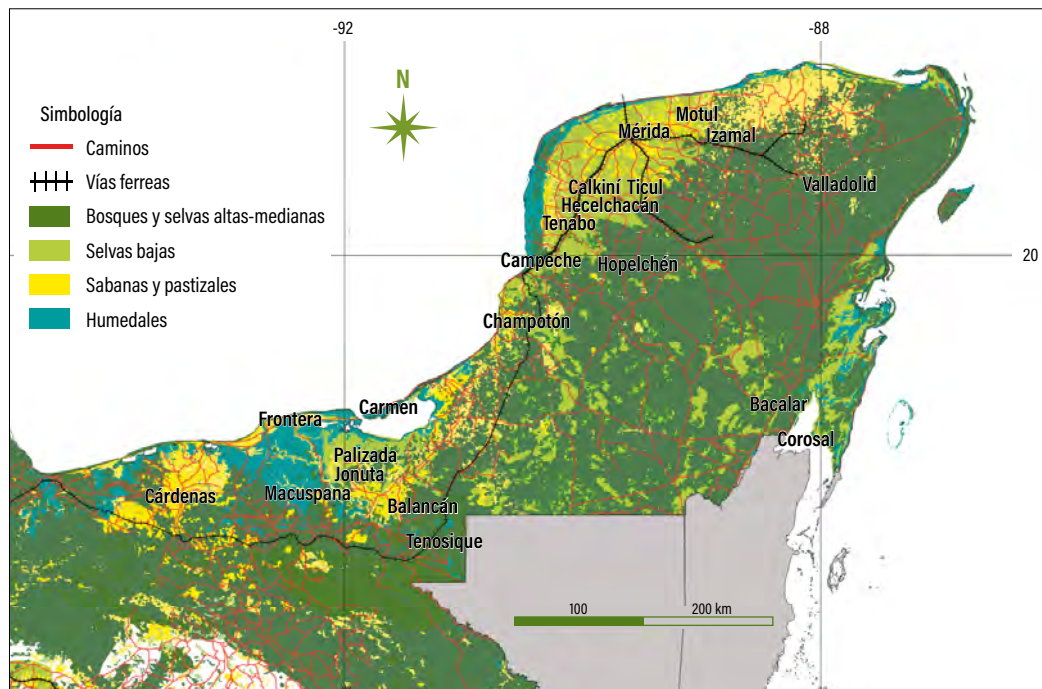


Figura 4. Caminos y vías férreas de la península de Yucatán, circa 1950. (Reconstrucción propia a partir de SAF, 1923.)

La segunda fase de este periodo (1960-1970) se caracteriza por la consolidación de las carreteras como paradigma de movilidad. Como señala Loeza (2017), en este periodo la red nacional de carreteras y caminos tuvo un incremento exponencial: en 1946 contaba con 18,000 kilómetros, en 1960 eran más de 44,000 y en 1970 ya superaban los 70,000, incluyendo carreteras y autopistas.

El desarrollo y expansión de esta infraestructura, junto con la emergencia de la clase media y sus nuevos hábitos de consumo, facilitó el crecimiento de la industria automovilística en México, por lo que fue necesario mejorar continuamente la red carretera para llevar a las ciudades emergentes los productos de consumo. El gobierno quería a toda costa modernizar el país e incluir a las regiones rurales y lejanas de la capital. Esta conexión no se llevó a cabo sin conflictos, pues a diferencia del trazado relativamente ambivalente de las rutas ferroviarias, las carreteras y caminos tienen una mayor penetración en los territorios y, por ende, ponen en conflicto muchos más variados intereses y visiones. Un ejemplo es la carretera 307, construida bajo el mandato de Gustavo Díaz Ordaz (1964-1970). Esta carretera, que actualmente va de Chetumal a Cancún, afectó al menos a 11 ejidos de origen maya,

pues se desarrolló sin su consentimiento, sin expropiación de sus tierras, sin compensación ni indemnización y sin ningún respeto a la Ley Agraria de 1936, que determina las condiciones para la ocupación de territorios destinados al aprovechamiento de infraestructuras.⁶

En cuanto a las vías férreas, su construcción continuó a buen ritmo en el sureste hasta finales de la década de 1960 (figura 5), sobre todo orientadas a la extracción de los recursos naturales de Chiapas-Guatemala y Quintana Roo, cuyo aislamiento y topografía dificultaban el transporte de productos por carretera (SCOP, 1950; Tongo, 1959). Sin embargo, a partir de dicha década, el autotransporte superó el volumen de carga de los ferrocarriles (Mercado *et al.*, 2011) y entre 1970 y 1975 la construcción de carreteras experimentó el mayor auge de su historia (Flores, 2015).

Uno de los aspectos importantes de finales de este periodo que debe resaltarse es la visión diferenciada del gobierno sobre la conservación de los recursos naturales. Mientras que en el centro del país el gobierno de Lázaro Cárdenas (1934-1940) promovía la creación de un sistema de parques nacionales para dar protección a bosques templados (González-Ocampo

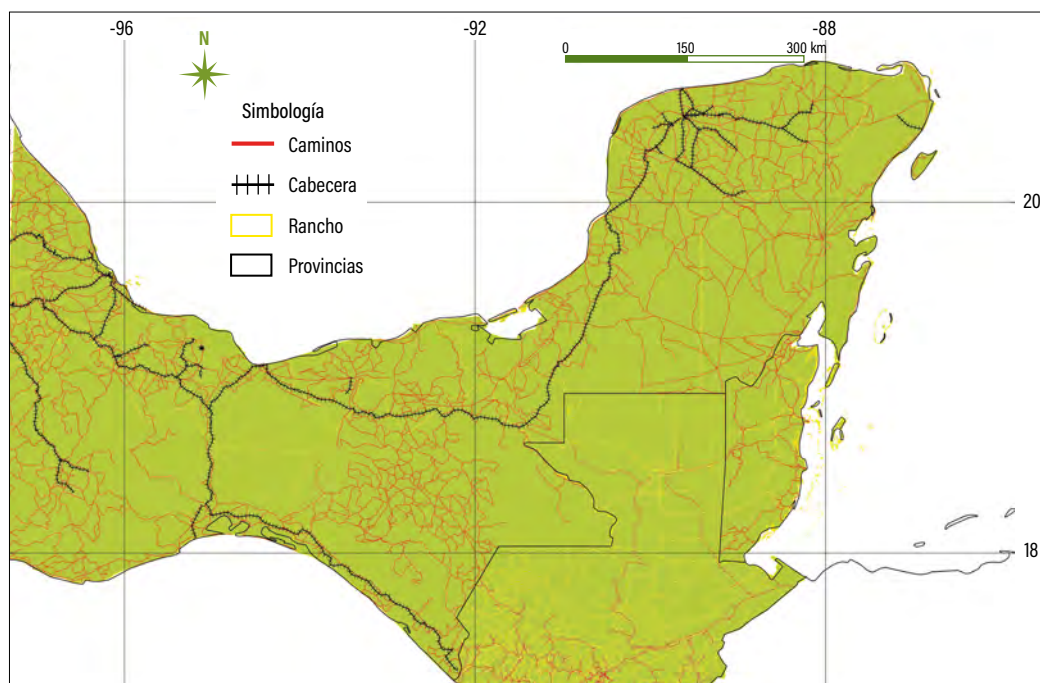


Figura 5. Sistema ferroviario del sureste y su conexión con el centro del país (SCOP, 1950).

⁶ Hay que mencionar en este punto que ni la ampliación de esta carretera, entre 1999 y 2008, ni tentativamente el proyecto del Tren Maya cuentan con expedientes en el Registro Agrario Nacional que den cuenta, avisen o planifiquen las expropiaciones de rigor.

et al., 2014), las selvas tropicales del sureste eran percibidas como reservorio de maderas preciosas y, una vez agotado este recurso forestal, la vegetación remanente representaba un obstáculo que debía removerse para la ampliación de la frontera agrícola (Szekely y Restrepo, 1988); visión que se mantuvo en las siguientes cuatro décadas y que fue fuertemente impulsada a través de la construcción de vías de comunicación.

2.4. Refuerzo y ampliación del sistema carretero (1970-1990)

En los años 70 solo había dos ciudades “importantes” en la península de Yucatán: Mérida y Campeche, y como hemos visto, hasta entonces la penetración y presencia de vías de comunicación era aún muy precaria. Sin embargo, en 1979 se descubrió el que sería el segundo pozo petrolero más grande del mundo, convirtiendo la isla de Carmen en ciudad, y la región en una de las zonas económicas más importantes del país. Es justamente en esta década cuando se formó el polo turístico de Cancún, se empezó a abandonar lentamente el uso del ferrocarril y se dio prevalencia a la red de carreteras del noreste de la Península como facilitadora de la entrada de turistas por el aeropuerto de Cancún y el puerto de Cozumel.

La carretera Escárcega-Chetumal se inauguró en 1970. La conexión costera entre Chetumal y Puerto Juárez (hoy Cancún) no existía, solo se llegaba hasta Carrillo Puerto. Con el desarrollo de Cancún, entre 1970 y 1990, se estableció la comunicación entre Cancún-Tulum-Carrillo Puerto (García de Fuentes *et al.*, 2019).

También a partir de los años 70, el tramo Villahermosa-Campeche, de la carretera 180 costera del Golfo, y el tramo Villahermosa-Escárcega, de la carretera 186, incrementaron su demanda operacional por la intensificación de la actividad comercial entre el centro y el sureste del país, es desde ese entonces que la Secretaría de Comunicaciones y Transportes se preocupó por llevar a cabo la modernización de estos tramos carreteros, por ejemplo: en el trecho Villahermosa-Campeche, la eliminación del uso de transbordadores en los ríos Grijalva (en Frontera), San Pedro y San Pablo (en Nuevo Campechito), en la laguna de Términos (en Ciudad del Carmen) y en el paso Isla Aguada-Puerto Real, en el extremo oriental de la isla del Carmen, construyéndose sendos puentes al paso de cada cuerpo de agua.

No obstante la conectividad alcanzada a nivel nacional, las carreteras peninsulares aún no contaban con los carriles suficientes y no eran adecuadas para la transportación masiva de productos y de personas. En este contexto, el declive del modelo económico del “desarrollo estabilizador” provocó la disminución de inversiones en el ramo de comunicaciones. En este periodo se produjo un fuerte proceso de recesión en la inversión, utilización y rendimiento del sistema de ferrocarriles, que venía precedido por el impulso anterior dado a la red de carreteras. Estancado en cuanto a su expansión y con amplios déficits provocados por los subsidios públicos (el Estado era aún el operador exclusivo de servicios), el sector de

comunicación y transporte no logró modernizarse ni ampliar su capacidad, productividad y competitividad (Kehoe y Meza, 2013). Por tal motivo, de 1984 a 1988, se inició la incorporación de una economía mixta nacional, abriendo el sector a la inversión privada, pero con la rectoría del Estado. Bajo este esquema, en 1982 se inició la construcción del Puente de la Unidad, que conecta al país y a la Península a través de Ciudad del Carmen.

El estancamiento en el crecimiento de las vías de comunicación nacionales, ocurrido entre 1978 y 1993 (Flores, 2015), no afectó a todos los estados por igual. Por ejemplo, entre 1970 y 1990, en Yucatán se intensificó la red de carreteras (figura 6), muchas de ellas sobre el trazo de caminos vecinales angostos de acceso a los plantíos del henequén (García de Fuentes y Morales, 2000; García de Fuentes *et al.*, 2019), y mediante políticas descentralizadas de desarrollo rural que permitían la consolidación de una frontera agrícola en expansión mediante el incentivo de construir caminos o brechas locales. De un modo similar a la revolución global que en términos de transporte supuso la democratización en el acceso a viajes en barco, avión o automóvil, en estos caminos la irrupción y generalización del uso de motocicletas de bajo costo (especialmente significativa tras la llegada de la marca Itálíka) permitió la expansión del acceso a territorios que ni estaban comunicados ni eran accesibles por los medios tradicionales (carretera o ferrocarril).

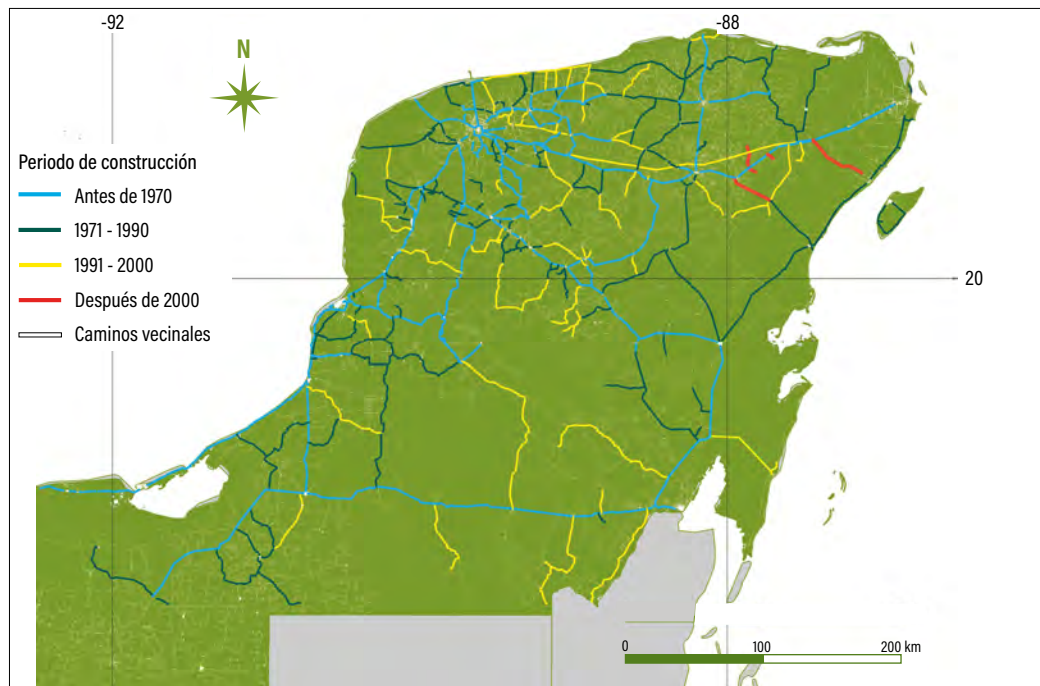


Figura 6. Integrado estatal de caminos vecinales (Inegi, 2018) y periodo de construcción de las principales carreteras, según García de Fuentes *et al.* (2019).

Un aspecto relevante de este periodo, que ilustra la influencia de las infraestructuras férrea y carretera sobre la dinámica poblacional de la región, fue su papel conductor de migración de otras partes del país, como parte de una política del Estado mexicano por ocupar territorios y hacer productivas tierras que consideraba ociosas, lo que llevó a la colonización de la frontera de Tabasco y Campeche con Guatemala en la década de 1970.

Aunque desde principios del siglo xx, la zona fronteriza de México y Guatemala presentaba campamentos temporales encargados de la extracción de maderas preciosas, el palo de tinte y el chicle (Szekely y Restrepo, 1988; Schwartz, 1990; Gates, 1993; Benítez *et al.*, 2008), el aislamiento geográfico, la pobreza de los suelos y la escasez de agua evitaron los asentamientos permanentes en esta región, causando su abandono con el colapso de la industria chiclera y la disminución del volumen de las maderas preciosas. En este contexto, del lado mexicano, la colonización fue promovida por el Gobierno federal en la década de los 70, como una política de aseguramiento de fronteras y de otorgamiento de espacios a campesinos sin tierras de otras partes de la república (Konrad, 1994; García Gil y Pat, 2001; Pérez, 2002). Del lado guatemalteco, la colonización también fue promovida desde el Gobierno central a partir de los años 60, como una política de integración nacional orientada a las actividades agropecuarias y la explotación de maderas preciosas (Schwartz, 1990).

Como resultado de las políticas de ampliación de la frontera agropecuaria en el sureste, en la década de 1970 se presentaron aceleradas tasas de deforestación. Esta situación fue particularmente relevante para Tabasco, donde se perdió el 80 % de las selvas tropicales y más de la mitad de la superficie del estado fue convertida en potrero (Tudela, 1990), lo que significó una enorme reducción de hábitats para la fauna.⁷

Como respuesta a las altas tasas de deforestación y desertificación de otras partes del país, así como a los graves problemas de contaminación de las grandes ciudades y centros industriales, en 1982 se promulgó la Ley Federal de Protección al Ambiente, lo que dio un gran impulso para el establecimiento de nuevas áreas naturales protegidas (ANP) por parte del Gobierno federal (González-Ocampo *et al.*, 2014). De esta manera, en el sureste se declaró, en 1981, el parque nacional (PN) Tulum; en 1986, reserva de la biosfera (RB) a Sian Kaán y santuario a la Isla Contoy; en 1987, PN a Dzibilchantún y, en 1989, RB a Calakmul.

2.5. El sector carretero como vía para la ampliación de capitales (1990-2015)

Después del estancamiento en la inversión durante los años 80, en la siguiente década nuevamente la región del sureste moderniza la infraestructura carretera, adecuando además el marco legal, con el objetivo de profundizar la política de privatización de las comunicaciones,

⁷ Ver Capítulo II. 1 Escenarios de pérdida de cobertura arbórea en la cuenca baja del Usumacinta, en Tabasco: impactos demográficos y de las vías de comunicación en la región.

realizando cambios estructurales, descentralizando funciones y enviando recursos a los estados y municipios del país. Durante el sexenio de Ernesto Zedillo se iniciaron los trabajos de modernización carretera con la vía México-Puebla-Coatzacoalcos-Mérida-Cancún-Chetumal y los ramales Oaxaca y Chiapas. De igual forma se agregaron los ramales Agua Dulce-Cárdenas; Villahermosa-Ciudad del Carmen; Ciudad del Carmen-Champotón y Campeche-Mérida.

Además, se concretó la construcción del tramo de la autopista Campeche-Champotón y, en los primeros años del nuevo siglo, la ampliación y la modernización del tramo Mérida-Campeche. De igual forma, en los 90 se llevó a cabo el mejoramiento de la carretera 186, en el tramo Villahermosa-Escárcega, ya que su demanda había aumentado significativamente y su operación resultaba dificultosa y peligrosa. Las carreteras adjuntas a la 186, que conectaban poblaciones como Palizada, Jonuta, Balancán, Emiliano Zapata, playas de Catazajá, Macuspana, Ciudad Pemex, Palenque y Tenosique, también habían aumentado su operación debido al crecimiento demográfico. El efecto de la modernización de la carretera 186 sobre la dinámica poblacional de Escárcega, punto central de comunicación entre Villahermosa, Campeche y Chetumal, puede apreciarse en la figura 7, donde la población local presentó incrementos evidentes como resultado de una mayor comunicación con este centro de servicios. Aunado a lo anterior, en 2001 inició la modernización del tramo Villahermosa-Campechito, en los límites de los estados de Tabasco y Campeche, en la carretera federal costera del golfo 180.

Para el caso de Yucatán, entre 1990 y 2000 se incrementó la red de conexión desde Mérida hacia los puertos del litoral del norte, en parte por la industria pesquera y en parte por el turismo de segundas residencias de la clase burguesa de la capital del país (García de Fuentes y Morales, 2000; García de Fuentes *et al.*, 2019).

En cuanto a Quintana Roo, en esta década el desarrollo turístico se intensificó y expandió dando origen a la Riviera Maya, creando las nuevas ciudades de Playa del Carmen y Tulum. A inicios de la década siguiente, en 2001, se construyó la terminal de cruceros en Mahahual, que da origen a la costa maya en el sur de Quintana Roo. Toda esta infraestructura turística dio como resultado, y al mismo tiempo fueron potenciadas, la construcción y ampliación de las vías de comunicación terrestres de la costa del estado.

Con excepción de Campeche, que aumentó el kilometraje de sus carreteras entre los años 2000 y 2006, la longitud de carreteras por estado se mantuvo con cierta estabilidad hasta el año 2012, en que tanto Tabasco como Quintana Roo incrementaron sensiblemente su infraestructura: el primero, como respuesta a la actividad petrolera (Quezada, 2012) y el segundo, por el crecimiento del turismo (García de Fuentes y Morales, 2000; García de Fuentes *et al.*, 2019). Actualmente la región presenta alrededor de 20,000 km de vías terrestres, las cuales comunican a poco más de seis millones de personas, distribuidas en cerca de 10,000 comunidades rurales y una decena de centros urbanos.

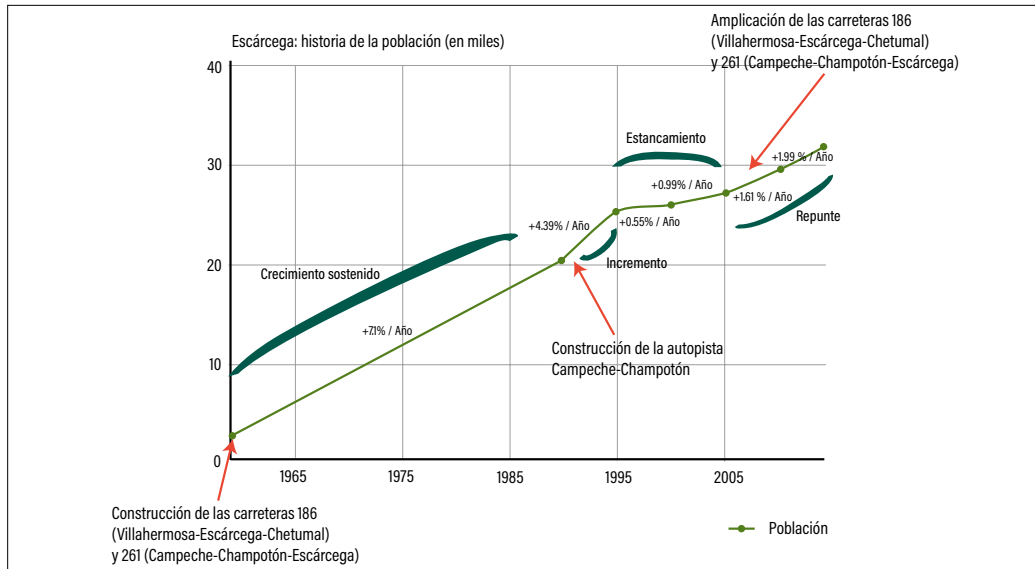


Figura 7. Efecto de la ampliación de la carretera 186 sobre el crecimiento poblacional de Escárcega. (Elaboración propia, a partir de datos de Population. City: <http://poblacion.population.city/mexico/escarcega/#1>)

La política de conservación y declaratoria de ANP, impulsada por el Gobierno federal en la década de 1980, se amplió a otros niveles de gobierno y continuó en el sureste hasta el año 2013. Actualmente existen en la región 25 ANP federales, 22 estatales, tres municipales y tres privadas, las cuales cubren poco más de 3.5 millones de hectáreas. Aunque todas estas ANP fueron diseñadas para la conservación de la biodiversidad, la mayoría de ellas presentaba derechos de vía de carreteras y líneas de transmisión eléctrica, así como asentamientos humanos al momento de su declaratoria, lo que influyó determinadamente en su zonificación. De esta manera, los programas de manejo dieron prioridad de protección a las zonas sin infraestructura y establecieron una regulación más laxa a las zonas con presencia humana. Esta situación fue determinante para que las vías de comunicación ya establecidas se ampliaran y modernizaran, sin considerar sus efectos indeseables sobre la biodiversidad.⁸

3. Vías de comunicación ferrocarrilera, reordenamiento territorial y redistribución poblacional: de la Bestia al Tren Maya

Tal y como lo señala Flores (2015): “el sistema de transporte no solo mueve mercancías y personas, sino que, más allá de ello, la infraestructura permite la circulación del capital a

⁸ Ver Capítulo IV. 1 Tendencias del impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre: conclusiones para las ANP del sureste de México y previsiones ante el Tren Maya.

escala global” (p. 124). Colonizar, poblar, comunicar, integrar y controlar los territorios que le pertenecen o ansía el Estado es una máxima de obligado cumplimiento para la consolidación de un proyecto sostenible de nación. Es fundamental, en el contexto contemporáneo,⁹ que estos territorios sean orientados e integrados a los mercados globales, lo cual establece nuevas coordenadas en cuanto a su definición, gestión y aprovechamiento. En la época colonial, el referente era España, así los escasos y precarios medios y vías de transporte se dirigían a los puertos, bajo la lógica de conectar los territorios coloniales con la metrópolis imperial. Posteriormente, con el fin de la hegemonía española, el desarrollo de infraestructuras de transporte terrestre tuvo una clara orientación a conectarse con el nuevo hegemónico vecino del norte: Estados Unidos.

El inicio de la construcción del ferrocarril durante el porfiriato a principios de siglo xx, antecedente del proyecto continental entre México, Estados Unidos y Canadá, supuso un impacto territorial con fuertes implicaciones en la movilidad de quienes ahí habitaban. La relación entre las vías de comunicación en general, y particularmente del ferrocarril mexicano y la migración, se mantiene sólida y contrastada, y a través de la cual se refuerza la idea de que la expansión del capitalismo como ideología y sistema global conlleva inexorablemente la expulsión de poblaciones autóctonas. Esta dinámica histórica, ejemplificada en distintas fórmulas de externalización de políticas e idearios hegemónicos, necesita y provoca el desplazamiento forzado de las poblaciones originarias de territorios en disputa. Tal es así, que desde tempranas representaciones artísticas es posible vislumbrar dicha conexión (figura 8), ya que a través de estas infraestructuras, imprescindibles para la implantación y expansión de otros proyectos territoriales, se conectan distintas movilidades: las de quienes traen el progreso, las de quienes llegarán atraídos por el mismo y las de quienes escapan de él o son expulsados como consecuencia. De una forma más amplia, refleja el encuentro y el conflicto entre cosmovisiones, modelos de pensamiento y desarrollo antagónicos: por un lado, la modernidad eurocéntrica, “brillante y luminosa” y, por otro, el “atraso y salvajismo” de los pueblos originarios que ocupan esos territorios “vacíos y por descubrir”, llenos de recursos y oportunidades para quienes sepan cómo instrumentalizarlos.

Quizá fueron esas personas las primeras migrantes en subirse a un tren que ya apuntaba hacia el norte, aunque aún no se hubiera ganado su nombre actual. En el contexto del Emergency Farm Labor Agreement (mejor conocido como Programa Bracero), el ferrocarril fue el medio de transporte de millones de mexicanas y mexicanos para migrar al norte, y para algunas y algunos, los menos, para volver a sus lugares de origen tiempo después.

⁹ En la actualidad, las fronteras de los Estados están meridianamente definidas y al mismo tiempo más flexibles y porosas por las propias características del capitalismo neoliberal.



Figura 8. John Gast, *American Progress* (1872). (Autry Museum of the American West, Los Ángeles, California.) Una descripción ampliada del significado de la pintura de Gast puede leerse en el [prefacio](#) de este libro.

Pero el transporte de pasajeros nunca fue en sí mismo una actividad rentable dado el perfil de las personas que viajaban en él, la mayor parte de las veces de manera furtiva y evitando el pago de cualquier tarifa. Su principal función fue, desde el inicio, la movilización de los recursos económicos nacionales hacia los mercados regionales y que fuera eficaz para el sistema extractivo vigente.

En esta lógica, las compañías concesionarias se redujeron hasta eliminar el transporte de pasajeros, amparándose en su casi nula rentabilidad y su incapacidad para controlar el fenómeno de la migración indocumentada. De hecho, el recurso de los “costos” que este tipo de movilidad humana acarrea al sistema ferroviario y la generalización de las migraciones procedentes del sur del país y de Centroamérica parecen estar detrás de las sucesivas reformas realizadas sobre sus vías y que, en tiempos recientes, han transitado hacia la renacionalización de algunos tramos (como el de Chiapas-Mayab, precursor en cierta medida del renovado proyecto Tren Maya), así como en el reforzamiento de la securitización a su alrededor en el contexto del Plan Frontera Sur (PFS), del sexenio de Enrique Peña Nieto. Desde entonces, el ferrocarril está destinado oficial y exclusivamente al transporte de mercancías.

Las vías de comunicación facilitan la movilidad de todo tipo de factores entre puntos distintos y geográficamente distantes. En el caso de las vías terrestres, y por su particular

localización geográfica, las de la frontera sur de México han servido para facilitar el desplazamiento de los movimientos y migraciones que se han dirigido bien a otros lugares de la república o a otros países, pero indefectiblemente hacia el norte. Pese a que la imagen más recurrente de la migración hacia Estados Unidos remite al ferrocarril, y su personificación como la Bestia, la vía de comunicación de referencia para el desplazamiento de las personas migrantes ha sido históricamente la red de carreteras. Incluso, según el momento temporal y el contexto, ha habido cierta sincronía entre el desplazamiento por carretera en los “tijuaneos”,¹⁰ que son utilizados por mujeres y niños, y el tren en que se transportan los varones. Más allá de no ser el vehículo principal de transporte de personas, la relevancia de la funcionalidad de la red de ferrocarriles para el desplazamiento de migrantes es que a su alrededor y en sus estaciones se ha ido tejiendo la red de organizaciones tanto de ayuda como de explotación, que se enfoca en estos individuos, quienes encuentran alojamientos irregulares, casas del migrante, duchas y baños públicos, retenes de cuerpos policiales o delictivos, tiendas Elektra para la gestión de sus remesas.

Las políticas públicas de las últimas dos décadas defienden el transporte como una condición *a priori* para el desarrollo territorial, sin considerar que este tiene un carácter dual, es decir, ayuda tanto a la integración como a la fragmentación del territorio, produciendo desigualdades sociales y económicas contrarias a las esperadas con la implementación del proyecto (Flores, 2015). Para el caso de la frontera sur de México y especialmente para la península de Yucatán, el modelo extractivo y de acumulación de capital favorecido por la construcción de infraestructura de comunicación sigue vigente, con una importante innovación en cuanto a sus funciones: dicha infraestructura se utiliza ahora para atraer y movilizar visitantes (Svampa, 2019). Si bien es cierto que el turismo genera riqueza, también lo es que su crecimiento desmedido impulsa la especulación inmobiliaria, aumenta el consumo de electricidad y agua, genera un mayor número de desechos sólidos y aguas negras,¹¹ atrae a los mercados delictivos (prostitución, consumo de drogas) e incrementa los problemas de inseguridad y desplazamiento internos (Gasparello *et al.*, 2019). Todos estos elementos forman la cara oculta, pero consustancial y complementaria, de la llegada de este supuesto ideal de la modernidad. No es una novedad (Reed, 1971), aunque sí una

¹⁰ Camiones que oficialmente se dedican al turismo pero que irregularmente transportan migrantes hasta Tijuana.

¹¹ Se estima que los 16 millones de turistas que llegan actualmente, más los seis millones de habitantes de Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo, consumen 490 millones de m³/año de agua y alrededor de 200 millones de kWh de electricidad, al mismo tiempo que generan 1.7 millones de toneladas/año de residuos sólidos, sin considerar el potencial impacto que tendría un incremento en el número de visitantes que el proyecto Tren Maya prevé (del orden de seis millones de personas al año).

paradoja, que la actual situación de precariedad y exclusión de muchas comunidades y pueblos originarios de la Península responde más bien a las consecuencias de los proyectos de inserción de sus territorios en la modernidad y en los mercados globales, más que al aislamiento que, supuestamente, dichos proyectos tratan de superar.

4. La Cuarta Transformación y el Tren Maya: el retorno del ferrocarril en la reconfiguración de territorios y movilidades

La historia, vista como un proceso de larga duración íntimo y continuamente interrelacionado, permite vislumbrar el vínculo entre control y aprovechamiento del territorio, infraestructuras de comunicación y desplazamientos humanos múltiples. En los últimos años, las migraciones masivas procedentes de Centroamérica, que atravesaban México con destino a Estados Unidos, utilizaban de forma irregular el ferrocarril de carga conocido como la Bestia, que une y dinamiza el comercio de nuestro país con el vecino del norte. Dicha línea férrea sigue, casi al milímetro, el trazado del Camino Real de Tierra Adentro, una de las primeras rutas del proyecto colonial ibérico en la región, destinado a la movilización de los recursos mineros hacia la metrópoli (Prieto Díaz, 2017).

El objetivo principal de la reconstrucción histórica planteada hasta ahora en el presente capítulo es resaltar la relevancia geoestratégica de los proyectos de vías de comunicación en cuanto a la penetración y control territorial, y sus impactos transversales. Dado que el proyecto Tren Maya no es una solución al problema del transporte en la región, ya que existe una infraestructura de transporte previa, habrá entonces que considerarlo y tratar de entenderlo en su relación con otros sectores e intereses. El discurso oficial lo presenta como “un proyecto integral de reordenamiento territorial”. ¿Qué alcances tiene entonces esta expresión? A efectos de este análisis, debemos partir de la complejidad de los territorios que atravesaría el Tren Maya en términos de su conformación poblacional, donde a lo largo de los siglos y hasta nuestros días conviven poblaciones indígenas, mestizas, migrantes internos e internacionales. Y, en este sentido, hay que considerar que tanto el proyecto en sí como otros emprendimientos que se plantean en la región (Zonas Económicas Especiales, Sembrando Vida, Ríos Mayas, Corredor Transístmico) conllevarán múltiples impactos en términos de procesos de movilidad: desplazamiento de poblaciones residentes, atracción de migrantes nacionales de otras regiones, retención e instrumentalización de migración centroamericana en tránsito detenida y taponada por el proceso de militarización fronteriza, atracción de personal laboral altamente calificado de los países de origen de las empresas que consigan las licitaciones, llegada de bandas criminales transnacionales, turismo masivo, entre otros.

Pero comencemos haciendo un breve repaso a la conformación del territorio peninsular en términos de megaproyectos en los años más recientes, para lo cual hay que echar la vista atrás hacia sus más inmediatos antecesores: el megaproyecto económico-territorial de las Zonas Económicas Especiales (ZEE) y sus vínculos con el megaproyecto de política migratoria PFS.

Las ZEE fueron el megaproyecto estrella del sexenio de Enrique Peña Nieto (2012-2018), así como el Tren Maya lo es para el actual período de Andrés Manuel López Obrador (2018-2024). En aquel entonces era la primera vez que se planteaba esta figura en México y fue presentada a través de la Ley Federal para las Zonas Económicas Especiales (LFZEE), que se constituyó como eje articulador del Plan Nacional de Desarrollo (similar a como se ha presentado y tratado de justificar el proyecto Tren Maya). En 2017 iniciaron las cuatro primeras zonas (Lázaro Cárdenas, Michoacán; el corredor del istmo que conecta la de Coatzacoalcos, Veracruz y Salina Cruz, Oaxaca, y Puerto Chiapas, en Chiapas) y siguieron otras en Puebla, Hidalgo, Tabasco, Campeche, Yucatán. Esto destaca cómo sus localizaciones también estaban concentradas en la región de la frontera sur/sur-sureste del país, así como coinciden las lógicas con las que se las define y trata de justificar: “áreas delimitadas geográficamente, ubicadas en sitios con ventajas naturales y logísticas para convertirse en regiones altamente productivas” (Gobierno de México, 2016). Sin embargo, el mayor atractivo de estos lugares es que su teórica necesidad de desarrollo y modernización justifica los incentivos y beneficios que el Estado plantea otorgar a las industrias que ahí se localicen: fiscales, laborales, un régimen aduanero especial, un marco regulatorio ágil, una infraestructura de primer nivel, programas de apoyo, estímulos y condiciones especiales. La lógica bajo su planteamiento responde a un modelo clásico que entiende “desarrollo” por “industrialización” y que identifica territorios estratégicos para la movilización de la misma y su articulación con los grandes corredores industriales globales.

Entonces son varios aspectos que tienen continuidad en la problematización del proyecto del Tren Maya, a pesar de que cambien sus términos de presentación y justificación. Su localización afecta en muchos casos a los mismos pueblos originarios y comunidades de residentes, que no fueron consultados en los términos de normatividad internacional signados por México, ni antes ni ahora. La LFZEE contemplaba la posibilidad de expropiación de territorios comunitarios/ejidales bajo compensación, explotados por intereses privados y no por el Estado; también consideraba a las comunidades que en algunos casos fueron incentivadas a desplazarse previamente desde sus lugares de origen para ocupar estos territorios o que llegaron desplazadas forzosamente de otros territorios tras el establecimiento de diferentes tipos de megaproyectos (mineros, eólicos, hidroeléctricos, etc.), tanto dentro de nuestro país como de países vecinos. El testimonio de la Articulación de Pueblos Originarios del Istmo Oaxaqueño en Defensa del Territorio nos ofrece una perspectiva clara de esta pugna en ciernes:

La ZEE (del Istmo) busca impactar su “estrategia de desarrollo” justo donde la presencia de los pueblos originarios tiene un sentido identitario con el territorio, provocando tensiones en la dinámica comunitaria, por lo que su creación en el Istmo es la validación de una política económica de despojo (Rodríguez Nieto, 24 de marzo de 2017).

La relación entre esta externalización, impulsada por la lógica económica bajo justificaciones de progreso y desarrollo, y los aspectos que refieren al control e instrumentalización de la movilidad humana la encontramos en el inciso XII, artículo 33 de la LFZEE, el cual contempla la designación de “administradores integrales”: agentes provenientes del sector privado que tendrán pleno poder y capacidad para controlar y gestionar los tránsitos de personas y mercancías en los polígonos territoriales que se designen como ZEE. Esta capacidad irrestricta es, para organizaciones originarias de la región, un “atentado contra el derecho constitucional al libre tránsito” (Rodríguez Nieto, 24 de marzo de 2017). Si afecta a las comunidades originarias que habitan el territorio, podemos imaginar cómo lo harán con las personas migrantes que no cuentan con organización ni reconocimiento jurídico o social.

En un contexto que comprende: 1) el aumento no tanto cuantitativo pero sí cualitativo y mediático de la migración centroamericana a través de la frontera sur de México, 2) el aumento de la presión geopolítica de Estados Unidos sobre la región que supuso la llamada “crisis de los menores migrantes” y 3) el llamado del entonces presidente Obama a dar seguridad a los menores migrantes para evitar que viajaran en la Bestia, el gobierno de Peña Nieto propuso el PFS, que durante un tiempo fue aplicado sin fundamentación en documento oficial alguno y que contempla el incremento de la vigilancia sobre las líneas de ferrocarril situadas en la frontera sur, que al estar privatizadas escapaban del control del Estado (no así del de otros grupos criminales organizados). Dicha medida encuentra su fundamento en la doctrina de la seguridad humana, un híbrido entre la Seguridad Nacional y los Derechos Humanos que en la práctica, y más allá de su hermosa retórica, justifica la persecución, el control y una mayor violencia sobre las personas migrantes con la finalidad de “protegerlas”.

La articulación entre geopolítica y políticas de control del territorio, ferrocarriles, megaproyectos y procesos de (in)movilidad humana, quedó establecida en el primer documento oficial que especifica objetivos y acciones del PFS, el cual fue publicado en el Diario Oficial de la Federación (DOF), del 23 de agosto de 2016, donde se ordena la reestatización de la concesión ferroviaria Chiapas-Mayab, justamente los dos tramos ferroviarios que unen la zona sur de México y se juntan en Medias Aguas, Veracruz, donde la presencia del PFS es más poderosa porque son las dos vías que utilizan las personas migrantes y, además, es donde se concentrarían las ZEE, que hoy ya parecen no existir o al menos van a cambiar su nombre, es decir, se trata de aquellas que hoy en día son parte y

conflicto del Tren Maya. En muchos casos, los elementos con que se justificarán dichas políticas tienen continuidad en la justificación del actual Tren Maya. Es importante resaltar que esta parte del ferrocarril es el único bajo administración del Gobierno federal, desde Puerto Chiapas a Valladolid, pasando por Salina Cruz, Coatzacoalcos, Campeche y Mérida. Esta parcial rectoría pública del ferrocarril podría cambiar con el proyecto Tren Maya, llevando nuevamente a la privatización de esta infraestructura estratégica y a la pérdida relativa de control soberano nacional sobre estos territorios.

En aquel documento se expresa la necesidad de combatir la pobreza y buscar el desarrollo económico y social de la región. Un objetivo no declarado se antoja aprovechar el tapón migratorio que provocaría blindar la Bestia para el desarrollo de las ZEE, localizadas también al sur del país y donde se concentrará la industria maquilera que hoy en día se ubica en el norte. En este tipo de megaproyectos,¹² un paso previo y fundamental es definir a los territorios como espacios económicamente atrasados y desconectados de los mercados internacionales. Esta preconstrucción e imaginario justifica y legitima nuevas formas de colonización capitalista de territorios ricos en bienes comunes naturales y con disponibilidad de mano de obra abundante para el incremento de sus ganancias. He aquí la explicación que proporcionó el Estado para la renacionalización:

La finalidad del rescate es la transformación de la infraestructura para mejorar la calidad y operación del servicio público de transporte ferroviario [...] permitirá al Estado promover el desarrollo económico y social de la región sureste y atender las necesidades presentes y futuras del movimiento de carga. En esta región del país habita la población con menor nivel de ingresos económicos y mayores índices de pobreza [...], esta información tiene plena concordancia con la exposición de motivos de la reciente Ley Federal de Zonas Económicas Especiales [...], por ello es fundamental la transformación de la infraestructura ferroviaria de las vías cortas Chiapas y Mayab (DOF, 23 de agosto de 2016, p. 8).

Más adelante, en el documento se introduce una segunda idea central, independiente de la búsqueda del bien y el interés público, el desarrollo y el combate a la pobreza: se trata de la seguridad nacional (DOF, 23 de agosto de 2016, p. 16). Aquí, entre líneas, aparece la migración indocumentada como fuente de peligro y amenaza:

¹² Definimos al Tren Maya así no solo por la extensión territorial del proyecto, sino por la multiplicidad de afectaciones vinculadas, el número de actores involucrados y la estructura de sus intervenciones y efectos: los impactos más allá del trazado de las vías.

Se han registrado daños por actos de terceros [...] tendentes a destruir o inhabilitar la infraestructura de carácter estratégico para la provisión de bienes o servicios públicos [...], actos delictivos que constituyen una amenaza a la seguridad nacional, como la inhabilitación de la vía para permitir el ascenso o descenso de migrantes [...], como es público y notorio, dichos actos están asociados, entre otros aspectos, al proceso migratorio que se origina desde la frontera en el sureste del país y la existencia de grupos delictivos que operan en esa área, circunstancia propia y característica de las vías cortas Chiapas y Mayab, que son diferentes al resto de las concesiones ferroviarias del país. Tampoco pasa desapercibido que las actividades delictivas en dichas vías cortas (la Bestia) son hechos notorios y ampliamente difundidos por los medios masivos de comunicación. (DOF, 23 de agosto de 2016, p. 17.)

Las ZEE¹³ se consideraban espacios analíticos clave para el abordaje de los procesos regionales de migración forzada y flujos mixtos. Sin embargo, con el cambio de gobierno han perdido relevancia frente a la emergencia, entre otros, del Tren Maya, el Corredor Transistmico y Sembrando Vida, proyectos que están en curso y que se articulan en formas diversas y complejas con un plan de reordenamiento territorial de más amplio alcance: el Programa de Desarrollo Integral Sur para el Sur de México y Centroamérica.¹⁴

Dicho programa busca detonar el desarrollo de la región centroamericana, incidiendo en las causas estructurales de la pobreza y la desigualdad regional, así como en su resultado más latente en términos de geopolítica y relaciones internacionales: los procesos de migración/(in) movilidad forzada. En este sentido, procurará un reordenamiento territorial transfronterizo que coadyuve a encauzar debidamente los procesos de redistribución poblacional, fortaleciendo así el derecho a permanecer en los lugares de origen frente al impulso de

¹³ La Ley Federal de Zonas Económicas Especiales (DOF, 1 de junio de 2016) fue diseñada por el Banco Mundial, el Banco Interamericano de Desarrollo y la Universidad de Harvard, para buscar el desarrollo económico y la integración regional de las “zonas con menor desarrollo de México”, a través de la captación de inversión privada para la realización de megaproyectos con amplias concesiones al capital privado: exención de impuestos, control del derecho de paso, expropiación de tierras por “utilidad pública”, etc.

¹⁴ El DOF del 19 de noviembre de 2019 consuma la eliminación de las ZEE, publicadas el 29 de septiembre y 19 de diciembre de 2017, y la del 18 de abril de 2018, en la búsqueda de “reorientar el modelo de desarrollo, redimensionar y relocalizar las prioridades de la inversión pública, de tal manera que puedan darse las condiciones indispensables para generar el gran impulso que desde hace décadas se requieren en las distintas regiones del país [...]. En contraposición, el Plan Nacional de Desarrollo 2019-2024 incorpora proyectos de desarrollo regional como el Tren Maya, el Programa para el Desarrollo del Istmo de Tehuantepec, con los que se busca impulsar el crecimiento económico y el desarrollo sostenible; crear zonas libres para atraer inversiones del sector privado y propiciar el ordenamiento territorial de la región” (DOF, 19 de noviembre de 2019).

migrar. En este planteamiento se verifica la redefinición de los alcances de la frontera tradicional, entendida como límites que en términos de soberanía pueden ejercerse. En este contexto global, los desplazamientos de población son posiblemente el último trasiego que dichos Estados pueden regular, lo cual deriva en situaciones potencial o efectivamente conflictivas: son expresiones vivas de procesos históricos que, por su definición y alcances, requieren de abordajes y estructuras transfronterizas que superan los esquemas de atención y las soberanías estadocéntricas (Prieto Díaz, 2019).

El programa/plan plantea el desarrollo de cinco megaproyectos en un horizonte de cinco años:

- Planta eléctrica en Puerto Cortés (Honduras), con una inversión de 1,200 millones de dólares (también territorio de Sembrando Vida).
- Establecimiento de interconexión y red eléctrica entre México y Centroamérica: 300 millones de dólares.
- Desarrollo de una red carretera en la frontera entre México y Guatemala (articulado con la variante Sembrando Vida Franja Fronteriza).
- Gasoducto entre México y San Pedro Sula (Honduras): 940 km, 950 millones de dólares.
- Extensión del proyecto Tren Maya hacia Centroamérica.

La articulación de estos programas permite analizar y entender el Tren Maya como un megaproyecto de infraestructura con alcances e impactos más allá de las propias vías; explicita la necesidad de problematizarlo considerando no sólo su escala local/micro, sino en relación con los procesos de reordenamiento territorial regionales, en su interrelación con los procesos geopolíticos y económicos globales, y en una perspectiva histórica de larga duración de continuidad y expansión del modelo capitalista neoliberal. La creación de polos o regiones de desarrollo podría responder a la voluntad de llevar beneficios socioeconómicos a poblaciones marginadas o llevar poblaciones precarizadas a nuevas zonas con potencial de desarrollo. Sin embargo, la historia muestra cómo la construcción de vías ferroviarias en la región ha respondido a un “régimen laboral bárbaro”,¹⁵ íntimamente relacionado con los sistemas de trabajo vigentes en haciendas y plantaciones, basados en migración forzada y peonaje por deudas (Stierl, 2019). Y como dice la sabiduría popular: “de aquellos vientos, estas tempestades”.

El proyecto del Tren Maya –caracterizado como un proyecto de infraestructura de comunicaciones, destinado a dinamizar la economía regional y conectarla con los mercados globales, en el que se enfatizan sus bondades asociadas al aparente carácter inocuo del

¹⁵ Se recomienda revisar tanto la producción de Bruno Traven, que ejemplifica la articulación de estos elementos en la historiografía de la península de Yucatán, como la de Teresa Van Hoy, para la región del istmo.

turismo y el desarrollo sostenible– no deja de cargar con la funcionalidad de darle continuidad a proyectos de creación de riquezas y empleos en zonas marginadas. Se presenta como una infraestructura “fundamental” para el desarrollo, una forma de resarcir “la deuda histórica con el sureste”, pero a falta de contar con un proyecto ejecutivo, de mejorar la transparencia sobre sus procesos de licitación y construcción, y de borrar cualquier duda acerca del consentimiento libre, informado, previo y culturalmente pertinente de los pueblos originarios afectados, el plan tiene las mismas posibilidades de ser un motor para el desarrollo o que este no represente lo que quieren o necesiten las poblaciones teóricamente más afectadas y, a la vez, potencialmente beneficiadas.

La consideración del vínculo estructural entre reordenamiento territorial y redistribución poblacional resulta de una importancia central. Más allá de los impactos particulares en aquellos términos geopolíticos o económicos, o de la coyuntura que representa el momento actual y el proyecto Tren Maya, la relación entre territorio y persona es el vínculo más relevante ante el reto global de los equilibrios ecosistémicos que están cada vez en mayor riesgo. Y hoy día no faltan análisis que traten de ver en el Tren Maya una nueva Bestia que reproducirá, consciente o inconscientemente, esas lógicas históricas.

5. Conclusiones

En este capítulo hemos tratado de mostrar una problematización que articula los vínculos históricos entre la expansión territorial de la idea de modernidad eurocéntrica (y todos sus grandes conceptos universales: democracia, desarrollo, industrialización, bienestar, urbanización, infraestructuras, transportes, tecnología), encarnada en grandes megaproyectos que teóricamente buscan el bienestar de la población más necesitada, vulnerada y vulnerable, mediante la explotación o “puesta en valor” de sus riquezas (paisajísticas, recursos naturales, biodiversidad, etc.), junto con el desplazamiento o (in)movilidad (virtuosa o perversa) de dichas poblaciones, ya sea porque los proyectos se asientan directamente en su territorio, por la especulación que los mismos provocan en cuanto a su potencial riqueza, o porque resultan atractivos para nuevas poblaciones y, por ende, conllevan nuevos desplazamientos poblacionales.

La frontera tradicional como espacio administrativo de soberanía y delimitación entre Estados-nación se vuelve difusa en el contexto contemporáneo. Las negociaciones geopolíticas y las generosas facilidades a los megaproyectos del capitalismo global producen redefiniciones acordes con sus necesidades y objetivos, y tienen importancia crítica sobre los movimientos poblacionales, pues la condición de posibilidad de estos megaproyectos radica en que desplacen a quienes viven y resisten ahí, y atraigan e instrumentalicen a quienes fueron

desplazados. La multiplicación de megaproyectos en las regiones fronterizas entre México y Centroamérica, y su necesaria articulación mediante grandes proyectos de infraestructura ferroviaria (Tren Maya y Tren Transistmico) plantea escenarios, retos y conflictos múltiples vinculados a procesos de (in)movilidad y migración ya presentes, en mayor o menor medida, en la frontera sur:

- Desplazamiento de poblaciones originarias residentes hacia mercados laborales precarizados del turismo en Cancún y la Riviera Maya.
- Retención y empleo precarizado de poblaciones indocumentadas del sur global.
- Expansión de colonias agropecuarias menonitas, intensivas en tecnología y agrotóxicos.
- Nuevas poblaciones migrantes altamente especializadas (nacionales y globales) atraídas o vinculadas a los megaproyectos.
- Militarización del control migratorio en la frontera sur mediante el despliegue de la Guardia Nacional, con soldados procedentes de distintas regiones del país.
- Especulación y despojo de territorios, vinculado al establecimiento de un privilegio turístico hacia sectores de población extranjeros: turismo geriátrico, de diversión, de lujo, Escalera Náutica.¹⁶

Lo que ocurre hoy en día en la frontera sur de México es una muestra relevante de problemáticas globales en las que los países históricamente dependientes siguen subordinados y sirviendo a los intereses geopolíticos de las grandes potencias hegemónicas (nacionales o mercantiles), así como de las estructuras multinacionales que las amparan. La Organización de las Naciones Unidas, la Organización Internacional para las Migraciones y la Conferencia Económica para América Latina, insisten en un “derecho a migrar” de forma “legal, ordenada y segura”. Esta retórica defiende una lógica funcional a la ocupación del territorio, la multiplicación de proyectos neoextractivos y la generalización de mercados laborales precarizados específicamente orientados a la población migrante. Frente a este discurso, una verdadera política de combate a las causas de la migración tendría que garantizar el “derecho a permanecer”, “seguro, tranquilo y feliz” donde se elija, no a donde se orille. La defensa del territorio frente al neoliberalismo se convierte así en la primera línea de defensa frente a los procesos de (in)movilidad forzada.

El turismo, un tipo muy particular de movilidad poblacional global y uno de los sectores económicos que encarna todas aquellas nociones universales, mercantiliza territorios ricos en biodiversidad y cultura, alejados y poco conectados de los grandes centros urbanos, y

¹⁶ El proyecto Escalera Náutica, propuesto por Fonatur a principios de 2001, pretendía atraer el turismo de embarcaciones particulares procedentes, en su mayoría, de Estados Unidos, hacia una ruta de varios puertos de la Riviera Maya, específicamente acondicionados para su atención (Cozumel, Isla Mujeres, Mahahual, entre otros).

relativamente marginados y marginales respecto del impacto de la modernidad en sentido amplio (García de Fuentes *et al.*, 2019). Como hemos tratado de mostrar en este capítulo, las grandes obras de infraestructura de comunicación permiten la conexión de regiones remotas y su incorporación tanto al proyecto de país como a sus lógicas de control y explotación territorial, y la tradición parece confirmar que los estratos más favorecidos con esta infraestructura son las clases dominantes y los grandes poderes económicos. Mientras tanto, los colectivos poblacionales más vulnerables (pueblos originarios, trabajadores desplazados, nuevos colonos procedentes de otras partes del país o migrantes de otros países) suelen ver más limitados los beneficios que obtienen de dicha infraestructura y, en no pocos casos, pierden derechos de acceso, tenencia o tránsito por dichos territorios. Se podría entonces argumentar y problematizar cómo el privilegio para la movilidad de algunos (turistas) se paga mediante la (in)movilidad forzada de otros (residentes).

El viejo tren henequenero, primer intento de Tren Maya, contribuyó a marginalizar a las poblaciones mayas en su propósito por integrar a la Península al mercado capitalista global, produciendo una riqueza desigualmente repartida que no sirvió para mejorar la situación de pobreza relativa de las personas que habitan la región. El nuevo Tren Maya y el recurso del turismo masivo global, oro verde contemporáneo, podrían profundizar nuevamente el mismo modelo de crecimiento sin desarrollo, incluso aunque en fundamentación no lo busque, pero como consecuencia de su imbricación con las lógicas y dinámicas globales. Ante esta situación, el proyecto del Tren Maya abre muchas interrogantes que no han podido responderse cabalmente hasta ahora, por la ausencia de un proyecto ejecutivo, por la falta de transparencia en cuanto a los alcances e impactos potenciales y por la necesidad de estudios como los que se plantean en este libro colectivo. Sin embargo, podemos dejarlas planteadas a modo de reflexiones o conclusiones hipotéticas.

¿Quiénes y en qué porcentaje serán las personas y sectores beneficiados por el Tren Maya? Considerando que la función principal y más rentable es la de carga, ¿a qué sectores repercutirá el incremento de la capacidad de transporte de mercancías? La pregunta no es baladí, pues considerando la conformación productiva de la Península y la más que probable repercusión en el abaratamiento de los costes de la industria agroalimentaria, es posible especular con una mayor presión por el espacio rural indígena, mayor deforestación, y un uso aún más nocivo de agroquímicos y plaguicidas que impacten en los mantos freáticos y el ecosistema general de la Península.

¿Cuáles son los escenarios de incremento en la llegada de turistas a la región? Ante las estimaciones publicadas (aún sin estudios serios que puedan confirmarlas, más aún en el escenario pos-COVID-19), la demanda de energía eléctrica y el consumo de agua serán insostenibles al nivel actual de generación y conservación. Lo que llevaría a pensar en la

necesidad de construir más centrales térmicas, aerogeneradores y parques eólicos, con lo que nuevamente aumentaría la demanda de espacios en el territorio y presionaría, aún más, al desplazamiento y precarización de las vidas que actualmente habitan esas zonas.

Considerando que se trata de una de las regiones de mayor biodiversidad del país y de Norteamérica, quizá en parte por el hecho de no contar con estas infraestructuras, ¿cuál será el impacto sobre la flora y la fauna y de qué formas concretas se prevé mitigarlo?¹⁷ ¿Hasta qué punto, o entre qué límites, se calculan los desgastes o deterioros del patrimonio arqueológico con la llegada masiva de turistas? ¿Cómo impactarán y se distribuirán los índices de inseguridad actualmente vigentes en la Riviera Maya al resto de las estaciones del tren? ¿Cuál será el impacto cultural sobre la cultura maya actual y su modelo de autosuficiencia? ¿De qué formas se garantizará su supervivencia cuando cambien la propiedad de la tierra por empleos en el sector turístico? ¿Se han considerado los impactos identitarios, aparte de las violencias y vulnerabilidades que provoca abandonar los modos de vida tradicionales, la lengua, la cultura, a cambio de trabajos urbanos precarios y mal remunerados?

Esta última pregunta resulta trascendental y sumamente relevante, por ejemplo, ante la emergencia global de COVID-19 que se desarrolla mientras se escriben estas líneas. Las personas migrantes, no sólo de otros estados de la región fronteriza, sino de todo el país, que dejaron sus tierras para trabajar en el sector turístico de la Riviera Maya, en muchos casos empujadas además por la pérdida o contaminación de sus territorios de origen, se encuentran hoy en día sin aquel precario trabajo y sin un lugar donde volver a mantenerse. La pérdida del territorio y un contexto laboral incierto y agresivo vulneran el derecho fundamental a una vida digna y feliz, con los medios de producción suficientes y necesarios para sobrevivir. En muchos sentidos, parece una premonición, una llamada de atención para reconsiderar un modelo político-económico que se expresa y representa, entre otros, con el proyecto Tren Maya.

Queda ya mostrado cómo a todo proyecto de reordenamiento territorial le suceden al menos dos procesos de redistribución poblacional, cuyos orígenes, alcances y escenarios deben ser considerados, pues tienen consecuencias complejas y profundas en todo tipo de equilibrios socio-ambientales.

La relevancia de estos cuestionamientos es crítica, no sólo para la consideración de los impactos coyunturales de una obra como el Tren Maya, sino porque la historia nos demuestra que la lógica subyacente puede continuar bajo otro nombre, con otra justificación y similares objetivos y consecuencias. Las respuestas a todas estas preguntas tienen que

¹⁷ Vid. Capítulos III. 5 Elementos de evaluación ambiental estratégica para el proyecto Tren Maya, y III. 6 Impacto de la vía férrea y del crecimiento turístico asociado al Tren Maya: medidas de mitigación y cambios al diseño para las reservas de Calakmul y Balam-kú.

estar fundamentadas en la mayor cantidad posible de datos científicos y un diálogo social amplio que vaya más allá de simples consultas. No puede bastar una propuesta publicitaria e interesadamente subjetivada que venda la iniciativa como una panacea de bondades y beneficios e ignore la complejidad del territorio y la diversidad de intereses que condensa, su interrelación con otras problemáticas o el carácter complejo y dinámico de la historicidad que atesora.

Para ejemplificar la trascendencia histórica de los megaproyectos ferroviarios en la ocupación y reordenamiento de territorios, la producción de (in)movilidades, la definición de fronteras (físicas y simbólicas) y, de forma más amplia, como vehículo no sólo de personas o mercancías, sino de visiones ideológicas o cosmogónicas, basta recordar la simbología del cuadro de John Gast, *American Progress*, visto en el apartado 3 de este capítulo (figura 8). Cabe parafrasear la cita clásica de Marx: la historia se repite no dos, sino (al menos) cuatro veces: primero como descubrimiento, luego como encubrimiento, después como colonización y, finalmente, como colonialidad. Las perspectivas sobre los impactos que estos proyectos provoquen dependerán en gran medida del lado en que cada quien esté y hacia dónde vaya, ya sea por el privilegio de su voluntad o por la fuerza hacia donde sea desplazado.

6. Literatura citada

- Anand, N.; Gupta, A. y Appel, H.** (2018). *The Promise of Infrastructure*. Duke University Press: Londres.
- Arnáiz Bume, S. M.** (1994). Génesis de la frontera. En: *Estudio integral de la frontera México-Belice*. Quintana Roo, CIQRO.
- Arrieta Ceniceros, L.** (1979). Importancia económica y social de los ferrocarriles en Yucatán. Empresas y grupos económicos 1876-1915. *Estudios Políticos*. UNAM, 5(18-19). <http://dx.doi.org/10.22201/fcpys.24484903e.1979.18-19.61098>
- Bakewell, P. J.** (1991). Los determinantes de la producción minera en Charcas y en Nueva España durante el siglo xvii. En: Bonilla, H. (coord.). *El sistema colonial en la América española* (pp. 58-72). Crítica: Barcelona.
- Baños, O.** (1993). Reconfiguración rural-urbana en la Zona henequenera de Yucatán. *Estudios Sociológicos*, 11(32), pp. 419-443.
- Benítez, J.; Barrientos, A. y Mixcóatl, G.** (2008). Relaciones sociales y la modificación de la cobertura forestal en la cuenca media del río Candelaria, Campeche. *Jaina*, (18)2, pp. 45-47.
- Bracamonte y Sosa, P.** (2007). Yucatán: una región socioeconómica en la historia. *Península*, 2, pp. 13-32.
- Britos Castro, A. V.** (2012). Cartografías de lo subalterno. Grietas, fisuras y dislocaciones de las democracias latinoamericanas. En: Catelli, L. y Lucero, M. E. (eds.). *Términos claves de la teoría poscolonial latinoamericana: despliegues, matices, definiciones*. CIETB, UNR Editora: Rosario.
- Careaga Viliesid, L. e Higuera Bonfil, A.** (2010). *Quintana Roo Historia Breve*. Fondo de Cultura Económica/Colmex: México.
- Carrera, S. E.** (2015). La política agraria en el Yucatán colonial: las composiciones de tierras en 1679 y 1710. *Historia Mexicana*, 65(1), pp. 65-109.
- Castillo, M. A. y Toussaint, M.** (2015). La Frontera Sur de México: orígenes y desarrollo de la migración centroamericana. *Cuadernos Inter.c.a.mbio sobre Centroamérica y el Caribe*, 12(2), pp. 59-87.
- Chakrabarty, D.** (s/f). Una pequeña historia de los estudios subalternos. *Anales de Desclasificación. Documentos Complementarios*, pp. 25-52. https://enfoquescontemporaneos.files.wordpress.com/2016/07/chakrabarty_2010.pdf
- Chamberlain, R.** (1974). *Conquista y Colonización de Yucatán: 1517-1550*. Editorial Porrúa: México.
- Cramausel, C.** (2000). De la Nueva Galicia al Nuevo México, por el Camino Real de Tierra Adentro. En: Salvador Bernabéu, A. *El Septentrión novohispano: Ecohistoria, sociedades e imágenes de frontera* (pp. 39-72). Consejo Superior de Investigaciones Científicas: Madrid.
- Dachary, A. C.** (1991). El renacer de la frontera. En: Dachary, A. C. y Arnáiz Burne, S. M. *Frontera sur: historia y perspectiva*. Quintana Roo, CIQRO-FEPQR, 1991.
- Diario Oficial de la Federación (DOF).** (2016). Resolución del 23 de agosto que contiene la Declaratoria de rescate de la Concesión otorgada en favor de Compañía de Ferrocarriles Chiapas-Mayab, S. A. de C. V. www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5448911&fecha=23/08/2016
- _____. (2019). Decreto del 19 de noviembre por el que se abrogan los diversos de Declaratorias de las Zonas Económicas Especiales de Puerto Chiapas, de Coatzacoalcos, de Lázaro Cárdenas-La Unión, de Progreso, de Salina Cruz, de Campeche y de Tabasco, publicados el 29 de septiembre y 19 de diciembre, ambos de 2017, y el 18 de abril de 2018. http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5579365&fecha=19/11/2019
- Farris, N.** (1980). Propiedades territoriales en Yucatán en la época colonial - Algunas observaciones acerca de la pobreza española y la autonomía indígena. *Historia Mexicana*, 30(2), pp. 153-208.
- Flores Guido, J. S. y Espejel Carvajal, I.** (1994). *Tipos de vegetación de la Península de Yucatán*. Universidad Autónoma de Yucatán: Mérida.

- Flores, R. J. A.** (2015). Infraestructura carretera: construcción, financiamiento y resistencia en México y América Latina. *Revista Transporte y Territorio*, 13, pp. 122-148.
- García Cubas, A.** (2019). *Atlas metódico para la enseñanza de la geografía de la República Mexicana* [edición digital PDF], Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Históricas, (primera edición impresa Sandoval y Vázquez Impresores: 1874): México. <http://hdl.handle.net/20.500.12525/94>
- García de Fuentes A. y Morales, J.** (2000). Dinámica regional de Yucatán 1980-2000. *Investigaciones Geográficas*, 42, pp. 157-172.
- García de Fuentes, A.; Jouault, S. y Romero, D.** (2019). Representaciones cartográficas de la turistificación de la península de Yucatán a medio siglo de la creación de Cancún. *Investigaciones Geográficas*, 100, pp. 1-19. [dx.doi.org/10.14350/rig.60023](https://doi.org/10.14350/rig.60023)
- García Gil, G. y Pat, J.** (2001). Apropiación del espacio y colonización de la selva en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche. *Revista Mexicana del Caribe*, V(10), pp. 212-231.
- Gates, M.** (1993). In *Default: Peasants, the Debt Crisis, and the Agricultural Challenge in Mexico*, Westview Press: Boulder, Colorado.
- Gobierno de México** (2016, 31 de mayo). ¿Qué son las Zonas Económicas Especiales? ¿Cuáles son sus beneficios? <https://www.gob.mx/gobmx/articulos/que-son-las-zonas-economicas-especiales-cuales-son-sus-beneficios>
- Gasparello, G.; Núñez, V.; Acosta, E.; Jiménez, D.; Machuca, A. y Ceceña, A.** (2019). *Impactos sociales y territoriales del tren maya*. Dirección de Etnología y Antropología Social del Instituto Nacional de Antropología e Historia / Dirección de Producción Económica de la Universidad Autónoma Metropolitana, Altépetl, Desarrollo Comunitario, Productivo y Ambiental, A. C.: México. <https://cutt.ly/QaFJ3rm>
- González-Ocampo H. A.; Cortés-Calva, P.; Íñiguez Dávalos, L. I. y Ortega-Rubio, A.** (2014). Las áreas naturales protegidas de México. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes*. 60: pp. 7-15.
- Inegi** (2018). Conjunto de datos vectoriales de información topográfica. Escala 1:50 000, serie III, y sus actualizaciones. 2013-2018. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. <https://www.inegi.org.mx/app/mapas/>
- Keohoe, T. y Meza, F.** (2013). Crecimiento rápido seguido de estancamiento: México (1950-2010). *El Trimestre Económico*, 80(318), pp. 237-280.
- Konrad, H.** (1994). Campeche y el uso de los recursos de su selva tropical: una revisión preliminar. En: Folan, H. W. (coord.). *Campeche Maya Colonial* (206- 224 pp). Colección Arqueología. Universidad Autónoma de Campeche: México.
- Loaeza, S.** (2017). Modernización autoritaria a la sombra de la superpotencia 1944-1968. En: En *Nueva Historia General de México* (630). Colmex: México.
- López Santillán, R.** (2011). La metrópoli meridana, principales tendencias socioespaciales. *Península*, 6(1), pp. 47-81.
- Machuca, G. L.** (2016). El ocaso de la encomienda en Yucatán, 1770-1821. *Estudios de Historia Novohispana*, 54, pp. 31-49.
- Mercado, J.; Moral, M. Del, y Jiménez, J.** (2011). *Diseño del cuadro de mando integral aplicado a la integración del transporte en la cadena de suministro (la quinta perspectiva del Balances Scorecard)*. Publicación Técnica 347. Instituto Mexicano del Transporte: Querétaro.
- Navarre, F. y Prud'Homme, R.** (1984). Le rôle des infrastructures dans le développement régional. *Revue d'Economie Régionale et Urbain*, 1, pp. 5-21.
- Obregón-Biosca, S.** (2010). Estudio comparativo del impacto en el desarrollo socioeconómico en dos carreteras: Eix Transversal de Catalunya, España, y MEX120, México. *Economía, Sociedad y Territorio*, 32, pp. 1-47.
- Olmsted I.; Duran García R.; González-Iturbe Ahumada, J. A.; Granados Castellanos, J.; y Tun Dzul, F.** (1999). Vegetación. En: *Atlas de Procesos Territoriales de Yucatán* (pp. 183-194). Universidad Autónoma de Yucatán: Yucatán.

- Okoshi-Harada, T.** (2012). Las entidades políticas de las tierras bajas del norte al tiempo de la invasión española. *Revista Digital Universitaria* 13(12), pp. 1-10. <http://www.revista.unam.mx/vol.13/num12/art119/index.html>
- Pérez, B. A. del C.** (2002). *La Inmigración y Colonización: Descripción de un Proceso Sociocultural y Económico. 1960 a 2000* [tesis de licenciatura de economía. Facultad de Ciencias Sociales. Universidad Autónoma de Campeche].
- Plassard, F.** (1978). *Les Autoroutes et le Développement Régional*. Économica: Lyon.
- Pozas-Horcasitas, R.** (2006). *Los nudos del tiempo: la modernidad desbordada*. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Investigaciones Sociales/Siglo XXI Editores. <http://ru.iis.sociales.unam.mx:8080/jspui/handle/IIS/4898>
- Prieto Díaz, S.** (2010). *Taypi-Tinku-Kuti hacia el Sumaj K'uchiykachay (Buen Migrar). Escalera transmigrante boliviano-saropalqueña, y construcción del retorno a través de Cooperativas Hortofrutícolas Originarias en Buenos Aires* [tesis de maestría. Universidad de Buenos Aires]. <https://cutt.ly/yofRuw9>
- _____. (2017). *Cartografías de la subalternidad migratoria: bestialización, inhumanidad y contrahegemonía en el contexto del Plan Frontera Sur de México* [tesis de doctorado en Ciencias Sociales y Políticas. Universidad Iberoamericana. México]. <http://ri.ibero.mx/handle/ibero/399>
- _____. (2019). (In) Movilidades y Mega-proyectos: El Tren Maya y las nuevas fronteras del sur de México. En: Gasparello, G.; Núñez, V.; Prieto, S.; Ceceña, A. C. y Colectivo GeoComunes. *Panamá en Tehuantepec: colonización ferroviaria del sureste de México* (pp. 17-20). Agencia Latinoamericana de Información: México.
- _____. (2020). (In) movilidades (in) humanas en tiempos de COVID. *Contralínea*, <https://cutt.ly/jofRErz>
- Quezada, S.** (2012). *Yucatán. Historia Breve*. Fondo de Cultura Económica: México.
- Reed, N.** (1971). *La guerra de castas de Yucatán*. Editorial Era: México.
- Rephann, T. e Isserman, A.** (1994). New highways as economic development tools: An evaluation using quasi-experimental matching methods. *Regional Science and Urban Economics*, 24(6), pp. 723-751.
- Rodríguez, M.** (2010). El proyecto colonizador de México a finales del siglo XIX. Algunas perspectivas comparativas en Latinoamérica. *Secuencia*, 76, pp. 103-132.
- Rodríguez Nieto, S.** (2017, 24 de marzo). Indígenas acusan que las Zonas Económicas Especiales de Peña amplían el modelo del despojo. *Sin-Embargo*. <https://www.sinembargo.mx/24-03-2017/3178829>
- Romero Mayo, R. y Rioja Peregrina, L. H.** (2012, 7 a 11 de mayo). *Frontera en conflicto. El diferendo limítrofe entre los estados peninsulares de Quintana Roo y Campeche, México, en el Punto de Unión Territorial (PUT)*. XII Coloquio Internacional de Geocrítica, Universidad Nacional de Colombia: Bogotá.
- Roys, R. L.** (1958). The Political Geography of the Yucatan Maya. *Antiquity*, 32(127), p. 214. <https://doi.org/10.1017/S0003598X00038850>
- SAF** (1923). *Atlas geográfico de la República Mexicana 1919-1921*. Secretaría de Agricultura y Fomento. Dirección de Estudios Geográficos y Climatológicos, 2.ª ed.: México. [32 mapas. David Rumsey Historical Map Collection.]
- Schwartz, N. B.** (1990). *Forestry Society: A Social History of Peten, Guatemala*. University of Pennsylvania Press: Philadelphia.
- SCOP.** (1950). *Ferrocarril del Sureste*. Secretaría de Comunicación y Obras Públicas: México. <http://bibliotecadigital.tabasco.gob.mx/files/original/dc99b4352fa938ffab14ad-d656e92b01.pdf>
- Stierl, M.** (2019). Of Migrant Slaves and Underground Railroads: Movement, Containment, Freedom. *American Behavioral Scientist*, 64(4), pp. 456-479.
- Svampa, M.** (2019). *Las fronteras del neoextractivismo en América Latina. Conflictos socioambientales, giro ecoterritorial y nuevas dependencias*. Centro María Sibylla Merian de Estudios Latinoamericanos Avanzados en Humanidades y Ciencias Sociales (CALAS): Alemania.

- Szekely, M. y Restrepo, I.** (1988). *Frontera agrícola y colonización*. Centro de Ecodesarrollo: México, pp. 133-161.
- Tongo, M. F.** (1959). Anteproyectos ferroviarios en la frontera sur de México, 1959. <https://cutt.ly/GofGACO>
- Toussaint, M.** (2005). Justo Rufino Barrios, la unión centroamericana y el conflicto de límites México-Guatemala. En: P. Bovin (coord.). *Las fronteras del Istmo. Fronteras y sociedades entre el sur de México y América Central* (pp. 91-96). Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social / Centro Francés de Estudios Mexicanos y Centroamericanos: México.
- Tudela, F.** (1990). Recursos naturales y sociedad en el trópico húmedo tabasqueño. En: Leff, E. (coord.). *Medio ambiente y desarrollo en México*. Vol. I. [pp. 149-227]. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM / Editorial Porrúa: México.
- Wan Moguel, R. M.** (2020). El ferrocarril del sureste: antecedentes, construcción e infraestructura de la línea (1934-1977). *Mirada Ferroviaria*, 38. <https://www.miradaferroviaria.mx/el-ferrocarril-del-sureste-38/>
- Wingo, L. y Pwerlof, H.** (1961). The Washington Transportation Plan: Technics or Politics? *Papers in Regional Science*, 7(1), pp. 249-262.
- Zavala, S.** (1935). *La encomienda indiana*. Junta de Ampliaciones de Estudios e Investigación Científicas: Madrid.

Sección II
Impacto ambiental de las vías de
comunicación sobre las ANP:
estudios de caso



Escenarios de pérdida de cobertura arbórea en la cuenca baja del Usumacinta, en Tabasco: impactos demográficos y de las vías de comunicación en la región

J. Alberto Gallardo-Cruz | Centro Transdisciplinar Universitario para la Sustentabilidad, Universidad Iberoamericana

Ana Fernández-Montes de Oca | Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México

Resumen

Este capítulo estima la probabilidad de deforestación asociada al crecimiento poblacional y a la presencia de carreteras, a partir de una matriz de cambio desarrollada dentro del módulo Land Change Modeler (LCM) de IDRISI. Las variables de entrada del modelo fueron la cobertura arbórea del año 2000, la deforestación anual hasta 2013, las proyecciones poblacionales al año 2030 (tasa de crecimiento) y las vías de comunicación actuales. De acuerdo con los resultados, para el año 2030 se espera que la deforestación siga el curso de las carreteras y las zonas que las rodean, así como las áreas cercanas a localidades bien conectadas. Para el periodo 2013-2030 se estima una pérdida relacionada con las vías de comunicación de 613 km², casi el doble que la observada en el periodo 2000-2013. Los datos de deforestación asociados con el crecimiento poblacional no indicaron una relación significativa.

Palabras clave: pérdida de cobertura arbórea, población, carreteras.

J. A. Gallardo-Cruz

email: jose.gallardo@ibero.mx

Centro Transdisciplinar Universitario para la Sustentabilidad, Universidad Iberoamericana

Prolongación Paseo de la Reforma núm. 880, col. Lomas de Santa Fe, delegación Álvaro Obregón, Ciudad de México, México, C. P. 01219

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

This chapter estimates the probability of deforestation associated with population growth and roads' presence, based on a change matrix developed within IDRISI's Land Change Modeler (LCM) module. The model's input variables were the tree cover for the year 2000, the annual deforestation until 2013, the population projections for the year 2030 (growth rate), and the current communication routes. By the year 2030, deforestation is expected to follow the roads and the areas surrounding them and the areas near well-connected towns. For the period 2013-2030, a loss related to communication routes of 613 km² is estimated, almost double that observed in the period 2000-2013. Deforestation data associated with population growth did not indicate a significant relationship.

Keywords: forest cover loss, population, roads.

1. Introducción

Uno de los principales indicadores para detectar el deterioro ambiental durante la construcción de instrumentos para monitorear la biodiversidad es la cuantificación de la deforestación, entendida como la conversión por actividad humana directa de tierras boscosas en terrenos no forestales (UNFCCC, 2001). Es la mala planeación de las actividades humanas la que repercute directamente en la pérdida de estas zonas. En la presente investigación, las áreas boscosas serán referidas como cobertura arbórea.¹ A la fecha se sabe que tres de los factores más importantes que guían este proceso son el crecimiento poblacional, la construcción de infraestructura (como las vías de comunicación) y la expansión de la frontera agropecuaria (Lambin *et al.*, 2001). Se estima que entre 2005 y 2010 en México se deforestaron cerca de 155,000 ha por año (Conafor, 2014). Esta pérdida se asocia con la disminución en la capacidad de captura de carbono, la modificación de los ciclos del agua y biogeoquímicos y en la consecuente pérdida de hábitat para la fauna (D'Almeida *et al.*, 2007; Foley *et al.*, 2005; Brooks *et al.*, 2002). Tal y como se señaló en los capítulos anteriores en este libro,² la disminución de la cantidad y calidad del hábitat es uno de los factores que impide el libre movimiento de la fauna, produciendo alteraciones en la relación presa-predador y una disminución en la dispersión de genes de metapoblaciones.

¹ El estudio se enfoca en la pérdida de cobertura arbórea, por lo que no incluye a sistemas que no poseen árboles de forma original, como los tulares y popales, ni a las áreas deforestadas antes del año 2000.

² Vid. I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global, y I. 2 Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

Este escenario amenaza gravemente la estabilidad de algunos de los sistemas más importantes para México, como la porción baja de la cuenca del Usumacinta, que es considerada como una de las más biodiversas del planeta (Carabias *et al.*, 2015). La parte tabasqueña de la cuenca baja (municipios de Balancán, Centla, Emiliano Zapata, Jonuta y Tenosique) contiene sistemas de humedales y selvas medianas que albergan cientos de especies de fauna esenciales para el funcionamiento del ecosistema completo (Semarnap e INE, 1997 y 2000; Mendoza-Carranza *et al.*, 2010). Algunas de estas especies son el manatí (*Trichechus manatus*), el cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*), el zopilote rey (*Sarcoramphus papa*), el mono aullador (*Alouatta pigra*) y el jaguar (*Panthera onca*) (Semarnap e INE, 1997 y 2000).

La cuenca baja del Usumacinta está conformada por terrenos nacionales, propiedad privada y ejidal. Esta región tiene una densidad poblacional baja (32 habitantes por km²) y está ampliamente dominada por pastizales cultivados, -relacionados con la actividad ganadera-, y agricultura de temporal (Gallardo-Cruz *et al.*, 2019). En específico, tanto Jonuta como Centla son municipios dedicados a la pesca, actividades petroleras y, en menor medida, a la ganadería; mientras que en los municipios de Balancán, Emiliano Zapata y Tenosique su principal actividad es la ganadería (Sernapam, 2013).

No obstante, por su alto nivel de conservación, en estos sistemas se han decretado dos áreas naturales protegidas federales: la reserva de la biosfera Pantanos de Centla y el área de protección de flora y fauna Cañón del Usumacinta, así como diversas áreas naturales protegidas estatales, municipales y privadas (Semarnap e INE, 1997 y 2000). Además, por su importancia ecológica, otros instrumentos de conservación como los sitios Ramsar para la protección de humedales y las áreas de importancia para la conservación de las aves (AICAS) están presentes (Ramsar, 2001). Aunado a lo anterior, se han implementado mecanismos de pago por servicios ambientales y programas de restauración y reforestación, con el fin de fortalecer la conservación de los sistemas naturales de flora y permitir la protección de la fauna asociada a ellos (Conanp, 2010).

Todos los mecanismos en conjunto buscan frenar los impactos adversos de las actividades económicas en la región; no obstante, el impacto de estos instrumentos no es suficiente. Por ello es justo decir que muchos de los mecanismos de conservación existentes son respuestas tardías a los procesos de deterioro y no una planeación anticipada para evitarlos. En este sentido, este estudio busca servir como una herramienta de planeación para detectar de manera anticipada la pérdida de cobertura arbórea y con ello incidir en la generación de acciones para prevenirla. Para tal fin, este capítulo presenta la construcción de mapas de predicción y probabilidad de pérdida de árboles asociada al crecimiento poblacional y a la presencia de carreteras en la porción tabasqueña de la cuenca baja del Usumacinta.

2. Método

Para realizar este estudio se modeló la pérdida de cobertura arbórea tomando como base la producida en el año 2000, los datos de pérdida anual de dicha cobertura hasta 2013, las proyecciones poblacionales al año 2030 (tasa de crecimiento) y las vías de comunicación actuales. Con fundamento en estas variables se construyó una matriz de cambio dentro del módulo Land Change Modeler (LCM) de IDRISI que resultó en dos mapas: 1) predicción de pérdida de cobertura arbórea por influencia de carreteras y 2) probabilidad de pérdida de cobertura arbórea por influencia de la tasa de crecimiento poblacional.

Variable de pérdida en la cobertura arbórea

Los datos de esta variable se derivaron del conjunto de imágenes Landsat 5, 7 y 8 para el periodo 2000-2013, procesadas en la nube mediante Google Earth Engine (Hansen *et al.*, 2013a).³ Para determinar la cobertura arbórea en dicho estudio se seleccionó solo aquella vegetación mayor de cinco metros de altura detectada por los sensores antes mencionados. La pérdida de cobertura se definió como una perturbación que elimina los árboles de una parcela de 30 × 30 m. El cálculo de la cobertura arbórea y la reducción anual se basó en el uso de algoritmos iterativos que compararon la información de las bandas de los satélites Landsat con la información calibrada de los sensores Quickbird y Modis sobre cobertura arbórea a nivel mundial. El procedimiento detallado de esta metodología se puede consultar en Hansen *et al.* (2013a y 2013b).

Ya que el estudio de Hansen (2013a) se basó exclusivamente en los cambios de cobertura arbórea, los sistemas no arbóreos como los tulares y popales no están correctamente representados en su investigación. Además, es importante notar que debido a que la modelación se basa en la cobertura arbórea presente en el año 2000, aquellas zonas deforestadas antes de ese año se denotan como áreas con ausencia de árboles y no como zonas deforestadas.

Variable de proyecciones poblacionales 2030

La información poblacional fue tomada de las proyecciones de habitantes por localidad, generadas por el Consejo Nacional de Población y luego modeladas para obtener la tasa de cambio entre el año 2000 y el 2030 (Conapo, 2014).⁴ Dicha información fue asociada

³ La información fue generada en el estudio de Hansen (2013a) y está disponible en el vínculo <https://www.globalforestwatch.org/>

⁴ La liga de consulta en línea ya no está disponible. En la literatura citada los autores agregan una liga personal donde se puede acceder a la información.

espacialmente a una capa vectorial de las localidades de los municipios de interés (Balancán, Centla, Emiliano Zapata, Jonuta y Tenosique) y después convertida en un archivo de tipo grid, a través del programa ArcGis 9.3.

Variable de vías de comunicación

Se trata de un archivo de tipo vectorial lineal descargado del Instituto Mexicano del Transporte. Dicha variable representa cada camino existente hasta 2013. Este archivo fue convertido a grid a través del programa ArcGis 9.3.

Modelación

Para generar los modelos de predicción y probabilidad de pérdida de cobertura arbórea se utilizó el módulo de IDRISI, LCM. Dicho módulo compara información cuantitativa a través de un proceso empírico y realiza un análisis de cambios en el tiempo. A partir de este análisis se construyen las tendencias y anomalías de los datos ingresados (Eastman, 2012). Para esta investigación se hizo uso de las herramientas de análisis de cambios, potenciales de transición y predicción de cambios del LCM (Eastman, 2012). A partir de ellas se obtuvo la diferencia entre periodos y la predicción de la pérdida de cobertura arbórea, ajustada por la tasa de cambio poblacional y la presencia de vías de comunicación.

3. Resultados

Poco más del 1 % (35,700 ha) de las pérdidas en cobertura arbórea ocurridas en México entre el año 2000 y 2013 tuvieron lugar en la porción tabasqueña de la cuenca del Usumacinta (Gallardo-Cruz *et al.*, 2019). Empleando un número conservador de 3,500 individuos (> 3 cm de DAP) por hectárea para los bosques tropicales del mundo (Stegen *et al.*, 2009), dicha cifra significó la desaparición de más de 100 millones de individuos de plantas y de siete millones de toneladas de biomasa.

Los municipios que perdieron mayor cantidad de hectáreas de cobertura arbórea fueron Balancán y Tenosique, con poco más de 17,000 y 10,000 ha, respectivamente (figura 1). Es importante destacar que para el año 2000 estos municipios tenían los mayores fragmentos de vegetación arbórea en la cuenca baja. Centla fue el municipio con menor pérdida de tierras boscosas, con poco más de 700 ha, seguido de Emiliano Zapata y Jonuta.

Como ya se señaló anteriormente, esto podría ser un reflejo del método utilizado para calcular la pérdida de cobertura arbórea (Hansen *et al.*, 2013a). Por ello, en Centla y Jonuta, donde dominan los humedales no arbóreos, las áreas clasificadas como “sin cobertura arbórea” corresponden principalmente a los popales y tulares característicos de la región. No obstante,

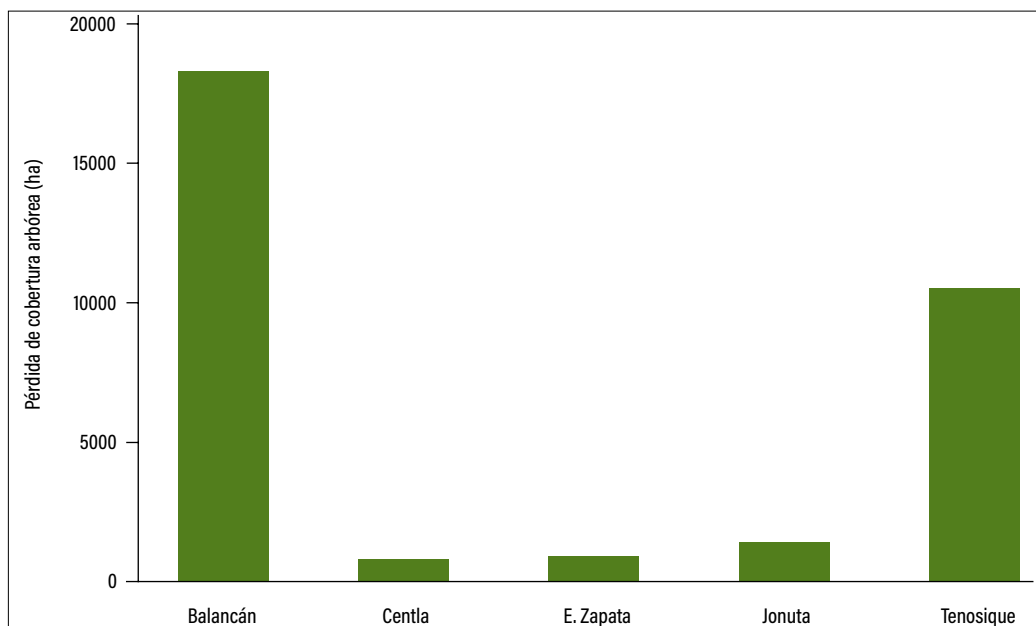


Figura 1. Total de hectáreas perdidas por municipio en la cuenca baja del Usumacinta para el periodo 2000-2013.

existe la posibilidad de que algunas zonas clasificadas como “sin cobertura arbórea” sí deriven de procesos locales de eliminación de cobertura de los humedales arbóreos (manglares y las selvas medianas inundables). Por el contrario, Balancán y Tenosique son municipios donde la principal vegetación potencial corresponde a selvas medianas que han sido fuertemente afectadas por las actividades económicas de la región (ganadería, agricultura y plantaciones de palma de aceite) (figura 2). A pesar de las inmensas pérdidas, hoy en día todavía es posible encontrar grandes fragmentos de comunidades arbóreas en las inmediaciones del río San Pedro (Balancán) y dentro del área natural protegida Cañón del Usumacinta (Tenosique).

3.1. Escenarios de predicción de pérdida de cobertura arbórea al año 2030

En el modelo generado para la predicción de la pérdida de cobertura arbórea al año 2030 se observó que hubo una relación significativa ($p < 0.05$) entre esta pérdida y las carreteras y las zonas que las rodean. Además, la mayor parte de los cambios observados se encuentra cercana a localidades conectadas con un alto número de carreteras (p. ej. cabeceras

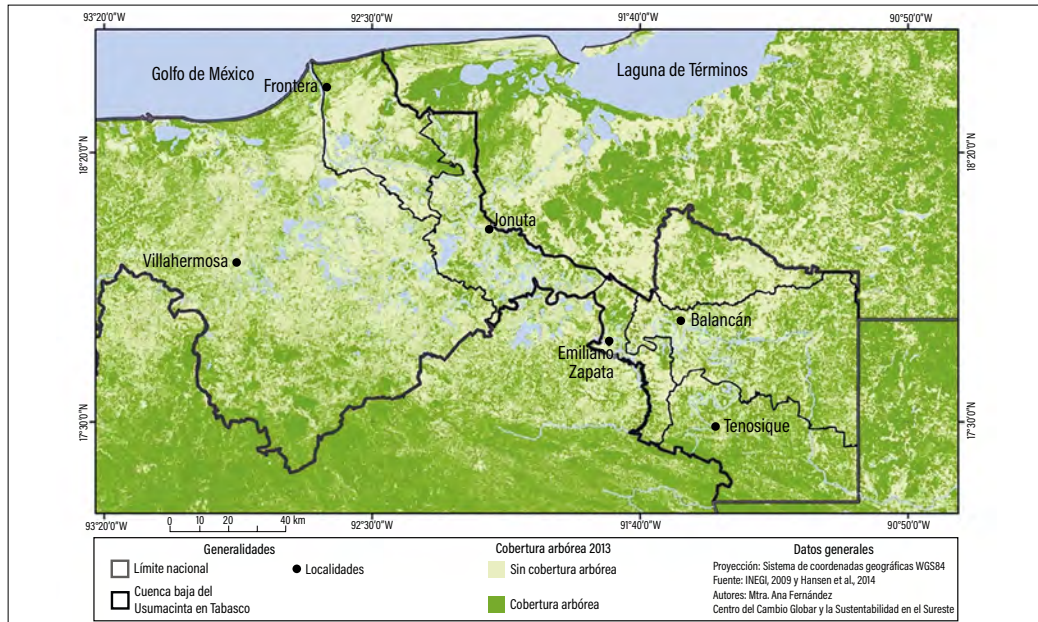


Figura 2. Cobertura arbórea en la cuenca baja del Usumacinta en 2013.

municipales o centros de desarrollo económico). De acuerdo con este modelo, en el periodo 2013-2030 se estimó una eliminación relacionada con las vías de comunicación de 61,300 ha, cifra que corresponde a casi el doble que la observada en el periodo 2000-2013. Lo anterior equivaldría a una pérdida anual de 3,600 ha.

En Centla, los mayores cambios se observaron al norte, donde hay presencia de carreteras. Ya que en la porción central y sur la vía de comunicación más usada es la acuática (cayucos y lanchas), la pérdida de cobertura arbórea proyectada es menor (figura 3).

En Jonuta, la distribución espacial de la pérdida de cobertura arbórea para el año 2030 se presentó de manera desigual. Al este del río Usumacinta, que atraviesa Jonuta, se modeló menos pérdida de cobertura arbórea, ya que el medio de comunicación más importante también es la vía fluvial; mientras que en el caso oeste del mismo municipio, la pérdida de cobertura de áreas arboladas fue mayor, relacionada con el gran número de carreteras que conectan a la cabecera municipal con la parte central del estado de Tabasco (figura 3).

Para el caso de Emiliano Zapata, Balancán y Tenosique se observa una alta conectividad de carretera, por lo que la eliminación de cobertura arbórea se presentó a lo largo y ancho de los tres municipios (figura 3).

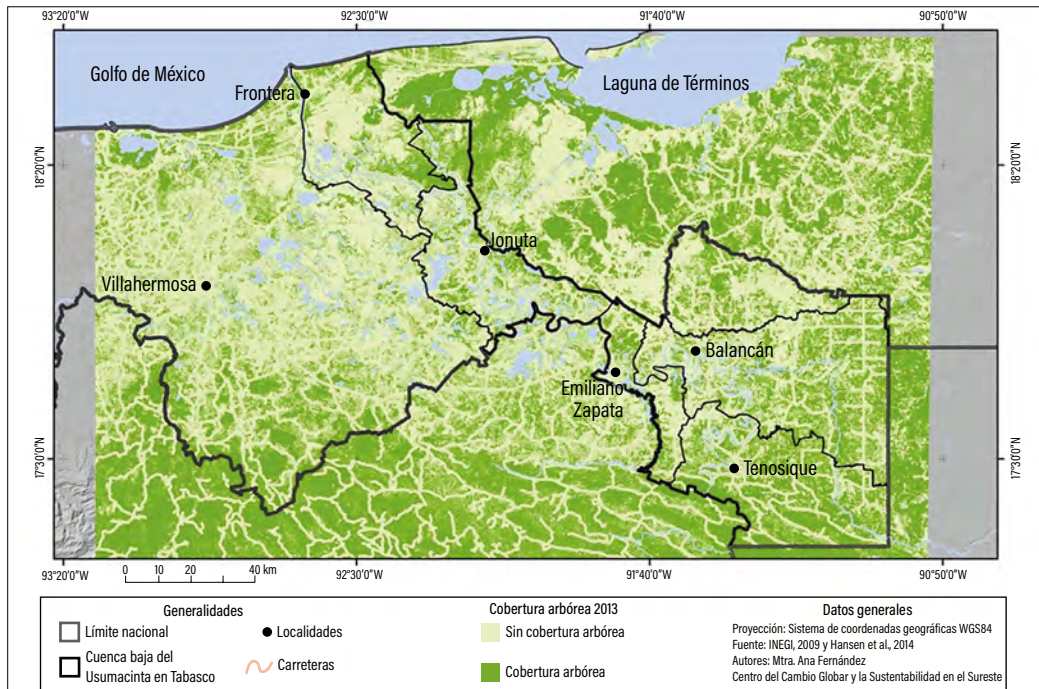


Figura 3. Escenario de pérdida de cobertura arbórea al año 2030, por influencia de las vías de comunicación.

3.2. Escenarios de probabilidad de pérdida de cobertura arbórea al año 2030

La premisa inicial consideraba que el modelo de pérdida de cobertura arbórea tendría una relación positiva con el crecimiento poblacional, ya que el aumento de habitantes generaría mayor presión sobre los recursos cercanos. No obstante, los datos generados por este modelo asociados con el crecimiento poblacional no indicaron una relación significativa. Los lugares con mayor probabilidad de pérdida fueron sitios con tasas de crecimiento poblacional medias y bajas. Las zonas con probabilidad de pérdida media fueron sitios con tasas de crecimiento poblacional elevadas. Y los casos con menor probabilidad tuvieron tasas de crecimiento poblacional medias y bajas. Lo anterior demuestra que no existe una relación importante entre el crecimiento poblacional y la probabilidad de pérdida de cobertura arbórea (figura 4).

Cabe recalcar que este estudio se basó en la pérdida de cobertura arbórea de árboles, por lo que los sistemas que no los poseen de forma original, debido a que son sistemas no arbóreos (*v. g.* popales, tulares), no están incluidos en esta investigación. Los datos ofrecidos sobre estos sistemas no pueden ser modelados y, para ese caso, todos esos sitios aparecen con nula probabilidad de ser deforestados. Igualmente, todos aquellos parajes que antes del año 2000 ya estaban deforestados aparecen con nula probabilidad.

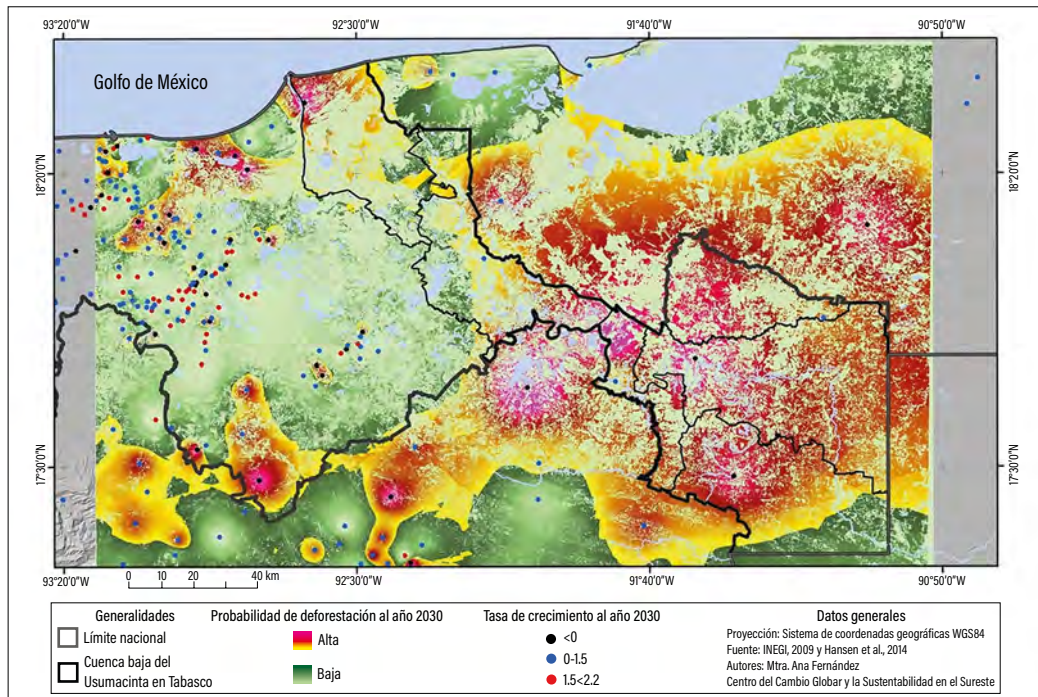


Figura 4. Probabilidad de pérdida de cobertura arbórea al año 2030, por influencia de la tasa de crecimiento poblacional.

4. Discusión

Es importante señalar que la construcción de carreteras o de infraestructura es causa próxima de deforestación y que existen presiones subyacentes que empujan a su vez a estas causas próximas (Geist y Lambin, 2002). En ese sentido, este estudio analiza la presencia de las carreteras como causa próxima de la pérdida de la cobertura arbórea y el crecimiento poblacional como causa subyacente. En el caso de la presencia de las carreteras fue posible observar que existe una relación significativa y fácil de visualizar con la deforestación. No obstante, es importante señalar que esa significancia tuvo causas subyacentes diferentes. Por ejemplo, como lo han señalado diversos autores, muy posiblemente la causa subyacente de la construcción de carreteras y, por lo tanto, de la pérdida de cobertura arbórea en el municipio de Centla esté vinculada con el desarrollo de la industria petrolera y ganadera (Tudela, 1989; Guerra y Ochoa, 2005). En cuanto a los municipios de los ríos Balancán, Emiliano Zapata y Tenosique, es probable que la causa subyacente de la construcción de carreteras sea el mercado de los cárnicos, ya que las tres entidades ocupan fuertemente sus tierras para la ganadería y necesitan movilizar sus productos (Sernapam, 2013).

En cuanto al mapa de probabilidad de pérdida de cobertura arbórea se vuelven más importantes las causas subyacentes. En ese sentido, como fue posible observar, la variable de tasa de crecimiento poblacional no fue significativa. No obstante, el patrón de la pérdida de cobertura arbórea permite vislumbrar que los mayores valores de probabilidad de deforestación se aglomeran hacia los municipios con mayor actividad agropecuaria (Balancán, Emiliano Zapata y Tenosique) (causa próxima) (Sernapam, 2013). Lo anterior podría sugerir que la pérdida de cobertura arbórea esté relacionada con el mercado de los cárnicos (causa subyacente), actividad principal de estos tres municipios (Sernapam, 2013). Otros ejemplos son Centla y Jonuta, las zonas con mayor probabilidad de deforestación; en estos municipios las causas son posiblemente aquellas que se vinculen con los polos de desarrollo petrolero (Tudela, 1989; Guerra y Ochoa, 2005).

5. Conclusiones

A partir de la modelación realizada por el LCM de IDRISI se pudo determinar que la presencia de carreteras tiene una relación significativa con el proceso de la pérdida de cobertura arbórea. Mientras que la variable de crecimiento poblacional no tiene una relación significativa con dicha pérdida. No obstante, este último resultado podría vislumbrar una relación con las actividades económicas que se realizan en la región. Por lo anterior, hay necesidad de vincular las tendencias agropecuarias de la región con la modelación de la pérdida de cobertura arbórea.

Se evidenció que las carreteras ejercen efectos directos en la mencionada pérdida y abren espacios para otros procesos de deterioro (degradación forestal). Aunque los resultados de esta pérdida por carreteras y por crecimiento poblacional se analizaron por separado, las zonas con poca probabilidad de cambio por crecimiento poblacional parecen presentar también poca accesibilidad de carreteras. Por lo que la pérdida de cobertura arbórea por carreteras, sumada a la probabilidad de cambio por actividades económicas en la zona de los cinco municipios, construye un modelo de pérdida importante al año 2030, donde los sitios más impactados son aquellos con más carreteras y los dedicados a las actividades pecuarias.

Es necesario elaborar modelaciones posteriores que incluyan otras variables asociadas a la disminución de cobertura arbórea, tales como las actividades económicas, los instrumentos de conservación y niveles de pobreza, entre otras, que permitan modelar con mayor precisión los cambios y las tendencias. Además de lo anterior, es necesario que la inclusión de las nuevas variables sea representada en un mismo modelo para que sea posible visualizar, de forma más sencilla, todos los cambios y cómo una variable asociada incide sobre las otras.

Finalmente, es importante construir instrumentos que normen la presión de las actividades económicas sobre los recursos naturales y que ayuden a frenar los procesos de pérdida de cobertura arbórea (y degradación) fomentados por la presencia de las carreteras. Para ello, la construcción de escenarios que modelen variables en el tiempo es de suma importancia para la toma de decisiones. Es a partir de este tipo de modelaciones que se puede aportar al compendio de información necesaria para hacer una mejor planeación del territorio. Para lograrlo es necesario contar con datos precisos y disponibles que permitan la obtención de información base y también contar con programas que ayuden a la automatización de dicha información. Para este caso, los resultados fueron generados a partir de variables ya construidas y automatizadas (variables de pérdida de cobertura arbórea anual), por lo que el análisis de los elementos obtenidos fue mucho más eficiente. No obstante, para las diferentes escalas y zonas del planeta, no siempre se cuenta con este tipo de información, por lo que se requiere seguir buscando opciones y desarrollando mecanismos *ad hoc* a las zonas de estudio.

6. Literatura citada

- Brooks, T.; Mittermeier, R.; Mittermeier, C.; Da Fonseca, G.; Rylands, A. Konstant, W.; Flick, P.; Pilgrim, J.; Oldfield, S.; Magin, G. y Hilton-Taylor, C.** (2002). Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology*, 16(4), pp. 909-923.
- Carabias, J.; De la Maza, J. y Cadena, R.** (2015). *Conservación y desarrollo sustentable en la Selva Lacandona: 25 años de actividades y experiencia*. Natura y Ecosistemas Mexicanos: México.
- Conafor.** (2014, junio). *Diagnóstico del Programa Presupuestario U036 PRONAFOR-Desarrollo Forestal 2014*. Comisión Nacional Forestal: México.
- Conanp.** (2010, 16 de julio). *Pago por servicios ambientales en Áreas Naturales Protegidas. Análisis 2003-2008*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas: México.
- Conapo.** (2014). Datos de proyecciones de la población por localidades. https://drive.google.com/drive/folders/1_BEIDEr3Lvs-HrjcEz3AzzQkHM6_LBE1?usp=sharing
- D'Almeida, C.; Vörösmarty, C. J.; Hurtt, G. C.; Marengo, J. A.; Dingmanb, S. L. y Keim, B. D.** (2007). The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. *International Journal of Climatology*, 27(5), pp. 633-647.
- Eastman, J. R.** (2012). *IDRISI Selva. Guía para SIG y procesamiento de imágenes*. Clark Labs / ClarkUniversity: EE. UU.
- Foley J. A.; DeFries, R.; Asner, G. P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S. R.; Chapin, F. S.; Coe, M. T.; Daily, G. C.; Gibbs, H. K.; Helkowski, J. H.; Holloway, T.; Howard, E. A.; Kucharik, C. J.; Monfreda, C.; Patz, J. A.; Prentice, I. C.; Ramankutty, N. y Snyder, P. K.** (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), pp. 570-574.
- Gallardo-Cruz, J. A.; Fernández Montes de Oca, A. y Rives, C.** (2019). Detección de amenazas y oportunidades para la conservación en la cuenca baja del Usumacinta a partir de técnicas de percepción remota. *Revista Ecosistemas*, 28(2), pp. 82-99.
- Geist, H. J. y Lambin, E. F.** (2002). Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *Bioscience*. 52(2), pp. 143-150.
- Guerra, V. y Ochoa, S.** (2005, 23 de noviembre). Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000). *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*. UNAM, 59(2006), pp. 7-25.
- Hansen, M. C.; Potapov, P. V.; Moore, R.; Hancher, M.; Turubanova, S. A.; Tyukavina, A.; Thau, D.; Stehman, S. V.; Goetz, S. J.; Loveland, T. R.; Kommareddy, A.; Egorov, A.; Chini, L.; Justice, C. O. y Townshend, J. R. G.** (2013a). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), pp. 850-853.
- Hansen, M. C.; Potapov, P. V.; Moore, R.; Hancher, M.; Turubanova, S. A.; Tyukavina, A.; Thau, D.; Stehman, S. V.; Goetz, S. J.; Loveland, T. R.; Kommareddy, A.; Egorov, A.; Chini, L.; Justice, C. O. y Townshend, J. R. G.** (2013b). Supplementary materials for High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), pp. 850-853.
- Lambin, E.; Turner, B. L.; Geist, H. J.; Agbola, S. B.; Angelsen, A.; Bruce, J. W.; Coomes, O. T.; Dirzo, R.; Fischer, G.; Folke, C.; George, P. S.; Homewood, K.; Imbernon, J.; Leemans, R.; Li, X.; Moran, E. F.; Mortimore, M.; Ramakrishnan, P. S.; Richards, J. F.; Skanes, H.; Steffen, W.; Stone, G. D.; Svedin, U.; Veldkamp, T. A.; Vogel, C. y Xu, J.** (2001). The causes of land - use and land - cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), pp. 261-269.
- Mendoza-Carranza, M.; Hoeinghaus, D. J.; García, A. M. y Romero-Rodríguez, A.** (2010). Aquatic food webs in mangrove and seagrass habitats of Centla Wetland, a Biosphere reserve in Southeastern Mexico. *Neotropical Ichthyology*, 8(1), pp. 171-178. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010000100020>
- Ramsar.** (2001, 15 de agosto). *Ficha informativa de los Humedales de Ramsar. Reserva de la Bios-*

- fera Pantanos de Centla*. <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX733RIS.pdf?language=en>
- Semarnap e INE.** (1997). *Programa de manejo del Área de Protección de Flora y Fauna "Laguna de Términos"*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca e Instituto Nacional de Ecología: México.
- _____. (2000). *Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca e Instituto Nacional de Ecología: México.
- Sernapam.** (2013). *Programa de Ordenamiento Ecológico del Estado de Tabasco*. Tabasco: México. <https://transparencia.tabasco.gob.mx/media/SERNAPAM/2017/1/270394.pdf>
- Stegen, J. C.; Swenson, N. G.; Valencia, R.; Enquist, B. J. y Thompson, J.** (2009). Above-ground forest biomass is not consistently related to wood density in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*, 18, pp. 617-625.
- Tudela, F.** (1989). *La modernización forzada del trópico: el caso de Tabasco, Proyecto Integrado del Golfo*. El Colegio de México / Federación Internacional de Institutos de Estudios Avanzados / Instituto de Investigaciones de las Naciones Unidas para el Desarrollo Social / Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional: México.
- UNFCCC.** (2001, 29 de octubre al 10 de noviembre). *Informe de la conferencia de las partes sobre su séptimo período de sesiones, celebrado en Marrakech del 29 de octubre al 10 de noviembre de 2001*. Convención marco sobre el cambio climático de las Naciones Unidas. Sistema Nacional de Información Ambiental: Marrakech. <https://sinia.minam.gob.pe/normas/acuerdo-marrakech>

Fuentes de contaminación atmosférica de la carretera 186 y efecto de borde en las áreas naturales protegidas de Calakmul y Balam-kú

Leonel E. Amábilis-Sosa | Conacyt-Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Culiacán

Jorge A. Benítez | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Jaime Rendón von Osten | Instituto EPOMEX, Universidad Autónoma de Campeche

Resumen

El presente capítulo evalúa la relación entre el tráfico vehicular de Calakmul y Balam-kú con los cambios microambientales (materia orgánica) y presencia de metales pesados e hidrocarburos en suelos como efecto de borde para la fauna. Se valoraron las fuentes de contaminación y se modeló la dispersión de metales pesados e hidrocarburos en diferentes meses del año. La concentración de la materia orgánica presentó un aumento en función de la distancia de la carretera. Las concentraciones de metales pesados y de HAPs en áreas cercanas a la carretera fueron de 5 a 200 veces más altas que en las áreas más alejadas. En el 90 % de las muestras, dentro de los primeros 50 m de la carretera, se encontró pireno, benzo(b)fluoranteno, dibenzo(a,h)antraceno y benzo(ghi)perileno. Con base en los resultados, se estima un efecto de borde intenso en los primeros 50 m, el cual se extiende hasta 500 m de la vialidad.

Palabras clave: efecto de borde, materia orgánica, metales pesados, hidrocarburos.

L. E. Amábilis-Sosa

email: lamabilis@conacyt.mx, leoamabilis@yahoo.com.mx

Conacyt-Tecnológico Nacional de México, IT Culiacán, División de Estudios de Posgrado e Investigación
Av. Juan de Dios Bátiz núm. 310, Culiacán, Sinaloa, México, C. P. 80220

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

This chapter evaluates the relationship between the vehicular traffic of Calakmul and Balam-kú with the microenvironmental changes (organic matter) and heavy metals and hydrocarbons in soils as an edge effect for fauna. The sources of pollution were assessed, and the dispersion of heavy metals and hydrocarbons was modeled in different months of the year. The concentration of organic matter increased as a function of the distance from the road. The concentrations of heavy metals and PAHs in areas close to the road were 5 to 200 times higher than in areas further away. In 90 % of the samples, within the first 50 m of the road, pyrene, benzo (b) fluorantene, dibenzo (a, h) anthracene and benzo (ghe) perylene were found. Based on the results, an intense edge effect is estimated in the first 50 m, which extends up to 500 m from the road

Keywords: edge effect, organic matter, heavy metals, hydrocarbons in soil.

1. Introducción

El efecto de borde representa aquellos impactos que no se restringen a la superficie física que ocupa la vialidad, sino los que se extienden espacialmente más allá de la obra. En este contexto, dos de los impactos esperados del efecto de borde son, por un lado, los cambios microambientales producidos por la interrupción del paisaje natural, y, por otro, la contaminación del suelo adyacente a la vía ocasionada por el tráfico vehicular y el mantenimiento de la carretera (Kattan, 2002).

Los cambios microambientales esperados incluyen una serie de alteraciones de las condiciones bióticas y abióticas de la matriz circundante a la carretera. De esta forma, estas variaciones se presentarán en las inmediaciones o en el borde de la vía, donde se suscitarán condiciones de menor humedad y mayor temperatura, radiación y susceptibilidad al viento (Kattan, 2002), además de presencia de contaminantes característicos del tránsito vehicular. En este sentido, algunos autores han estipulado, en términos generales, las distancias de alcance de estas afectaciones para diferentes tipos de fauna; por ejemplo, 50 m para las aves y 300 m para los insectos (Arroyave *et al.*, 2006). Un indicador cuantificable para tales cambios microambientales es la cantidad de materia orgánica en el suelo, ya que se relaciona directamente con la presencia de vegetación y las alteraciones en la capacidad de intercambio iónico. Por este motivo, la medición de la materia orgánica a diferentes distancias de un proyecto vial puede representar el impacto de la obra sobre la fertilidad del suelo adyacente.

Por otra parte, la construcción, el mantenimiento y, sobre todo, el uso de las vías de comunicación terrestres son origen de gases de efecto invernadero, producidos por lubricantes, aceites, grasas, combustibles y desechos orgánicos, entre otros (Spellberg,

1998; Viard *et al.*, 2004; Kocioleck *et al.*, 2011). Tal y como se señaló en el capítulo inicial del presente libro,¹ estos contaminantes no solo provienen de la combustión incompleta de productos del petróleo, sino también de fugas de químicos de radiadores, desgaste de neumáticos y frenos (Van Bohemen y Jansen van de Laak, 2003; Zechmeister *et al.*, 2006).

La principal fuente de contaminación derivada de las carreteras es el tránsito vehicular, lo cual propicia que la vía de acceso de los contaminantes al ambiente sea por depositación seca y húmeda. En ciudades como México y Monterrey se han calculado emisiones superiores a 1.1 g/km en un año. A pesar de que los automóviles se consideran medios de contaminación móvil, es posible establecer tramos carreteros de importancia ambiental, o de otra índole, y utilizar el número de vehículos por unidad de tiempo para considerar el total como fuente de contaminación puntual. Esto permite establecer modelos de dispersión de contaminantes en el aire, con lo que se complementa y, sobre todo, se cuantifica el impacto ambiental (Amábilis-Sosa y Benítez, 2014).

En el presente capítulo se describe como estudio de caso el efecto de borde que ocasiona la carretera federal dentro de las áreas naturales protegidas de Calakmul y Balam-kú, en relación con la dispersión y fuente de contaminantes en aire.

2. Metodología

2.1. Área de estudio

La investigación se realizó en el municipio de Calakmul, ubicado en el sureste del estado de Campeche. El estudio se centró en el área natural protegida de Balam-Kú, que está sujeta a conservación ecológica de carácter estatal, y la Reserva de la Biosfera “Calakmul”, de carácter federal. Para ambas zonas, la principal vía de acceso es a través de la carretera federal 186, la cual divide a las dos áreas naturales protegidas entre las localidades de Constitución y Xpujil, a lo largo de 75 km (figura 1). A 250 m del tramo carretero indicado se localiza la cueva el Volcán de los Murciélagos, de gran importancia ecológica.² Por ello, las mediciones de contaminación se realizaron circundantes a dicho sitio. Las variables ambientales establecidas para determinar el efecto de borde fueron: materia orgánica, metales pesados e hidrocarburos aromáticos. Los dos últimos se cuantificaron analíticamente y se modelaron de acuerdo con la emisión de vehículos automotores que transitan en el tramo carretero. A continuación, se describen los materiales y métodos empleados para cada variable ambiental.

¹ Vid. apartado 2.3.2, del Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global.

² Vid. Capítulo II. 7 Impacto por atropellamiento cerca de la cueva el Volcán de los Murciélagos, en Calakmul, Campeche, México.

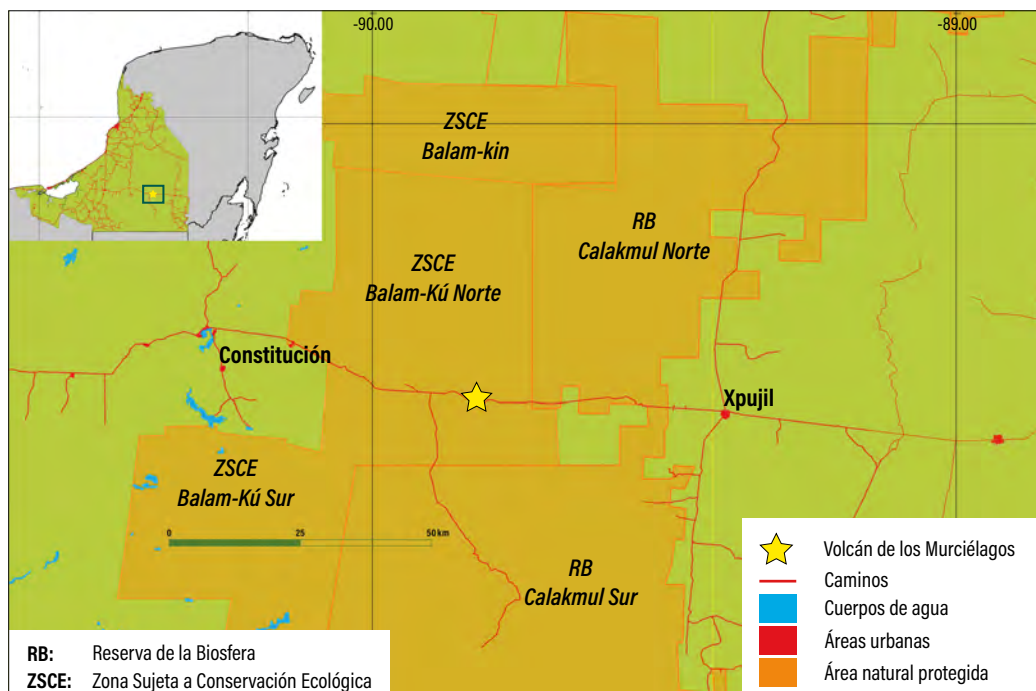


Figura 1. Ubicación del proyecto donde se observan los límites geográficos de las áreas naturales protegidas y la carretera federal 186.

2.2. Fuentes de contaminación y modelos de dispersión

Las fuentes de contaminación de la zona fueron evaluadas a partir del tráfico vehicular promedio diario anual (TPDA), a la altura del poblado de Conhuás, reportadas por la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT, 2018). Los valores de TPDA fueron utilizados para obtener los factores de emisión de contaminantes (g/km), con base en la literatura para vehículos automotores (Van Bohemen y Jansen van de Laak, 2003; EPA, 1998, 2010 y 2014). Para tal fin, se consideró el tráfico del tramo de 75 km que comprende las reservas de Calakmul y Balam-Kú. Los contaminantes evaluados fueron los mismos que se midieron en campo (HAPs y metales pesados).

A partir de los volúmenes de contaminantes estimados del tráfico vehicular, se aplicó un modelo de dispersión gaussiana, para determinar el alcance y extensión de la contaminación. Para obtener los resultados de la concentración de los metales pesados e hidrocarburos aromáticos en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (unidad de las normas nacionales e internacionales de calidad del aire), se utilizaron los factores de emisión multiplicados por los 75 km del transecto Constitución-Xpujil, con lo que se obtuvieron las unidades en masa (g).

2.3. Toma de muestras y determinaciones analíticas

Se tomaron muestras de suelo superficial (0-20 cm) en cinco puntos distribuidos en transectos perpendiculares al Volcán de los Murciélagos y a la carretera, para la cuantificación de metales pesados, hidrocarburos y materia orgánica, siguiendo los protocolos descritos en SESDPROC-300-R3 (EPA, 2014). Los puntos de muestreo fueron ubicados radialmente a 50, 500, 1,500 y 3,000 m de la carretera (figura 2), en función de la topografía del sitio y perpendiculares a la carretera. La frecuencia de muestreo fue semestral, en el periodo de 2005 a 2012.

Los metales pesados evaluados fueron Pb, Zn, Cu, Cr y Cd en sus formas totales. La colecta y transporte de las muestras se realizaron bajo los lineamientos del método USEPA 3051 (EPA, 2010). Posteriormente, las muestras fueron digeridas en medio ácido y cuantificadas a través de un voltamperímetro VA 797 Computrace Metrohm.

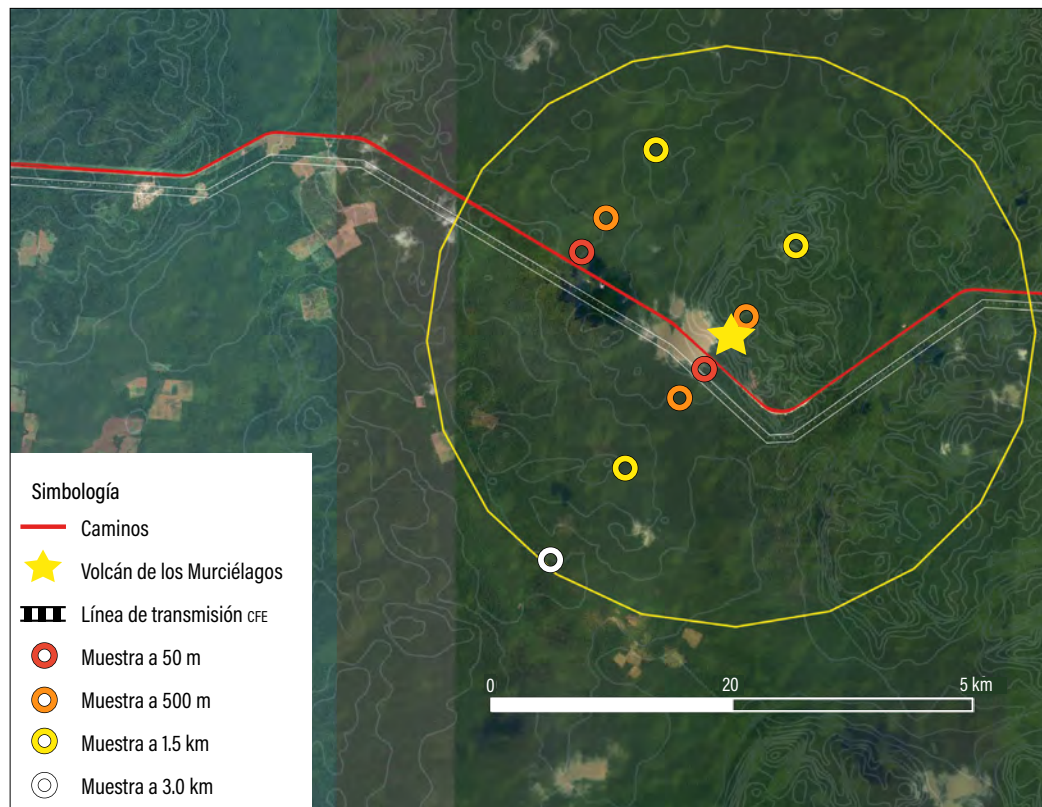


Figura 2. Ubicación de los puntos de colecta de suelos para materia orgánica y contaminantes persistentes (metales pesados y HAPs).

Por otra parte, los hidrocarburos aromáticos fueron analizados bajo el método EPA 840 (EPA, 2000), el cual también indica el procedimiento para la extracción y purificación de las muestras. La determinación de los HAPs se realizó con un cromatógrafo de gases Varian 3800 con detector de ionización de flama (GC/FID).

En lo que respecta a la materia orgánica en suelos, la toma, preservación y análisis de las muestras se realizaron bajo los lineamientos de la Nom-021-Semarnat-2000, cuyo principio analítico es la oxidación de la materia orgánica por medio de dicromato de potasio, el cual es directamente proporcional al contenido de carbono orgánico.

3. Resultados y discusión

3.1. Evaluación de fuentes de contaminación

El cálculo de las fuentes de contaminación se basó en los factores de emisiones (FE) descritos en la literatura para HAPs y metales pesados emitidos por vehículos automotores. Dichos FE varían ampliamente en función del modelo del vehículo, el tamaño del motor, la velocidad de operación, su mantenimiento, el tipo de combustible utilizado, el patrón de frenado y aceleración, así como las condiciones meteorológicas imperantes, entre otros factores (EPA, 1998). Por tal motivo, los escenarios planteados utilizaron los FE mínimos, promedios y máximos reportados en la literatura. Todos los FE se expresaron en gramos por kilómetro (g/km).

De acuerdo con las estadísticas de la SCT (2018), de 2005 a 2017 más de dos terceras partes de los vehículos (65-80 %) que transitan en el tramo de Conhuás pertenecen a automóviles (clase A), siguiendo en orden de importancia los camiones unitarios (clase C), con 13-20 %. Por esta razón, los FE utilizados se centraron en motores de gasolina de 3 L, con rendimientos promedio de 8 y 11 km/L (Díaz, 2002). Dichos rendimientos fueron utilizados para convertir los FE expresados en gramos por litro de combustible (g/L). Por ejemplo, tomando en cuenta un rendimiento promedio de 8 km/L, cada km se consumen 0.125 L de gasolina. La tabla 1 muestra la selección realizada de los FE para HAPs, expresados en g/km.

Con excepción de plomo (Pb), pocos estudios a nivel mundial presentan FE para metales pesados provenientes de vehículos automotores. Dentro de los estudios más completos pueden mencionarse los realizados por Van Bohemen y Van de Laak (2003) en los Países Bajos (tabla 2). Como puede observarse, el cadmio y el plomo tienen su principal fuente durante la combustión, mientras que el cromo y el zinc son emitidos al ambiente principalmente por el desgaste de los neumáticos. Debido a que los estudios

de FE para metales están centrados en Pb, se utilizaron dichos valores para interpolar los FE del resto de los metales pesados. Para tal fin, se dividió el FE de Pb de la tabla 3 entre la proporción Pb/metal de la tabla 2. Los FE resultantes para todos los contaminantes se muestran en la tabla 4.

Para obtener el volumen de contaminantes diarios por kilómetro (VCD/km), se multiplicaron los FE, de los contaminantes de la tabla 4, por el TPDA reportados por la SCT (tablas 5 y 6), para los años 2005-2017; el TDPA es el resultado de dividir el tránsito anual entre los 365 días del año. El volumen total de contaminantes para el área de estudio se estimó multiplicando el VCD por los 75 km de la carretera 186 que atraviesa las áreas naturales protegidas de Balam-kú y Calakmul.

Tabla 1. Factores de emisión (FE) de hidrocarburos (HC) provenientes de vehículos automotores.

Año	Ciudad	g/km	g/km	Fuente
1994	México	0.89	0.64	Díaz (2002)
1994	Denver	0.36	0.26	Pockharel <i>et al.</i> (2002)
1994	Los Ángeles	0.50	0.36	Singer y Harley (2000).
1994	Monterrey	2.28	1.64	Bishop <i>et al.</i> (1997)
2000	México	1.64	1.18	Díaz (2002)
2000	Denver	0.83	0.59	Pockharel <i>et al.</i> (2001a y 2002)
1997	Los Ángeles	1.16	0.84	Singer y Harley (2000)
2000	Los Ángeles	0.44	0.32	Pockharel <i>et al.</i> (2001b)
2000	Phoenix	0.18	0.13	Pockharel <i>et al.</i> (2001c)
2000	Chicago	0.38	0.27	Pockharel <i>et al.</i> (2001d)
1993	México	4.30	1.00	IMP (1993)
s. f.	Países en desarrollo	6.07	2.46	Lents <i>et al.</i> (2004).
Promedio		1.20		
Mínimo		0.13		
Máximo		6.07		

	Convertido de g/L a g/km, considerando un rendimiento de 8km/L
	Convertido de g/L a g/km, considerando un rendimiento de 11km/L
	Sin convertidor catalítico
	Con convertidor catalítico

Tabla 2. Emisiones de contaminantes por vehículos automotores (ton/año), basado en el original de Van Bohemen y Van de Laak (2003). En color naranja se indica la fuente principal de los contaminantes y en amarillo la fuente secundaria. La relación Pb/metal se obtuvo de dividir el valor total de plomo entre los valores de los distintos metales.

Contaminante	FUENTE (%)					Total (ton/año)	Pb/Metal
	Escape	Derrames de aceite	Neumáticos	Frenos	Radiador		
Cadmio	62.1	0.10	37.78	0	0	1.93	125.29
Cromo	35.2	0.29	53.81	10.72	0	4.83	50.09
Cobre	0.4	0.10	5.71	14.19	79.62	63.94	3.79
Plomo	99.2	0.81	0.00	0.01	0.03	242.05	1.00
Zinc	1.3	0.83	97.72	0.07	0.09	179.07	1.35
HAPs	98.3	1.22	0.53	0	0	190.32	

Tabla 3. Factores de Emisión (FE) de Plomo (Pb) provenientes de vehículos automotores.

Año	Ciudad	g/km	g/km	Fuente
1994	Lima, Perú	0.0003	0.0002	Inche (2001)
2005	Lima, Perú	0.2090	0.0020	Deuman y Walsh (2005)
s. f.	Países en desarrollo	0.0027	0.0029	Lents <i>et al.</i> (2004)
Promedio		0.0362		
Mínimo		0.0002		
Máximo		0.2090		

	Convertido de g/L a g/km, considerando un rendimiento de 8 km/L
	Convertido de g/L a g/km, considerando un rendimiento de 11 km/L
	Sin convertidor catalítico
	Con convertidor catalítico

Tabla 4. Factores de emisión (FE = mg/km) para contaminantes derivados de vehículos automotores.

Contaminante	FE promedio	FE mínimo	FE máximo
Cadmio	0.289	0.002	1.668
Cromo	0.723	0.004	4.172
Cobre	9.551	0.053	55.145
Plomo	36.200	0.200	209.00
Zinc	26.815	0.148	154.815
HC	1.200	130.00	6.070

Tabla 5. Volumen de hidrocarburos emitidos por año en la carretera 186, transecto Constitución-Xpujil.

Año	TDPA	Hidrocarburos g/km/día		
		Promedio	Mínimo	Máximo
2004	1,152	1,382.4	149.76	6,992.64
2005	1,177	1,412.4	153.01	7,144.39
2006	1,190	1,428.0	154.70	7,223.30
2007	1,126	1,351.2	146.38	6,834.82
2008	1,149	1,378.8	149.37	6,974.43
2009	1,411	1,693.2	183.43	8,564.77
2010	1,615	1,938.0	209.95	9,803.05
2011	1,685	2,022.0	219.05	10,227.95
2012	1,823	2,187.6	236.99	11,065.61
2013	1,839	2,206.8	239.07	11,162.73
2014	1,795	2,154.0	233.35	10,895.65
2015	1,833	2,199.6	238.29	11,126.31
2016	1,890	2,268.0	245.70	11,472.30
2017	2,181	2,617.2	283.53	13,238.67

Tabla 6. Volumen de contaminantes diarios (plomo) emitidos por el tráfico vehicular.

Año	TDPA	Plomo g/km/día		
		Promedio	Mínimo	Máximo
2004	1,152	41.702	0.230	240.768
2005	1,177	42.607	0.235	245.993
2006	1,190	43.078	0.240	248.710
2007	1,126	40.761	0.225	235.334
2008	1,149	41.594	0.230	240.141
2009	1,411	51.078	0.282	294.899
2010	1,615	58.463	0.323	337.535
2011	1,685	60.997	0.337	352.165
2012	1,823	65.993	0.365	381.007
2013	1,839	66.572	0.368	384.351
2014	1,795	64.979	0.359	375.155
2015	1,833	66.355	0.366	383.097
2016	1,890	68.418	0.378	395.010
2017	2,181	78.952	0.436	455.829

3.2. Dispersión de contaminantes

Para el caso de los hidrocarburos (figura 3), durante la época de nortes (noviembre-enero) las concentraciones más altas promedio ($0.06 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se localizaron a lo largo de la carretera, siguiendo un patrón general oeste-este, con poca dispersión al norte y sur de la carretera. Este patrón se mantuvo para la época de secas (febrero-mayo), pero con un ligero desplazamiento hacia el norte de la vialidad. Para el caso de lluvias (junio-octubre), la dispersión a lo largo de la carretera fue menor y los contaminantes tendieron a dispersarse más hacia el norte y el sur (1-15 km).

A pesar de que no existe alguna normativa para establecer el nivel de impacto que genera la quema de combustible automotor, se tienen como referencias estudios de contaminación de aire alrededor de carreteras en ecosistemas tropicales que van de 0.2 a $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Suman *et al.*, 2016; Hao *et al.*, 2018), con riesgos de provocar daños a órganos e incluso alteraciones genéticas en mamíferos a partir de $5.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Finkelstein *et al.*, 2004). Todos los valores estimados por el modelo de dispersión son inferiores a estos niveles.

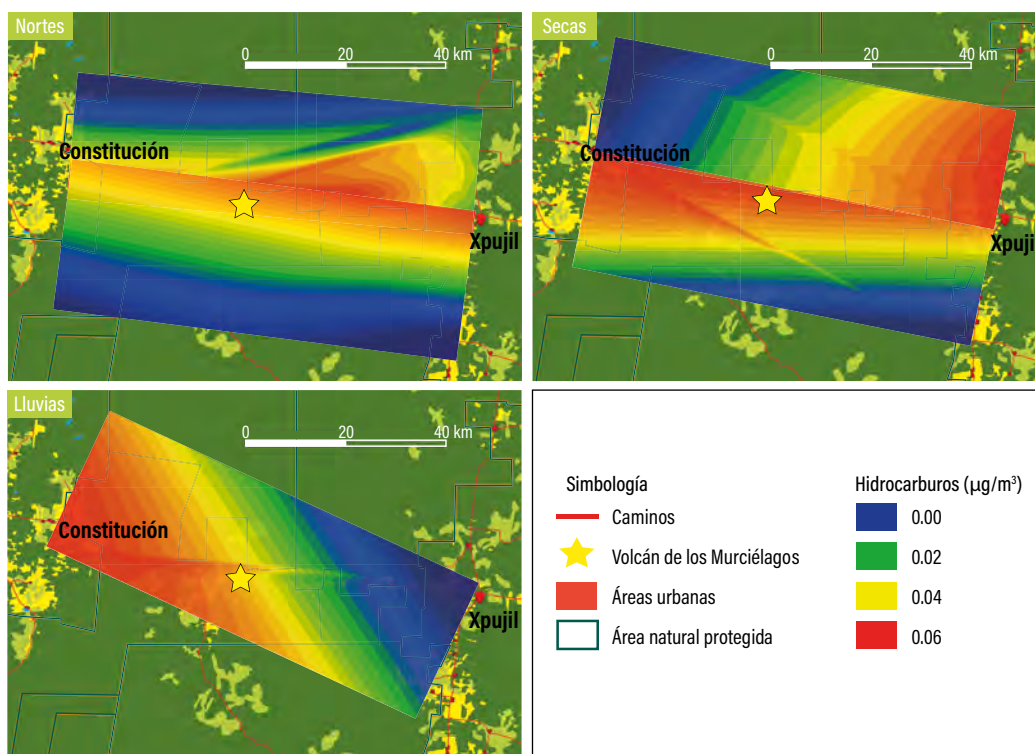


Figura 3. Dispersión de hidrocarburos totales del petróleo emitidos por vehículos automotores en el tramo Constitución-Xpujil, en las tres épocas climáticas características del área de estudio, durante el periodo 2005-2012.

En cuanto al plomo (figura 4), la mayor concentración promedio también se encontró a lo largo de la carretera, pero a diferencia de los hidrocarburos, la dilución del contaminante fue mayor, por lo que su concentración decayó a menores distancias de la carretera. Esto significa que la concentración del metal disminuye más rápido que la de los hidrocarburos, lo cual se encuentra relacionado con la alta densidad de los metales. Además de que la concentración de los hidrocarburos presenta menores tasas de decaimiento por el aporte extra de las quemas de la biomasa vegetal (Monzón, 2018). Los valores máximos de la concentración de plomo ($0.002 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se encontraron por debajo de los $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que establece la norma vigente, Nom-026-SSA1-1993.

Tanto para hidrocarburos como para plomo, la dirección del viento dictaminó la orientación de la pluma contaminante. Dado que la velocidad del viento es muy homogénea entre las estaciones climáticas (12-15 km/hr), los resultados del modelo indicaron que la concentración fue muy similar entre las estaciones climáticas y solo variaron en cuanto a la dirección de la dispersión.

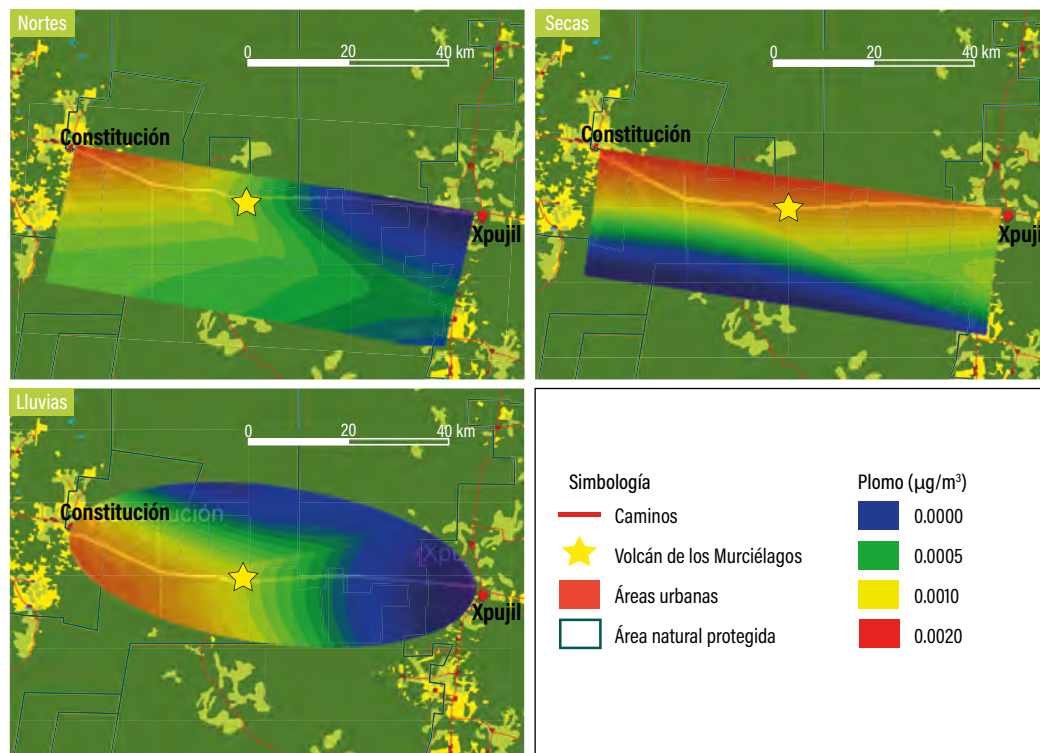


Figura 4. Dispersión de plomo emitido por vehículos automotores en el tramo Constitución-Xpujil, en las tres épocas climáticas características del área de estudio, durante el periodo 2005-2012.

3.3. Monitoreo de indicadores de contaminación

En la tabla 7 se presentan los resultados de materia orgánica y los contaminantes cuantificados a distintas distancias de la carretera. Como puede observarse, la proporción de materia orgánica incrementa a medida que la distancia hacia la carretera aumenta, siendo directamente proporcionales.

A pesar de que dentro de los primeros 50 m existe vegetación, esta no es tan productiva debido a la fragmentación (Kattan, 2002), por lo que el aporte de materia orgánica se ve disminuido. A partir de los 500 m, la concentración de materia orgánica en los suelos no presenta diferencias significativas conforme incrementa la distancia ($P > 0.05$), lo cual sugiere que, con el tránsito vehicular actual, el impacto se restringe a los primeros 100 m.

Contrario a la materia orgánica, los contaminantes persistentes (metales e hidrocarburos) presentaron un comportamiento inversamente proporcional a la distancia perpendicular a la carretera. Esto es, las mayores concentraciones se encuentran a menor distancia de la vialidad. La presencia de estos compuestos alrededor de la carretera indica que tanto la fauna como la flora adyacente a la vialidad se encuentran expuestas a estos compuestos con características persistentes y tóxicas. Aunque estas concentraciones aún no rebasan los lineamientos nacionales e internacionales en suelos, sí representan un riesgo ecológico por su efecto acumulativo.

Ante la ausencia de actividades agropecuarias cercanas a la zona, la presencia de estos compuestos tiene su principal origen en la emisión de los vehículos de combustión interna que transitan en el tramo carretero Constitución-Xpujil. Como pudo observarse en la dispersión de contaminantes (figuras 3 y 4), sus plumas presentan concentraciones bajas, pero constantes, por lo que los valores encontrados de dichos contaminantes en el suelo son un indicador de la acumulación que está teniendo lugar. Esta acumulación puede trasladarse a las especies silvestres expuestas (Arroyave *et al.*, 2006; Kocioleck *et al.*, 2011, Finkelstein *et al.*, 2004), lo que puede ocasionar estrés fisiológico y afectar la productividad y diversidad biológica de las comunidades (Suman *et al.*, 2016; Hao *et al.*, 2018).

Para el caso específico de los hidrocarburos, de los 16 HAPs prioritarios señalados por la EPA, solo estuvieron ausentes el naftaleno y el acenafteno, lo que indica un escenario de contaminación muy amplio. En el 90 % de las muestras tomadas dentro de los primeros 50 m de la carretera se encontró pireno, benzo(b)fluoranteno, dibenzo(a,h)antraceno y benzo(ghi)perileno, y en el 75 % de las muestras a esta distancia de la carretera se determinó benzo(a)antraceno ($\bar{x} = 0.026 \pm 0.019 \mu\text{g/g}$).

Tabla 7. Concentraciones promedio de parámetros ambientales relacionados con el efecto de borde de la carretera federal 186, tramo Constitución-Xpujil, en el periodo 2005-2012.

Variable/Distancia	50 m	500 m	1.5 km	3.0 km	
Materia orgánica (%)	0.65-1.35	0.75-2.55	1.25-4.45	1.22-3.09	
Hidrocarburos (µg/g)	0.121-2.543	ND-0.061	ND	ND	
Metales pesados (mg/kg)	<i>Pb</i>	0.01-8.2	0.004-0.6	0.003-0.2	0.002-0.2
	<i>Zn</i>	33-80	5.9-21	4.5-16	3.9-15
	<i>Cu</i>	0.3-4.0	0.1-1.1	0.1-0.8	0.1-0.9
	<i>Cr</i>	11.0-31.0	1.1-5.0	0.9-2.75	0.9-3.0
	<i>Cd</i>	0.19-0.80	0.007-0.019	0.004-0.08	0.004-0.09

4. Conclusiones

El modelo de dispersión de contaminantes en aire coincide, en términos de área de influencia, con los resultados de metales pesados e hidrocarburos cuantificados en los suelos adyacentes de la carretera federal 186, con lo cual es posible concluir que dicho modelo puede ser utilizado como herramienta para conocer el impacto ambiental que ocasionaría un mayor flujo de vehículos en la carretera, siempre y cuando sea parametrizado acorde al área de estudio, en conjunto con información y cálculos fidedignos de las fuentes de contaminación.

De acuerdo con las normas oficiales mexicanas y otros estudios, los contaminantes originados por el tránsito vehicular aún no representan un impacto ambiental negativo. Sin embargo, sí constituyen un alto riesgo ecológico por ser persistentes y bioacumulables. Al aplicar conceptos de continuidad de la materia, es posible concluir que al menos los metales pesados incrementarán su concentración a mediano y largo plazo, hasta ocasionar un impacto negativo si se considera el flujo vehicular actual de 2,181 automotores diarios en promedio anual.

Si el flujo vehicular incrementa por alguna actividad turística o de otra índole, el aumento de la concentración de metales en el suelo será más rápido, acelerando el impacto negativo hacia el ecosistema; por lo que es necesario establecer medidas de mitigación para todos los rubros ambientales afectados, considerando el tránsito vehicular.

Las concentraciones de materia orgánica, así como las de los metales e hidrocarburos, encontrados cercanos a la carretera son causados por la perturbación de la vialidad y el

tráfico vehicular. Este efecto de borde es muy intenso en los primeros 50 m y va disminuyendo hasta desaparecer a los 500 m de la vialidad. En función de la sensibilidad de las especies de fauna, dicho efecto puede desalentar la ocupación de dichos hábitats o causar efectos subletales sobre los individuos que toleren dicha contaminación.

Con las anteriores conclusiones, resulta necesario identificar y evaluar por grupos de expertos en el área cualquier proyecto carretero, para incluir medidas de prevención, mitigación y compensación de los efectos ocasionados por el proyecto dentro de una manifestación de impacto ambiental.

5. Literatura citada

- Amábilis-Sosa, L. E. y Benítez, J. A.** (2014). Efecto de borde, ruido y materia orgánica. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica*, 7(3), pp. 201-209.
- Arroyave, M. P.; Gómez, C.; Gutiérrez, M. E.; Múnera, D. P.; Zapata, P. A.; Vergara, I. C.; Andrade, L. M. y Ramos, K. C.** (2006). Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA*, 5, pp. 45-57.
- Bishop, G. A.; Stedman, D. H.; De la Garza, J. y Dávalos, F.** (1997). On-Road Remote Sensing of Vehicle Emissions in Mexico. *Environmental Science & Technology*, 31(12), pp. 3505-3510.
- Deuman International y Walsh. Ingenieros y Científicos Consultores** (2005, junio). *Informe final. Estudio de línea base ambiental COSAC I*. <https://cutt.ly/ctZk8sM>
- Díaz, L. G.** (2002). *Estimación de factores de emisión para vehículos automotores de gasolina* [tesis de maestría, Universidad Autónoma Metropolitana]. <https://core.ac.uk/download/pdf/48390687.pdf>
- Environmental Protection Agency (EPA)**. (1998). *Spray Drift Test Guidelines, Series 840*: Washington D. C.
- _____. (2000). *Analysis of commercial marine vessels emission and fuel consumption data, office of transportation and air quality, Rep. 420-R-00-002*: Washington D. C.
- _____. (2010). *Method 3051A. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils*: Washington D. C.
- _____. (2014). *SESDPROC-300-R3, Soil Sampling, Rep. SESDPROC-300-R3*: Washington D. C.
- Finkelstein, M. M.; Jerrett, M. y Sears, M. R.** (2004). Traffic air pollution and mortality rate advancement periods. *American Journal of Epidemiology*, 160(2), pp. 173-177.
- Hao, X.; Zhang, X.; Cao, X.; Shen, X.; Shi, J. y Yao, Z.** (2018). Characterization and carcinogenic risk assessment of polycyclic aromatic and nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons in exhaust emission from gasoline passenger cars using on-road measurements in Beijing, China. *Science of the Total Environment*, 645, pp. 347-355.
- Inche, J. M.** (2001). Estimación de emisiones en vehículos en circulación. *Industrial Data*, 4(1), pp. 11-16.
- IMP.** (1993). *Estudio de Impacto Ambiental del Paquete Ecológico de Gasolineras de Pemex. Informe final*. Instituto Mexicano del Petróleo: México.
- Kattan, G.** (2002). *Fragmentación: Patrones y mecanismos de extinción de especies. Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Ediciones LUR: Cartago.
- Kocioleck, A. V.; Clevenger, A. P.; Clair, C. C. y Proppe, D. S.** (2011). Effects of road Networks on bird population. *Conservation Biology*, 25(2), pp. 241-249.
- Lents, J.; Walsh, M.; He, K.; Davis, N.; Osses, M.; Tolvett, S. y Liu, H.** (s/f). *Handbook of Air Quality Management*. <http://www.aqbook.org/>
- Lents, J. M.; Osses, M.; Davis, N. y Nikkila, N.** (2004, 13-15 de septiembre). *Comparison of On-Road Vehicle Profiles Collected in Seven Cities Worldwide*. Proceedings of 13th International Symposium Transport and Air Pollution: Boulder, Colorado.
- Monzón, C. M.** (2018). El manejo del fuego en Calakmul, Campeche: incendios forestales, gobernanza y variabilidad local de la precipitación. *Ciencia ergo-sum*, 25(3). <https://cienciaergosum.uaemex.mx/article/view/10420>
- Pockharel, S. S.; Bishop, G. A. y Stedman, D. H.** (2001a). *On-Road Remote Sensing of Vehicle Emissions in the Denver Area: year 2*. (Report prepared for Coordinating Research Council, Inc. Contract No. E-23-4.17). Department of Chemistry and Biochemistry, University of Denver: Colorado.
- _____. (2001b). *On-Road Remote Sensing of Vehicle Emissions in Los Angeles Area: year 2*. (Report prepared for Coordinating Research

- Council, Inc. Contract No. E-23-4.17). Department of Chemistry and Biochemistry, University of Denver: Colorado.
- _____. (2001c). *On-Road Remote Sensing of Vehicle Emissions in the Phoenix Area: year 3*. (Report prepared for Coordinating Research Council, Inc. Contract No. E-23-4.17). Department of Chemistry and Biochemistry, University of Denver: Colorado.
- _____. (2001d). *On-Road Remote Sensing of Vehicle Emissions in the Chicago Area: year 4*. (Report prepared for Coordinating Research Council, Inc. Contract No. E-23-4.17). Department of Chemistry and Biochemistry, University of Denver: Colorado.
- _____. (2002). Fuel-Based and MOBILE 6 on Road Motor Vehicle Emissions Inventories for Denver. Twelveth CRC On-Road Vehicle Emissions Workshop, San Diego: San Diego, CA.
- Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT)**. (2018). Datos Viales. <http://www.sct.gob.mx/carreteras/direccion-general-de-servicios-tecnicos/datos-viales/2018/>
- Singer, B. C. y Harley, R. A.** (2000). A Fuel-based inventory of motor vehicle exhaust emissions in the Los Angeles area during summer 1997. *Atmospheric Environment*, 34(11), pp. 1783-1795.
- Spellberg, I. F.** (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literatura review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7 (5), pp. 317-333.
- Suman, S.; Sinha, A. y Tarafdar, A.** (2016). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHS) concentration levels, pattern, source identification and soil toxicity assessment in urban traffic soil of Dhanbad, India. *Science of the Total Environment*, 545-546, pp. 353-360.
- Van Bohemen H. D. y Jansen van de Laak, W. H.** (2003). The influence of road infrastructure and traffic on soil, water, and air quality. *Environmental Management*, 31(1), pp. 50-68.
- Viard, B.; Pihan, F.; Promeyrat, S. y Pihan, J. C.** (2004). Integrated assessment of heavy metals (Pb, Zn y Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Graminaceae and land snails. *Chemosphere*, 55(10), pp. 1349-1359.
- Zechmeister, H. G.; Dullinger, St.; Hohenwallner, D.; Riss, A.; Hanus-Illnar, A. y Scharf, A.** (2006). Pilot study on road traffic emissions (PAHS, heavy metals) measured by using mosses in a tunnel experiment in Vienna, Austria. *Environmental Science and Pollution Research*, 13(6), pp. 398-405.

Contaminación por ruido de fuentes fijas y móviles en el área de protección de flora y fauna Laguna de Términos

Jorge A. Benítez Torres | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Alexis Herminio Plasencia-Vázquez | Centro de Investigaciones Históricas y Sociales,
Universidad Autónoma de Campeche

Leonel E. Amábilis-Sosa | Conacyt-Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de
Culiacán

José D. Cú-Vizcarra | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Daniel Samarrón | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Ármin Puch | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Marcos L. Ehúan | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Resumen

Se presentan los resultados de mediciones semicontinuas de ruido ambiental (ruido de fondo) y de ruido antropogénico proveniente de fuentes fijas, semiestacionarias y móviles. Las mediciones se realizaron por cinco meses mediante sonómetros de campo (30-130 dB; 31.5 Hz-8 kHz) y mediante el módulo Sound Mapping para ArcGis 10.4. El promedio de ruido ambiental, libre de contaminación antropogénica, osciló entre los 40 y 42 dB con máximas de 62 dB provenientes de ruidos de insectos y anfibios característicos de la zona.

J. A. Benítez

email: info@easac.org.mx

Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Andador Caracol mz. D, It. 1, fraccionamiento Lavalle Urbina,
San Francisco de Campeche, Campeche, C. P. 24087

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

El promedio de ruido generado por las fuentes fijas fue de 40-94 dB, el cual se redujo a niveles de fondo a 270-450 m, mientras que las fuentes móviles presentaron niveles de 69-90 dB, con un área de influencia de 200-250 m. Las fuentes semiestacionarias presentaron los valores más bajos de ruido y de extensión (45 dB y 80 m).

Palabras clave: impacto ambiental, ruido, fauna, áreas naturales protegidas.

Abstract

The results of semi-continuous environmental noise measurements (background noise) and anthropogenic noise coming from fixed, semi-stationary, and mobile sources are presented. The measurements were made for five months using field sound level meters (30-130 dB; 31.5 Hz-8 kHz) and using the Sound Mapping module for ArcGis 10.4. The average environmental noise, free of anthropogenic contamination, ranged between 40 and 42 dB, with maximums of 62 dB coming from insect and amphibian noises characteristic of the area. The average noise generated by fixed sources was 40-94 dB, which was reduced to background levels at 270-450 m, while mobile sources presented levels of 69-90 dB, with an area of influence of 200 -250 m. The semi-stationary sources presented the lowest noise and extension values (45 dB and 80 m).

Keywords: environmental impact, noise, fauna, protected natural areas.

1. Introducción

El ruido causado por la construcción, funcionamiento y mantenimiento de las vías de comunicación tiene un efecto negativo sobre las funciones de la fauna silvestre, porque puede restringir a esta de su capacidad para comunicarse, moverse, alertarse del peligro de un predador o encontrar alimento (Bond, 1971; Mancini *et al.*, 1988; Conomy *et al.*, 1998; Delaney *et al.*, 1999; Memphis State University, 2004). Este ruido, proveniente de fuentes fijas y móviles, puede causar que varias especies de fauna se alejen de estas estructuras (Liddle, 1997; Seiler, 2001; Laurance *et al.*, 2004; Benítez-López *et al.*, 2010) o provocar que la fauna local altere la frecuencia, intensidad y estructura de sus vocalizaciones, acoplándose al medio (Wasserman, 1979; Richards y Wiley, 1980; Tubaro, 1991; Brown y Handford, 1996; Baptista, 1999; Ellinger y Hodl, 2003; Hamilton *et al.*, 2003; Rheindt, 2003). La amplitud y alcances de estos impactos varían de una región a otra, dependiendo principalmente de la magnitud de la fuente, la cobertura vegetal y la topografía.¹

¹ Cfr. Capítulo I. 2 Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

Las áreas naturales protegidas son el refugio de una gran diversidad de especies y forman parte, en la mayoría de los casos, de corredores biológicos regionales, lo que les confiere una gran relevancia para la protección de la biodiversidad a menor escala. Sin embargo, en las áreas de amortiguamiento se permite la realización de proyectos de infraestructura (puertos, carreteras, entre otros), los cuales generan fuentes puntuales y móviles de contaminación por ruido. En este contexto, el ruido causado por las vías de comunicación que atraviesan las áreas naturales protegidas y el proveniente de las actividades humanas adyacentes puede afectar las funciones ecológicas y los servicios ambientales para las que fueron diseñadas.² Por tal motivo, el presente trabajo aborda el alcance y extensión de los ruidos generados durante la construcción y el funcionamiento de vías de comunicación en la zona de amortiguamiento del área natural de protección de flora y fauna Laguna de Términos (APFFLT), como un estudio de caso para estimar sus alcances sobre la fauna local.

2. Metodología

Área de estudio

El APFFLT es atravesada en su porción costera por la carretera 180 a lo largo de 165 km. Las mediciones de ruido en esta área natural protegida se concentraron en la porción occidental (figura 1), en el sitio de construcción del arribo playero de Atasta (APA), en el Centro de Proceso y Transporte de Gas Atasta (CPTGA), sobre el camino de acceso al APA y sobre la carretera federal 180.

Monitoreo de ruido

Se realizaron mediciones mensuales (julio-noviembre), en ciclos de 72-96 h, de cuatro tipos de fuentes de ruido: a) ambiental, b) fijas, c) semiestacionarias y d) móviles. El método para la medición de ruido fue semicontinuo y de acuerdo con lo establecido en la NMX-AA-062-1979. Las mediciones se realizaron con equipos marca REED, con un rango de nivel de 30 a 130 dB y rango de frecuencias de 31.5 Hz a 8 KHz. Para las mediciones se realizaron transectos radiales en las fuentes fijas y semiestacionarias, y transectos perpendiculares al camino o carretera para las fuentes móviles. Los resultados de las mediciones de ruido a lo largo de los transectos se utilizaron para extrapolar la extensión del impacto en el medio circundante. Para ello se utilizó el módulo de estadística espacial del sistema de información geográfica ArcInfo (v.10.4). Las diferentes fuentes de ruido se describen a continuación.

² Cfr. Capítulos I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global, y I. 2 Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

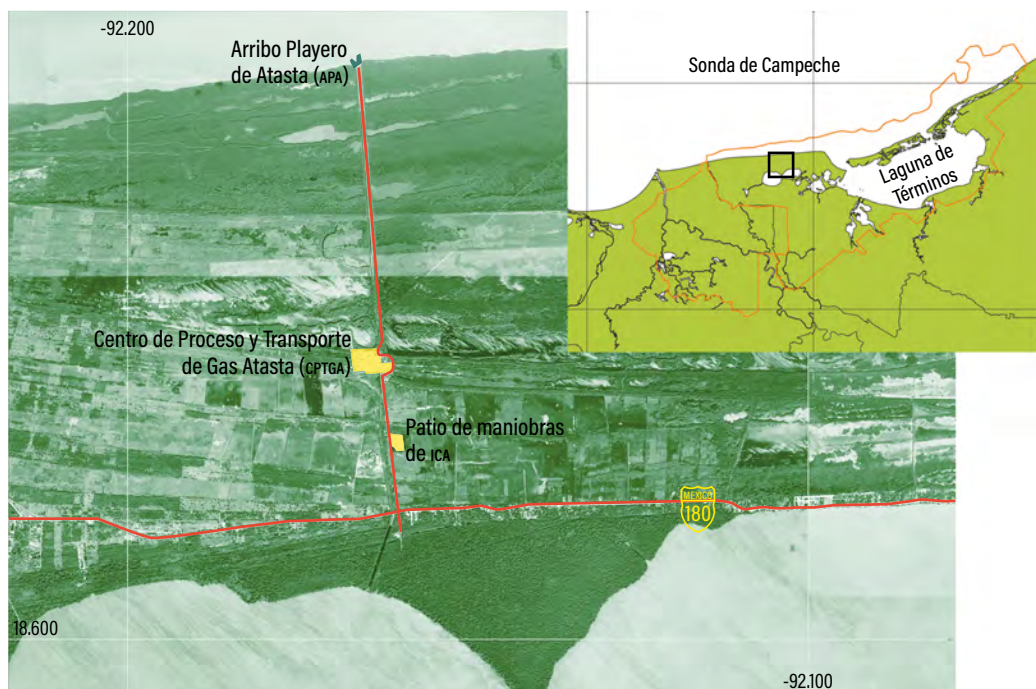


Figura 1. Área de estudio. Las líneas naranjas en el recuadro superior indican los límites de las áreas naturales protegidas; las líneas rojas en la imagen principal indican las vías de comunicación.

Ruido ambiental o biofonías

Correspondió al ruido “de fondo” originado por factores naturales, tales como el viento y la lluvia, el movimiento de la vegetación y los ruidos causados por la fauna (principalmente insectos, anfibios y aves).

Fuentes fijas

Obedecieron al CPTGA de Pemex y al patio de maniobras de la empresa Ingenieros Civiles Asociados (ICA) en la península de Atasta. El CPTGA inició operaciones en 1984 y actualmente maneja el 99 % de la producción de gas obtenido de las regiones marinas. Dentro de los equipos generadores de ruido de dicho centro destacan tres turbocompresores para 1,950 mmpcd (mil millones de pies cúbicos por día), dos turbocompresores para 600 mmpcd, cinco turbocompresores para 570 mmpcd y 13 bombas para 200 mbd (millones de barriles diarios). Por su parte, en el patio de maniobras de ICA operaban conjuntamente una procesadora de concreto y una planta de luz, ambas como soporte para la elaboración de las estructuras de protección marina de las escolleras del APA, donde llegan las tuberías de la sonda de Campeche hacia el CPTGA.

Fuentes semiestacionarias

Se relacionaron principalmente a la maquinaria utilizada para la construcción de las escolleras en el APA.

Fuentes móviles

Correspondieron a dos tipos de vehículos y superficies de rodamiento. Por un lado, se midió el tráfico del camino de terracería, de la planta de concreto al APA, generado por los camiones de carga que transportaban los materiales para las escolleras. Por otro lado, se realizaron mediciones de ruido sobre el tráfico regular de la carretera 180 (en la intersección del camino hacia el CPTGA). Para el caso de las fuentes móviles también se realizaron modelaciones para escenarios extremos de ruido por vehículos automotores. Para este fin se utilizó el módulo SPreAD-GIS de la caja de herramientas Soundmapping de ArcInfo (v.10.4), diseñado por Keyel *et al.* (2017). Este modelo fue seleccionado debido a que incorpora la mayoría de los factores que afectan la propagación del ruido, tales como los efectos del viento y la atmósfera, los del suelo y la vegetación y las características de la fuente de sonido (Keyel y Reed, 2009). Aunado a lo anterior, el proceso de cálculo del SPreAD rastrea la propagación de diversas frecuencias a través del espacio, lo cual permite predecir los impactos del ruido en especies con sensibilidad acústica a frecuencias específicas (Harrison *et al.*, 1992; Keyel *et al.*, 2017). Los resultados del modelo SPreAD-GIS fueron ajustados con los niveles de ruido medidos en campo mediante el sonómetro REED descrito con anterioridad.

De manera paralela a las mediciones de ruido, se realizó un inventario básico del tipo de vehículo que generaba el ruido. Para ello, tres veces al día y durante 30 minutos un observador clasificó en grandes grupos los automóviles que circulaban sobre las vialidades, anotando sus características generales y los niveles de ruido emitidos a diferentes distancias.

Resultados

Ruido ambiental o biofonías

El promedio de ruido ambiental libre de contaminación antropogénica osciló entre los 40 y 42 dB con valores mínimos de 36 dB, en la línea de costa, y máximos de 62 dB, en las zonas de humedales.

Fuentes fijas

Los niveles de ruido encontrados en las inmediaciones del CPTGA oscilaron entre 50 y 90 dB, los cuales se redujeron a niveles naturales (< 40 dB) a una distancia de 270-450 m, en

función de la velocidad y dirección del viento. Los niveles más altos de ruido (60-90 dB) ocurrieron dentro de las instalaciones de la planta, debido al bloqueo de las ondas por la barda perimetral (figura 2A). Por fuera de las instalaciones, la vegetación circundante aumentaba dicho efecto amortiguador a partir de los 200 m. Los niveles de ruido del CPTGA se mantuvieron constantes a lo largo de los ciclos de 72-96 h, así como a lo largo de los cinco meses de muestreo.

Los valores de ruido encontrados en el patio de maniobras de la empresa ICA fueron similares al del CPTGA (50-90 dB), pero con una influencia perimetral ligeramente menor de 270-325 m (figura 2B). Los valores máximos coincidieron con las horas de actividad de las plantas de concreto (85-94 dB) y de generación de luz (92 dB), las cuales operaban en promedio 10 horas diarias (7:00 h-17:00 h). La ausencia de una barda perimetral permitió que los niveles más altos (60-90 dB) fueran más allá de los límites del patio de maniobras. Sin embargo, la vegetación de manglar con mayor densidad evitó que el área de influencia general fuera menor a lo esperado.

Fuentes semiestacionarias

Tal y como se mencionó en la metodología, las fuentes semiestacionarias correspondieron a la maquinaria y vehículos pesados utilizados en la construcción de las escolleras del arribo playero. La ubicación de estas fuentes varió alrededor de un kilómetro cuadrado, conforme avanzaba el montaje de las estructuras (figura 3). En términos generales, la maquinaria tuvo valores máximos de 45 dB y los vehículos de 40 dB, con una inferencia de hasta los 80 metros en donde el ruido se reducía a niveles de fondo (36 dB), debido a la densa franja de manglar que se encuentra en la zona. Una de las principales razones por la que los niveles de ruido fueron bajos (< 10 dB por arriba del ruido de fondo) tuvo que ver con las bajas velocidades de operación tanto de la maquinaria como de los vehículos.

Fuentes móviles

El promedio de ruido encontrado para los vehículos pesados transitando sobre la terracería hacia el APA fue entre 73 y 83 dB, con picos hasta de 90 dB. Estos niveles disminuían por efecto de amortiguamiento de la vegetación, hasta alcanzar niveles normales entre 200 y 250 m de la fuente (figura 4A). En porciones sin vegetación arbórea (tulares y lagunas), el área de efecto se extendía hasta cerca de 1 km. Los picos máximos de ruido se registraron en los momentos en los que los vehículos transitaban sin carga, a una velocidad mayor al límite establecido en el camino (40 km/h) y cuando dicho tramo presentaba irregularidades considerables en su superficie (baches).

Por otro lado, el ruido generado por la circulación de vehículos en la carretera federal 180 presentó valores promedio de 69-78 dB, con picos de hasta 82 dB. Estos niveles

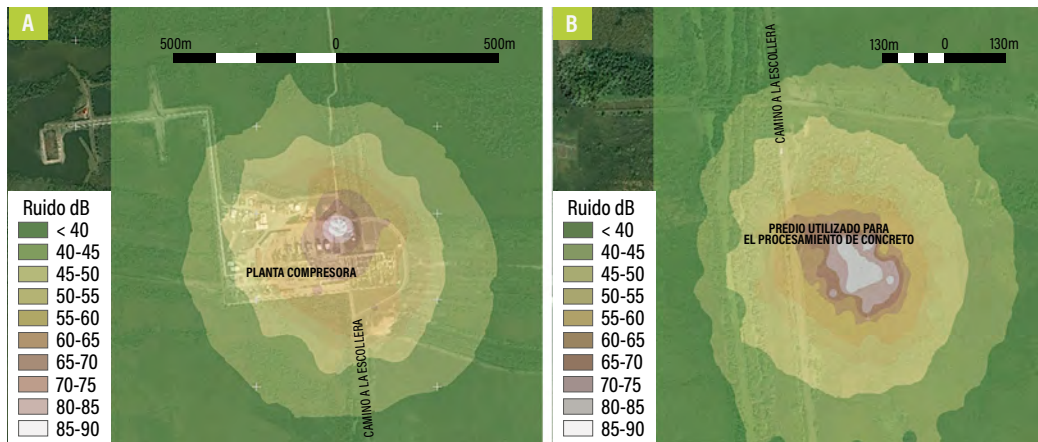


Figura 2. Niveles de ruido provenientes de fuentes fijas: A) CPTGA, B) patio de maniobras de ICA.

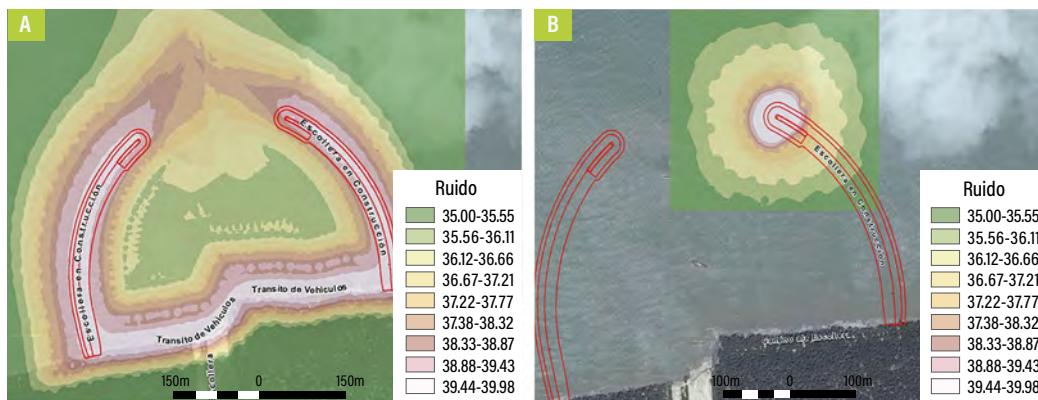


Figura 3. Niveles de ruido provenientes de fuentes semimóviles: A) valores acumulados a lo largo de cinco meses (incluye maquinaria y tránsito de vehículos); B) niveles causados solo por maquinaria (grúas).

decrecieron perpendicularmente a la carretera, hasta confundirse con el ruido ambiental entre los 250 y 350 m de la vialidad (figura 4B). Estos valores fueron similares a los estimados por SPreAD-GIS (figura 5). Sin embargo, el modelo pudo representar con mayor detalle el efecto de las barreras naturales. La parametrización de SPreAD-GIS consideró un escenario extremo de ruido: 100 dB(A), proveniente de un tractocamión, a la altura de la intersección de la carretera 180 con el camino de acceso al CPTGA. En este punto, la propagación del ruido fue mayor hacia el norte (400 m) que hacia el sur (200 m), donde la vegetación nativa de manglar es más densa.

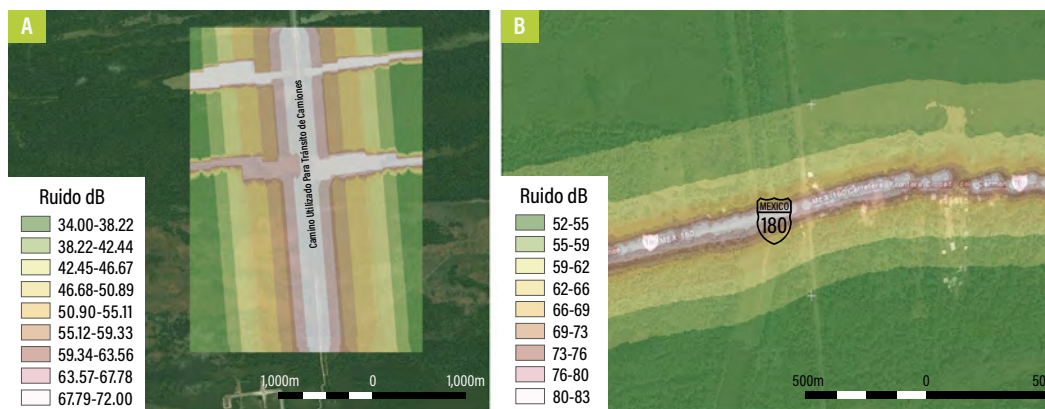


Figura 4. Niveles de ruido provenientes de fuentes móviles: A) camino de acceso hacia el APA; B) carretera federal 180.



Figura 5. Niveles de ruido provenientes de fuentes móviles, modelado con SPreAD-GIS, en el entronque de la carretera federal 180 con el camino de acceso al patio de maniobras de ICA, el CPTGA y el APA.

Las mediciones de ruido en el camino hacia el APA, comparadas con las de la carretera 180, son un ejemplo del efecto amortiguador que tienen la topografía y la vegetación sobre la dispersión de las ondas sonoras. La topografía general de la península de Atasta consiste en antiguas líneas de playa, paralelas a la costa, con crestas de 2-3 m de altura, entre valles de diferente amplitud normalmente inundados. Dado que el camino de acceso hacia el APA atraviesa estas barreras de manera perpendicular, el ruido suele extenderse más ampliamente en los valles (figura 4A), donde el terraplén queda hasta 4 m por encima del terreno y no existe vegetación que impida la propagación del ruido. Por el contrario, la carretera 180 corre paralela a las líneas de playa, por lo que las bermas y la vegetación actúan como una barrera efectiva que evita la dispersión del ruido.³

Inventario general de fuentes

La tabla 1 muestra el inventario general de las fuentes de ruido, medidas a lo largo de cinco meses. Para el caso de las fuentes móviles, dicho inventario es solo indicativo y aplica para la zona en particular, ya que no considera el año del vehículo, las diferencias en combustible (gasolina, diésel) y variaciones que pueden ocurrir por aceleración, entre otros factores. Para evaluar el posible impacto de los niveles de ruido sobre la fauna, se contrastaron los resultados con la revisión realizada por Shannon *et al.* (2016), quienes elaboraron una síntesis global de las publicaciones referentes al efecto de ruido sobre fauna silvestre. De este análisis se tomaron los valores de ruido que generaban respuestas biológicas de los diferentes grupos taxonómicos (tabla 2). Dichas respuestas incluían estrés fisiológico, daño auditivo, alteraciones genéticas o del sistema inmune, afectaciones a las tasas de supervivencia y fecundidad, así como alteraciones del comportamiento, movimiento, comunicación, entre otras.

Considerando el nivel de 50 dB como el límite promedio a partir de donde se presentan efectos biológicos adversos para la fauna, el área de impacto de las fuentes fijas en la península de Atasta fue de 63.3 ha, manteniéndose dicho impacto las 24 horas, los 365 días del año. Por su parte, las fuentes semipermanentes tuvieron un área afectada de alrededor de 100 ha, en horario diurno (8:00 h-17:00 h), durante los seis meses que duró la construcción de las escolleras del arribo playero. En cuanto a las fuentes móviles, la construcción del arribo playero generó un impacto temporal (seis meses), en horario diurno (8:00 h-17:00 h), de alrededor de 210 ha.

³ Cfr. sección 4. 2. 1, del Capítulo I. 2 Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

Tabla 1. Niveles de ruido promedio (dB) por tipos y distancias a las fuentes de origen.

Fuente de ruido	Distancia de la fuente (m)				
	5	50	100	150	350
Fijas					
CPTGA	85-90	71-75	55-57	45-52	NF-47
Procesadora de concreto	89-94	75-79	59-62	42-58	RF
Generador eléctrico	89-92	74-77	56-61	43-54	RF
Semiestacionarias					
Grúas	70-75	60-68	35-39	RF	RF
Camiones de carga (< 20 km/h)	78-85	65-70	38-40	RF	RF
Móviles en terracería					
Camiones con carga (< 40 km/h)	83-89	69-75	55-57	NF-50	RF
Camiones sin carga (> 40 km/h)	90-95	75-80	60-62	50-57	NE-47
Móviles en carretera					
Motocicletas	72-82	62-70	38-51	NF-47	RF
Automóviles y v. utilitarios	70-77	59-68	35-48	NF-47	RF
Autobuses	72-82	61-71	39-51	NF-48	RF
Carga y tractocamiones	80-88	66-72	52-58	NF-51	RF
Tráiler de contenedores	84-98	70-80	57-65	49-59	NF-48

RF = Ruido de fondo (ambiental o biofonías)

La mayor parte de la fauna presenta efectos biológicos al ruido	> 80 dB
Aves, algunos anfibios, reptiles y mamíferos se ven afectados	60-80 dB
Principalmente aves y mamíferos sensibles se ven afectados	40-60 dB
No existen reportes de impacto a la fauna	< 40 dB

Tabla 2. Niveles de ruido en los cuales se presentan respuestas biológicas de los diferentes grupos taxonómicos. Resumen a partir de Shannon *et al.* (2016).

Grupo	Rango (dB)	Promedio	# Estudios	
Invertebrados	81	-	1	
Reptiles y anfibios	60-81	70.1	7	
Aves	40-80	58.3	40	
Mamíferos	Murciélagos	80	3	
	Roedores	68	-	
	Ungulados	85-92	91.6	2
	Monos	92	-	1

Discusión

Los valores promedio de ruido ambiental encontrados en este estudio coinciden con otros autores (NAP, 2010), quienes señalan que los niveles de ruido en ambientes naturales fluctúan de 10 a 40 dB. Los valores máximos coincidieron con los picos de viento y lluvia, así como con la actividad nocturna de anfibios e insectos. El alto nivel de ruido de origen biológico se debió a la gran cantidad de humedales presentes en Atasta y a que el monitoreo se realizó en época de lluvias, lo que determinó una mayor actividad de estos organismos.

Con base en las mediciones de ruido del presente estudio (tabla 1) y las categorías de efectos tomadas de la literatura (tabla 2), se puede observar que el impacto más evidente se restringe a los primeros 100 m de distancia de la fuente. Solo para ciertas aves y mamíferos sensibles (felinos), dicho impacto va más allá de 300 m. Tal y como se señaló en el Capítulo I. 2 de este libro, el alcance geográfico que tiene el ruido de las vías de comunicación terrestre depende básicamente de dos factores: la sensibilidad de la especie y de las condiciones ambientales locales (Parris *et al.*, 2009).

En la zona de estudio se reportan especies de importancia prioritaria para la conservación en diferentes grupos taxonómicos (Reyes-Gómez y Vázquez-Lule, 2009). Desafortunadamente para la mayoría de estas especies hay muy poca información respecto a los efectos negativos que el ruido puede representar para ellas, salvo en estudios concretos con murciélagos, aves y ranas (Razak, 2018; Nemeth *et al.*, 2013; Slabbekoorn, 2013; Halfwerk *et al.*, 2018). Sin embargo, las generalidades son adecuadas para interpolar datos a una escala más fina cuando no se tiene evidencia empírica. De manera general, el ruido tiene efectos en los aspectos sociales y ecológicos de las especies de fauna silvestre, por ejemplo, en presencia de ruido antropogénico algunas aves requieren imprimir más fuerza a sus cantos, incrementando las frecuencias para lograr pasar el umbral del ruido y llevar a cabo procesos de comunicación como defensa de territorios, sonidos de alerta o búsqueda de pareja (Nemeth *et al.*, 2013).

En el caso de los anuros, se han observado patrones similares además de cantos mucho más complejos y con mayores tasas de repetición (Halfwerk *et al.*, 2018). En cuanto a los aspectos ecológicos, existe evidencia que sugiere que el ruido antropogénico reduce el éxito de captura de algunos depredadores (Schaub *et al.*, 2008; Mason *et al.*, 2016), del mismo modo que impide el éxito de las estrategias de evasión de depredadores (Yorzinski y Hermann, 2016). Por ejemplo, se han observado disminuciones en la riqueza de especies y la abundancia relativa de ranas a distancias de 250-1,000 m de carreteras y autopistas, respectivamente (Eigenbrod *et al.*, 2009).

Para el caso de las aves, el ruido por encima de 40 dB interfiere con su comunicación vocal y, por lo tanto, afecta su comportamiento territorial y el éxito de apareamiento (Brumm,

2004 y 2006; Illner, 1992; Reijnen y Foppen, 1994; Halfwerk *et al.*, 2018). Dicho impacto puede extenderse hasta 1,500 m de las vías de comunicación (Reijnen *et al.*, 1995).⁴

En el sitio de estudio se encuentran mamíferos sensibles al ruido como los murciélagos: *Trachops cirrhosus*, *Gardnerycteris crenulatum* y *Micronycteris microtis*, los cuales forrajean mediante una técnica conocida como “forrajeo pasivo” (Russo *et al.*, 2007), que consiste en escuchar los sonidos que emiten sus presas (ortópteros, anuros, miriápodos, etc.), tanto de manera accidental al moverse como de manera voluntaria al comunicarse (Russo *et al.*, 2007; Faure y Barclay, 1994). Debido a esta especializada estrategia de caza, dichas especies son sensibles a las perturbaciones acústicas.

Para el caso de otros mamíferos, la alta sensibilidad al ruido de algunas especies (como los felinos) provoca que este tipo de fauna evite acercarse a las vías de comunicación, restringiendo su movimiento (Mace *et al.*, 1996; Liddle, 1997). Este efecto de disuasión puede alcanzar los 750 m de la vialidad. Por lo tanto, el ruido antropogénico tiene impactos importantes en los ecosistemas, ya que pueden detener procesos ecológicos como la polinización y la dispersión de semillas (Ortega, 2012; Francis *et al.*, 2009 y 2012).

Con base en lo discutido en párrafos anteriores, las especies más sensibles a la contaminación por ruido de la región de Atasta son los anfibios, algunas aves y mamíferos (quirópteros y felinos). Esta situación es particularmente cierta para las especies presentes en las inmediaciones del CPTGA, cuyo ruido se genera las 24 horas. Para el caso de las fuentes semiestacionarias y móviles, dado que el ruido antropogénico se produce durante el día, el efecto sobre los murciélagos y en algunas ranas se ve reducido solo al amanecer. En el caso de las aves sucede lo contrario, ya que la mayoría de las especies presentes en el área de estudio tiene hábitos diurnos.

Por lo que respecta al efecto de las condiciones ambientales locales, tanto las características de las fuentes de ruido como la topografía, el tipo de vegetación y las condiciones climáticas de Atasta influyeron en el alcance espacial del ruido. Para el caso de las fuentes fijas, como el CPTGA que opera 24 horas por siete días a la semana, la extensión del impacto (450 m) se mantuvo muy constante y solo se vio modificada por las condiciones climáticas, principalmente la dirección y velocidad del viento. Por su parte, las fuentes semiestacionarias presentaron niveles de ruido menores que las fijas y solo ocurrieron durante el día, siendo la topografía y la vegetación circundante los factores que más determinaron su baja extensión (80 m).

En el caso de las fuentes móviles el patrón fue más complejo, ya que tanto el tipo de vehículo (automóvil, motocicleta) como el volumen y la velocidad del tráfico, la topografía

⁴ Cfr. capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global.

local, la superficie de cubrimiento del terraplén y las condiciones climáticas imperantes, influyeron en el alcance espacial del ruido. En algunos sitios, dicha extensión fue mayor a un kilómetro de distancia de la fuente, lo cual coincide con lo reportado por otros autores (Eigenbrod *et al.*, 2009; Parris, 2015). Por ejemplo, mediciones de ruido realizadas en el área natural protegida de Balam-kú por Benítez *et al.*⁵ indican que el ruido del tráfico puede alcanzar de 0.5 a 1 km de distancia dependiendo del tipo de automóvil, la topografía del sitio y la dirección del viento.

Un aspecto importante de las condiciones locales es que el alcance espacial del ruido puede ser mayor durante las horas de la noche, debido a que durante el día el sonido de fondo –producido por el movimiento de las ramas de los árboles o el canto de las aves– enmascara el ruido de los automóviles. Esto implicaría que el mayor impacto está ocurriendo sobre el desplazamiento de los animales nocturnos y sobre el descanso de los animales diurnos. Sin embargo, la mayoría de las construcciones se realiza de día y no interfiere tanto con los picos de actividad de la fauna. Además, el tráfico vehicular suele disminuir durante la noche, por lo que se forman “ventanas de silencio”. En este contexto, se requieren más estudios para definir el posible impacto diferencial de los patrones de ruido sobre la fauna de hábitos diurnos y nocturnos.

A pesar de que el efecto negativo del ruido sobre la fauna ocurre a partir de los niveles de fondo (40-60 dB), la normatividad mexicana no lo considera un riesgo y se enfoca solo en la protección de la salud de las personas. En este contexto, la Nom-081-Ecol-1994 establece los límites máximos permisibles de emisión de ruido de las fuentes fijas, en áreas industriales y comerciales, en 65 dB para horario diurno (06:00 a 22:00 h) y 68 dB para horario nocturno (22:00 a 06:00 h). Como pudo observarse en el presente estudio, dichos niveles no se cumplen dentro de los primeros 100 m de las fuentes analizadas. Para el caso de las fuentes móviles, los límites máximos permisibles son aún más laxos: de 86 dB para vehículos de menos de tres toneladas y de 99 dB para los mayores a 10 toneladas (Nom-080-Semarnat-1994). Aunque en la mayoría de los casos las fuentes móviles analizadas sobre la carretera 180 cumplieron con esta normatividad, resulta insuficiente para la protección de la fauna, ya que por arriba de los 80 dB todas las especies presentan efectos biológicos ante el ruido (Shannon *et al.*, 2016). Como consecuencia, la normatividad mexicana no proporciona instrumentos jurídicos adecuados para proteger a la biodiversidad frente a la contaminación por ruido.

⁵ Cfr. capítulo III. 6 Impacto de la vía férrea y del crecimiento turístico asociado al Tren Maya: medidas de mitigación y cambios al diseño para las reservas de Calakmul y Balam-kú.

Asumiendo que el impacto de las fuentes móviles registradas en el presente estudio son similares a lo largo de la carretera 180, esta vía de comunicación representa un impacto permanente de alrededor de 900 ha para la península de Atasta y de 2,475 ha para toda el área natural protegida.

3. Conclusiones

- El promedio de ruido ambiental, libre de contaminación antropogénica, osciló entre los 40 y 42 dB.
- El nivel de ruido de las fuentes fijas osciló entre 50 y 90 dB, con un área de afectación permanente (24/7) para la fauna de 63.3 ha.
- El ruido proveniente de las fuentes semiestacionarias tuvo valores máximos de 45 dB, con un área de afectación para la fauna de carácter temporal (seis meses) y diurna (8:00 h a 17:00 h), de 100 ha.
- El nivel del ruido de las fuentes fijas asociadas al arribo playero tuvo valores de 73 y 83 dB, con picos de hasta 90 dB, con un área de afectación para la fauna de carácter temporal (seis meses) y diurna (8:00 h a 17:00 h), de 210 ha.
- Los factores que más influyeron en la disminución / dispersión del ruido fueron la presencia / ausencia de bardas perimetrales, la densidad y altura de la vegetación, así como la topografía y las condiciones meteorológicas.
- El ruido proveniente de la carretera 180 representa un impacto permanente (24/7), con valores de 69-78 dB, y picos de hasta 82 dB, afectando el hábitat de la fauna principalmente durante el día y en alrededor de 900 ha para la península de Atasta y 2,475 ha para toda el área natural protegida.

4. Recomendaciones

El ruido de las vías de comunicación es una importante forma de contaminación ambiental para la fauna presente en el área de estudio, por lo que se deben analizar y proponer medidas de mitigación acordes a las necesidades del área natural protegida Laguna de Términos y de cada especie potencialmente afectada. Dentro de estas medidas, se sugiere una actualización en la legislación, tomando en cuenta los hábitats críticos de cada área, así como una mayor planeación para la construcción de vías nuevas y medidas correctivas en las vialidades ya existentes:

- a. Establecer niveles máximos permisibles de ruido dentro del área natural protegida, en función de la distancia a los hábitats críticos, considerando las diferencias diurnas, nocturnas y estacionales de la fauna silvestre.
- b. Implementación de sistemas de monitoreo de ruido, en el área de influencia de las vialidades que atraviesen áreas naturales protegidas.
- c. Realizar la construcción de nuevas vialidades con pavimentos menos ruidosos.
- d. Limitar la velocidad en áreas críticas.
- e. Construcción de barreras naturales (v. g., vegetación, terraplenes) para evitar la dispersión horizontal del ruido.

5. Literatura citada

- Baptista, L.** (1999). Avian bioacoustics. En: Hoyo, J.; Elliott, A. y Sargatal, J. (eds.). *Handbook of the birds of the world. Birdlife International* (pp. 11-41), Lynx Ediciones Barcelona.
- Benítez-López, A.; Alkemade, R. y Verweij, P. A.** (2010). The impact of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, 143, pp. 1307-1316.
- Bond, J.** (1971). Noise: its effect on the physiology and behavior of animals. *Agricultural Science Review*, 9, pp. 1-10.
- Brown, T. J. y Handford, P.** (1996). Acoustic signal amplitude patterns: a computer simulation investigation of the adaptation hypothesis. *Condor*, 98(3), pp. 608-623.
- Brumm, H.** (2004). The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal of Animal Ecology*, 73, 434-440.
- Brumm, H.** (2006). City birds have changed their tune. *Current Biology*, 16(23), 2279-2384. DOI: 10.1016/j.cub.2006.10.045
- Conomy, J. T.; Collazo, J. A.; Dubovsky, J. A. y Fleming, W. J.** (1998). Dabbling duck behaviour and aircraft activity in coastal North Carolina. *Journal of Wildlife Management*, 62(3), pp. 1127-1134.
- Delaney, D. K.; Grubb, T. G.; Beiber, P.; Pater, L. L. y Reiser, M. H.** (1999). Effects of helicopter noise on Mexican spotted owls. *Journal of Wildlife Management*, 63(1), pp. 60-76.
- Eigenbrod, F.; Hecnar, S. J. y Fahrig, L.** (2009). Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society*, 14(1), art. 24. <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art24/>
- Ellinger, N. y Hodl, W.** (2003). Habitat acoustics of a Neotropical lowland rainforest. *Bioacoustics*, 13(3), pp. 297-321.
- Faure, P. A. y Barclay, R. M. R.** (1994). Substrate-gleaning versus aerial-hawking: plasticity in the foraging and echolocation behaviour of the long-eared bat, *Myotis evotis*. *Journal of Comparative Physiology A*, 174(5), pp. 651-660.
- Francis, C. D.; Kleist, N. J.; Ortega, C. P. y Cruz, A.** (2012). Noise pollution alters ecological services: enhanced pollination and disrupted seed dispersal. *Proceedings of the Royal Society B* 279(1739), pp. 2727-2735. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.0230>
- Francis, C. D.; Ortega, C. P. y Cruz, A.** (2009). Noise Pollution Changes Avian Communities and Species Interactions. *Current Biology*, 19(16), pp. 1415-1419. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.06.052>
- Halfwerk, W.; Blaas, M.; Kramer, L.; Hijner, N.; Trillo, P. A.; Bernal, X. E.; Page, R. A.; Goutte, S.; Ryan M. J. y Ellers J.** (2018). Adaptive changes in sexual signalling in response to urbanization. *Nature Ecology and Evolution* 3(3), pp. 374-380. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0751-8>
- Hamilton, D.; Molina, V.; Bosques, P. y Powell, G.** (2003). El estatus del pájaro campana (*Procnias tricarunculata*): un ave en peligro de extinción. *Zeledonia* 7, pp. 15-24.
- Harrison, R.; Hartmann, L. y Makel, W.** (1992). *Report to Congress: Potential impacts of aircraft overflights of National Forest System wildernesses*. USDA Forest Service, Equipment Technology & Development Center: San Dimas, CA.
- Illner, H.** (1992). Effect of roads with heavy traffic on Grey partridge (*Perdix perdix*) density. *Gibier Faune Sauvage*, 9, pp. 467-480.
- Keyel, A. C. y Reed, S. E.** (2009). Sound Mapping Tools: an ArcGIS toolbox for modeling the propagation of sounds in a wildland setting. Versión 4. 4. Colorado State University: Fort Collins, Colorado.
- Keyel, A. C.; Reed, S. E.; McKenna, M. F. y Wittmyer, G.** (2017). Modeling anthropogenic noise propagation using the Sound Mapping Tools ArcGIS toolbox. *Environmental Modelling & Software*, 97, pp. 56-60
- Laurance, S. G.; Stouffer, P. C. y Laurance, W. F.** (2004). Effects of road clearing on movement patterns of understory rainforest birds in Central Amazonia. *Conservation Biology*, 18(4), pp. 1099-1109.

- Liddle, M.** (1997). *Recreation ecology: The ecological impact of outdoor recreation and ecotourism*. Chapman and Hall Ltd.: Londres.
- Mace, R. D.; Waller, J. S.; Manley, T. L.; Lyon, L. J. y Zuuring, H.** (1996). Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana. *Journal of Applied Ecology*, 33(6), pp. 1395-1404.
- Manci, K. M.; Gladwin, D. N.; Vilella, R. y Cavendish, M. G.** (1988). *Effects of aircraft noise and sonic booms on domestic animals and wildlife: a literature synthesis*. Engineering and Service Center U. S. Air Force/Fish and Wildlife Service, U. S. Department of the Interior.
- Mason, J. T.; McClure, C. J. W. y Barber, J. R.** (2016). Anthropogenic noise impairs owl hunting behavior. *Biological Conservation*, 199, pp. 29-32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.009>
- Memphis State University.** (2004). *Synthesis of Noise Effects on Wildlife Populations*. Publication No. FHWA-HEP-06-016.
- NAP.** (2010). Technology for a Quieter America. The National Academies Press. Committee on Technology for a Quieter America; National Academy of Engineering. DOI 10.17226/12928 (<http://nap.edu/12928>).
- Nemeth, E.; Pieretti, N.; Zollinger, S. A.; Geberzahn, N.; Partecke, J.; Miranda, A. C. y Brumm, H.** (2013). Bird song and anthropogenic noise: vocal constraints may explain why birds sing higher-frequency songs in cities. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences*, 280(1754). <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2798>
- Ortega, C. P.** (2012). Chapter 2: Effects of noise pollution on birds: A brief review of our knowledge. *Ornithological Monographs*, 74(1), pp. 6-22. <https://www.jstor.org/stable/10.1525/om.2012.74.issue-1>
- Parris, K.**, (2015). Ecological Impacts of Road Noise and Options for Mitigation. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grillo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 1-23). Wiley Blackwell.
- Parris, K. M.; Velik-Lord, M. y North, J. M. A.** (2009). Frogs call at a higher pitch in traffic noise. *Ecology and Society*, 14(1), pp. 1-24. <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art25/>
- Razak, K. A.** (2018). Adaptations for Substrate Gleaning in Bats: The Pallid Bat as a Case Study. *Brain Behavior Evolution*, 91(2), pp. 97-108. <https://doi.org/10.1159/000488873>
- Reijnen, M.; Veenbaas, G. y Foppen, R.** (1995). *Predicting the effects of motorway traffic on breeding bird populations*. Delft, The Netherlands: Road and Hydraulic Engineering Division and DLO-Institute for Forestry and Nature Research.
- Reijnen, R. y Foppen, R.** (1994). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology*, 31(1), pp. 85-94.
- Reyes-Gómez, H. G. y Vázquez-Lule, A. D.** (2009). Caracterización del sitio de manglar Pom - Atasta, en la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. Conabio: México. http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/manglares/doctos/caracterizacion/PY67_Pom_Atasta_caracterizacion.pdf
- Rheindt, F. E.** (2003). The impact of roads on birds: Does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal Ornithology*, 144(3), pp. 295-306.
- Richards, D. G. y Wiley, R. H.** (1980). Reverberations and amplitude fluctuations in the propagation of sound in a forest: implications for animal communication. *American Naturalist*, 115(3), pp. 381-399.
- Russo, D.; Jones, G. y Arlettaz, R.** (2007). Echolocation and passive listening by foraging mouse-eared bats *Myotis myotis* and *M. blythii*. *Journal of Experimental Biology*, 210, pp. 166-176. <https://doi.org/10.1242/jeb.02644>
- Schaub, A.; Ostwald, J. y Siemers, B. M.** (2008). Foraging bats avoid noise. *Journal Experimental Biology*, 211, pp. 3174-3180. DOI:10.1242/jeb.022863

- Seiler, A.** (2001). *Ecological Effects of Roads: A review*. Introductory Research Essay, No. 9. Department of Conservation Biology. SLU.
- Shannon, G.; McKenna, M.; Angeloni, L; Crooks, K.; Fristrup, K.; Brown, E.; Warner, K.; Nelson, M.; White, C.; Briggs, J.; McFarland, S. y Wittemyer, G.** (2016). A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biological Reviews*, 91, pp. 982-1005.
- Slabbekoorn, H.** (2013). Songs of the city: noise-dependent spectral plasticity in the acoustic phenotype of urban birds. *Animal Behaviour*, 85(5), pp.1089-1099. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2013.01.021>
- Tubaro, P. L.** (1991). Dialectos del chingolo, *Ciencia Hoy*, 2(11), pp. 25-34.
- Wasserman, F. E.** (1979). The relationship between habitat and song in the white-throated sparrow. *Condor*, 81(4), pp. 424-426.
- Yorzinski, J. L. y Hermann, F. S.** (2016). Noise pollution has limited effects on nocturnal vigilance in peahens. *PeerJ*. <https://peerj.com/articles/2525/>

Distribución de especies en la zona de efecto de la carretera 186, en la región de Calakmul

Typhenn A. Brichieri-Colombi | Calgary Zoological Society, Canadá

Shelley M. Alexander | Universidad de Calgary, Canadá

Resumen

Este estudio utiliza datos de ocurrencia de fauna silvestre obtenidos mediante muestreo sistemático, para examinar la distribución de gremios funcionales en las zonas de impacto a causa de la expansión de la carretera. La fauna silvestre fue detectada mediante dos métodos no invasivos: 1) registro de huellas en 10 caminos secundarios perpendiculares a la carretera, y 2) cámaras trampa colocadas a lo largo de estos caminos secundarios, a 50 m, 750 m y 2,000 m de la carretera principal. Las cámaras trampa y el registro de huellas indicaron que las especies fueron más activas en las áreas más alejadas de la carretera principal, pero la actividad difirió entre los gremios funcionales. Los patrones de actividad relativa (AR) no cambiaron significativamente entre los caminos y entre los años de muestreo.

Palabras clave: zona de impacto de carreteras, ecología de carreteras, efecto de borde, gremios funcionales, Calakmul, métodos no invasivos.

T. A. Brichieri-Colombi

email: typhennbc@calgaryzoo.com

Centre for Conservation Research, Calgary Zoological Society
1300 Zoo Road, NE, Calgary, ABT2E 7V6, Canada

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

This study uses wildlife occurrence data obtained from systematic sampling to examine functional guild distribution in the road-effect zone. Wildlife was detected using two non-invasive methods: 1) tracks collected on 10 secondary roads perpendicular to the highway, and 2) remotely triggered cameras placed along each road at 50 m, 750 m and 2,000 m from the highway. Cameras and tracking indicated species were more active farther from the highway, but activity differed between functional guilds. Relative activity (RA) patterns did not change significantly between roads and between sampling years.

Keywords: road-effect zone, road ecology, edge effect, functional guild, Calakmul, non-invasive methods.

1. Introducción

La red de carreteras es una parte sustancial del paisaje y en muchos países más del 2 % de su superficie corresponde a caminos y carreteras (Forman, 1998). Sin embargo, un porcentaje mucho mayor de este paisaje se ve afectado por los impactos de dicha red (Forman, 1998). Como consecuencia, tal y como se señala en el marco teórico de este libro, a medida que la infraestructura carretera es ampliada, la extensión del hábitat contiguo disminuye rápidamente, interrumpiendo así los procesos ecológicos y fragmentando el hábitat que es esencial para muchas especies de plantas y fauna silvestre (Crist *et al.*, 2005). La zona de mayor impacto de la carretera es el área adyacente a la misma, a partir de la cual los efectos adversos se propagan hacia el paisaje (Forman y Alexander, 1998). En este sentido, Saunders *et al.* (2002) indican que los efectos de borde pueden persistir en cientos de metros dentro del ecosistema, dependiendo de la variable ecológica examinada, la estación o la hora del día y las características del camino. Hasta la fecha, muchos estudios que investigan la zona del efecto de borde se han realizado en Norteamérica, Europa y Australia, donde la construcción de carreteras está fuertemente regulada (Perz *et al.*, 2007). En los trópicos, donde la rápida expansión de las redes de carreteras es escasamente normada por el Estado, las consecuencias de la construcción de carreteras sobre las sociedades y el medio ambiente son a menudo muy negativas (Perz *et al.*, 2007).

Para poder examinar los efectos de las carreteras sobre la fauna silvestre es necesario determinar la ocurrencia de las especies en ambos lados del camino. Las técnicas no invasivas, como el seguimiento de huellas y las cámaras trampa (de disparo remoto), son ideales para la recopilación de datos sobre especies evasivas, ya que dependen de medidas indirectas y no están limitadas por las interacciones físicas con los animales, como ocurre con la técnica de marcaje-recaptura. Por ende, el seguimiento de huellas y

las cámaras trampa son especialmente útiles para responder preguntas en escalas geográficas mayores (Gompper *et al.*, 2006).¹

La presente investigación utilizó métodos no invasivos (seguimiento de huellas y cámaras trampa) para examinar los patrones de actividad de diversas especies de la fauna silvestre en la región de Calakmul, afectada por la carretera federal 186. De acuerdo con Abizaid y Coomes (2004), esta carretera fue construida en la década de los 60 con la finalidad de establecer nuevas zonas agrícolas. Hoy en día, la autopista 186 se utiliza cada vez más como una ruta de acceso a numerosos sitios arqueológicos en la región. Ejemplo de ello es el tramo asfaltado que parte de la carretera 186 en el kilómetro 98 y se dirige hacia el sur hasta el sitio arqueológico maya de Calakmul, uno de los más grandes descubiertos hasta la fecha y declarado Patrimonio de la Humanidad por la Unesco.

Entre 2007 y 2010, el Gobierno mexicano comenzó a ensanchar la carretera original de dos carriles (seis metros de ancho) a una de 10 m de amplitud, con un acotamiento de 0.5 m y una valla de alambre de púas en ambos lados del camino. Además, varios patios de construcción y almacenamiento (grava y maquinaria) fueron instalados entre los poblados de la zona. De manera específica, el presente capítulo parte de las siguientes preguntas: 1) ¿las especies que ocurren en zonas alejadas de la carretera federal 186 son más que las que ocurren en áreas cercanas a la carretera?; 2) ¿existen diferencias significativas en la distribución de las especies en los caminos secundarios? y 3) ¿la actividad relativa (AR) de las distintas especies difiere entre años y estaciones?

2. Métodos

El presente trabajo de investigación se realizó a lo largo de la carretera federal 186, centrándose en la sección de 80 km que atraviesa las reservas de Balam-kú y Calakmul, desde el poblado de Constitución (-90.14°W, 18.63° N), en el extremo oeste de la reserva de Balam-kú hasta Xpujil (-89.39° W, 18.51° N), situado justo fuera del borde oriental de la reserva de la biosfera de Calakmul (figura 1). El estudio se llevó a cabo desde mayo de 2008 hasta diciembre de 2010. Diez caminos de terracería perpendiculares a la carretera 186 fueron muestreados, entre los pueblos de Constitución y Xpujil. Los caminos fueron seleccionados con base en su longitud (por lo menos 1000 m de largo), en la facilidad de recorrido a pie y que hubiera por lo menos 4 km de distancia al camino más próximo, en el mismo lado de la carretera. Un total de 10 caminos cumplieron con los criterios de selección, tres de ellos ubicados dentro de los límites de la reserva de la biosfera de Calakmul y siete dentro de la reserva de Balam-kú (figura 1).

¹ *Vid.* Capítulo I. 4 Técnicas de monitoreo de vertebrados terrestres aplicadas a proyectos de infraestructura vial.

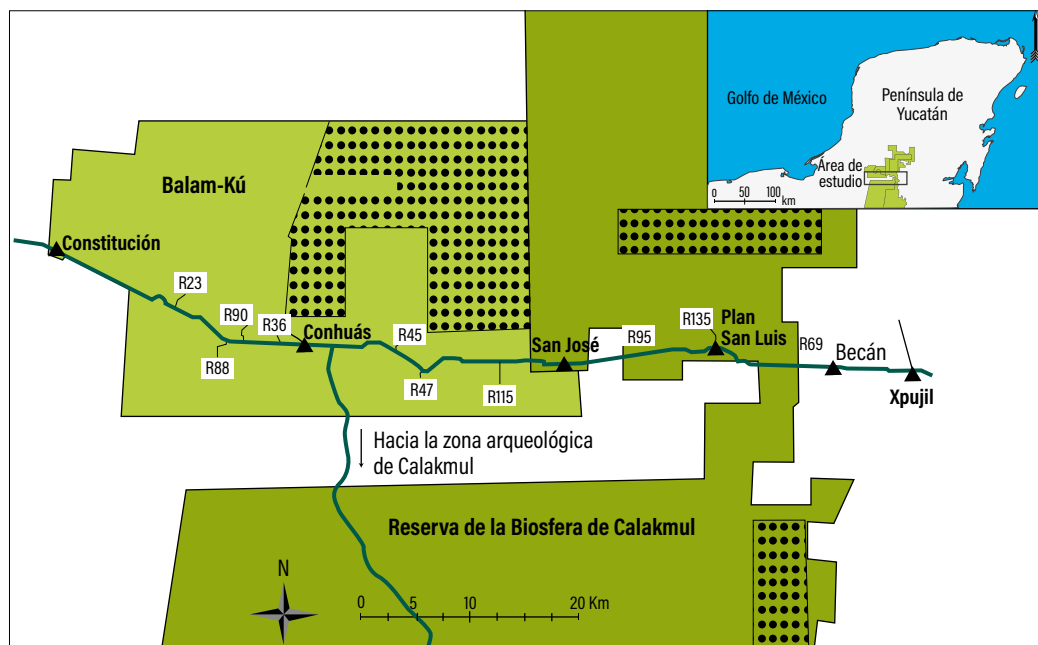


Figura 1. Área de estudio con los caminos de terracería muestreados (R). Los números corresponden a la nomenclatura estatal. Los polígonos marcados con puntos negros corresponden a las “área núcleo” de las áreas naturales protegidas.

Durante los meses de abril a julio de cada año, dichos caminos fueron explorados a pie cada semana, con un guía local para identificar y registrar señales y rastros de la fauna silvestre, utilizando un método adaptado del elaborado originalmente por Newmark *et al.* (1996). No se registraron rastros de agosto de 2008 a marzo de 2009. Sin embargo, de agosto a marzo de 2009 y 2010 se realizó el monitoreo de rastros una vez al mes. De cada pista o huella encontrada se registró la posición utilizando GPS y se determinaron la especie, el número de individuos y la dirección del viaje. Estos puntos GPS fueron importados a un Sistema de Información Geográfica (SIG) ArcGIS 9.3.1®,² para calcular la distancia de los rastros desde la carretera 186.

Los estudios acerca del comportamiento de evasión de la fauna a las vías de comunicación indican que los efectos sobre grandes mamíferos se extienden a largas distancias de la carretera (Newmark *et al.*, 1996; Nellemann *et al.*, 2003; Benítez-López *et al.*, 2010).³ Sin embargo, no existe un consenso acerca de las distancias umbrales en las cuales estos efectos ya no ocurren. Por esta razón se eligieron tres zonas para examinar los impactos producidos por la vía a distancias “cercanas”, “medias” y “lejanas” de la carretera 186. Para ello, el método de muestreo con cámaras trampa se adaptó de lo propuesto por Newmark *et al.*

² Cfr. ESRI, 2008, Redlands California, EE. UU. www.esri.com.

³ Vid. Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global.

(1996), utilizándose 40 cámaras con sensores infrarrojos marca Reconyx®, colocadas en 26 ubicaciones fijas a lo largo de los caminos secundarios, a 50 m, 750 m y 2,000 m de la autopista. Estas cámaras activadas por cambios de temperatura o por movimiento⁴ se usaron de 2008 a 2010. Las temporadas de campo abarcaron desde abril hasta julio de cada año, correspondientes al final de la estación seca y al comienzo de la estación húmeda en Calakmul (Téllez Torres *et al.*, 2011). Las cámaras fueron dejadas en el campo y monitoreadas cada dos semanas para descargar imágenes y cambiar las baterías. En 2008, los equipos fueron monitoreados de mayo a julio y luego retirados. En 2009 y 2010 se dejaron todo el año y fueron monitoreados cada dos semanas, entre abril y julio, por el investigador principal, y de agosto a marzo por el asistente de campo. Las fotografías y videos tomadas por las cámaras grabaron automáticamente la fecha y la hora en que se activaron. Todas las imágenes fueron revisadas, registrándose la especie, el número de individuos, la dirección del viaje, la actividad y el tiempo que pasaron frente a la cámara.

Dado que las cámaras y el monitoreo de huellas detectan la presencia de numerosas especies de vida silvestre, los datos colectados se analizaron a nivel de gremios funcionales (de manera similar a lo realizado por Newmark *et al.*, 1996). Esto debido a que el comportamiento de la fauna puede no ser representativo de todas las especies en Calakmul. En este caso, un grupo funcional es una modificación de las agrupaciones ecológicas propuestas por Blaum *et al.* (2011), mediante las cuales las especies se agrupan primero bajo un enfoque centrado en los recursos ambientales similares. La nomenclatura corresponde al término ecológico *guild* (“gremio” o “grupo”). Posteriormente, los datos se agruparon de acuerdo con un enfoque de respuesta funcional (utilizando los atributos de las respuestas de las especies a las condiciones ambientales).

En primer lugar, las especies se distribuyeron según su dieta (carnívoros *vs.* herbívoros) y luego se agruparon según la respuesta a las perturbaciones humanas (sensible *vs.* no sensible). De esta forma se definieron cuatro gremios funcionales: carnívoros sensibles, herbívoros sensibles, carnívoros no sensibles y herbívoros no sensibles (tabla 1).

Tabla 1. Gremios funcionales de las especies encontradas: CS = carnívoro sensible; CNS = carnívoro no sensible; HS = herbívoro sensible; HNS = herbívoro no sensible.

Nombre común	Nombre científico	Orden	Dieta	Gremio
Jaguar	<i>Panthera onca</i>	Carnívora	Carnívora	CS
Puma	<i>Puma concolor</i>	Carnívora	Carnívora	CS
Ocelote	<i>Leopardus pardalis</i>	Carnívora	Carnívora	CS
Tigrillo	<i>Leopardus wiedii</i>	Carnívora	Carnívora	CS

⁴ Cfr. Reconyx, Inc., Holmen Wisconsin (2011). www.reconyx.com

Nombre común	Nombre científico	Orden	Dieta	Gremio
Jaguarundi	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Carnívora	Carnívora	CS
Tapir	<i>Tapirella bairdii</i>	Perissodactyla	Herbívora	HS
Venado cola blanca	<i>Odocoileus virginianus</i>	Artiodactyla	Herbívora	HS
Venado temazate	<i>Mazama temama</i>	Artiodactyla	Herbívora	HS
Pecarí de collar	<i>Dicotyles tajacu</i>	Artiodactyla	Herbívora	HS
Pecarí de labios blancos	<i>Tayassu pecari</i>	Artiodactyla	Herbívora	HS
Zorra gris	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Carnívora	Mesocarnívora	CNS
Mapache	<i>Procyon lotor</i>	Carnívora	Mesocarnívora	CNS
Zorrillo de nariz rayada	<i>Conepatus semistriatus</i>	Carnívora	Mesocarnívora	CNS
Coatí	<i>Nasua narica</i>	Carnívora	Mesocarnívora	CNS
Cabeza de viejo	<i>Eira barbara</i>	Carnívora	Mesocarnívora	CNS
Tlacuache o zarigüeya	<i>Didelphis virginiana</i>	Didelphimorphia	Mesocarnívora	CNS
Armadillo de nueve bandas	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Cingulata	Omnívora	HNS
Sereque	<i>Dasyprocta punctata</i>	Rodentia	Granívora	HNS
Tepezcuintle	<i>Cuniculus paca</i>	Rodentia	Granívora	HNS
Ardilla de Yucatán	<i>Sciurus yucatanensis</i>	Rodentia	Granívora	HNS
Ratón	Familia Muridae	Rodentia	Granívora	HNS
Conejo silvestre	<i>Sylvilagus floridanus</i>	Lagomorpha	Herbívora	HNS

Los carnívoros sensibles estuvieron representados por especies hipercarnívoras, con dietas que consistían en más de 70 % de vertebrados (Van Valkenburgh, 2007), incluyendo jaguar (*Panthera onca*), puma (*Puma concolor*), ocelote (*Leopardus pardalis*), tigrillo (*Leopardus wiedii*) y jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) (Villa Meza *et al.*, 2002; Polisar *et al.*, 2003; Weckel *et al.*, 2006). Todas estas especies son miembros de la familia Felidae y se sabe que muestran un comportamiento críptico o evasivo (Rabinowitz y Nottingham Jr., 1986; Beier y Cunningham, 1996; Maffei *et al.*, 2005).

El grupo de los carnívoros no sensibles estuvieron compuestos por mesocarnívoros, con dietas que consisten de 50-70 % de carne y suplementadas con alimentos no vertebrados (Van Valkenburgh, 2007); se incluyen en este grupo el zorro gris (*Urocyon cinereoargenteus*), el mapache (*Procyon lotor*), el zorrillo de nariz rayada (*Conepatus semistriatus*), el coatí de nariz blanca (*Nasua narica*), el cabeza de viejo (*Eira barbara*) y la zarigüeya o tlacuache común (*Didelphis virginiana*).

Los mesocarnívoros se denominaron no sensibles porque frecuentemente se encuentran en ambientes urbanos y, por lo tanto, no son tan sensibles a los disturbios antropogénicos (Prange y Gehrt, 2004; Baker *et al.*, 2007; Rosatte *et al.*, 2010). Para simplificar los análisis, los mapaches y las zarigüeyas fueron considerados como mesocarnívoros, aunque no están estrictamente definidos como tales (Van Valkenburgh, 2007).

Los herbívoros también se subdividieron en especies sensibles y no sensibles. Los herbívoros sensibles comprendieron principalmente a especies del orden Artiodactyla, como el pecarí de collar (*Dicotyles tajacu*) y del orden Perissodactyla, como el tapir (*Tapirella bairdii*), que, se sabe, evita áreas con disturbios humanos o hábitats fragmentados (Webber y González, 2003; Shi *et al.*, 2006; Naranjo, 2009; Tejeda-Cruz *et al.*, 2009). Los herbívoros no sensibles⁵ estuvieron compuestos en su mayoría por especies de tamaño mediano del orden Rodentia, pero también incluyeron a los órdenes Cingulata (*Dasytus novemcinctus*) y Lagomorpha (*Sylvilagus floridanus*), los cuales son más tolerantes a las perturbaciones humanas (Naughton-Treves *et al.*, 2003; Brockie, 2007).

Las huellas identificadas a lo largo de los caminos secundarios se agregaron para compararlas con los datos de las cámaras. Como no se encontraron señales a 50 m de la carretera principal, los rastros fueron integrados de 0 a 100 m de esta vía. Por lo tanto, las huellas quedaron integradas en tres zonas: 0-100 m, 100-750 m y 750-2,000 m. La AR de cada grupo funcional se calculó dividiendo el número de especies por la longitud de cada zona y dividiendo este resultado por los días transcurridos desde la última inspección del camino [ecuación 1], la cual está adaptada de la ecuación de George y Crooks (2006); para cámaras trampa [ver ecuación 2]:

$$1. \quad AR = \frac{(\text{Número de especies} \div \text{Longitud del área del camino})}{(\text{Días transcurridos desde la última inspección})}$$

Debido a que el tiempo de persistencia de las huellas sobre los caminos de terracería dependen del tipo de suelo, las condiciones meteorológicas y la actividad humana,⁶ se consideraron siete días como la duración máxima de la persistencia de una huella, lo cual ha sido demostrado en otros estudios (Heinemeyer *et al.*, 2008).

Para los datos obtenidos mediante las cámaras, la AR de las especies focales y los gremios funcionales se calculó dividiendo el número de veces que una especie (o grupo funcional) fue fotografiada por el número de días que la cámara se mantuvo activa, basándose en el método validado por George y Crooks (2006) (ecuación 2):

$$2. \quad AR = \frac{(\text{Número de especies (o grupo funcional)})}{(\text{Número de días funcionales de la cámara})}$$

⁵ La formación de este grupo obedeció también a criterios prácticos para mantener un análisis estadístico simplificado. En términos estrictos, solo el conejo silvestre califica como herbívoro, las demás especies son en su mayoría granívoros o, como en el caso del armadillo, omnívoros.

⁶ Por lo general, las huellas se conservan mejor en suelos blandos, durante los meses de lluvia y en sitios con poca actividad humana.

Se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis y U de Mann-Whitney para determinar las diferencias en la AR entre las zonas, los gremios funcionales, los años y las estaciones, tanto para los datos de las cámaras como para el monitoreo de huellas. La de Kruskal-Wallis es una prueba no paramétrica, utilizada para determinar si las variables independientes K provienen de la misma distribución (Siegel, 1956). Este método prueba si varias muestras independientes provienen o no de la misma población (Siegel, 1956). En este estudio, la prueba de Kruskal-Wallis se utilizó para examinar las diferencias de AR entre gremios funcionales en general y la zona de efecto de la carretera, así como entre todos los años. Esta prueba se considera conservadora, ya que no asume que los datos provienen de una distribución normal y permite pequeños tamaños de muestra.

Mediante la prueba de Kruskal-Wallis descrita con anterioridad se pudo determinar si existían diferencias estadísticamente significativas de la AR en todas las zonas de efecto de carretera, entre las especies focales (o gremios funcionales) y los años de muestreo. Sin embargo, dicha prueba no indicaba dónde ocurrían estas diferencias. Por tal motivo, se aplicó la prueba U de Mann-Whitney para examinar diferencias pareadas en la AR de las especies, de los gremios funcionales, años y estaciones. De manera similar a la prueba de Kruskal-Wallis, la prueba U de Mann-Whitney está basada en rangos que clasifican las observaciones de grupos independientes en una serie, suma las filas y examina si proceden de las mismas poblaciones de datos (Siegel, 1956). Esta prueba es especialmente apropiada para datos como los del presente estudio, los cuales no cumplen con los supuestos requeridos para una prueba t , que consiste en tener datos normalmente distribuidos (Siegel, 1956).

3. Resultados

Distancia respecto a la carretera 186

La figura 2 muestra el porcentaje de AR de los gremios funcionales de todos los años en cada zona de efecto de la carretera, tanto para los datos de las cámaras como para el monitoreo de huellas. Este histograma es una interpretación visual de la AR de gremios funcionales en cada zona. Las diferencias estadísticas se describen a continuación.

Con base en los datos de huellas, solo los herbívoros no sensibles se mantuvieron activos a 100 m de la carretera 186. Ningún otro grupo funcional registró actividad en esta zona de efecto de la carretera. Los carnívoros sensibles y no sensibles presentaron una AR más alta a 750 m de la carretera, mientras que los herbívoros sensibles tuvieron una AR más alta a 2,000 m. Por otro lado, los datos de las cámaras proporcionaron patrones diferentes en AR, indicando que los carnívoros y herbívoros sensibles fueron más activos a 750 m de la carretera; los carnívoros y herbívoros no sensibles presentaron una AR igual a 50 m y 750 m de la carretera y una AR menor a 2,000 m.

La AR de los gremios funcionales fue significativamente diferente entre las zonas para los datos de huellas ($P < 0.01$). Las diferencias pareadas de la AR entre zonas de impacto mostraron diferencias significativas entre 100-750 m para todos los gremios funcionales (tabla 2). Los carnívoros y herbívoros sensibles presentaron una AR significativamente diferente entre 750-2,000 m ($U = 31$, $P = 0.059$ y $U = 30$, $P = 0.050$, respectivamente) y entre 100-2,000 m de la carretera ($U = 13.5$, $P = 0.008$ y $U = 0$, $P = 0.000$, respectivamente). Los carnívoros no sensibles tuvieron diferencias significativas en la AR entre 750-2,000 m de la carretera ($U = 27$, $P = 0.030$) y los herbívoros no sensibles tuvieron diferencias significativas de AR entre 100-2,000 m de la carretera ($U = 0$, $P = 0.000$).

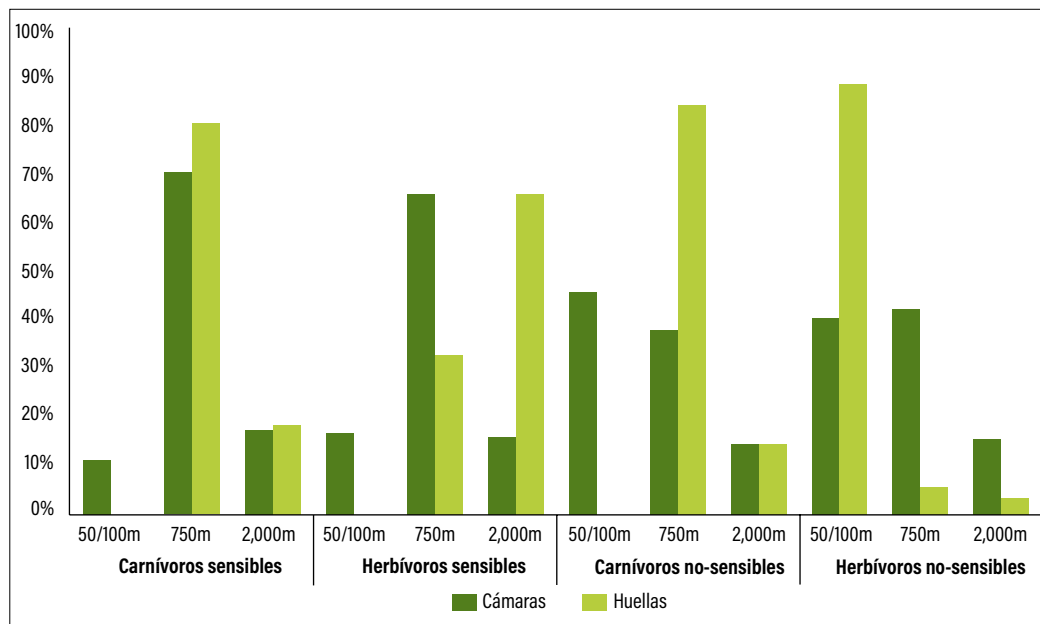


Figura 2. Actividad relativa porcentual de los gremios funcionales en cada zona de efecto de la carretera, a partir de datos arrojados por las cámaras y las huellas de todos los años analizados.

Tabla 2. Pruebas U de Mann-Whitney para determinar las diferencias entre datos pareados de la AR de gremios funcionales y entre las zonas de efecto de carretera para todos los años, con base en datos de cámara y huellas. Los valores en **negrita*** indican diferencias significativas en la AR entre dos zonas para un determinado grupo funcional.

Grupo funcional	U	Cámaras			Huellas		
		50-750 m	750-2,000 m	50-2,000 m	100-750 m	750-2,000 m	100-2,000 m
Carnívoros sensibles	U	46	43	28	9	31	13.5
	Z	-1.52	-0.389	-1.564	-3.456	-1.924	-2.972
	P	0.143	0.734	0.135	0.001*	0.059*	0.008*

Grupo funcional	U	Cámaras			Huellas		
		50-750 m	750-2,000 m	50-2,000 m	100-750 m	750-2,000 m	100-2,000 m
Herbívoros sensibles	U	53	46	35	0	30	0
	Z	-1.111	-0.155	-1.016	-3.998	-1.979	-3.884
	P	0.291	0.91	0.343	0*	0.05*	0*
Carnívoros no sensibles	U	66	43	36.5	9	27	27
	Z	-0.348	-0.386	-0.891	-3.459	-2.232	-2.06
	P	0.755	0.734	0.384	0.001*	0.03*	0.156
Herbívoros no sensibles	U	67	30.5	33	0	50	0
	Z	-0.292	-1.395	-1.213	-3.862	-0.683	-3.72
	P	0.799	0.181	0.27	0*	0.539	2

Diferencia en la actividad relativa entre especies

La prueba de Kruskal-Wallis no mostró diferencias significativas en la AR entre gremios funcionales, para los datos de cámara o huellas, en cada zona de impacto de la carretera. Por lo que respecta a las comparaciones de la AR, medida por huellas, se presentaron diferencias significativas entre herbívoros sensibles y no sensibles ($U = 0$, $P = 0,00$ a 100 m, $U = 85,5$, $P = 0,000$ a 750 m y $U = 0$, $P = 0,000$ a 2,000 m), así como entre carnívoros sensibles y herbívoros no sensibles a 100 m ($U = 0$, $P = 0,000$) y 750 m ($U = 33,5$, $P = 0,024$; tabla 3).

A partir de los datos de las cámaras, en el área de impacto de 50 m solo se encontró una diferencia significativa entre las AR de los herbívoros sensibles y carnívoros no sensibles ($U = 36$, $P = 0,039$).

Tabla 3. Comparación de la AR entre gremios funcionales en las diferentes zonas de impacto de la carretera usando datos de huellas. Los valores en **negrita*** indican una diferencia significativa entre dos gremios funcionales.

Gremios funcionales	Zona	U	Herbívoros sensibles	Carnívoros no sensibles	Herbívoros no sensibles
	100 m	U	40.5	40.5	0
		Z	0	0	-3.839
		P	1	1	0*
Carnívoros sensibles	750 m	U	52	58	33.5
		Z	-1.156	-0.813	-2.243
		P	0.266	0.443	0.024*
	2,000 m	U	0	33	37.5
		Z	-3.785	-1.347	-0.977
		P	0*	0.218	0.353

Gremios funcionales	Zona	<i>U</i>	Herbívoros sensibles	Carnívoros no sensibles	Herbívoros no sensibles
Herbívoros sensibles	100 m	<i>U</i>		40.5	0
		<i>Z</i>		0	-3.839
		<i>P</i>		1	0*
	750 m	<i>U</i>		112	85.5
		<i>Z</i>		-2.2	-3.737
		<i>P</i>		0.028*	0*
	2,000 m	<i>U</i>		2	0
		<i>Z</i>		-3.677	-3.808
		<i>P</i>		0*	0*
Carnívoros no sensibles	100 m	<i>U</i>			0
		<i>Z</i>			-3.839
		<i>P</i>			0*
	750 m	<i>U</i>			47
		<i>Z</i>			-1.462
		<i>P</i>			0.16
	2,000 m	<i>U</i>			45
		<i>Z</i>			-0.414
		<i>P</i>			0.739

Diferencias anuales y estacionales en la actividad relativa de las especies

Diferencias anuales en la actividad relativa de las especies

Con base en los datos de huellas, los carnívoros sensibles y no sensibles presentaron una AR alta en los tres años a 750 m de la carretera (figura 3). Los herbívoros sensibles fueron más activos a 750 m y 2,000 m de la carretera, mientras que los herbívoros no sensibles fueron más activos a 100 m de la carretera en los tres años. Al analizar los datos de las cámaras, se presentó una distribución más equitativa en la AR entre los años y las zonas de impacto de la carretera, tanto para carnívoros como para herbívoros sensibles (figura 4). Los carnívoros y herbívoros no sensibles fueron más activos a 50 m de la carretera en todos los años. No se encontraron diferencias significativas en la AR de los gremios funcionales entre los años analizados, ni en los datos de huellas ni en los de las cámaras ($P < 0.01$).

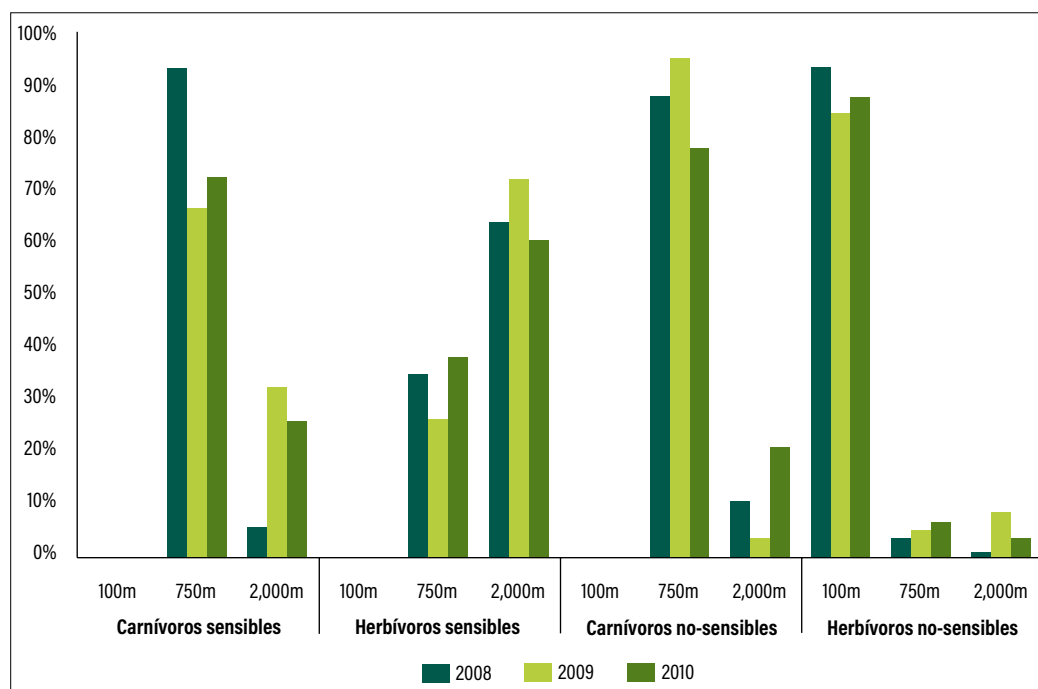


Figura 3. Diferencias anuales en la actividad relativa de gremios funcionales en las distintas zonas de impacto de la carretera, a partir de los datos de huellas.

Diferencias estacionales en la actividad relativa de las especies

La región de Calakmul presenta dos estaciones climáticas: la estación seca, que va de octubre a marzo, con una precipitación media de 17.69 mm; y una estación húmeda, que va de abril a septiembre, con una precipitación media de 267.16 mm (Téllez Torres *et al.*, 2011). Durante la estación seca, las aguadas en la región de la que depende la fauna tienden a secarse (García-Gil, comunicación personal, 2007) y se cree que la vida silvestre sale en busca de agua hacia otros sitios. El análisis de las diferencias estacionales en la AR pretendió definir si la vida silvestre es de hecho más activa cerca de la carretera en busca de agua. A través de datos arrojados por huellas y cámaras, pudo observarse que no hubo diferencias estadísticas significativas en la AR entre las temporadas seca y húmeda para todos los gremios funcionales (figuras 5 y 6).

El análisis pareado de la AR de los gremios funcionales entre las estaciones mostró que los herbívoros sensibles presentaron una AR significativamente diferente a 750 m ($U = 6,5, P = 0,001$) y 2,000 m ($U = 6, P = 0,003$), a partir de los datos de huellas, así como una AR diferente en carnívoros no sensibles a 50 m ($U = 15, P = 0,010$), usando datos de las cámaras.

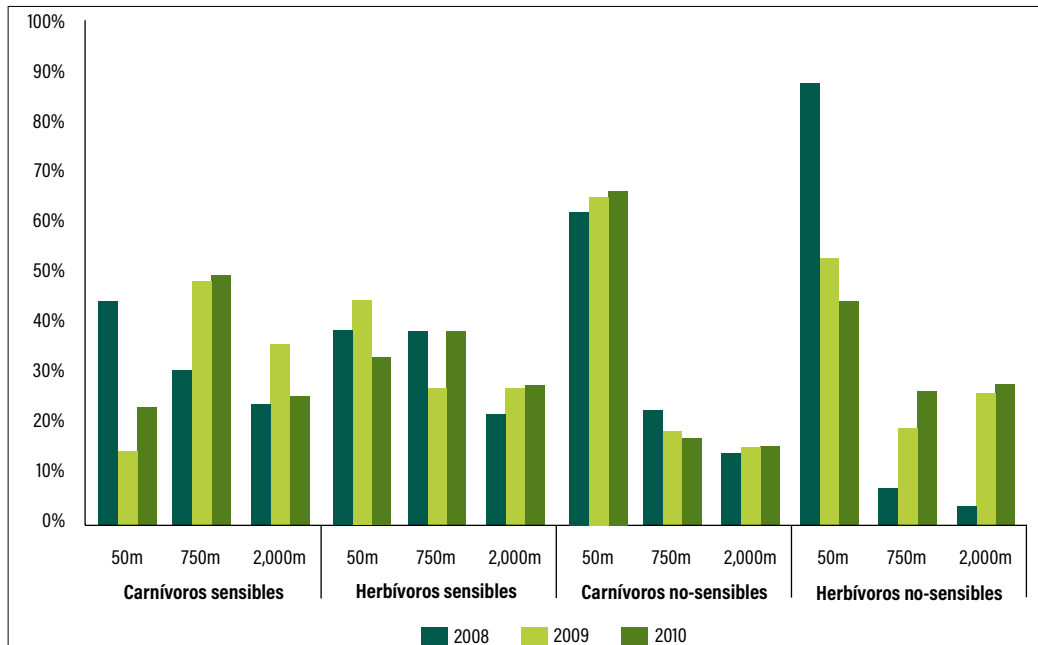


Figura 4. Diferencias anuales en la actividad relativa de gremios funcionales en las distintas zonas de impacto de la carretera, a partir de los datos de cámaras.

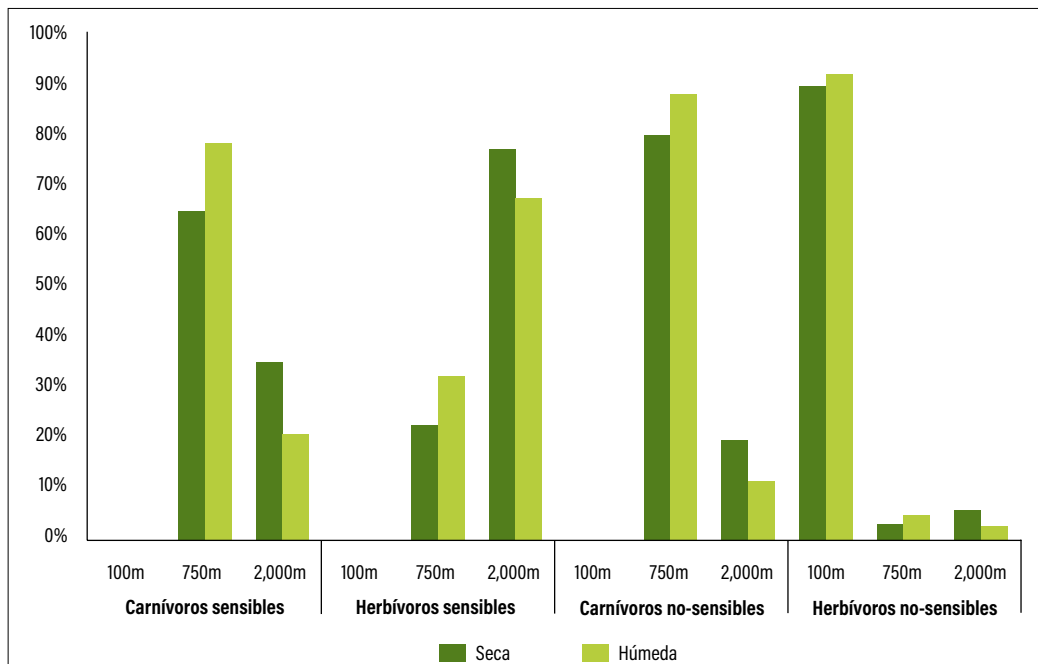


Figura 5. Porcentaje de actividad relativa de gremios funcionales durante las estaciones seca y húmeda obtenido de los datos de cámaras de todas las zonas de impacto de la carretera y de todos los años estudiados.

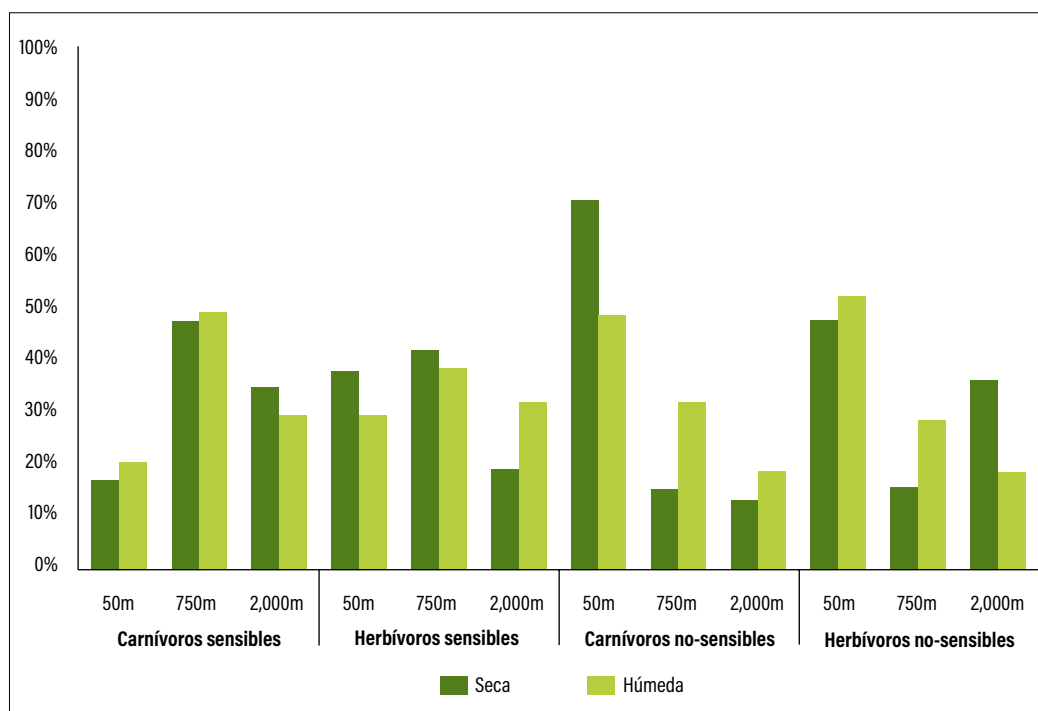


Figura 6. Porcentaje de actividad relativa de gremios funcionales durante las estaciones seca y húmeda, usando los datos de huellas de todas las zonas de impacto de la carretera y de todos los años.

4. Discusión

Zonas de efecto de la carretera 186

Los resultados del presente estudio sugieren que los carnívoros tienden a evitar la carretera a partir de los 100 m de distancia, lo cual coincide con otros estudios del efecto de borde de las actividades humanas sobre este grupo (Lovallo y Anderson, 1996; Cain *et al.*, 2003; Jaeger *et al.*, 2005). El grupo funcional de los herbívoros presenta un patrón de distribución diferente. Los herbívoros sensibles fueron significativamente más activos a 2,000 m que a 100 o a 750 m de la carretera (tabla 2 y figura 2). Este comportamiento puede ser un mecanismo para evitar el encuentro de otras especies, las cuales son más activas a 750 m de la carretera. Sin embargo, los herbívoros no sensibles fueron significativamente más activos a 100 m que a 2,000 m de la carretera, pero no significativamente más activos que a 750 m.

Este patrón puede deberse a que los herbívoros no sensibles son más tolerantes a las perturbaciones humanas y pueden permanecer más cerca de la carretera debido a que la actividad de los carnívoros es mayor a grandes distancias de la vialidad. En este contexto,

cabe señalar que los herbívoros no sensibles son la presa principal para muchos carnívoros (sensibles y no sensibles), debido a su pequeño tamaño (Aranda y Sánchez-Cordero, 1996; Garia *et al.*, 2001; Rosas-Rosas *et al.*, 2003).

Varias razones pueden explicar la variabilidad observada en la distribución de los gremios funcionales, entre las cuales se puede mencionar la composición de las especies de cada grupo. Por ejemplo, los jaguares, los pumas y los ocelotes que componen el grupo funcional de carnívoros sensibles son felinos solitarios que tienden a ser tímidos y difíciles de ver (Rabinowitz y Nottingham Jr., 1986; Cain *et al.*, 2003). Por lo tanto, la presencia de la autopista 186 puede hacer que estas especies tengan miedo de acercarse a esa zona (Dickson *et al.*, 2005).

Todos los herbívoros fueron significativamente más activos a 2,000 que a 100 o a 750 m. Las especies de venados, aunque suelen ser tímidas, son más tolerantes a los disturbios humanos, por lo que los datos de las cámaras pueden haber registrado la presencia de una AR más alta de estas especies a 50 y a 750 m de la carretera. Además, otros estudios muestran que algunas especies de venados son atraídas, en busca de alimento, a las carreteras (Laurian *et al.*, 2008).

Diferencias en la actividad relativa entre gremios funcionales

La ausencia de diferencias significativas entre la AR de los gremios funcionales y todas las zonas de impacto de la carretera puede deberse a la forma en que se aglutinaron especies disímiles dentro de los gremios. El tapir, por ejemplo, es en gran parte nocturno y forrajea diferentes alimentos que el venado cola blanca, que es principalmente diurno (Naranjo, 2009; Tejeda-Cruz *et al.*, 2009). Aunque los dos están clasificados como herbívoros sensibles, las diferencias en sus requerimientos de hábitat y patrones de actividad pueden afectar la probabilidad de su detección. En este mismo sentido, felinos como el jaguar y el puma, que componen el grupo funcional de carnívoros sensibles, aunque compiten por alimentos similares, se separan espacialmente para minimizar la competencia (Aranda y Sánchez-Cordero, 1996). Por lo tanto, las diferencias entre especies pueden aminorar los efectos al evaluarlas como un grupo. Sin embargo, la comparación pareada de la AR entre gremios funcionales del monitoreo de huellas mostró diferencias significativas a 100 m y 750 m entre carnívoros sensibles y herbívoros no sensibles (tabla 3). Esta relación se debe a que muchas de las especies del grupo no sensible de herbívoros componen la base de presas alternativas para carnívoros sensibles (Aranda y Sánchez-Cordero, 1996; Novack *et al.*, 2005). Del mismo modo, los herbívoros sensibles y no sensibles presentaron diferencias significativas en la AR en todas las zonas de efecto de carretera. Estas diferencias podrían reflejar el comportamiento hacia la presencia de la carretera y las tácticas evasivas hacia

los depredadores: los herbívoros no sensibles son más activos cerca de la carretera (y más alejados de sus depredadores), mientras que los herbívoros sensibles resultan más activos a distancias más lejanas de la autopista debido a las perturbaciones de la misma (Dorrance *et al.*, 1975; Webber y González, 2003) (figura 2).

Diferencias anuales y estacionales en la actividad relativa de las especies

Al igual que la relación entre la AR de gremios funcionales y zonas de efecto de la carretera, no se encontraron diferencias significativas entre las estaciones y las especies focales. En este contexto, encontrar diferencias estacionales era importante debido a la presencia de aguadas en la región, ya que se cree que las especies viajan de sur a norte durante las temporadas húmeda y seca para acceder a la distribución irregular de aguadas en las reservas (García-Gil, comunicación personal, 2007). Los datos de las cámaras y las vías no reforzaron esta teoría. Sin embargo, la colocación y el seguimiento de las cámaras se limitaron a caminos selectos a lo largo de la carretera 186, por lo que la metodología de este estudio no midió la distribución de las aguadas ni la actividad de la fauna relacionada con ellas. Es posible que el movimiento de la fauna esté influenciado por cuerpos de agua, como lo han mostrado algunos autores (Vargas-Contreras *et al.*, 2008; Martínez-Kú *et al.*, 2008; Sandoval-Serés *et al.*, 2016), pero esta hipótesis no pudo corroborarse con los datos de las cámaras trampa colocadas a lo largo de los caminos.

Desde 2007, la carretera 186 ha cambiado de ser un camino de dos carriles de seis metros de ancho sin acotamiento, a una vialidad de 12 m de ancho con acotamiento y cercas en ambos lados. Sorprendentemente, la construcción y el ensanchamiento subsiguiente no afectaron la AR de las especies. Estos resultados sugieren que la presencia de la carretera, independientemente de su anchura y cercado, afecta a la fauna igualmente en todos los años. Si la vida silvestre no se aproximaba a las carreteras antes de la construcción, es posible que el ruido y el aumento del tráfico de maquinaria pesada durante el estudio de campo no influyeron de manera significativa en el comportamiento de la fauna silvestre.

5. Conclusiones

Los resultados de este estudio muestran que, en la reserva de Calakmul, las especies de fauna se detectaron generalmente más lejos de la carretera 186 y las diferencias encontradas en este comportamiento pueden reflejar la competencia entre especies y la dinámica predador-presa. Los patrones de actividad relativa no cambiaron significativamente entre años, lo que sugiere que la ampliación de la carretera no afectó la actividad de la fauna

silvestre. Dado que esta última ya estaba más activa a 750 y 2,000 m de la carretera, es posible que muchas especies no se encontraran cerca desde el inicio de la obra, por lo que el aumento del tráfico y el ruido de la maquinaria pesada no afectó su actividad.

No obstante la relativa homogeneidad del hábitat donde se midieron las zonas de efecto, los resultados muestran una fuerte evidencia del comportamiento de evasión de la fauna hacia la carretera. Sin embargo, otros factores, como la vegetación a lo largo de las carreteras secundarias, la actividad humana a lo largo de estos caminos y la distribución de aguadas en la región, deben ser examinados junto con otras perturbaciones derivadas de la carretera (por ejemplo, ruido y contaminación lumínica).⁷

Las cámaras y el muestreo de huellas resultaron ser herramientas útiles para diferenciar la actividad de vida silvestre en la zona de efecto de la carretera 186. Por lo que estos resultados forman un conjunto de datos básicos sobre la distribución de especies en relación con esta vialidad y pueden ser utilizados para monitorear los cambios en la distribución, una vez que las especies se hayan ajustado a la carretera ampliada.

6. Agradecimientos

La presente investigación fue posible, en parte, por el apoyo del proyecto SIGCAN, coordinado por el doctor Jorge A. Benítez, del Área de Contaminación e Impacto Ambiental, del instituto EPOMEX, en el marco del convenio de cooperación entre la Universidad de Calgary, Canadá y la Universidad Autónoma de Campeche. Parte del financiamiento provino de la Wildlife Conservation Society y de la asociación civil Ecología Aplicada del Sureste.

⁷ *Vid.* En este libro los Capítulos II. 2 Fuentes de contaminación atmosférica de la carretera 186 y efecto de borde en las áreas naturales protegidas de Calakmul y Balam-kú, y II. 3 Contaminación por ruido de fuentes fijas y móviles en el área de protección de flora y fauna Laguna de Términos.

7. Literatura citada

- Abizaid, C. y Coomes, O. T.** (2004). Land use and forest fallowing dynamics in seasonally dry tropical forests of the southern Yucatán Peninsula, Mexico. *Land Use Policy*, 21(1), pp. 71-84.
- Aranda, M. y Sánchez-Cordero, V.** (1996). Prey spectra of Jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in tropical forests of Mexico. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 31(2), pp. 65-67.
- Baker, P. J.; Dowding, C. V.; Molony, S. E.; White, P. C. L. y Harris, S.** (2007). Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-induced mortality. *Behavioral Ecology*, 18(4), pp. 716-724.
- Beier, P. y Cunningham, S. C.** (1996). Power of track surveys to detect changes in cougar populations. *Wildlife Society Bulletin*, 24(3), pp. 540-546.
- Benítez-López, A.; Alkemade, R. y Verwei, P. A.** (2010). The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, 143(6), pp. 1307-1316.
- Blaum, N.; Mosner, E.; Schwager, M. y Jeltsch, F.** (2011). How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: towards an animal functional type approach. *Biodiversity and Conservation*, 20, pp. 2333-2345.
- Brockie, R.** (2007). Notes on New Zealand mammals 4. Animal road kill "blackspots". *New Zealand Journal of Zoology*, 34(4), pp. 311-316.
- Cain, A. T.; Tuovila, V. R.; Hewitt, D. G. y Tewes, M. E.** (2003). Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation*, 114(2), pp. 189-197.
- Crist, M. R.; Wilmer, B. y Aplet, G. H.** (2005). Assessing the value of roadless areas in a conservation reserve strategy: biodiversity and landscape connectivity in the northern Rockies. *Journal of Applied Ecology*, 42(1), pp. 81-191.
- Dickson, B. G.; Jenness, J. S. y Beier, P.** (2005). Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. *The Journal of Wildlife Management*, 69(1), pp. 264-276.
- Dorrance, M. J.; Savage, P. J. y Huff, D. E.** (1975). Effects of snowmobiles on white-tailed deer. *The Journal of Wildlife Management*, 39(3), pp. 563-569.
- ESRI.** (2008). Redlands California, EE.UU. www.esri.com
- Forman, R. T. T.** (1998). Road ecology: A solution for the giant embracing us. *Landscape Ecology*, 13(4), pp. III-v.
- Forman, R. T. T. y Alexander, L. E.** (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, pp. 207-231.
- Garia, R. C.; Setz, E. Z. F. y Gobbi, N.** (2001). Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic rain forest of Southeastern Brazil. *Biotropica*, 33(4), pp. 691-696.
- George, S. L. y Crooks, K. R.** (2006). Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. *Biological Conservation*, 133(1), pp. 107-117.
- Gompper, M. E.; Kays, R. W.; Ray, J. C.; Lapoint, S. D.; Bogan, D. A. y Cryan, J. R.** (2006). A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin*, 34(4), pp. 1142-1151.
- Heinemeyer, K. S.; Ulizio, T. J. y Harrison, R. L.** (2008). Natural sign: tracks and scats. En: Long, R. A.; MacKay, P.; Zielinski, W. J. y Ray, J. C. (eds.). *Non-invasive survey methods for carnivores* (pp. 45-74). Island Press: Washington D. C.
- Jaeger, J. A. G.; Bowman, J.; Brennan, J.; Fahrig, L.; Bert, D.; Bouchard, J.; Charbonneau, N.; Frank, K.; Gruber, B. y Von Toschanowitz, K. T.** (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185, pp. 329-348.
- Laurian, C.; Dussault, C.; Ouellet, J.-P.; Courtois, R.; Poulin, M. y Breton, L.** (2008). Behavior of moose relative to a road network. *The Journal of Wildlife Management*, 72(7), pp. 1550-1557.
- Lovallo, M. J. y Anderson, E. M.** (1996). Bobcat movements and home ranges relative to

- roads in Wisconsin. *Wildlife Society Bulletin*, 24, pp. 71-76.
- Maffei, L.; Noss, A. J.; Cuellar, E. y Rumiz, D. I.** (2005). Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology*, 21(3), pp. 349-353.
- Martínez-Kú, D. H.; Escalona-Segura, G. y Vargas-Contreras J. A.** (2008). Importancia de las aguadas para los mamíferos de talla mediana y grande en Calakmul, Campeche, México. En: Lorenzo, C.; Espinoza, E. y Ortega, J. (eds.). *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México II* (pp. 449-468). Publicaciones Especiales, vol. II. Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. / Cibnor / Ecosur / IPN / UAEM / UAM / UNICACH / Universidad Veracruzana: San Cristobal de las Casas, Chiapas.
- Naranjo, E. J.** (2009). Ecology and Conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science*, 2(2), pp. 140-158.
- Naughton-Treves, L.; Mena, J. L.; Treves, A.; Álvarez, N. y Radeloff, V. C.** (2003). Wildlife survival beyond park boundaries: the impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Peru. *Conservation Biology*, 17(4), pp. 1106-1117.
- Nellemann, C.; Vistnes, I.; Jordhoy, P.; Strand, O. y Newton, A.** (2003). Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation*, 113(2), pp. 307-317.
- Newmark, W. D.; Boshe, J. I.; Sariko, H. I. y Makumbule, G. K.** (1996). Effects of a highway on large mammals in Mikumi National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology*, 34(1), pp. 15-31.
- Novack, A. J.; Main, M. B.; Sunquist, M. y Labisky, R. F.** (2005). Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology*, 267(2), pp. 167-178.
- Perz, S. G.; Caldas, M.; Arima, E. Y. y Walker, R. T.** (2007). Unofficial road building in the Amazon: socioeconomic and biophysical explanations. *Development and Change*, 38(3), pp. 529-551.
- Polisar, J.; Maxit, I.; Scognamillo, D.; Farrell, L.; Sunquist, M. y Eisenberg, J. F.** (2003). Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*, 109(2), pp. 297-310.
- Prange, S. y Gehrt, S. D.** (2004). Changes in mesopredator-community structure in response to urbanization. *Canadian Journal of Zoology* 82(11), pp. 1804-1817.
- Rabinowitz, A. R. y Nottingham Jr., B. G.** (1986). Ecology and behaviour of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology*, 210(1), pp. 149-159.
- Reconyx, Inc., Holmen Wisconsin.** (2011). www.reconyx.com
- Rosas-Rosas, O. C.; Valdez, R.; Bender, L. C. y Daniel, D.** (2003). Food habits of pumas in northwestern Sonora, Mexico. *Wildlife Society Bulletin*, 31(2), pp. 528-535.
- Rosatte, R.; Ryckman, M.; Ing, K.; Proceviat, S.; Allan, M.; Bruce, L.; Donovan, D. y Davies, C.** (2010). Density, movements, and survival of racoons in Ontario, Canada: implications for disease spread and management. *Journal of Mammalogy*, 91(1), pp. 122-135.
- Sandoval-Serés, E.; Reyna-Hurtado, R.; Briceño-Méndez, M. y Cerda-Vega, Ruth.** (2016). Uso de aguadas y abundancia relativa de *Tapirella bairdii* en la región de Calakmul, Campeche, México. *Therya*, 7(1), 39-50. <https://dx.doi.org/10.12933/therya-16-349>
- Saunders, S. C.; Mislivets, M. R.; Chen, J. Q. y Cleland, D. T.** (2002). Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation*, 103(2), pp. 209-225.
- Shi, H.; Laurent, E. J.; LeBouton, J.; Racevskis, L.; Hall, K. R.; Donovan, M.; Doepker, R. V.; Walters, M. B.; Lupi, F. y Liu., J. G.** (2006). Local spatial modeling of white-tailed deer distribution. *Ecological Modelling*, 190(1-2), pp. 171-189.
- Siegel, S.** (1956). *Non-parametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill Book Company, Inc.: New York.

- Tejeda-Cruz, C.; Naranjo, E. J.; Cuaron, A. D.; Perales, H. y Cruz-Burguete, J. L.** (2009). Habitat use of wild ungulates in fragmented landscapes of the Lacandon Forest, Southern Mexico. *Mammalia*, 73(3), pp. 211-219.
- Téllez Torres, J. G.; Pozo Montuy, G.; Vargas-Contreras, J. A.; Escalona-Segura, G.; Arroyo-Cabrales, J.; López-Damián, L. J.; Navarro, L.; Brichieri-Colombi, T.; Sánchez Acuña, M.; Benítez, J. A. y Rendon Von-Osten, J.** (2011). *Programa integral de aplicación y monitoreo de medidas de mitigación para reducir el atropellamiento de vertebrados en la zona de El Volcán de los Murciélagos, carretera Escárcega-Xpujil, Campeche*. Ecosur: Campeche.
- Van valkenburgh, B.** (2007). Deja vu: the evolution of feeding morphologies in the Carnivora. *Integrative and Comparative Biology*, 47(1), pp. 147-163.
- Vargas-Contreras, J. A.; Escalona-Segura, G.; Cú-Vizcarra, J.; Arroyo-Cabrales, J. y Medellín, R.** (2008). Estructura y diversidad de los ensambles de murciélagos en el centro y sur de Campeche, México. En: Lorenzo, C.; Espinoza, E. y Ortega, J. (eds.). *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México II* (pp. 551-577). Publicaciones Especiales, vol. II. Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. / Cibnor / Ecosur / IPN / UAEM / UAM / UNICACH / Universidad Veracruzana: San Cristobal de las Casas, Chiapas.
- Villa Meza, A.; Martínez Méyer, E. y López González, A.** (2002). Ocelot (*Leopardus pardalis*) food habits in a tropical deciduous forest of Jalisco, Mexico. *American Midland Naturalist*, 148, pp. 146-154.
- Webber, M. y González, S.** (2003). Latin America deer diversity and conservation: a review of status and distribution. *Ecoscience*, 10(4), pp. 443-454.
- Weckel, M.; Giuliano, W. y Silver, S.** (2006). Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*, 270(1), pp. 25-30.

Mortalidad de fauna por atropello sobre la carretera 186, en las reservas de Calakmul y Balam-kú, Campeche, México

Marlen Sánchez-Acuña | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Jorge A. Benítez | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Resumen

Las carreteras son una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad debido a las colisiones entre vehículos y vida silvestre. En la región de las áreas naturales protegidas de Calakmul y Balam-kú se llevó a cabo un estudio sobre fauna silvestre atropellada en un ciclo anual, a lo largo de un tramo de 46 kilómetros de la carretera 186. Se hallaron 181 organismos atropellados, de los cuales 50.82 % correspondieron a mamíferos, 25.96 % a aves, 17.67 % a anfibios y 5.52 % a reptiles. La metodología aplicada fue útil para conocer la tasa de atropellamiento, así como para la identificación de las especies atropelladas. Aunque durante el estudio se observó un aumento del tráfico vehicular, este no se reflejó en las tasas de atropello.

Palabras clave: mortalidad por atropello, mamíferos, anfibios, reptiles, aves, región de Calakmul.

M. Sánchez-Acuña

email: kayak14_14@hotmail.com

Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Andador Caracol mz. D, It. 1, fraccionamiento Lavalle Urbina,
San Francisco de Campeche, Campeche, C. P. 24087

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

Roads are one of the leading causes of biodiversity loss due to vehicle-wildlife collisions. A study on road-related fauna deaths was carried out in the Calakmul and Balam-kú protected areas, covering 46 kilometers stretch of highway 186 during an annual cycle. One hundred eighty-one killed animals were found, of which 50.82 % were mammals, 25.96 % birds, 17.67 % amphibians and 5.52 % reptiles. The applied methodology was useful to know the road-kills rates and the identification of run over species. Although during the study occurred an increase in vehicular traffic, it did not change the run over rates.

Keywords: vehicle-wildlife collisions, roadkill, amphibians, reptiles, birds, Calakmul region.

1. Introducción

Los proyectos viales son considerados obras que representan un beneficio social y económico para las regiones donde se construyen, así como una mejora de la calidad de vida de sus habitantes, por lo que constituyen un elemento importante de desarrollo.¹ Sin embargo, el tráfico vehicular de las vías de comunicación actúa como barrera física para el movimiento de muchas especies,² las cuales además pueden ser atropelladas (Garland y Bradley, 1984; Merriam *et al.*, 1989; Marsh *et al.*, 2004). Por lo tanto, es necesario identificar y evaluar dichos impactos con el fin de diseñar estrategias que los eviten, mitiguen y compensen (Arroyave *et al.*, 2006).

Al igual que la red vial nacional, la carretera federal 186 ha sido modernizada y ampliada en los últimos años con el propósito de mejorar las condiciones regionales y maximizar el desarrollo económico. Esta carretera es la principal vía de comunicación del estado de Quintana Roo con el centro del país (Gómez *et al.*, 2017), por lo que su modernización en diversos tramos ha impulsado el desarrollo turístico y socioeconómico del sureste y la península de Yucatán. La carretera inicia al oeste de la ciudad de Villahermosa, en el estado de Tabasco, y finaliza en la ciudad de Chetumal, estado de Quintana Roo (Gómez *et al.*, 2017). En su trayecto cruza el área de influencia de la reserva de la biosfera de Calakmul y la reserva estatal de Balam-kú. La carretera fue construida en 1960 con el fin de permitir y facilitar los asentamientos humanos en la región (Abizaid y Coomes, 2004) y, en el año 2007, el gobierno inició la ampliación de dos carriles de 3.5 metros de ancho,

¹ Vid. Capítulo I. 5 Vías de comunicación, reordenamiento territorial y reconfiguración de las (in)movilidades humanas en la península de Yucatán y la frontera sur de México.

² Vid. Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global.

sin acotamientos, a cuatro carriles de 3.5 metros de ancho, más un acotamiento de 2.5 metros; es decir, se realizó un camino tipo ET2 que corresponde a una carretera de dos carriles con eje de transporte (DOF, 2006; SCT, 2014). Esta modernización ha permitido el tránsito de vehículos de grandes dimensiones como camiones unitarios, de remolque y tractocamiones (articulados y doblemente articulados) (DOF, 2006; SCT, 2014). Para su implementación, la obra civil requirió ampliaciones sobre la carretera existente, construcción en tramos nuevos y cambios de uso de suelo en terrenos forestales, entre otras modificaciones. Sin embargo, el estudio de impacto ambiental del proyecto no mencionó el efecto negativo potencial sobre la vida silvestre.

Los impactos derivados de las vías de comunicación terrestres son múltiples y se encuentran condicionados a diversos factores biológico-ambientales debido a la naturaleza de cada sitio de estudio.³ Además de los factores específicos que caracterizan a cada grupo de fauna, como son la velocidad y dirección de desplazamiento, tipo y longitud de movimiento, conductas estacionales, entre otros, también existen factores espacio-temporales que influyen en la tasa de atropello en las carreteras. Dichos factores pueden ser: velocidad de tránsito, intensidad del tráfico, vegetación, cuerpos de agua, posición y estructura de los caminos, entre otros (Puky *et al.*, 2007). Por lo tanto, los efectos de dichos factores deben ser considerados para evaluar el impacto potencial de las vías de comunicación a desarrollar. Por esta razón, el presente proyecto aborda las tasas de atropellamiento de fauna en los tramos donde la carretera 186 atraviesa las áreas protegidas de Calakmul y Balam-kú, como una contribución al manejo del conflicto entre carreteras contra fauna.

2. Objetivo general

Evaluar la mortalidad por atropello de mamíferos medianos y pequeños, anfibios, reptiles y aves durante un ciclo anual, en un tramo de la carretera 186, en Campeche.

3. Objetivos particulares

1. Identificar las especies que son atropelladas
2. Determinar la tasa de atropellamiento
3. Determinar los factores que originan los atropellos

³ *Vid.* Capítulo I. 2 Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

4. Métodos

4.1. Área de estudio

El área de estudio se ubica en el municipio de Calakmul, el cual limita al norte con los municipios de Champotón y Hopolchén, al sur con el país de Guatemala, al este con el estado de Quintana Roo y el país de Belice, y al oeste con los municipios de Escárcega y Candelaria (figura 1). La carretera bajo estudio fue la 186, en el tramo Escárcega-Chetumal, que comprende 273 km en total.

La región de estudio no presenta estaciones climáticas convencionales definidas. Sin embargo, existe un intervalo de lluvias (junio-octubre) y secas (noviembre-mayo) (Inegi, 1996).

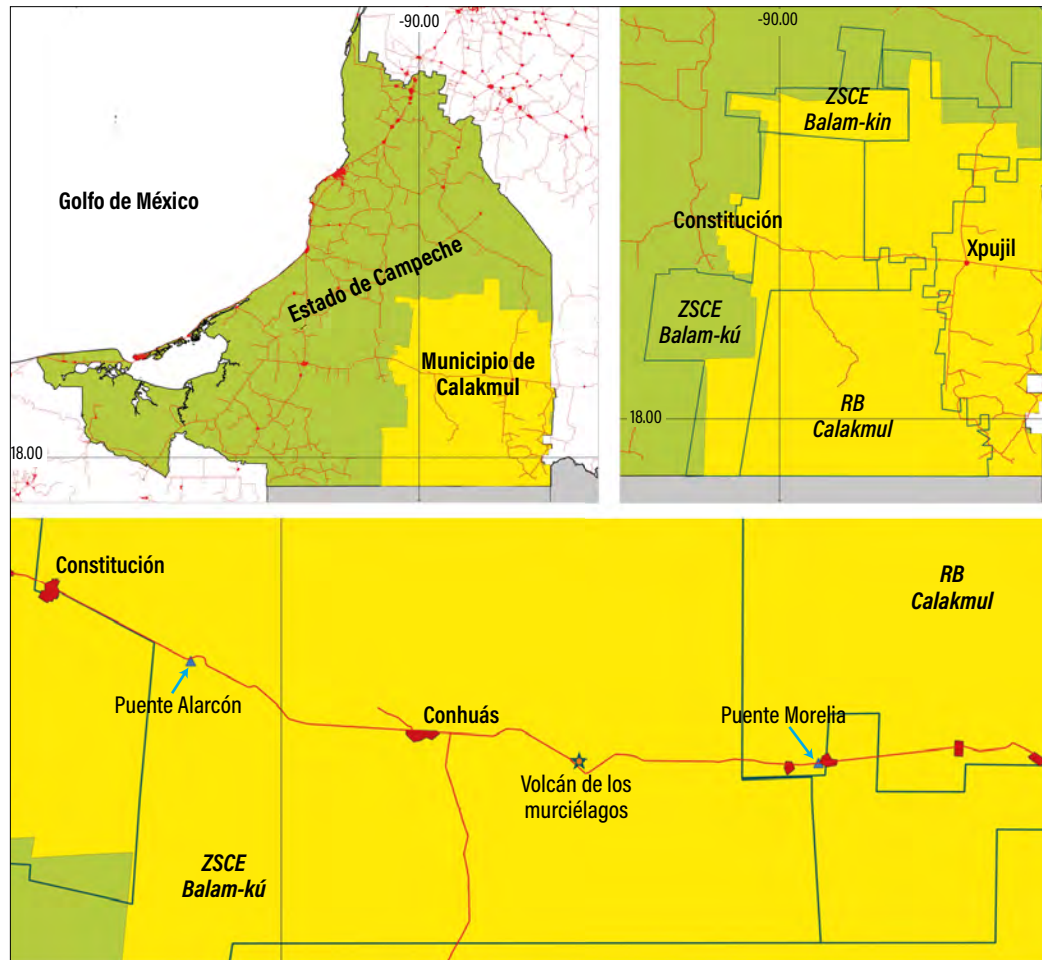


Figura 1. Tramo de muestreo en la carretera 186 dentro del municipio de Calakmul.

El tramo específico de estudio comprende un trayecto de 46 km de longitud, que cruza la reserva estatal de Balam-kú y la reserva de la biosfera de Calakmul: inicia en el kilómetro 79+600, donde se ubica el puente Alarcón, y termina en el kilómetro 125+800, donde se ubica el puente Morelia (figura 2). El tránsito diario promedio anual (TDPA) en este ramo, al momento de la realización de la manifestación de impacto ambiental (MIA) (2004), era de 1,168 vehículos, con una tasa de incremento del 5 % (MIA, 2004). Para el año 2007, momento de inicio de la modernización de la obra, el TDPA fue de 1,295 vehículos (SCT, 2008). En 2010, año en el que se comenzó el presente estudio, se registró un TDPA de 2,318 vehículos (SCT, 2011) y para el año 2011, periodo en que finalizó el estudio, el TDPA fue de 2,031 vehículos (SCT, 2012).

4.2. Obtención de datos

4.2.1. Recorridos y muestreo

Para el registro de los organismos atropellados se realizaron recorridos en vehículo sobre la carretera, con un total de 96 días de muestreo, de noviembre de 2010 a noviembre de 2011. El muestreo cubrió una longitud de 46 km aproximadamente: 26 hacia el lado oeste y 20 hacia el lado este, tomando como punto de referencia la entrada al camino que conduce hacia el Volcán de los Murciélagos (figura 1). El muestreo se realizó en ambos sentidos, por lo que en cada recorrido se acumuló una distancia total de 92 km. Los recorridos se realizaron ocho días por mes en distintos horarios debido a los diferentes grupos estudiados (aves, mamíferos, reptiles y anfibios) y la influencia de ciertos patrones temporales y de conducta (Arroyave *et al.*, 2006; Puky *et al.*, 2007; Bauni *et al.*, 2017). Los horarios de inicio fueron a las 6:00 h, 11:30 h y 17:00 h, mientras que la hora de término de cada recorrido dependió de las condiciones climáticas y la cantidad de individuos hallados. La velocidad del recorrido osciló entre los 40 a los 60 km/h (Puky *et al.*, 2007; Seijas *et al.*, 2013) y tanto el vehículo como el observador siempre fueron los mismos. Cada organismo encontrado muerto sobre la carretera fue registrado como organismo muerto por atropello y se tomaron los siguientes datos: fecha, estación anual, clima, número de organismo, especie (Cedeño-Vázquez *et al.*, 2013 y 2005; MacKinnon, 2009; Perlo, 2006; Ceballos y Olivia, 2005; Alcérrea *et al.*, 2009), coordenadas N y O con un GPS Garmin eTrex® y condiciones del animal (vivo, muerto o grado de descomposición). Dichos datos fueron anotados en tablas previamente elaboradas. Los organismos posteriormente fueron removidos de la carretera.

4.2.2. Análisis de datos

Se calculó la tasa de atropellamiento (TA) por grupo estudiado (orden de reptiles y especies de mamíferos y aves), en relación con la estación del año (primavera, verano, otoño e invierno),

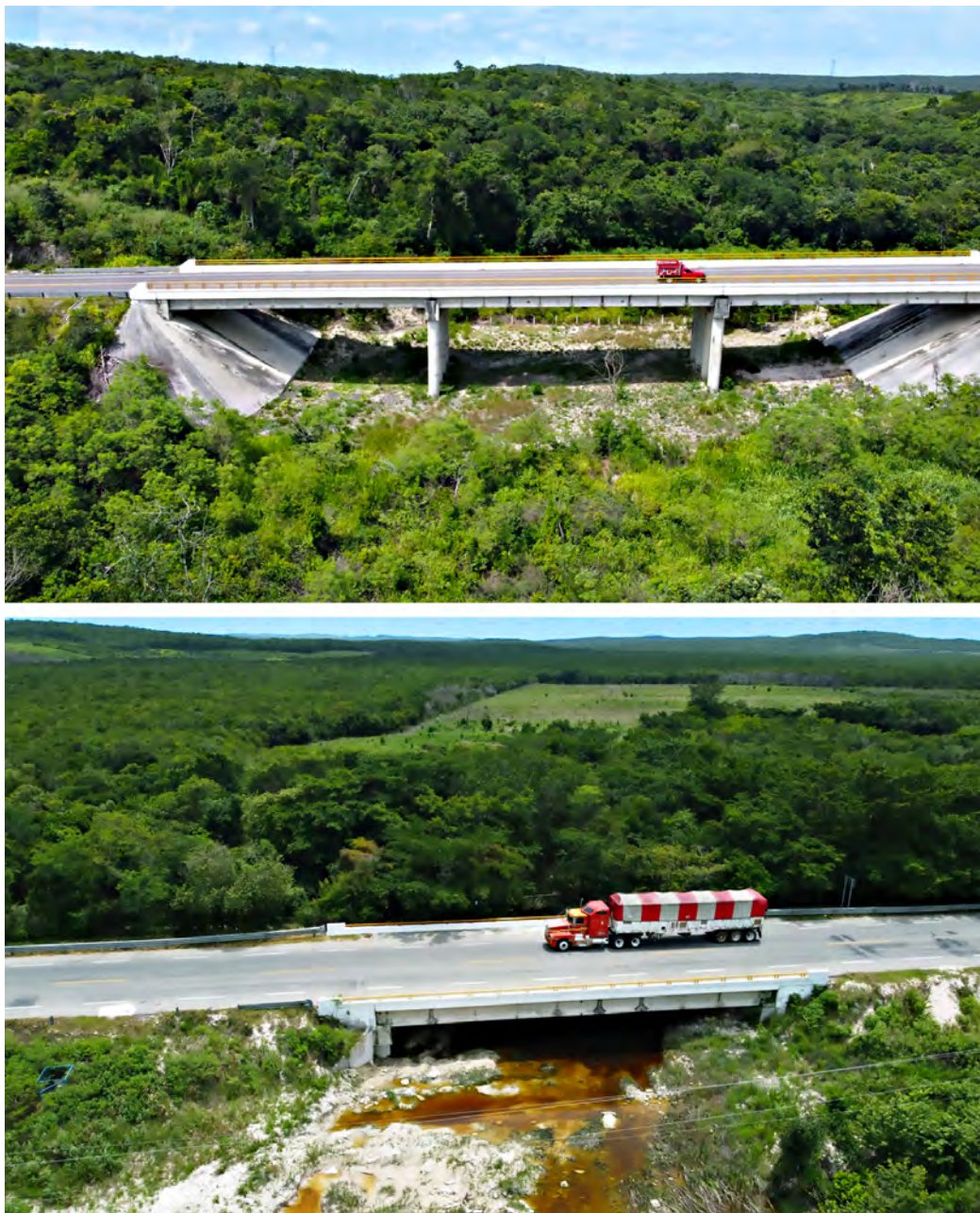


Figura 2. Panorámicas de los puentes Alarcón (recuadro superior) y Morelia (imagen inferior), puntos extremos del muestreo. (Fotografía: Jorge A. Benítez.)

época climática (lluvias y secas) y el horario, obteniéndose la variación temporal de la TA. Esta variación se obtuvo al dividir el número total de individuos atropellados en un periodo

en particular entre el número total de kilómetros recorridos en ese lapso específico (eqn 1) (Bauni *et al.*, 2017; Seijas *et al.*, 2013). Dichos datos nos arrojan la tasa de mortalidad diaria dentro del periodo estudiado, asumiendo que los organismos encontrados fueron atropellados dentro de las 24 horas previas a su localización (Seijas *et al.*, 2013).

$$1. \quad TA = \frac{\text{Núm. total de atropellos en un periodo}}{\text{Núm. de kilómetros recorridos en ese periodo}}$$

Para el análisis estadístico se utilizó el programa Statistica® versión 7.0. Se probó la normalidad de los datos obtenidos de la fauna atropellada usando la prueba de Lilliefors (Quinn y Keough, 2004). Al no adecuarse a la curva de normalidad, los datos fueron ajustados utilizando la transformación no lineal $1/(x+1)$, donde se comprimen los valores altos y se expanden los pequeños. Al no hallarse normalidad, fue aplicada la prueba H de Kruskal-Wallis, que es una extensión de la prueba de Mann-Whitney-Wilcoxon. Se trata de un análisis no paramétrico, equivalente al de varianza de una vía usada cuando asumimos que los datos no tienden a la distribución normal y la homocedasticidad, con la diferencia de que dicha prueba compara las medianas de los datos (Quinn y Keough, 2004; Brichieri-Colombi, *et al.*, 2009). La prueba de Kruskal-Wallis fue aplicada para determinar si existía diferencia significativa en la TA entre especies, grupos, estación anual, época y horario en que son atropellados. Se determinó el valor de p considerando como significativo cuando $p < 0.05$.

Se aplicó la prueba U de Mann-Whitney para determinar diferencias significativas en la TA por grupo estudiado en cada una de las épocas (lluvias-secas). Se determinó el valor de p considerado como significativo cuando $p < 0.05$. La prueba U de Mann-Whitney es una prueba no paramétrica que se aplica a dos muestras independientes, por lo que es la versión no paramétrica de la prueba t de Student (Quinn y Keough, 2004).

Con el objeto de analizar la influencia de la cantidad de vehículos que pasan por la carretera 186 sobre la cantidad de individuos registrados muertos por atropello en cada uno de los años estudiados, fueron analizados los datos del TDPA obtenidos de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT, 2011 y 2012). Estos datos fueron tomados de la estación fija ubicada en el kilómetro 100+000, de la carretera 186, en el poblado de Conhuás. La estación se halla en el tramo medio del proyecto, ya que a 20 km hacia el oeste se ubica el puente Alarcón y a 26 km hacia el este se encuentra el puente Morelia. Debido a que los datos hallados se refieren al promedio anual, se calculó la tasa de aumento promedio del aforo vehicular mensual, con el supuesto de que el tráfico vehicular se incrementa de manera constante cada mes. Para ello, se utilizó la expresión

eqn 2 (Durán Hernández, 1995), para calcular la tasa de crecimiento vehicular para los años 2010 y 2011, periodo en que se llevó a cabo dicho estudio.

$$2. \left(\left(\frac{F}{S} \right)^{\frac{1}{Y}} - 1 \right) \times 100$$

Se calculó la tasa de crecimiento promedio para el año 2010 considerando el valor final (F) como el TDPA registrado para ese año (1,615) y el valor inicial (S), como el TDPA registrado para el año 2009 (1,411) (SCT, 2010). Debido a que se requería conocer el aumento del TDPA por mes, el valor del intervalo de tiempo (Y) fue de 12, correspondiente a los doce meses que conforman el año. Una vez obtenido el porcentaje de la tasa de crecimiento promedio, el resultado fue transformado a valores enteros. Este valor representó el incremento de vehículos mensualmente y fue sumado al valor inicial y consecutivamente por cada uno de los meses. Los datos obtenidos representan el tránsito promedio diario mensual y fueron multiplicados por el número de días de cada mes. De esta manera, se obtuvo el aforo vehicular por mes. Se realizó el mismo procedimiento para la obtención del tráfico mensual (TDPM) del año 2011. Además, se llevó a cabo el análisis de años anteriores y posteriores al mismo (2003 a 2017).

Se calculó el rango de Spearman para determinar si existía correlación entre el TDPM vehicular y la tasa de atropello promedio mensual (TAPM). El coeficiente de correlación de Spearman, o prueba R, mide el grado de asociación entre dos eventos distintos, pero no determina el nivel o concordancia entre ellos. Este rango es recomendable cuando se presentan valores extremos o distribuciones no normales (Martínez Ortega *et al.*, 2009).

5. Resultados y discusión

5.1. Tasas de atropellamiento por grupo y especie

Tras 96 días de muestreo se recorrieron 17,664 km, identificándose 181 organismos muertos por atropello, de los cuales 50.82 % correspondieron a mamíferos, 25.96 % a aves, 17.67 % a anfibios, 5.52 % a reptiles (figura 3), identificándose plenamente nueve especies de mamíferos, seis de reptiles y 21 de aves (figura 4).

Cabe mencionar que debido a las condiciones en que fueron encontrados los organismos, en algunos casos no fue posible su identificación. Es por ello que no se menciona el número de especies de anfibios registrados. También es importante señalar que 11 organismos no pudieron ser identificados plenamente, por lo que el número de muertes por atropello ascendería de 181 a 192 individuos. Estos resultados fueron menores a los obtenidos por

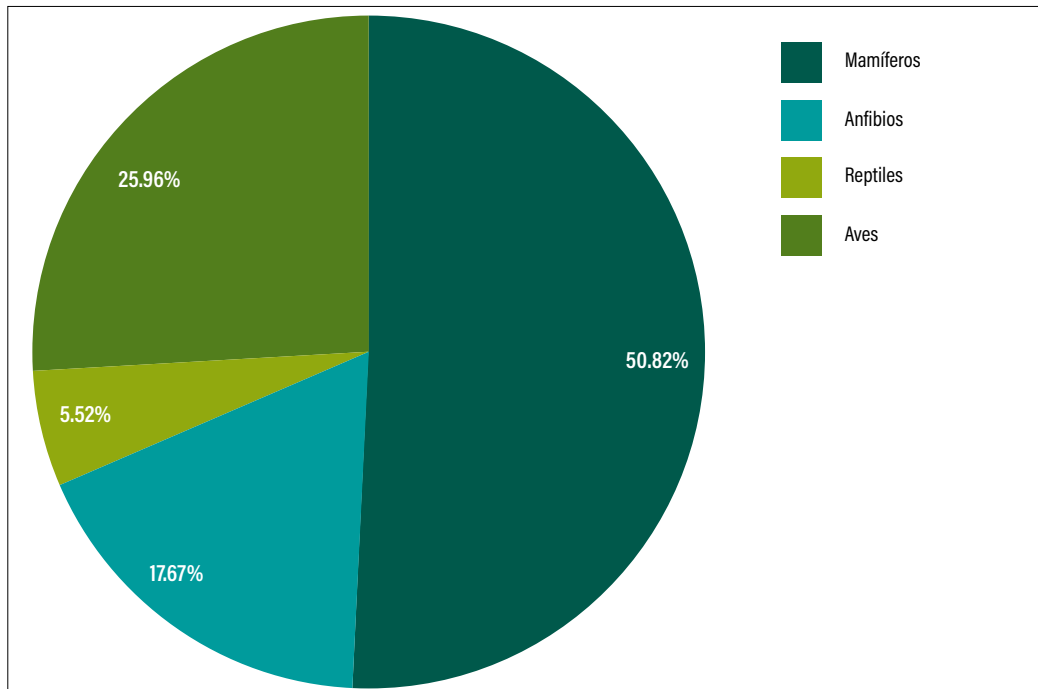


Figura 3. Porcentajes de atropello para los grupos estudiados.

Grosselet *et al.* (2007), quienes tras 49 días de muestreo en la carretera del istmo de Tehuantepec registraron 221 vertebrados muertos por atropello. Dicha diferencia podría deberse en gran parte a la afluencia vehicular, el tipo de carretera y la velocidad con que ahí se transita, entre otros aspectos antrópicos, por lo que deben tenerse presentes las diferencias entre los factores bióticos y abióticos de las zonas.

Con base en los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis, se encontró que sí existen diferencias significativas en la TA por grupo estudiado, donde p -valor es igual a 0.0230 (Chi-cuadrado = 4.540952 y $df = 3$). A continuación se describen las TA para cada grupo.

5.1.1. Mamíferos

Los mamíferos presentaron el mayor porcentaje de individuos muertos por colisión y una TA mínima de 0.02073 individuos atropellados por kilómetro por día (tabla 1). Esto puede deberse a los hábitos de las especies de mamíferos y su adaptación a distintos ambientes. Bauni *et al.* (2017), en su estudio realizado en el bosque atlántico del Alto Paraná, en Argentina, tras 47 meses de muestreo reportaron 1,784 ejemplares atropellados, de los cuales el 67.5 % correspondió a mamíferos, con una TA de 0.025 ind./($km \cdot día$). Ellos mencionan que además de una amplia distribución, los hábitos generalistas y la adaptación

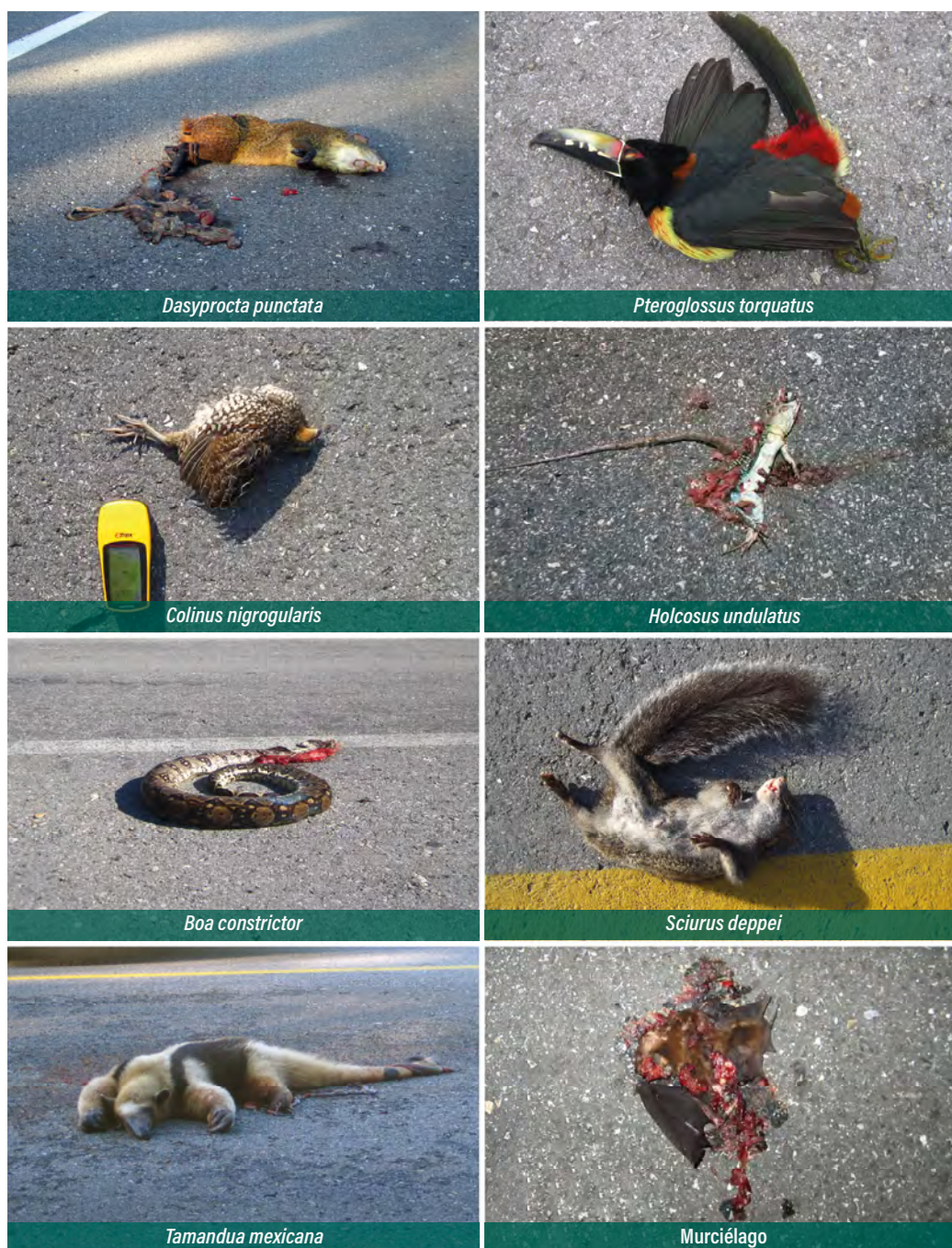


Figura 4. Organismos atropellados sobre el tramo estudiado, carretera 186. (Fotografías: M. Sánchez-Acuña.)

a ambientes tanto naturales como antrópicos pueden influir en la susceptibilidad de atropello. De igual manera, nuestros resultados se asemejan a los obtenidos por Taylor y Goldingay

(2004), quienes reportan un mayor impacto por atropellamiento sobre mamíferos pequeños en carretas de Australia. En contraste, la TA de mamíferos representada para este estudio fue inferior a los resultados obtenidos por Smith y Dodd (2003), en Florida, y por Seijas *et al.* (2013), en este último estudio obtuvieron una TA de 0.0546 ind./km y un mayor impacto sobre los reptiles que sobre los mamíferos. De acuerdo con sus resultados, el tipo de cobertura así como la intensidad de tráfico y las cercanías a cuerpos de agua influyeron en las especies y número de individuos atropellados.

Dentro del grupo de los mamíferos, la fauna mayormente atropellada fue la de los murciélagos, con una TA de 0.01379 ind./km²*día (tabla 1). Estos resultados se deben en gran medida a que a 400 m de la carretera se encuentra la cueva denominada Volcán de los Murciélagos (km 106+500, de la carretera 186), cuyos individuos en su salida diurna tienden a volar a través del follaje y atravesar la carretera a escasa distancia del pavimento.⁴ Por esta razón, la mayor parte de los quirópteros encontrados muertos por atropello fueron registrados dentro de un radio cercano a la cueva. Los murciélagos mostraron una TA mayor en invierno, 0.00520 ind./km²*día, y menor en verano (tabla 1). Dichos resultados contrastan con los obtenidos por Bafaluy (2000), quien en su estudio realizado al sur de la provincia de Huesca reporta que la mayor mortalidad para los murciélagos ocurre a finales de verano y comienzos de otoño (época posreproductora), momento en el cual los juveniles son víctimas frecuentes debido a su inexperiencia.

Tabla 1. TA para las especies de mamíferos atropelladas por estación anual.

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Total TA ind./ (km ² *día)
<i>Sciurus deppei</i>	0	0	0	0.00045	0.00045
<i>Didelphis marsupialis</i>	0.00022	0	0.00067	0.00158	0.00247
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	0	0.00022	0.00045	0.00067	0.00134
<i>Procyon lotor</i>	0	0	0.00045	0.00045	0.00090
<i>Dasyprocta punctata</i>	0	0	0.00067	0	0.00067
Quirópteros	0.00271	0.00181	0.00407	0.00520	0.01379
<i>Eira barbara</i>	0.00045	0	0	0	0.00045
<i>Tamandua mexicana</i>	0.00022	0.00022	0	0	0.00044
<i>Nasua narica</i>	0.00022	0	0	0	0.00022
Total TA ind./ (km²*día)	0.00382	0.00225	0.00631	0.00835	0.02073

⁴ Vid. Capítulo II. 7 Impacto por atropellamiento cerca de la cueva el Volcán de los Murciélagos, en Calakmul, Campeche, México.

El análisis de la tasa de atropellamiento por estación anual (tabla 1) muestra que en invierno ocurrió el mayor número de atropellamientos de individuos de mastofauna, 0.00835 ind./($\text{km} \cdot \text{día}$), mientras que Morales-Mávila *et al.* (1997) reportaron un mayor número de decesos por colisión de este grupo entre los meses de abril y junio, es decir, durante la estación de primavera. Dichos autores mencionan que sus resultados pueden deberse a la dispersión de los individuos reproductivos en busca de pareja.

5.1.2. Avifauna

Las aves representaron el segundo grupo con un porcentaje mayor de individuos atropellados (25.96 %), con una TA para el mismo grupo de 0.01023 por kilómetro (tabla 2). En términos de porcentaje, los resultados del presente estudio son ligeramente inferiores a los obtenidos por De la Ossa-V y Galván-Guevara (2015), quienes registraron el 28.8 % de atropellamientos para el grupo de las aves en Colombia, y tres veces mayores a los porcentajes reportados por Morales-Mávila *et al.* (1997), que registraron solo el 8.54 % de los atropellamientos para este grupo. En términos de TA, los resultados para las aves del presente estudio son similares a los encontrados por Bauni *et al.* (2017) en Argentina: TA de 0.009 ind./($\text{km} \cdot \text{día}$), pero 3.3 veces menores que los obtenidos por Seijas *et al.* (2013) (TA de 0.0343), en Venezuela. Estos resultados pueden deberse a los hábitos de forrajeo (Morales-Mávila *et al.*, 1997) y la ocupación de campos abiertos, semiabiertos y áreas de cultivo (De la Ossa-V y Galván-Guevara, 2015), actividades que son cercanas a la carretera y que pueden incidir en el movimiento de los individuos de un lado a otro de la carretera en busca de alimento.

Dentro del grupo de las aves, pero a nivel de especie, la chachalaca (*Ortalis vetula*) presentó los valores más altos de TA con 0.00248 individuos atropellados por kilómetro por día (tabla 2). En este contexto, los resultados obtenidos para esta especie con una TA mayor en invierno podría deberse a la búsqueda de pareja, la cual, según Marion y Fleetwood (1978), inicia en invierno y se incrementa entre los meses de febrero y marzo.

Catorce de las 21 especies de aves reportadas para este estudio estuvieron representadas por un solo ejemplar, lo que indica una gran variabilidad anual existente en la mortalidad de este grupo en la carretera; estos resultados se asemejan a los obtenidos por Morales-Mávila *et al.* (1997), quienes en su estudio de mortalidad de vertebrados silvestres en una carretera de la región de los Tuxtlas, Veracruz, obtuvieron que de un total de 19 especies de aves atropelladas nueve fueron representadas por un solo individuo, lo que correspondió a un porcentaje de 47.36 % de las especies de aves registradas. Los resultados pueden deberse a que la mayoría de las especies se encuentran adaptadas tanto al medio natural como a la presencia antrópica. Lo anterior aunado a los hábitos oportunistas que presenta la mayoría de las especies y, por lo tanto, al comportamiento de forrajeo y la abundancia (De la Ossa-V y Galván-Guevara, 2015).

Tabla 2. TA para las especies de aves registradas por estación anual.

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Total TA ind./ (km*día)
<i>Quiscalus mexicanus</i>	0	0	0	0.00022	0.00022
<i>Ortalis vetula</i>	0.00045	0	0.00045	0.00158	0.00248
<i>Psilorhinus morio</i>	0	0	0.00022	0.00022	0.00044
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	0	0	0	0.00022	0.00022
<i>Dumetella carolinensis</i>	0	0	0	0.00022	0.00022
<i>Amblycercus holosericeus</i>	0	0	0	0.00022	0.00022
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	0	0	0.00022	0.00045	0.00067
<i>Vireo griseus</i>	0	0	0.00022	0.00067	0.00089
<i>Turdus grayi</i>	0.00022	0	0.00022	0.00022	0.00066
<i>Myiozetetes similis</i>	0.00045	0.00022	0.00067	0.00022	0.00156
<i>Icteria virens</i>	0	0	0	0.00022	0.00022
<i>Icterus sp.</i>	0	0	0	0.00022	0.00022
<i>Glaucidium brasilianum</i>	0	0	0	0.00022	0.00022
<i>Pteroglossus torquatus</i>	0	0	0.00022	0	0.00022
<i>Amazona albifrons</i>	0	0	0.00022	0	0.00022
<i>Zenaida asiatica</i>	0.00022	0	0	0	0.00022
<i>Trogon melanocephalus</i>	0.00022	0	0	0	0.00022
<i>Pandion haliaetus</i>	0.00022	0	0	0	0.00022
<i>Cyanocorax yucatanicus</i>	0.00045	0	0	0	0.00045
<i>Coragyps atratus</i>	0.00022	0	0	0	0.00022
<i>Colinus nigrogularis</i>	0.00022	0	0	0	0.00022
Total TA ind./ (km*día)	0.00267	0.00022	0.00244	0.00490	0.01023

El análisis realizado para la TA por grupo y por estación anual arrojó que las aves fueron mayormente atropelladas en invierno con un valor de 0.00490 ind./(km*día) (tabla 2), obteniendo resultados semejantes al estudio de Bauni *et al.* (2017), en la región de los Tuxtlas, en Veracruz, quienes reportaron mayor cantidad de decesos de aves en zonas urbanas en invierno. Con la excepción de algunos estudios –como los realizados por Frías (1999) en el centro de España, donde se obtuvo el mayor pico de atropello en aves entre los meses de mayo y julio, y el menor en invierno–, otras investigaciones realizadas en el hemisferio norte (Bourquin, 1983; Massemin y Zorn, 1998; y Martínez-Abraín, 1994) señalan al

periodo invernal como la de mayor índice de atropellamiento de aves. En este sentido, investigadores como Isacch y Martínez (2001) y Alves da Rosa y Bager (2012) sugieren que las variaciones de la TA en aves podrían deberse a una mayor dispersión de individuos en busca de alimento y temperaturas más favorables.

5.1.3. Herpetofauna

En el caso de la herpetofauna, los anfibios presentaron el mayor porcentaje por colisión contra vehículos con un 17.67 % del total de grupos, en comparación con los reptiles que presentaron solo el 5.52 %. Del total de individuos de la herpetofauna hallados muertos, poco más de dos terceras partes fueron anfibios, con una TA de 0.00724 ind./($\text{km}^*\text{día}$) (tabla 3). En términos de porcentaje, estos resultados difieren a los obtenidos en la carretera de los Tuxtlas, Veracruz, por Morales-Mávila *et al.* (1997), quienes encontraron que del total de herpetofauna atropellada, 45.6 % correspondió a anfibios y 54.4 % a reptiles atropellados. Sin embargo, estudios de otras latitudes –tales como Ashley y Robinson (1996) en Canadá, y Smith y Dodd (2003) en Florida– indican una proporción mayor de afectación para los anfibios (92.2 % y 91 %, respectivamente), del total de la herpetofauna afectada. En concordancia con una menor proporción de reptiles afectados, la TA de este grupo en el presente estudio fue de 0.00223 ind./($\text{km}^*\text{día}$), muy por debajo de la TA obtenida por Seijas *et al.* (2013) (TA de 0.1393 ind./km).

De acuerdo con los órdenes de reptiles reportados para este estudio, el Squamata presentó el mayor número de individuos muertos por colisión, con 0.00157 ind./($\text{km}^*\text{día}$) (tabla 3), lo cual concuerda con los obtenidos de Morales-Mávila *et al.* (1997) y López Herrera *et al.* (2016), quienes en sus respectivas investigaciones encontraron que dos terceras partes y el total de las especies atropelladas pertenecían a dicho orden. Estos resultados pueden deberse a que las serpientes suelen utilizar la superficie de las carreteras para termorregularse y pueden llegar a asumir una postura estática y defensiva ante los vehículos. Además, las especies atropelladas pueden estar relacionadas con

Tabla 3. TA para los órdenes de herpetofauna registrados por estación anual.

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Total TA ind./ ($\text{km}^*\text{día}$)
Squamata	0.00022	0.00045	0.00090	0	0.00157
Testudines	0.00022	0.00022	0	0	0.00044
Crocodylia	0	0.00022	0	0	0.00022
Total TA ind./($\text{km}^*\text{día}$)	0.00044	0.00089	0.00090	0	0.00223

hábitos terrestres, por lo que tienden a acercarse y cruzar la carretera con más frecuencia (López-Herrera *et al.*, 2016). En cambio, el Testudines y el Crocodylia cuentan con hábitos más restringidos a cuerpos de agua.

5.2. Variación temporal de las TA

5.2.1. Variaciones por estaciones del año

Con base en el análisis de la tasa de atropellamiento por estaciones del año, los anfibios presentaron un mayor pico de atropello en verano, 0.00430 ind./($\text{km} \cdot \text{día}$), y dos menores en primavera y otoño (tabla 4), lo cual coincide parcialmente con lo reportado por Morales-Mávil *et al.* (1997), quienes colectaron la mayor cantidad de ejemplares atropellados en primavera y verano. Al igual que en el presente estudio, dichos autores registraron la menor mortalidad en las épocas de otoño e invierno. Para el caso de los reptiles, los picos de atropellamientos no fueron tan marcados, ascendiendo gradualmente desde la primavera hasta el otoño y quedando ausentes en el invierno (figura 5, tabla 4). Estos resultados son semejantes a los obtenidos por Morales-Mávil *et al.* (1997) y Bauni *et al.* (2017), quienes reportaron mayor cantidad de individuos de reptiles atropellados en verano-otoño y primavera-verano.

Tomando en cuenta a todos los grupos, la estación del año que presentó mayor TA fue invierno con 0.01325 ind./($\text{km} \cdot \text{día}$) (tabla 4). Estos resultados se contraponen con los obtenidos por Morales-Mávil *et al.* (1997), que reportaron que la mayor cantidad de atropellamientos sucedió en verano y una menor cantidad en invierno. La aplicación de la prueba de Kruskal-Wallis para conocer si existía diferencia significativa entre las TA de las

Tabla 4. TA distribuida por atropello, grupos de estudio y estación anual.

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Total TA ind./ ($\text{km} \cdot \text{día}$)
Mamíferos	0.00382	0.00225	0.00631	0.00835	0.02073
Anfibios	0.00181	0.00430	0.00113	0	0.00724
Reptiles	0.00044	0.00089	0.00090	0	0.00223
Aves	0.00267	0.00022	0.00244	0.00490	0.01023
Total TA ind./($\text{km} \cdot \text{día}$)	0.00874	0.00766	0.01078	0.01325	0.04043

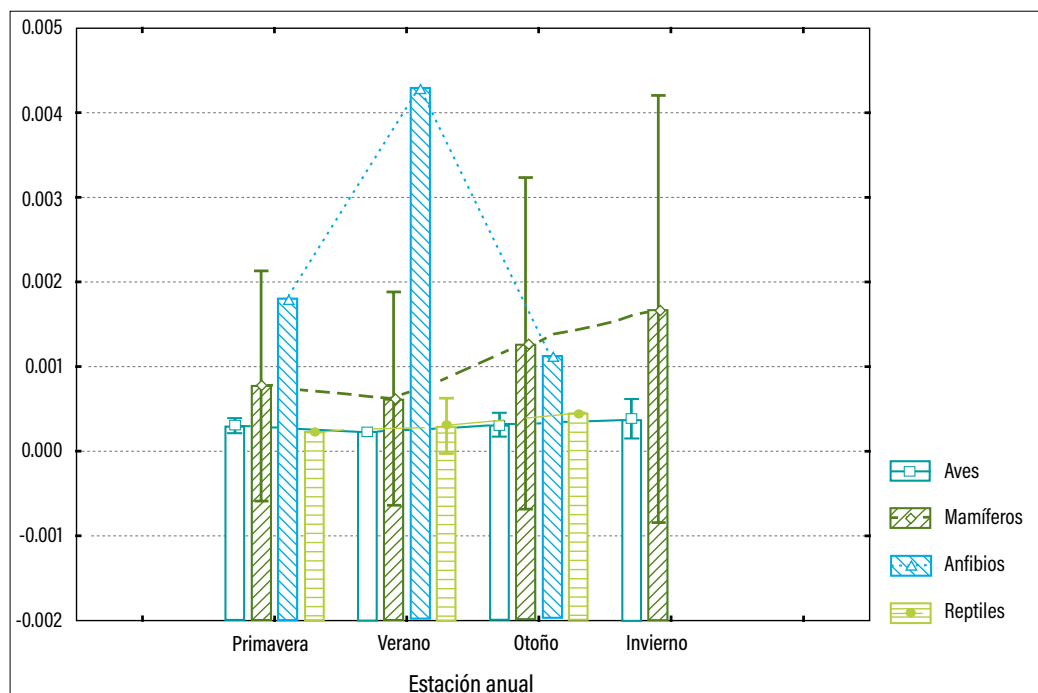


Figura 5. TA de los grupos de estudio por estaciones anuales. Media \pm 0.95 intervalo de confianza.

estaciones del año en relación con cada uno de los grupos arrojó que la estación de verano presenta diferencias significativas (tabla 5), lo que indica que el número de atropellamientos entre cada grupo es variable dentro de esta estación y puede deberse a las condiciones ambientales de la misma.

5.2.2. Variaciones por temporada climática

Debido a que en la región de estudio las estaciones anuales no son marcadas, además del análisis de estaciones realizado en el apartado anterior, se agruparon los datos en dos épocas características: la época de lluvias, que se presenta en los meses de junio a octubre, y la época de secas, que se presenta de noviembre a mayo (Inegi, 1996).

5.2.2.1. Mamíferos

Los mamíferos presentaron una mayor tasa de atropellamiento en temporada de secas, 0.00637 ind./($\text{km}^2 \cdot \text{día}$) (tabla 6). Estos resultados son semejantes a los obtenidos por De la Ossa-Nadjar y De la Ossa (2013), quienes, tras un estudio en dos vías principales en Sucre, Colombia, registraron un mayor número de atropellamientos de mamíferos en dicha época. Dentro del grupo de los mamíferos, los murciélagos presentaron la mayor TA en ambas épocas con un valor de 0.00271 en lluvias y 0.00397 individuos atropellados por kilómetro en época

Tabla 5. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis aplicada para determinar la diferencia significativa por estación anual y grupos estudiados.

Por grupo Kruskal-Wallis (df = 3)		
Primavera	Chi-cuadrado	1.394496
	<i>p</i> -valor	0.7068
Verano	Chi-cuadrado	12.26901
	<i>p</i> -valor	0.0065
Otoño	Chi-cuadrado	1.746698
	<i>p</i> -valor	0.6266
Invierno	Chi-cuadrado	7.168686
	<i>p</i> -valor	0.0667

de secas (tabla 6). Como ya se mencionó con anterioridad, la cercanía de la cueva y el movimiento diario que realizan los individuos, los hace muy susceptibles a ser atropellados. El menor número de quirópteros impactados en el periodo de lluvias puede deberse a que su capacidad de vuelo en condiciones de lluvia disminuye, por lo que únicamente salen de la cueva grupos pequeños y en ocasiones no es apreciable su salida. Otra de las especies de mamíferos afectada fue la *Didelphis marsupialis*, que presentó el mayor número de atropellos por día en época de secas: 0.00097 ind./(km*día), después de los murciélagos (tabla 6). Con respecto a este patrón, investigadores como Morales-Mávil *et al.* (1997), De la Ossa-V y Galván-Guevara (2015), De la Ossa-Nadjar y De la Ossa (2013), Delgado-V. (2007), Omena Jr. *et al.* (2013), Seijas *et al.* (2013), Grosselet *et al.* (2007) y Bauni *et al.* (2017) coinciden que esta especie de mamífero es la que se encuentra mayormente atropellada sobre carreteras, esto puede deberse a diversos factores como conductas de cortejo y apareamiento durante esta época (Morales-Mávil *et al.*, 1997), ya que es considerada una especie generalista de hábitos alimenticios omnívoros, por lo que al buscar alimento puede tender a atravesar la carretera. En este mismo sentido, Pinowski (2005) la registra como una especie de común atropellamiento en vías aledañas a su área de distribución. De la Ossa-V y Galván-Guevara (2015) y Monroy (2015) sugieren que el alto número de atropellamientos de esta especie puede estar relacionado con su abundancia y sus hábitos.

5.2.2.2. Avifauna

El grupo de las aves presentó una mayor tasa de atropellamiento en la época de secas (tabla 7), lo que coincide con los resultados obtenidos por De la Ossa-Nadjar y De la Ossa (2013), quienes obtuvieron 21 individuos de aves atropelladas en época de secas y solo cinco en lluvias. Dentro del grupo de las aves, la *Myiozetetes similis* presentó la mayor TA en lluvias, mientras que la *Ortalis vetula*, en época de secas (tabla 7).

Tabla 6. Muestra de la TA por especie de mamíferos y temporada.

	Lluvias	Secas	Total TA ind./ (km*día)
<i>Sciurus deppei</i>	0	0.00019	0.00019
<i>Didelphis marsupialis</i>	0.00013	0.00097	0.00110
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	0.00013	0.00048	0.00061
<i>Procyon lotor</i>	0.00013	0.00029	0.00042
<i>Dasyprocta punctata</i>	0	0.00019	0.00019
Quirópteros	0.00271	0.00397	0.00668
<i>Eira barbara</i>	0	0.00019	0.00019
<i>Tamandua mexicana</i>	0.00013	0.00009	0.00023
<i>Nasua narica</i>	0.00013	0	0.00013
Total TA ind./ (km*día)	0.00336	0.00637	0.00973

Tabla 7. TA para las especies de aves registradas por época.

	Lluvias	Secas	Total TA ind./ (km*día)
<i>Quiscalus mexicanus</i>	0	0.00009	0.00009
<i>Ortalis vetula</i>	0.00027	0.00087	0.00114
<i>Psilorhinus morio</i>	0.00013	0.00009	0.00022
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	0	0.00009	0.00009
<i>Dumetella carolinensis</i>	0	0.00009	0.00009
<i>Amblycercus holosericeus</i>	0	0.00009	0.00009
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	0.00013	0.00019	0.00032
<i>Vireo griseus</i>	0.00013	0.00029	0.00042
<i>Turdus grayi</i>	0.00013	0.00019	0.00032
<i>Myiozetetes similis</i>	0.00040	0.00048	0.00088
<i>Icteria virens</i>	0	0.00009	0.00009
<i>Icterus sp.</i>	0	0.00009	0.00009
<i>Glaucidium brasilianum</i>	0	0.00009	0.00009
<i>Pteroglossus torquatus</i>	0.00013	0	0.00013
<i>Amazona albifrons</i>	0.00013	0	0.00013
<i>Zenaida asiatica</i>	0	0.00009	0.00009
<i>Trogon melanocephalus</i>	0	0.00009	0.00009
<i>Pandion haliaetus</i>	0	0.00009	0.00009
<i>Cyanocorax yucatanicus</i>	0	0.00019	0.00019
<i>Coragyps atratus</i>	0	0.00009	0.00009
<i>Colinus nigrogularis</i>	0	0.00009	0.00009
Total TA ind./ (km*día)	0.00145	0.00338	0.00483

Es importante señalar que no se encontraron estudios que mencionen la tasa de atropellamiento por especies de aves dentro del territorio mexicano. El trabajo realizado por Morales-Mávil *et al.* (1997) reporta únicamente la cantidad de individuos muertos por atropello y no una TA por especie. En su estudio realizado en una carretera de los Tuxtlas, Veracruz, ellos obtuvieron un espécimen de chachalaca muerto por atropello y un individuo de la especie *Myiozetetes similis*. Es importante señalar que muestrearon 8 km de carretera a pie diariamente durante cinco días, con una semana de interrupción y por un periodo de dos años. Respecto a nuestros resultados, uno de los factores que puede determinar las altas TA de *Myiozetetes similis* es su abundancia, ya que en el estudio realizado por Chablé-Santos *et al.* (2014), dicha especie se presenta como una de las más abundantes en Yucatán. Esta situación es similar a la que ocurre con individuos de otros grupos, en los que la abundancia es un factor determinante que influye en altas TA de la fauna silvestre (Monroy, 2015; D'Amico *et al.*, 2015).

5.2.2.3. Herpetofauna

En cuanto a herpetofauna, los anfibios presentaron una mayor TA en época de lluvias, con un valor de 0.00434 individuos atropellados por kilómetro y sin presentar TA en el periodo de secas (figura 6, tabla 8), mientras que a los reptiles correspondió una TA de 0.00134 ind./ $(\text{km}^* \text{día})$ en el periodo de lluvias. Esto significa que la herpetofauna en general fue mayormente atropellada en la época de lluvias, lo que coincide con los estudios de Morales-Mávil *et al.* (1997), quienes registraron un mayor número de herpetofauna atropellada durante los meses de julio y septiembre, es decir, durante el periodo de mayor pluviosidad, y reportaron una reducción de atropellamientos durante los meses de enero y febrero (época de secas). Dentro de los órdenes registrados para reptiles, el Squamata presentó un mayor pico de atropellamiento en época de lluvias con una TA de 0.00094 ind./ $(\text{km}^* \text{día})$. Estas observaciones pueden deberse a que las especies de serpientes registradas se encuentran asociadas a lugares con humedad alta o cuerpos de agua (Cedeño-Vázquez *et al.*, 2005), por lo que en época de lluvias pueden ampliar sus hábitos de distribución en búsqueda de alimento. En temporada de secas, el orden Crocodylia fue el único que presentó muertes por atropello en dicha época (tabla 8). En este contexto, Seijas *et al.* (2013) reportaron en su estudio una TA de 0.0172 ind./km para el orden Crocodylia, resultados muy superiores a los obtenidos en el presente estudio. Este mismo orden presentó tasas de atropellamiento en ambas épocas lo cual podría deberse a que las especies aumentan su movilidad al inicio del periodo de lluvias o al comienzo de la época de secas, tal y como lo señala el estudio de Ramo y Busto (1986).

5.2.2.4. Análisis de todos los grupos

Considerando todos los grupos faunísticos (figura 6, tabla 9), se observa que en la época de lluvias el grupo de los anfibios fue el que presentó mayor afectación por colisión con

Tabla 8. TA por órdenes de reptiles y temporada.

	Lluvias	Secas	Total TA ind./($\text{km}^2\text{día}$)
Squamata	0.00094	0	0.00094
Testudines	0.00027	0	0.00027
Crocodylia	0.00013	0.00009	0.00022
Total TA ind./($\text{km}^2\text{día}$)	0.00134	0.00009	0.00143

automotores, 0.00434 ind./($\text{km}^2\text{día}$), seguido del grupo de los mamíferos con un valor de 0.00336 ind./($\text{km}^2\text{día}$). Estos resultados pueden deberse a que es en esta época cuando los anfibios, en búsqueda de pareja, tienden a dirigirse a estanques, aguadas, jagüeyes para su reproducción, lo que los lleva a atravesar las carreteras convirtiéndolos en víctimas de los vehículos (Gibbons y Semlitsch, 1987). En este contexto, Grosselet *et al.* (2007) reportaron que los anfibios y reptiles son los grupos mayormente afectados por atropellamiento. Sin embargo, en el presente estudio se observó que, considerando las temporadas de lluvias y de secas, los mamíferos y aves son los grupos con mayor susceptibilidad de ser atropellados (tabla 9). Los resultados reportados pueden deberse a la influencia de los factores climáticos en la disponibilidad de alimento y época reproductiva (Monroy, 2015).

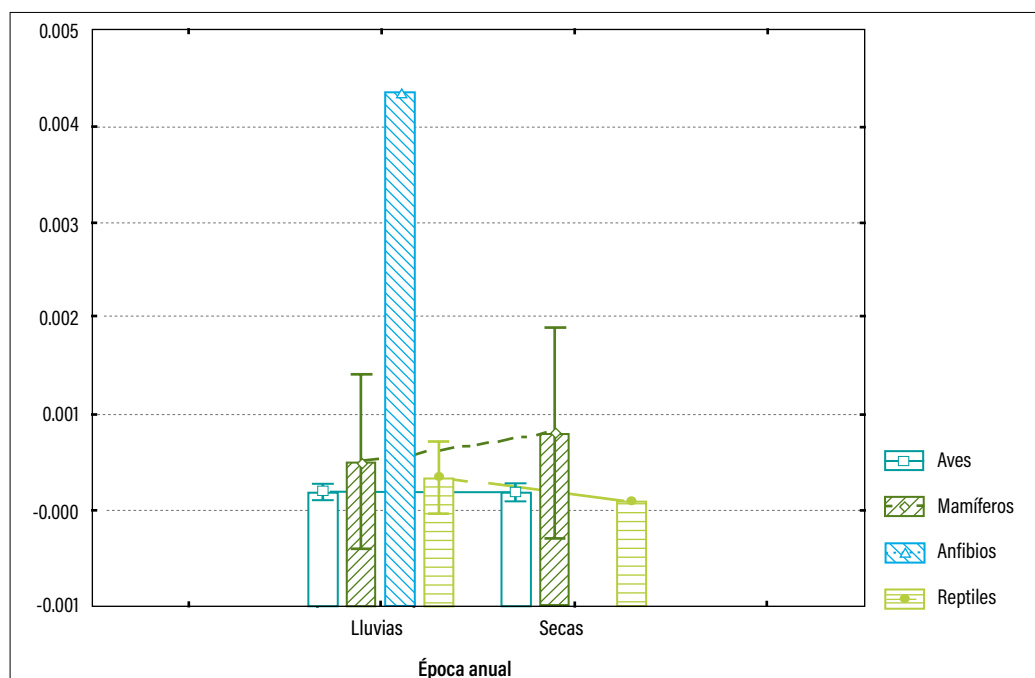
**Figura 6.** Tasa de atropellamiento de los grupos de estudio por época (lluvias-secas. Media \pm 0.95 intervalo de confianza.)

Tabla 9. TA por grupo de estudio y temporada.

	Lluvias	Secas	Total TA ind./ $(\text{km}^*\text{día})$
Mamíferos	0.00336	0.00637	0.00973
Anfibios	0.00434	0	0.00434
Reptiles	0.00134	0.00009	0.00143
Aves	0.00145	0.00338	0.00483
Total TA ind./$(\text{km}^*\text{día})$	0.01049	0.00984	0.02033

La época en que se presentó una mayor tasa de atropellos fue la de lluvias, con un valor de 0.01049 ind./ $(\text{km}^*\text{día})$, mientras que en la de secas fue ligeramente menor: 0.00984 ind./ $(\text{km}^*\text{día})$. En este sentido, los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis indican que dicha diferencia es estadísticamente significativa (tabla 10), o sea que el número de atropellamientos por grupo varió en relación con la época estudiada.

5.2.3. Variaciones por horario de muestreo

5.2.3.1. Mamíferos

Dentro del grupo de los mamíferos, el mapache (*Procyon lotor*) y el sereque (*Dasyprocta punctata*) fueron registrados mayormente en el periodo de muestreo diurno que comienza a las 6:00 h, por lo que su mayor TA se presenta en este horario (tabla 11). Estos registros pueden deberse a que dichas especies son más activas en ese lapso.⁵ En este mismo sentido, hacia finales del horario diurno (17:00 h), los murciélagos presentaron un mayor registro, por lo que su TA es mayor en este periodo de muestreo. Es importante señalar que es en este periodo el momento en que se registra la salida de murciélagos en busca de de alimento.⁶

Tabla 10. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para determinar diferencias significativas entre la TA por grupo en época de lluvias y secas.

Por grupo Kruskal-Wallis (df = 3)		
Lluvias	Chi-cuadrado	11.51363
	<i>p</i> -valor	0.0340
Secas	Chi-cuadrado	8.980632
	<i>p</i> -valor	0.0103

⁵ Vid. Capítulo III. 2 Actividad relativa de mamíferos silvestres en pasos no específicos de fauna de la carretera 186, en la reserva de la biosfera de Calakmul y la zona sujeta a conservación Balam-kú, Campeche, México.

⁶ Vid. Capítulo II. 7.

Tabla 11. TA obtenida para las especies de mamíferos registradas por periodo de muestreo.

	6:00 h	11:30 h	17:00 h	Total TA ind./(km*día)
<i>Sciurus deppei</i>	0.00018	0.00018	0	0.00036
<i>Didelphis marsupialis</i>	0.00036	0.00108	0.00054	0.00198
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	0.00036	0.00054	0.00018	0.00108
<i>Procyon lotor</i>	0.00054	0.00018	0	0.00072
<i>Dasyprocta punctata</i>	0.00054	0	0	0.00054
Quirópteros	0.00018	0	0.00090	0.00108
<i>Eira barbara</i>	0	0.00036	0	0.00036
<i>Tamandua mexicana</i>	0.00036	0	0	0.00036
<i>Nasua narica</i>	0.00018	0	0	0.00018
Total TA ind./(km*día)	0.00270	0.00234	0.00162	0.00666

5.2.3.2. Avifauna

A diferencia de los mamíferos, las aves presentaron un mayor registro de atropellamiento en el periodo circundante a las 11:30 h, por lo que su TA, 0.00342 ind./km fue mayor en este transcurso de tiempo (tabla 12). Aunque este patrón puede deberse a una mayor actividad de dicho grupo, no se tienen estudios específicos que puedan corroborarlo. Además, en este estudio solo conocemos el horario de registro y no el horario exacto en que ocurrió el atropellamiento.

5.2.3.3. Herpetofauna

En términos generales, el mayor registro de este grupo se obtuvo en el periodo que inicia alrededor de las 11:30 h, por lo que su mayor TA se presenta en este lapso (tabla 13). El orden Squamata fue registrado en los tres periodos de muestreo. Estos resultados pueden deberse a que gran parte de los Squamata requieren termorregularse, comportamiento que los dirige a sustratos calentados por el sol, como son las superficies de las carreteras (Ashley y Robinson, 1996; Gibbons y Semlitsch, 1987). En este sentido, Labra *et al.* (2015) mencionan que las temperaturas corporales de especies de reptiles dependen en gran medida de las condiciones térmicas ambientales y que los patrones de actividad diarios y estacionales varían en función de estas condiciones. Esta es la razón por la que algunas especies concentran sus actividades a medio día, cuando existe mayor disponibilidad de recursos térmicos (Marquet *et al.*, 1989), otras lo hacen después del máximo térmico (Labra y Bozinovic, 2002), mientras que hay especies que pueden mostrar una actividad constante a lo largo del día (Labra *et al.*, 2015). Esta actividad conductual podría explicar las diferencias encontradas en los tres órdenes.

Tabla 12. TA obtenida para las especies de aves reportadas por periodo de muestreo.

	6:00 h	11:30 h	17:00 h	Total TA ind./ (km*día)
<i>Quiscalus mexicanus</i>	0.00018	0	0	0.00018
<i>Ortalis vetula</i>	0.00036	0.00036	0.00126	0.00198
<i>Psilorhinus morio</i>	0.00018	0.00018	0	0.00036
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	0	0.00018	0	0.00018
<i>Dumetella carolinensis</i>	0	0.00018	0	0.00018
<i>Amblycercus holosericeus</i>	0.00018	0	0	0.00018
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	0.00018	0.00036	0	0.00054
<i>Vireo griseus</i>	0.00018	0.00054	0	0.00072
<i>Turdus grayi</i>	0	0.00018	0.00018	0.00036
<i>Myiozetetes similis</i>	0.00018	0.00036	0.00054	0.00108
<i>Icteria virens</i>	0	0	0.00018	0.00018
<i>Icterus sp</i>	0	0.00018	0	0.00018
<i>Glaucidium brasilianum</i>	0.00018	0	0	0.00018
<i>Pteroglossus torquatus</i>	0	0.00018	0	0.00018
<i>Amazona albifrons</i>	0	0.00018	0	0.00018
<i>Zenaida asiatica</i>	0	0	0.00018	0.00018
<i>Trogon melanocephalus</i>	0	0	0.00018	0.00018
<i>Pandion haliaetus</i>	0.00018	0	0	0.00018
<i>Cyanocorax yucatanicus</i>	0	0.00036	0	0.00036
<i>Coragyps atratus</i>	0	0.00018	0	0.00018
<i>Colinus nigrogularis</i>	0.00018	0	0	0.00018
Total TA ind./ (km*día)	0.00198	0.00342	0.00252	0.00792

Tabla 13. TA por orden de reptiles registrados por periodo de muestreo.

	6:00 h	11:30 h	17:00 h	Total TA ind./ (km*día)
Squamata	0.00018	0.00072	0.00036	0.00126
Testudines	0.00018	0.00018	0	0.00036
Crocodylia	0	0.00018	0	0.00018
Total TA ind./ (km*día)	0.00036	0.00108	0.00036	0.00180

5.2.3.4. Análisis de todos los grupos

El horario en el que fueron registrados más individuos atropellados y por tanto una mayor TA fue el periodo circundante a las 11:30 h, cuyo pico estuvo principalmente influenciado por los registros de las aves y, por tanto, una mayor TA en este periodo (tabla 14, figura 7).

Aunque el mayor número de registros de mamíferos atropellados se encontró en el horario de las 6:00 h, es probable que este patrón represente un sesgo del muestreo realizado, ya que se sabe que los patrones de actividad de este grupo son mayores entre las 20:00 h y las 3:00 h,⁷ situación que sugiere que los registros de las primeras horas de la mañana corresponden a atropellamientos ocurridos durante la noche y la madrugada.

Tabla 14. Ejemplo de la TA por grupo y periodo de muestreo.

	6:00 h	11:30 h	17:00 h	Total TA ind./(km*día)
Mamíferos	0.00270	0.00234	0.00162	0.00666
Anfibios	0.00054	0.00054	0.00036	0.00144
Reptiles	0.00036	0.00108	0.00036	0.00180
Aves	0.00198	0.00342	0.00252	0.00792
Total TA ind./(km*día)	0.00558	0.00738	0.00486	0.01782

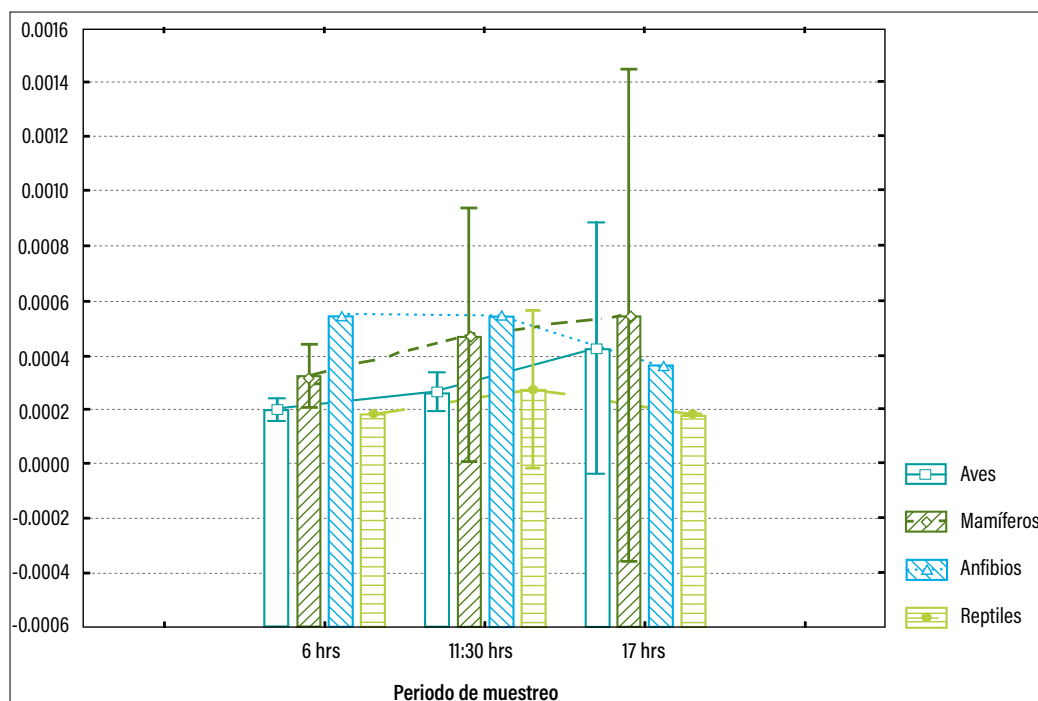


Figura 7. Tasa de atropellamiento de los grupos de estudio por periodo de muestreo. Media \pm 0.95 intervalo de confianza.

⁷ Vid. Capítulo III. 2.

Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis señalan que el periodo de registro de las 6:00 h presentó diferencias significativas en las TA de los grupos estudiados (tabla 15), lo cual sugiere qué número de atropellamientos por grupo varía dentro de este periodo de muestreo.

5.3. Relación entre TA y TPDA

Con respecto al tránsito diario promedio anual (TDPA), los datos de la MIA (2004) indican que en la estación fija del poblado Conhuás (kilómetro 100+000, de la carretera 186), se presentó un aumento promedio de 80 vehículos por año, entre 2003 y 2018, lo que corresponde a una tasa de crecimiento anual de 4.5 %. Al hacer el análisis del aumento promedio de vehículos por mes en dicha estación, para los años del presente estudio (2010 y 2011), se obtuvo una tasa de incremento promedio de 1.2 % mensual para 2010 (aumento promedio de 17 vehículos por mes), mientras que para el año 2011 se obtuvo una tasa de incremento promedio de 0.354 % (aumento de seis autos mensualmente). Dichas tasas no se consideran altas, lo que podría explicar la relativa baja tasa de atropellamiento por kilómetro: 0.02619 ind./km*día, 9.55935 individuos atropellados por kilómetro al año dentro del tramo estudiado. Dichas TA son inferiores a las obtenidas en el análisis de Bauni *et al.* (2017), quienes obtuvieron una tasa mínima de atropellamientos de 0.037 ind./km*día, tras 47 meses de muestreo en una longitud de ruta de 34 km; y aún más baja comparada con el estudio realizado por Seijas *et al.* (2013), quienes obtuvieron una TA de 0.2282 ind./km tras realizar 26 recorridos en una longitud de 74 kilómetros.

Se realizó un análisis de rango de Spearman para determinar si existía correlación entre el incremento promedio mensual (TDPM) de vehículos y la tasa de atropellamiento promedio mensual (TAM), el análisis arrojó un valor de R igual a 0.167813 y *p*-valor de 0.583689, lo que significa que no existe una correlación entre ambos factores. Los resultados obtenidos del TDPM y de la TAM se muestran en la figura 8. En este gráfico se observa que para los meses de febrero y septiembre, cuando la afluencia vehicular mensual fue relativamente

Tabla 15. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis aplicada para determinar diferencias significativas por grupo estudiado y periodo de muestreo.

Por grupo Kruskal-Wallis df = 3		
6:00 h	Chi-cuadrado	14.49376
	<i>p</i> -valor	0.0053
11:30 h	Chi-cuadrado	2.980229
	<i>p</i> -valor	0.4454
17:00 h	Chi-cuadrado	0.4966
	<i>p</i> -valor	0.4551

baja, se presenta un aumento en la tasa de atropellos, mientras que en el resto de los meses se observa que la TA fue relativamente menor al tráfico vehicular mensual. Estos resultados son parecidos a los obtenidos por Mazerolle (2003), quien en su estudio observó un incremento de población de *Bufo americanus* cuando el tráfico vehicular aumentó, mientras que con un decremento del aforo vehicular reportó un incremento en la mortalidad sobre carretera de la rana *Pseudacris crucifer*. Los resultados sugieren que un aumento en el aforo vehicular no necesariamente será causa de un incremento en la TA, ya que esta puede depender de la velocidad de tránsito, así como de factores bióticos, abióticos y antrópicos de las regiones estudiadas. En este mismo sentido, las bajas TA reportadas en el tramo de Calakmul y Balam-Kú pueden deberse al bloqueo de movimiento (*avoidance*) de la fauna silvestre.⁸

5.4. Consideraciones generales

Los resultados de este estudio muestran que en la región de Calakmul y Balam-kú existe desplazamiento de fauna silvestre hacia ambos lados de la carretera⁹ y que parte de esta fauna muere atropellada por el tráfico vehicular. Sin embargo, enumerar los factores que causan tales decesos de la fauna silvestre es muy complicado debido a la acumulación de factores abióticos y bióticos.¹⁰

Aunque el número de organismos atropellados reportados en el presente estudio pudiera no ser tan relevante, no se disponen de datos cuantitativos sobre la tasa de organismos heridos en la carretera y muertos en sitios alejados de ella, así como de los recogidos por animales carroñeros y de los animales pequeños (anfibios, murciélagos y algunas aves), consumidos por hormigas y otros insectos, por lo que las pérdidas por atropellamiento pueden ser mayores. Aunado a lo anterior, calificar los resultados obtenidos como una baja mortalidad debe tomarse con mucha precaución, ya que para saber la dimensión del perjuicio sería necesario calcular el tamaño poblacional de cada especie (Becerril-Morales, 2001). En este contexto, aunque la información que se reporta aquí se comparó con otros estudios realizados a nivel nacional e internacional, debido a las diferencias en el clima, terreno, especies de fauna y flora presentes, tipos de carretera, entre otros, los datos obtenidos tienen mayor relevancia porque corresponden a áreas naturales protegidas, donde las condiciones de movilidad y supervivencia de la fauna silvestre tendría que ser idónea para su preservación.

⁸ Vid. Capítulo III. 6 Impacto de la vía férrea y del crecimiento turístico asociado al Tren Maya: medidas de mitigación y cambios al diseño para las reservas de Calakmul y Balam-kú.

⁹ Vid. Capítulo III. 2, de este libro.

¹⁰ Vid. Capítulos I. 1 y I. 2, de este libro.



Figura 8. Tráfico diario promedio mensual (TDPM) en relación con la tasa de atropello mensual (TAM).

En general, los resultados muestran que la muerte de fauna silvestre es un problema que debe ser tomado en consideración en los proyectos de construcción de vías de comunicación, refiriéndose no solo a caminos y puentes, sino también a la construcción de vías férreas, acueductos y colocación de líneas de alta tensión, entre otros, donde estudios realizados también han constatado la afectación a la fauna que causan dichas infraestructuras. Es necesario generar una conciencia de cuidado y respeto de la vida silvestre en cualquier ámbito y circunstancia; generar una cultura de protección y seguimiento de la información de la señalética sobre las vías terrestres podría aminorar el impacto.

6. Conclusiones

- La metodología aplicada en el presente estudio fue útil para conocer la tasa de atropellamiento, así como para la identificación de las especies que intentan cruzar la carretera durante las estaciones anuales, épocas y periodos del día.
- Se identificaron 181 organismos muertos por atropello, de los cuales 50.82 % correspondieron a mamíferos, 25.96 % a aves, 17.67 % a anfibios, 5.52 % a reptiles.

- Los mamíferos en general –los murciélagos en particular– presentaron el mayor porcentaje de individuos muertos por colisión: TA mínima de 0.02073 ind./($\text{km}^2 \cdot \text{día}$), sobre todo en los meses de invierno y la época de secas.
- Las aves representaron el segundo grupo con un porcentaje mayor de individuos atropellados: TA mínima de 0.01023 ind./($\text{km}^2 \cdot \text{día}$), sobre todo en los meses de invierno y la época de secas.
- Del total de individuos de la herpetofauna hallados muertos, más de dos terceras partes fueron anfibios: TA de 0.00724 ind./($\text{km}^2 \cdot \text{día}$), con un mayor pico de atropello en verano (lluvias) y dos menores en primavera (secas) y otoño (lluvias).
- Aunque durante el estudio se observó un aumento del tráfico vehicular, este no se reflejó en las TA, ya que dichas tasas pueden depender de diversos factores no medidos (v. g. velocidad del vehículo) o estar enmascaradas por efectos de barrera.

7. Agradecimientos

El presente estudio ha sido financiado por la asociación civil Ecología Aplicada del Sureste, bajo la dirección del doctor Jorge Arturo Benítez Torres.

A Gilberto Ismael Díaz, por su amistad, su apoyo como guía de la región y su ayuda en la identificación de la fauna atropellada durante los recorridos.

A Marco Bazán Téllez, por su ayuda para la identificación de reptiles.

8. Literatura citada

- Abizaid, C. y Coomes, O. T.** (2004). Land use and forest following dynamics in seasonally dry tropical forests of the southern Yucatan península, Mexico. *Land Use Policy*, 21(1), pp. 71-84.
- Alcérrea, C.; Robles, R.; Pereira Lara, L. y Antochew Alonzo, D.** (2009). *Mamíferos de la península de Yucatán: guía completa*. Editorial Dante, 2.ª edición: Mérida.
- Alves da Rosa, C. y Bager, A.** (2012). Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management*, 97(1), pp. 1-5.
- Arroyave, M. del C.; Gómez, C.; Gutiérrez, M. E.; Múnera, D. P.; Zapata, P. A.; Vergara, I. C.; Andrade, L. M.; Ramos, K. C.** (2006). Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA*, 3(5), pp. 45-57.
- Ashley, E. P. y Robinson, J. E.** (1996). Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point Causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field Naturalist*, 110(3), pp. 403-412.
- Bafaluy, J.** (2000). Mortalidad de murciélagos por atropello en carreteras del sur de la provincia de Huesca. *Galemys*, 12(1), pp. 15-23.
- Bauni, V.; Anfuso, J. y Schivo, F.** (2017). Mortalidad de fauna Silvestre por atropellamientos en el bosque Atlántico del Alto Paraná, Argentina. *Ecosistemas. Revista Científica de Ecología y Medio Ambiente*, 26(3), pp. 54-66.
- Becerril-Morales, F.** (2001). Sapos atropellados: mortalidad no natural del sapo marino (*Bufo marinus*; *Bufo*), en Puerto Ángel, Oaxaca. *Ciencia y Mar*, 5(13), pp. 47-52.
- Bourquin, J. D.** (1983). Mortalité des rapaces le long de l'autoroute Genève-Lausanne. *Nos Oiseaux*, 37, pp. 149-169.
- Brichieri-Colombi, T.; Alexander, S. y Benítez, J.** (2009). *Wildlife distribution along the highway: Preliminary results of a camera study in Calakmul, Campeche*. Universidad de Calgary / Universidad Autónoma de Campeche. EASA.C.
- Ceballos, G. y Oliva, G.** (coords.). (2005). *Los mamíferos silvestres de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad / Fondo de Cultura Económica: México.
- Cedeño-Vazquez, R.; Calderón Mandujano, R. y Pozo de la Tijera, C.** (2005). *Guía rústica de los reptiles de la región de Calakmul, Campeche, México*. Museo de Zoología / Ecosur / El Colegio de la Frontera Sur / Conabio: México.
- _____. (2013). *Anfibios de la región de Calakmul, Campeche, México*. Conabio / Ecosur / Conanp / PNUD-GEF / SHM, A. C.: Quintana Roo. México.
- Chablé-Santos, J.; González-Herrera, R.; Manrique-Saide, P. y Sélem-Salas, C.** (2014). Aves del Centro Educativo Hobonil de la Universidad Autónoma de Yucatán, México. *Bioagrobiencias*, 7(1), pp. 8-23.
- D'Amico, M.; Román, J.; De los Reyes, L. y Revilla, E.** (2015). Vertebrate roadkill patterns in Mediterranean habitats: who, when and where. *Biological Conservation*, 191, pp. 234-242.
- De la Ossa-Nadjar, O. y De la Ossa, V. J.** (2013). Fauna silvestre atropellada en dos vías principales que rodean los montes de María, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 5(1), pp. 158-164.
- De la Ossa-V, J. y Galván-Guevara, S.** (2015). Registro de mortalidad de fauna silvestre por colisión vehicular en la carretera Toluviéjo-Ciénaga la Caimanera, Sucre, Colombia. *Biota Colombiana*, 16(1), pp. 67-77.
- Delgado-V, C. A.** (2007). Muerte de mamíferos por vehículos en la vía del Escobero, Envigado (Antioquía), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 29(87), pp. 229-233.
- DOF.** (2006, 15 de noviembre). *Reglamento sobre el peso, dimensiones y capacidad de los vehículos de autotransporte que transitan en los caminos y puentes de jurisdicción federal*. Diario Oficial de la Federación: México.
- Durán Hernández, G.** (1995). *Evaluación Económica de la pendiente gobernadora en carreteras*. Instituto Mexicano del Transporte: México.

- Frias, O.** (1999). Estacionalidad de los Atropellos de Aves en el Centro de España: número y edad de los individuos y riqueza y diversidad de especies. *Ardeola*, 46(1), pp. 23-30.
- Garland, T. Jr. y Bradley, W. G.** (1984). Effects of highway on Mojave desert rodent populations. *American Midland Naturalist*, 111, pp. 47-56.
- Gibbons, J. W. y Semlitsch, R. D.** (1987). Activity patterns. En: Seigel, R. A.; Collins J. T. y Novak, S. S. (eds.). *Snakes: Ecology and Evolutionary Biology* (pp. 396-421). Mac-Millan: Nueva York.
- Gómez Martínez, R.; Cruz Vargas, J. G.; Dávalos Arriaga, D. y Arenas García, L. M.** (2017). *Recopilación de información de carreteras, puentes y estaciones meteorológicas, para el desarrollo del proyecto de vulnerabilidad de estructuras de puentes en zonas de gran influencia de ciclones tropicales*. Instituto de Ingeniería, UNAM / Cenapred: México.
- Grosset, M.; Villa-Bonilla, B. y Ruiz, G.** (2007). 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 Tropics*, pp. 227-231.
- Inegi.** (1996). *Anuario estadístico del estado de Campeche*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática / Gobierno del Estado de Campeche: Campeche.
- Isacch, J. P. y Martínez, M. M.** (2001). Estacionalidad y relaciones con la estructura del hábitat de la comunidad de aves de pastizales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 12(4), pp. 345-354.
- Labra, A. y Bozinovic, F.** (2002). Interplay between pregnancy and physiological thermoregulation in *Liolaemus* lizards. *Ecoscience*, 9(4), pp. 421-426.
- Labra, A.; Vidal, M. A.; Solís, R. y Penna, M.** (2015). Ecofisiología de anfibios y reptiles. *Capítulo 17*, pp. 483-516.
- López Herrera, D. F.; León Yusti, M.; Guevara Molina, S. C. y Vargas Salinas, F.** (2016). Reptiles en corredores biológicos y mortalidad por atropellamiento vehicular en Barbas-Bremen, Quindío, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(156), pp. 484-493.
- MacKinnon, B.** (2009). *Listado de las aves de Calakmul, Campeche*. Compilación. Amigos de Sian Ka'an, A. C.
- Marsh, D. M.; Milam, G. S.; Gorham, N. P. y Beckman, N. G.** (2004). Forest Roads as Partial Barriers to Terrestrial Salamander Movement. *Conservation Biology*, 19(6), pp. 2004-2008. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00238.x>
- Marion, W. R. y Fleetwood, R. J.** (1978). Nesting ecology of the plain chachalaca in south Texas. *Wilson Bull.*, 90(3), pp. 386-395.
- Marquet, P. A.; Ortiz, J. C.; Bozinovic, F. y Jaksic, F. M.** (1989). Ecological aspects of thermoregulation at high altitudes: The case of Andean *Liolaemus* lizards in northern Chile. *Oecologia*, 81, pp. 16-20.
- Martínez-Abraín, A.** (1994). Mortalidad estacional de aves en una carretera del P. N. de L'Albufera de Valencia (E. España). *Doñana, acta vertebrata*, 21(1), pp. 90-95.
- Martínez Ortega, R. M.; Tuya, L. C.; Martínez, M.; Pérez, A. y Cánovas, A. M.** (2009). El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman, caracterización. *Revista Habanera de Ciencias Médicas*, 8(2), s/p. <http://scielo.sld.cu/pdf/rhcm/v8n2/rhcm17209.pdf>
- Massemin, S. y Zorn, T.** (1998). Highway mortality on Barn Owls in northeastern France. *Journal of Raptor Research*, 32, pp. 229-232.
- Mazerolle, M. J.** (2003). Detrimental effects of peat mining on amphibian abundance and species richness in bogs. *Biological Conservation*, 113, pp. 215-223.
- Merriam, G.; Mitchal, K.; Tsuchiya, E. y Hawley, K.** (1989). Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscape. *Landscape Ecology*, 29, pp. 227-235.

- MIA.** (2004, 5 de febrero). *Modernización de la carretera federal No. 186, Escárcega-Chetumal, tramo Escárcega-Xpujil, del km. 2+680 al 153+700, en el Estado de Campeche.* <https://cutt.ly/kyb6l88>
- Monroy, M. C.** (2015). Tasa de atropellamiento de fauna silvestre en la vía San Onofre-María la Baja, caribe colombiano. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 27, pp. 88-95.
- Morales-Mávil, J. E.; Villa-Cañedo J. T.; Aguilar, S. H. y Barragán, L.** (1997). Mortalidad de Vertebrados silvestres en una carretera asfaltada de la región de los Tuxtlas, Veracruz, México. *La Ciencia y el Hombre*, 27(623), pp. 7-23.
- Omena Jr., R.; Pantoja-Lima, J.; Santos, A. L. W.; Ribeiro, G. A. A. y Aride, P. H. R.** (2013). Caracterização da fauna de vertebrados atropelada na rodovia BR-174, Amazonas, Brasil. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 4(2), pp. 291-307.
- Perlo, B. van.** (2006). *Birds of Mexico and Central America*. Princeton Illustrated Checklist.
- Pinowski, J.** (2005). Roadkills of Vertebrates in Venezuela. *Revista Brasileira de Zoología*, 22(1), pp. 191-196.
- Puky, M.; Farkas, J. y Ronkay, M. T.** (2007). Use of existing measures by amphibians, reptiles, and small to medium-size mammals in Hungary: Crossing structures can function as multiple species-oriented measures. *Road Ecology Center*, UC Davis, pp. 521-530.
- Quinn, G. P. y Keough, M. J.** (2004). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ramo, C. y Busto, B.** (1986). Influencia de las carreteras sobre la mortalidad de la fauna silvestre en el área Guanare-Masparro. *Revista Unellez de Ciencia y Tecnología*, 4, pp. 33-38.
- SCT.** (2008). Datos viales de Campeche, 2008. Secretaría de Comunicaciones y Transportes. Dirección General de Servicios Técnicos. <http://www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGST/Datos-Viales-2008/4.-CAMPECHE.pdf>
- _____. (2010). Datos viales, 2010. Secretaría de Comunicaciones y Transportes. Dirección General de Servicios Técnicos. http://www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGST/Datos-Viales-2010/04_Campeche.pdf
- _____. (2011). Datos viales, 2011. Secretaría de Comunicaciones y Transportes. Dirección General de Servicios Técnicos. http://www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGST/Datos-Viales-2011/04_CAMPECHE.pdf
- _____. (2012). Datos viales, 2012. Secretaría de Comunicaciones y Transportes. Dirección General de Servicios Técnicos. http://www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGST/Datos-Viales-2012/04_CAMP.pdf
- _____. (2014, 14 de noviembre). Nom-012-SCT-2-2014, sobre el peso y dimensiones máximas con los que pueden circular los vehículos de autotransporte que transitan en las vías generales de comunicación de jurisdicción federal. Diario Oficial de la Federación: México.
- Seijas, A. E.; Araujo-Quintero, A. y Velásquez, N.** (2013). Mortalidad de vertebrados en la carretera Guanare-Guanarito, estado Portuguesa, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 61, pp. 1-18.
- Smith, L. L. y Dodd, C. K.** (2003). Wildlife mortality on U. S. highway 441 across Paynes prairie, Alachua County, Florida. *Florida Scientist*, 66, pp.128-140.
- Taylor, B. D. y Goldingay R. L.** (2004). Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. *Wildlife Research*, 31(1), pp. 83-91.

Atropellamiento de fauna silvestre en la carretera Villahermosa-Zacatal, subtramo Atasta, dentro del APFF Laguna de Términos

Gilberto Pozo-Montuy | Biología Integral en Impacto Ambiental, S. A. de C. V., Conservación de la Biodiversidad del Usumacinta, A. C., TECNM Campus de los Ríos-Academia de Ingeniería Ambiental, Grupo de Biología para la Conservación, S. de R. L. de C. V.

Carlos C. Guzmán Aguirre | Biología Integral en Impacto Ambiental, S. A. de C. V., Grupo de Biología para la Conservación, S. de R. L. de C. V., Garra Jaguar Soluciones Forestales

Gabriel Téllez Torres | Biología Integral en Impacto Ambiental, S. A. de C. V.

Román Peralta Munguía | Biología Integral en Impacto Ambiental, S. A. de C. V.

Resumen

Se realizó un monitoreo de fauna atropellada (aves, reptiles, anfibios y mamíferos) durante un ciclo anual en un subtramo de la carretera Villahermosa-Zacatal, en el municipio de Carmen, Campeche. Del total de animales atropellados ($n = 111$), 50.5 % fueron mamíferos, 22.5 % reptiles, 20.7 % anfibios y 6.3 % aves. La carretera posee un alto índice de mortandad con 9.2 ind/km; aparentemente debido a un efecto del paisaje por la presencia de humedales con manglar y “tintales” (*Haematoxylum campechianum*). No se encontraron diferencias significativas entre el número de muertes de animales por estación del año ($H = 0.0109$,

G. Pozo-Montuy

email: gil.pozo@cobius.org

Conservación de la Biodiversidad del Usumacinta A.C., Gregorio Mendez 56, Col. Centro, Emiliano Zapata, Tabasco. C.P. 86990.

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

gl = 1, p = 0.916). Se concluyó que es indispensable crear estrategias de ingeniería civil como pasos de fauna silvestre para aminorar el impacto ecológico que ocasionan las carreteras dentro de un área natural protegida.

Palabras clave: carreteras, fauna silvestre atropellada, mamíferos, aves, reptiles.

Abstract

Monitoring of run over fauna (birds, reptiles, amphibians, and mammals) was carried out during an annual cycle in a sub-section of the Villahermosa-Zacatal highway in the municipality of Carmen, Campeche. The total number of animals run over (n = 111), 50.5% were mammals, 22.5% reptiles, 20.7 % amphibians, and 6.3% birds. The highway has a high mortality rate with 9.2 ind / km, apparently due to the landscape's effect due to the presence of wetlands with mangroves and “tintales” (*Haematoxylum campechianum*). There were no significant differences between the number of animal deaths per season of the year (H = 0.0109, gl = 1, p = 0.916). It is essential to create civil engineering strategies as wildlife passes to lessen the roads' ecological impact within a protected natural area.

Keywords: roads, wild animals, mammals, birds, reptiles.

1. Introducción

Los proyectos viales han sido considerados obras que representan un beneficio social y económico para las regiones, porque mejoran la calidad de vida de los habitantes, por tanto, se constituyen como un elemento importante de desarrollo (Cupul-Magaña, 2002). Sin embargo, la apertura de carreteras, al igual que todas las obras de infraestructura y actividades humanas, causa efectos negativos sobre el ambiente.¹ Las carreteras, como nuevo elemento dentro de los hábitats de la fauna, son trampas de calor que se convierten en lugares adecuados para que los animales busquen comodidad durante bajas temperaturas (Seiler, 2001); asimismo, estas vías terrestres ofrecen alimentos distintos a los que se pueden encontrar en su hábitat natural, por lo cual tienen la “oportunidad” de alimentarse de semillas, frutas y legumbres que dispersan camiones de carga, además de restos de barras de chocolate, galletas, frituras, residuos de refresco y cerveza (Van der Grift, 1999). De igual manera, la fauna es atraída tanto por restos de animales atropellados como por pañales desechables.

El atropellamiento de fauna es el impacto directo más fácil de reconocer en comparación con otros, por ejemplo, con el cambio en el comportamiento de los animales. Constantemente en las carreteras se observan los cuerpos de fauna sin vida y en algunos casos quedan en un estado que dificulta la identificación de la especie (Pozo-Montuy *et al.*, 2009).

¹ Vid. Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global.

El rápido desarrollo de las ciudades y el aumento de las poblaciones humanas han ocasionado el incremento de la red vial, nueva fuente de mortandad de fauna silvestre y una amenaza cada vez mayor para los animales involucrados (Spellerberg, 2002). Incluso se ha catalogado al desarrollo vial sostenido como una de las acciones de mayor afectación a la conservación de la biodiversidad (Geneletti, 2003).

Por todo lo anterior, es importante realizar monitoreos de fauna con el objetivo de determinar qué especies existen en el lugar y cuáles son más susceptibles al atropellamiento y así proponer las alternativas necesarias para prevenir y mitigar el impacto sobre la fauna (Arroyave *et al.*, 2006). Los ecólogos de carreteras reconocen a los atropellamientos como uno de los factores más importantes de mortandad de vertebrados, de especies con distribución restringida o de poblaciones aisladas. El atropellamiento, sumado a las afectaciones ocasionadas por el ruido, las vibraciones, la contaminación y el efecto barrera, pueden llevar a la reducción de las poblaciones y a su extinción local (Havlick, 2004; Trombulak y Frissell, 2000; Underhill y Angold, 2000).

A pesar de que en Europa, Estados Unidos, Canadá y países asiáticos se han realizado estudios que registran las frecuencias y las cantidades de atropellamientos de diversa fauna (aves, reptiles, anfibios y mamíferos) (Van den Tempel, 1993; López, 2004), las estadísticas en nuestro país sobre este tema son aún incipientes, solo se tienen algunos reportes publicados de Oaxaca, Michoacán, Veracruz y Tabasco (Cervantes-Huerta *et al.*, 2017; Cupul-Magaña, 2002; González-Gallina *et al.*, 2012; Pozo-Montuy *et al.*, 2009; Puc Sánchez *et al.*, 2013). Esta escasa información de atropellamiento de fauna en México imposibilita las estrategias de conservación y las evaluaciones del impacto de las obras viales, por lo que es necesario realizar estudios en los que se relacione a la especie, el sexo, la edad (cuando sea posible) y la estacionalidad, con el aumento en la frecuencia de atropellamientos y así poder establecer estrategias y escenarios reales de conservación, que reduzcan el impacto sobre las poblaciones de fauna silvestre que habitan cerca de las vías de comunicación terrestre.

La carretera Villahermosa-Zacatal, subtramo Atasta, es conflictiva debido a que tiene un tránsito diario promedio anual de 5,550 vehículos, que al circular por una carretera tipo C (5 m de corona), a través de la población, crea un cuello de botella, que en ocasiones provoca accidentes entre los vehículos foráneos en tránsito con los locales e incluso atropellamiento de personas, a pesar de la existencia de innumerables topes, por lo que la Secretaría de Comunicaciones y Transportes, desde 2010, tiene un proyecto que consiste en la realización del libramiento Atasta. Sin embargo, la construcción tiene varias dificultades legales, técnicas y ambientales debido a que la vía se encuentra dentro del área de protección de flora y fauna Laguna de Términos (APFFLT) y rodeada de manglares protegidos por las leyes y normas mexicanas. Por tal motivo es necesario realizar estudios sobre el atropellamiento de la fauna en la carretera existente, para tener una línea base de información.

En esta investigación nos planteamos las siguientes preguntas: a) ¿cuál es la tasa de atropellamientos de la fauna silvestre (aves, anfibios, reptiles y mamíferos) en la carretera Villahermosa-Zacatal, subtramo Atasta?, b) ¿qué especies o grupos taxonómicos de fauna son atropellados con mayor frecuencia?, c) ¿existirán diferencias significativas en los atropellamientos de animales entre las estaciones del año? y d) ¿habrá un patrón entre el número de muertes y el área de vegetación remanente al margen de las carreteras?

2. Método

2.1. Sitio de estudio: descripción y características ambientales

La presente investigación se desarrolló en el poblado de Atasta, perteneciente al municipio de Carmen, Campeche (figura 1). Atasta se encuentra a la altura de la carretera federal 180 Villahermosa-Zacatal (Ciudad del Carmen) y se asienta a lo largo de 12 km continuos de dicha carretera (Manifestación de Impacto Ambiental Regional, 2013). De acuerdo con

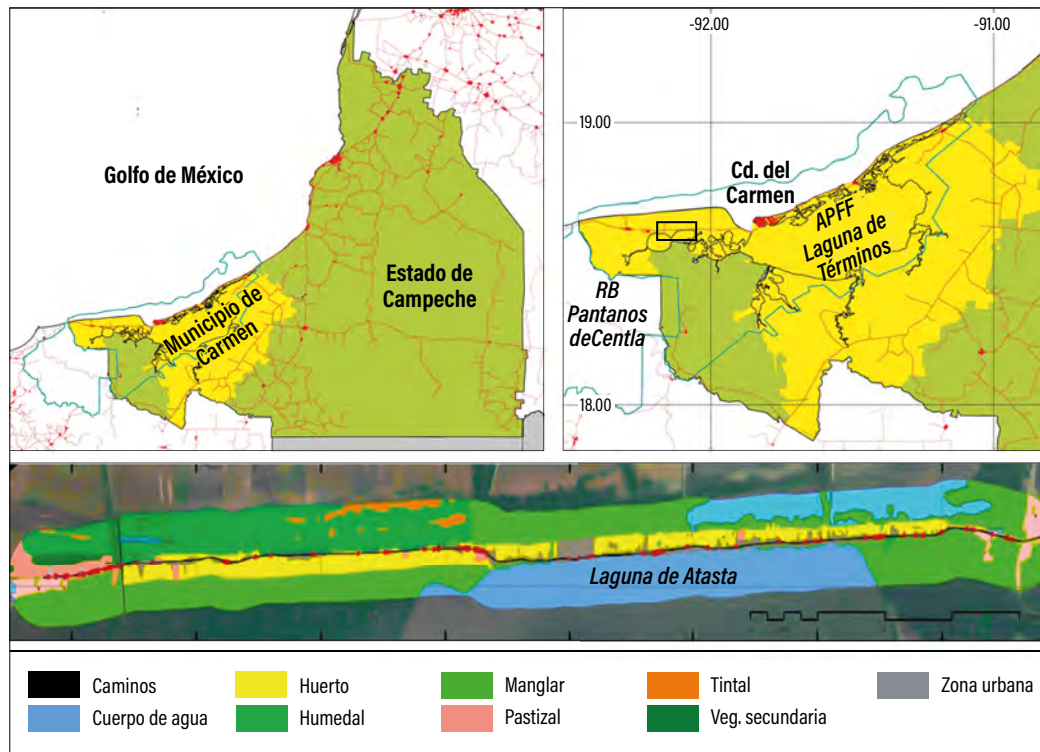


Figura 1. Macrolocalización y área de estudio con su zona de influencia dentro del ejido Atasta, en Campeche, municipio de Carmen. Cabe resaltar que los polígonos de color verde son manglares. (Infografía: Ricardo Torres Flores.)

la clasificación climática de Köppen, modificada por García (2004), la región de la Laguna de Términos presenta tres tipos de clima: cálido subhúmedo con lluvias en verano Aw1(w), cálido subhúmedo intermedio con mayor humedad Aw2(w) y cálido húmedo con abundantes lluvias en verano Am(f) que corresponde para la zona de Palizada, Pom-Atasta y se extiende hasta el río San Pedro.

En este tipo de clima la temperatura media anual es de 25°C y la temperatura del mes más frío es de 10°C, con precipitación anual mayor de 1,000 mm y precipitación del mes más seco de 0 a 60 mm; lluvias de verano mayores al 10.2 % anual (INE, 1997).

En cuanto al cambio climático, el área de estudio, a pesar de su gran extensión de manglar, está sufriendo cambios en su régimen de temperatura y precipitación, muy claramente observados. Muchos de los impactos locales han sido enfocados en el azolvamiento de sus cuerpos de agua y en la muerte de grandes extensiones de manglar por las modificaciones de los flujos hidrológicos y la deforestación, para convertirlos en zonas de pastoreo de ganado con resistencia a zonas inundables (figura 2).

Un claro ejemplo de los cambios en sus regímenes climáticos es el reporte reciente del Programa de Adaptación al Cambio Climático del complejo Pantanos de Centla-Laguna de Términos (Conanp y PNUD México, 2019), en donde determinaron aumentos de temperaturas



Figura 2. Paisaje de la comunidad de Atasta, en donde se pueden apreciar las casas a lo largo de la carretera, manchones de manglar y pastizales inundables. (Fotografía de los autores.)

en un rango de 0.5 a 2.5°C entre 1950 a 2009 y las precipitaciones, que en los meses más secos alcanzaban los 70 mm, se redujeron a 60. En cuanto a la estacionalidad, las temporadas se traslapan de manera relativa y su intensidad varía por efectos del cambio climático, como está reportado para el golfo de México (Caso *et al.*, 2004), por lo que se han determinado tres períodos climáticos característicos (Yáñez-Arancibia y Day, 1982): la temporada de lluvias que va de junio a octubre con un pico en agosto; la de nortes, que va de octubre a febrero, caracterizada por vientos dominantes del noreste y sureste, acompañados con lluvias ocasionales, y la época de secas, que va de febrero a mayo.

De forma específica, el área de estudio queda situada en la región occidental del área de protección de flora y fauna Laguna de Términos, en particular en el tramo de la localidad de Atasta y en la zona de influencia del complejo lagunar Pom-Atasta. Por otra parte, podemos encontrar un ecosistema muy importante: el manglar. Se pueden observar desde parches aislados de árboles de baja altura hasta exuberantes comunidades de manglar con más de 40 m de altura. Los manglares representan una zona de contacto entre las comunidades marinas y terrestres, ya que diariamente reciben una carga de agua de mar y agua dulce que desemboca de ríos, arroyos superficiales o subterráneos, además de transportar nutrientes y sedimentos.

2.2. Característica de la carretera y su paisaje vecino

Previo al muestreo, se realizó una estimación de la extensión tanto de la carretera como del paisaje por medio de un sistema de información geográfica, con validación a través de sobrevuelo en avioneta. La carretera o subtramo de estudio tiene una longitud de 12 km y posee una amplitud de 5 m, la velocidad permitida es de 60 km/h debido a la presencia de numerosas casas y topes, sin embargo, los conductores no respetan los límites de velocidad y la saturación de vehículos de carga pesada ocasiona un cuello de botella, lo cual ha provocado numerosos accidentes y atropellamientos de personas. El paisaje vecino evaluado, que se extiende hasta 500 m desde ambos lados de la orilla de la carretera, está compuesto por 272 fragmentos de manglar, rodeados principalmente de pastizales para el ganado, así como de cuerpos de agua: ríos, arroyos, lagos y corrientes intermitentes de agua (figura 3). La carretera se ubica muy cercana a los humedales pertenecientes al área de protección de flora y fauna Laguna de Términos. Este sistema de humedales es alimentado por ríos que nacen en la cuenca alta de la Laguna de Términos y de lagunas costeras, donde se puede apreciar un gran número de aves residentes y migratorias.

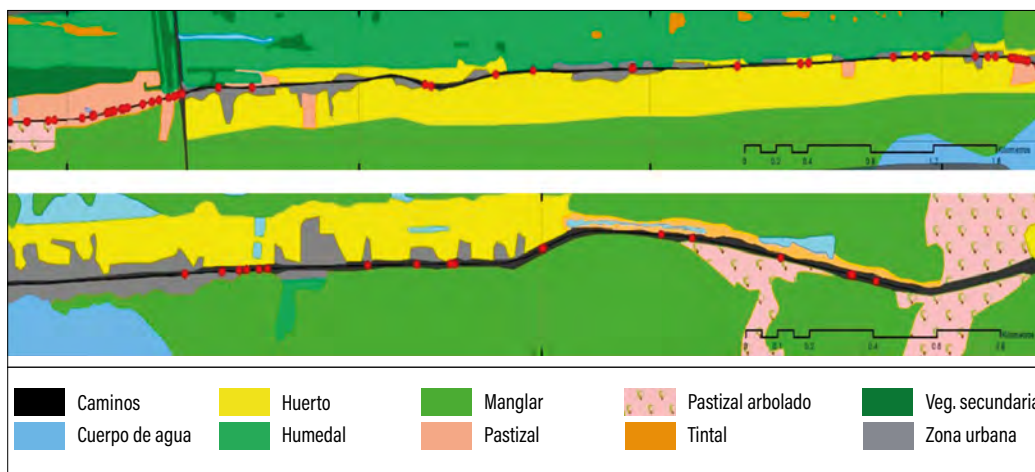


Figura 3. Ejemplos del paisaje vecino de la carretera estudiada. El color verde representa los manchones de manglar y el color gris, la zona suburbana de la comunidad de Atasta. (Infografía: Ricardo Torres Flores.)

2.3. Registro de fauna atropellada

Se realizaron recorridos a lo largo de toda la carretera de Atasta, por medio de caminata sobre el tramo o bien por medio de una camioneta y una moto, con el propósito de visualizar todo tipo de fauna impactada por atropellamiento. Es importante tomar en cuenta que todos los accidentes son ocasionados por el hombre y que en su mayoría son provocados por automóviles que viajan a exceso de velocidad y coinciden con el momento en que la fauna cruza la carretera en busca de alimento o se encuentra en zonas de descanso.

En el procedimiento se realizó un muestreo de 15 días por mes, durante 11 meses (mayo de 2012-mayo de 2013, con excepción de diciembre de 2012), en un horario de 06:00 a 09:00 h y de 14:00 a 16:00 h, recorriéndose un total de 2,160 km. Para el registro de fauna atropellada se utilizó una ficha con los campos referentes a fecha, carretera, especie atropellada, número de animales muertos, tiempo y estación del año. Los conteos se realizaron a una velocidad de 45 km/h en promedio (rango 40-60 km/h), una persona manejando y otra exclusivamente atenta a los avistamientos de animales muertos. Únicamente se tomaron en cuenta a los animales que estaban dentro de la franja de la carretera.

Cada vez que se halló un animal atropellado se procedió a tomar las coordenadas, a medir la distancia al tope más cercano y a identificar la especie *in situ*. No se determinó la edad ni el sexo de los animales atropellados debido a que no fue interés particular del presente estudio.

2.4. Análisis

Se estimó el índice de mortalidad mediante el número de muertes por kilómetro de carretera y se obtuvo la intensidad de tráfico mediante los puntos de aforo de la Dirección General de Carreteras, de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes, en su sistema de datos viales 2019 (SCT, 2019).

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA, por sus siglas en inglés) de una vía para la comparación de fauna atropellada por estación del año de forma general y, por tratarse de datos de censos, se utilizó el método no paramétrico de Kruskal-Wallis por medio del programa estadístico Sigma-Stat 3.1 (Jandel Scientific Software). De igual forma, se realizó el análisis de Z-score en dos poblaciones para comparar las proporciones de atropellamiento por grupo taxonómico, tomando en cuenta el número total de animales atropellados por época del año. Finalmente, se realizó una regresión lineal múltiple para explorar la eficiencia de los topes como medida de mitigación del atropellamiento, al evaluar el número de impactos por la distancia respecto a los topes.

3. Resultados

De los 11 meses muestreados se obtuvo un registro total de 111 individuos atropellados, lo que equivale a una tasa de atropellamiento de 9.25 ind/km. Del total de organismos muertos, los mamíferos conformaron el 50.5 %, seguidos por los reptiles con el 22.5 % y los anfibios con el 20.7 %. Las aves comprenden el grupo menos impactado con el 6.3 % de la muestra. Los animales fueron atropellados en promedio a una distancia de 211.9 m de un tope (rango 1 a 1,102 m).

3.1. Aves

Se registraron seis especies diferentes de aves, de estas, una especie habita preferentemente en humedales, cuatro son de zonas abiertas con hábitos carroñeros y granívoros sobre las carreteras, y una especie de colibrí (*Amazilia yucatanensis*), la cual es común hallarla libando en plantas con flor en los bordes de carreteras. La especie *Tigrisoma mexicanum* habita en los humedales y se encuentra bajo protección especial, mientras que el resto de las especies atropelladas no se encuentran bajo un estatus de protección (*Quiscalus mexicanus*, *Zenaida asiatica*, *Cathartes aura* y *Coragyps atratus*). Los atropellamientos de estas aves ocurrieron en su mayoría a una distancia promedio entre los 39 y 1,102 m del tope más cercano (tabla 1).

Tabla 1. Listado de especies atropelladas, cantidad de atropellamientos por época del año, su categoría de riesgo y la distancia promedio al tope (DPT) más cercano de los puntos de atropellamientos.

Especie	Cantidad	Grupo	Época	Categoría de riesgo	DPT (m)
<i>Boa imperator</i>	7	Reptil	Lluvias	Amenazada	280.83
<i>Amazilia yucatanensis</i>	1	Ave	Secas		306
<i>Cathartes aura</i>	1	Ave	Lluvias		1102
<i>Coragyps atratus</i>	2	Ave	Lluvias		66.5
<i>Ctenosaura similis</i>	1	Reptil	Secas	Amenazada	1
<i>Ctenosaura similis</i>	3	Reptil	Lluvias	Amenazada	71
<i>Didelphis marsupialis</i>	14	Mamífero	Lluvias		2
<i>Didelphis marsupialis</i>	1	Mamífero	Secas		257.55
<i>Didelphis virginiana</i>	5	Mamífero	Lluvias		145.1
<i>Iguana iguana</i>	4	Reptil	Secas	Protección especial	78
<i>Iguana iguana</i>	7	Reptil	Lluvias	Protección especial	290.57
<i>Leptophis mexicanus</i>	1	Reptil	Secas	Protección especial	2
<i>Lithobates brownorum</i>	23	Anfibio	Lluvias	Protección especial	530.83
<i>Nasua narica</i>	1	Mamífero	Lluvias		163
<i>Philander opossum</i>	3	Mamífero	Lluvias		128.66
<i>Procyon lotor</i>	6	Mamífero	Lluvias		278.33
<i>Procyon lotor</i>	1	Mamífero	Secas		144
<i>Quiscalus mexicanus</i>	1	Ave	Lluvias		59
<i>Sciurus aureogaster</i>	1	Mamífero	Secas		128
<i>Coendou mexicanus</i>	10	Mamífero	Lluvias	Amenazada	481.3
<i>Coendou mexicanus</i>	2	Mamífero	Secas	Amenazada	2
<i>Tamandua mexicana</i>	9	Mamífero	Lluvias	En peligro	552.37
<i>Tamandua mexicana</i>	3	Mamífero	Secas	En peligro	12.66
<i>Tigrisoma mexicanum</i>	1	Ave	Lluvias	Protección especial	55
<i>Trachemys scripta</i>	2	Reptil	Lluvias	Protección especial	332.83
<i>Zenaida asiatica</i>	1	Ave	Lluvias		39

3.2. Mamíferos

Los mamíferos atropellados están clasificados como medianos y corresponden a ocho especies, de las cuales la *Tamandua mexicana* se encuentra en peligro de extinción y la *Coendou mexicanus* está amenazada según la Nom-059-Semarnat-2010 (Semarnat,

2010). El mamífero atropellado con mayor frecuencia fue el tlacuache común (*Didelphis marsupialis*), con 15 individuos, seguido por el oso hormiguero y el puercoespín mexicano arborícola, con 12 ejemplares cada uno. Es decir, por cada 10 mamíferos atropellados dentro del subtramo, siete podrían pertenecer a alguna de estas tres especies.

El atropellamiento de mamíferos presentó una estacionalidad muy marcada, ya que en la temporada de lluvias murieron 48 animales y en la de secas solo ocho individuos fueron atropellados. La distribución de los atropellamientos de los mamíferos ocurrió, en promedio, de 2 a 557.2 m de distancia al tope más cercano (tabla 1).

3.3. Reptiles

Entre los reptiles atropellados se registró una tortuga hicoitea (*Trachemys scripta*), dos serpientes: *Leptophis mexicanus* (n = 1) y *Boa imperator* (n = 7), y 15 iguanas de dos especies diferentes: *Iguana iguana* (n = 11) y *Ctenosauria similis* (n = 4). En lo que respecta al estatus de protección, todos los reptiles atropellados se encuentran bajo la Nom-059-Semarnat-2010 (Semarnat, 2010): *B. imperator*, *L. mexicanus* y *C. similis* son las especies en amenaza y *T. scripta* e *I. iguana* se hallan bajo protección especial. Del total de reptiles atropellados, nueve individuos murieron en lluvias y seis en secas. Los atropellamientos de los reptiles ocurrieron a una distancia entre uno a 332.83 m de un tope (tabla 1).

3.4. Anfibios

Los anfibios fueron el tercer grupo que registró un mayor número de atropellamientos, siendo la rana leopardo (*Lithobates brownorum*) la única especie de anfibio atropellada o al menos registrada con 23 individuos.

La rana leopardo se encuentra en protección especial dentro de la Nom-059-Semarnat-2010 (Semarnat, 2010) (tabla 1). Su atropellamiento se registró en la época de lluvias en un subtramo donde había un solo tope entre una distancia promedio de 530.83 m. La ausencia de otras especies de anfibios obedece a que la gran mayoría se encontraba en un estado muy deteriorado y fue imposible identificarla.

3.5. Muertes por estación del año

En lo que respecta a las muertes por cada estación del año, se observó que en la época de lluvias los mamíferos fueron los que presentaron mayor porcentaje de mortalidad (50%) en comparación con anfibios, reptiles y aves (23.96, 19.79 y 6.25 %, respectivamente). En

la época de secas, los mamíferos fueron el grupo con mayor mortalidad con 50.33%, seguido por los reptiles con el 40 %, las aves con un 6.67 %, y en los anfibios no se registró mortalidad. Por otro lado, no se encontró diferencia significativa entre la muerte de los animales de manera global entre las estaciones del año ($H = 0.0109$, $gl = 1$, $p = 0.916$). Pero al analizar por grupo taxonómico, por medio de la prueba de Z-score, se detectó una diferencia significativa en todos los grupos taxonómicos, sugiriendo que las aves, los mamíferos y los reptiles son atropellados en mayor proporción en la época seca y los anfibios en la de lluvias ($Z = 0$, $gl = 1$, $P < 0.05$).

3.6. La carretera y el paisaje vecino

La carretera del subtramo Atasta posee un área de vegetación remanente de 357.66 ha, compuesta por manglar, selva de tinto y vegetación secundaria, lo que genera también áreas de vegetación hidrófila importante para las aves. En esta carretera se estimó un índice de mortalidad de 9.2 ind/km, el cual se considera elevado debido a que es una vía donde el 90 % de los conductores manejan a velocidades por arriba de lo permitido. Los puntos negros de los tres tramos de carretera aparentemente tienen relación con los grandes manchones de manglar que forman corredores atravesados por la carretera (figura 4).

La presencia de plantas a lo largo del borde de este manglar obedece a especies secundarias, como cultivos de maíz (*Zea mays*), árboles frutales de tamarindo (*Tamarindus indica*) y mango (*Mangifera indica*). Estas especies suelen ser muy atractivas para mamíferos omnívoros, frugívoros y para las aves (Underhill y Angold, 2000). De igual forma, durante la estación seca en el paisaje circundante es frecuente ver incendios provocados para la extracción de quelonios y armadillos (*Dasypus novemcinctus*), que genera la movilización de otros animales hacia las carreteras.

4. Discusión

A pesar de que el área de estudio corresponde a un pequeño subtramo de 12 km, que pasa por una zona intensamente poblada (semiurbana) y con más de 60 topes distribuidos a lo largo de la vía, se obtuvo un registro de 111 atropellamientos, con una tasa de atropellamiento de 9.24 ind/km. Esta carretera tiene un tránsito promedio diario anual de 5,550 vehículos, de los cuales el 70 % son de carga pesada. Por las características de la vía (carretera tipo C, de 5 m de ancho), la tasa de atropellamiento del presente estudio se considera una de las más altas reportadas para el sureste mexicano. Por ejemplo, en la cuenca baja del río Usumacinta se obtuvieron 114 atropellamientos en 77 km y tasas de atropellamiento por subtramos que oscilan entre 0.3 a 3.2 ind/km (Pozo-Montuy *et al.*, 2009).

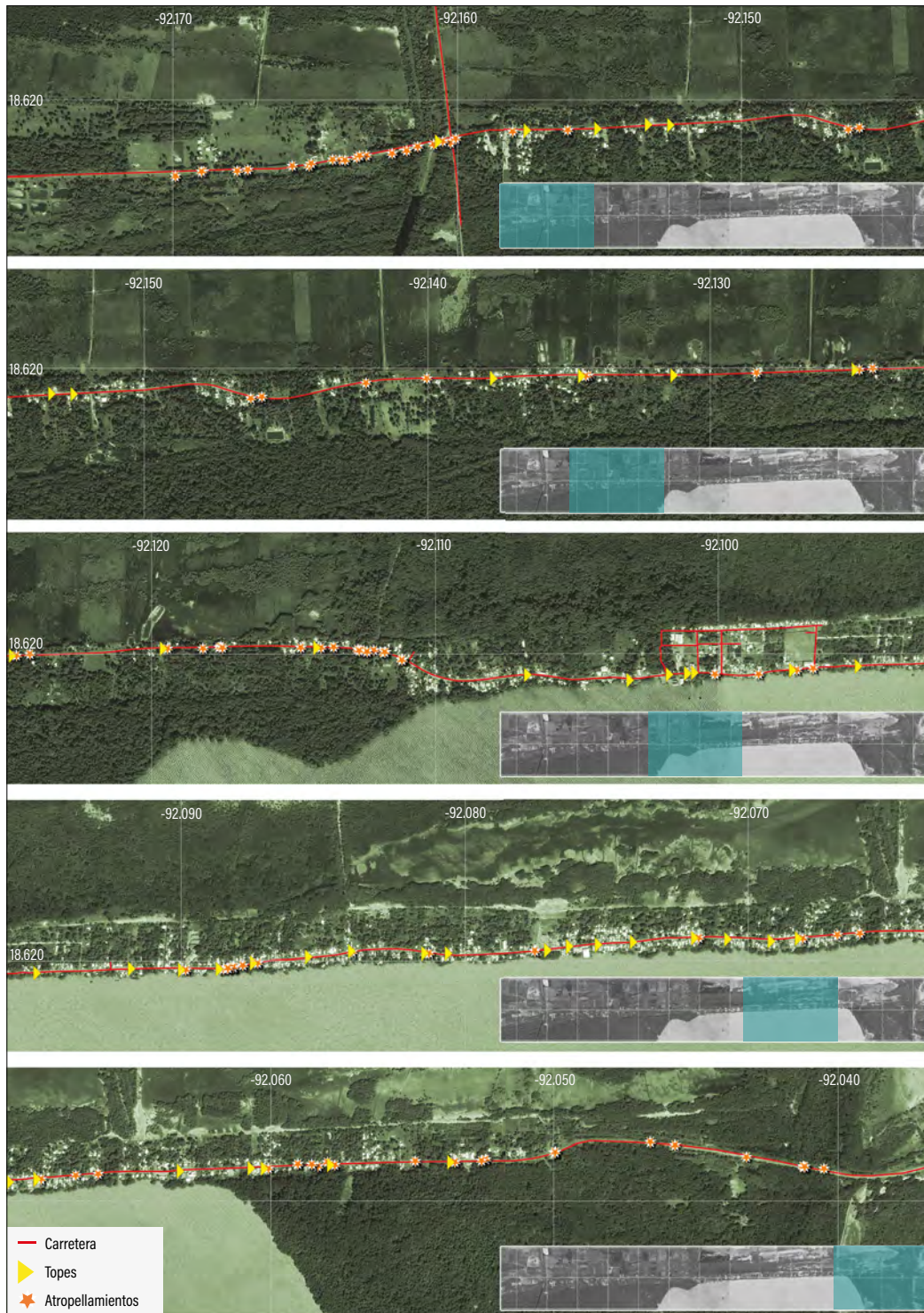


Figura 4. Distribución de los atropellamientos a lo largo de la carretera.

En otros sitios como Michoacán, Oaxaca y Veracruz, con tramos carreteros de menor longitud, los valores obtenidos han sido mucho mayores en proporción con la carretera del presente estudio (Cervantes-Huerta *et al.*, 2017; González-Gallina *et al.*, 2012; Puc Sánchez *et al.*, 2013). Sin embargo, las tendencias se mantienen con un porcentaje del 50 % o más de mamíferos atropellados, seguidos por la herpetofauna y, por último, las aves como el grupo menos afectado.

Se sugiere que las aves, debido a su capacidad de vuelo y a que permanecen la mayor parte del tiempo alimentándose en los humedales, tienen una baja mortalidad, además son las únicas especies de aves carroñeras atropelladas, atraídas por los mismos cadáveres de mamíferos y de herpetofauna. Las aves son un caso especial puesto que fueron menos afectadas por atropellamiento, pero se ha documentado que es debido a que las zonas abiertas y, en general, las carreteras representan grandes barreras para muchas especies de aves de sotobosque e incluso canoras, las cuales tienen que modificar la frecuencia e intensidad de su canto (Rheindt, 2003; Laurance *et al.*, 2004).

Para los anfibios, el estudio de Eigenbrod *et al.* (2008) muestra que la riqueza de especies de anfibios disminuye conforme aumenta la intensidad del tráfico y que este impacto negativo puede ser similar al producido por la deforestación. En este mismo sentido, otros investigadores demostraron que el número de ranas y sapos atropellados incrementa conforme a la intensidad del tráfico (Fahrig *et al.*, 1995). Es por ello que, al intensificarse el tránsito alrededor del mundo, se contribuye a la declinación poblacional de anfibios y muy particularmente en zonas pobladas. Tal es el caso del subtramo Atasta, donde se obtuvo una baja cantidad de anfibios atropellados, ya que el sitio es semiurbano y con una intensidad mayor a 5,000 vehículos/día en promedio anual. También es preciso indicar que cabe la posibilidad de que la carretera no esté ubicada entre sitios importantes para las distintas especies de anfibios, que pudiera atraerlas y se incrementara así la presencia y movimiento de este grupo sobre la vía.

Respecto a los reptiles, estos fueron atropellados mayormente en la temporada de secas, en congruencia con lo reportado en otros estudios (Pozo-Montuy *et al.*, 2009). Las especies mayormente atropelladas, a pesar de ser comunes, se encuentran bajo un estatus de protección. Para los estados de Michoacán, Tabasco y Veracruz las especies más impactadas son iguánidos, culébridos y quelonios (Cervantes-Huerta *et al.*, 2017; Pozo-Montuy *et al.*, 2009; Puc Sánchez *et al.*, 2013).

Por otro lado, las diferencias en la estacionalidad del año y el patrón de atropellamiento son poco tratados por investigadores preocupados por evaluar más los pasos de fauna. En este estudio se pudo inferir que no existen diferencias en los atropellamientos de manera general entre las estaciones del año, sin embargo, en un análisis por grupo taxonómico pudimos observar que los reptiles son significativamente más afectados en secas, junto con los mamíferos y aves, en cambio los anfibios fueron más atropellados en la estación lluviosa.

No pudimos detectar alguna relación entre la vegetación remanente y los atropellamientos en la carretera de estudio, es decir, no obtuvimos el gradiente esperado hacia una menor vegetación remanente con el aumento de la mortalidad, debido a que posiblemente están actuando variables en conjunto, tales como la densidad de autos, su velocidad, la vegetación herbácea a los lados de la carretera (que impiden la visibilidad del conductor) y la propia conciencia del automovilista de evitar o querer atropellar a un animal cuando lo ve sobre la carretera; variables que deben ser tomadas en cuenta para posteriores análisis.²

Finalmente, los topes como medidas de mitigación no son efectivos en esta carretera, debido a que la mayor parte de los atropellamientos sucedieron a cortas distancias de los mencionados obstáculos (2-200 m). Incluso se registraron más animales atropellados cerca de los topes, que a mayor distancia (figura 5). Además, en los 12 km evaluados existen más de 60 topes, por lo que se sugiere una combinación de estos elementos con pasos de fauna tipo losas, debido a que se ha evaluado que las alcantarillas no son efectivas como pasos de fauna (Glista *et al.*, 2009).

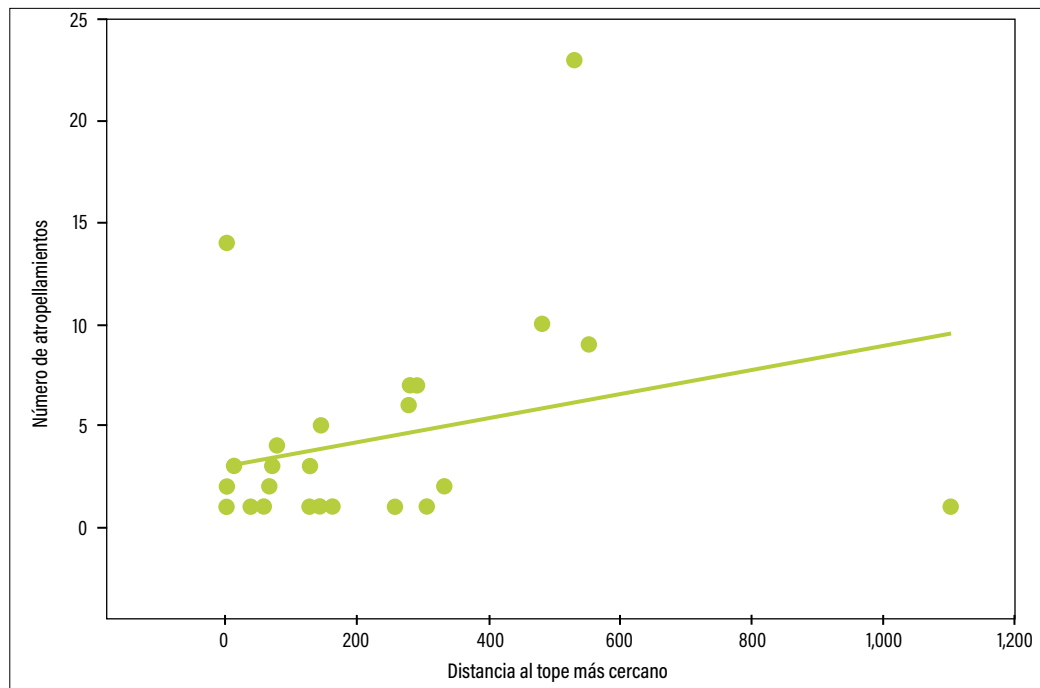


Figura 5. Regresión lineal sin una fuerte relación con los topes. Aunque se observa un ligero incremento del atropellamiento con el aumento de la distancia a los topes, dicho incremento no es significativo ($R = 0.04$, $gl = 25$, $P = 0.161$).

² Vid. Capítulo I. 2 Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

5. Literatura citada

- Arroyave, M. P.; Gómez, C.; Gutiérrez, M. E.; Múnera, D. P.; Zapata, P. A.; Vergara, I. C.; Andrade, L. M. y Ramos, K. (2006). Impacto de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA*, 3(5), pp. 45-57.
- Caso, M.; Pisanty, I. y Ezcurra, E. (comp.). (2004). *Diagnóstico Ambiental del Golfo de México*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales / Instituto Nacional de Ecología / Instituto de Ecología, A. C. / Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies: México.
- Cervantes Huerta, R.; Escobar, F.; García-Chávez, J. H. y González-Romero, A. (2017). Atropeamiento de vertebrados en tres tipos de carretera de la región montañosa central de Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)*, 33(3), pp. 472-481.
- Cupul-Magaña, F. G. (2002). *Víctimas de la carretera: fauna apachurrada*. Gaceta del Centro Universitario de la Costa: México.
- Conanp y PNUD México. (2019). *Resumen Ejecutivo del Programa de Adaptación al Cambio Climático del Complejo de las ANP Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla-Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales: México. <https://www.conanp.gob.mx/cambioclimatico/PACC-Centla-LagunaTerminos.pdf>
- Eigenbrod, F.; Hecnar, S. J. y Fahrig, L. (2008). The relative effects of road traffic and forest cover on anuran population. *Biological Conservation*, 141(1), pp. 35-46.
- Fahrig, L.; Pedlar, J. H.; Pope, S. E. y Taylor, P. D. (1995). Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73(3), pp. 177-182.
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía, UNAM: México.
- Geneletti, D. (2003). Biodiversity impact assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. *Environmental Impact Assessment Review*, 23(3), pp. 343-365.
- Glista, D. J.; Devault, T. L. y Dewoody, A. J. (2009). A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning*, 91(1), pp. 1-7.
- González-Gallina, A.; Benítez-Badillo, G.; Rojas-Soto, O. R. e Hidalgo-Mihart, M. G. (2012). The small, the forgotten and the dead: highway impact on vertebrates and its implications for mitigation strategies. *Biodiversity and Conservation*, 22, 325-342.
- Havlick, D. (2004). Road kill. *Conservation Magazine*, 5, pp. 30-34.
- INE. (1997). *Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos*. Instituto Nacional de Ecología: México.
- Laurance, S. G.; Stouffer, P. C. y Laurance, W. F. (2004). Effects of Road Clearings on Movement Patterns of Understorey Rainforest Birds in Central Amazonia. *Conservation Biology*, 18(4), pp. 1099-1109.
- López, M. (2004). Los otros peatones. *Tráfico*, pp. 36-39.
- Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Regional** (2013). Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Regional de la carretera Villahermosa-Zacatal-Límite de estados, tramo: 128+300.0 AT = 628+300.0 AD al Km 641+780.0 AT = 142+800.0 AD, en el estado de Campeche. (<http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/camp/estudios/2010/04CA2010V0006.pdf>)
- Pozo-Montuy, G.; Bonilla-Sánchez, Y. M. y Pozo-Juárez, F. (2009). Las carreteras y su impacto sobre la fauna silvestre en una región de la cuenca baja del río Usumacinta. En: Sánchez, A. J.; Hidalgo Mihart, M. G.; Arriaga Weiss, S. L. y Contreras Sánchez, W. M. *Perspectivas en Zoología Mexicana*. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco: Tabasco.
- Puc Sánchez, J. I.; Delgado Trejo, C.; Mendoza Ramírez, E. y Sauzo Ortuño I. (2013). Las carreteras como una fuente de mortalidad de fauna silvestre de México. *Conabio / Biodiversitas*, 111, pp. 12-16.

- Rheindt, F. E.** (2003). The impact of roads on birds: Does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal of Ornithology*, 144(3), pp. 295-306.
- SCT.** (2019). Datos viales. Secretaría de Comunicaciones y Transportes <http://www.sct.gob.mx/carreteras/direccion-general-de-servicios-tecnicos/datos-viales/2019/>
- Seiler, A.** (2001). *Ecological effects of roads. A review*. Swedish University of Agriculture Science: Uppsala.
- Semarnat.** (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*. https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf
- Spellerberg, I. F.** (2002). *Ecological Effects of Roads: The Land Reconstruction and Management*. CRC Press.
- Trombulak, S. C. y Frissell, C. A.** (2000). Review of the ecological effects of roads on terrestrial and aquatic ecosystems. *Conservation Biology*, 14(1), pp.18-30.
- Underhill, J. E. y Angold, P. G.** (2000). Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. *Environmental Reviews*, 8(1), pp. 21-39.
- Van der Grift, E. A.** (1999). Mammals in railroads: Impacts and management implications. *Lutra*, 42, pp. 77-98.
- Van den Tempel, R.** (1993). Vogelslachtoffers in het wegverkeer. En: *Technisch rapport Vogelbescherming Nederland*. Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat: Países Bajos.
- Yáñez-Arancibia, A. y Day Jr., J. W.** (1982). Ecological characterization of Términos Lagoon, a tropical lagoon-estuarine system in the Southern Gulf of México. *Oceanologica Acta*, 5, pp. 431-440.

Impacto por atropellamiento cerca de la cueva el Volcán de los Murciélagos, en Calakmul, Campeche, México

Jorge A. Vargas-Contreras | Facultad de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Campeche

José D. Cú-Vizcarra | El Colegio de la Frontera Sur

Griselda Escalona-Segura | El Colegio de la Frontera Sur

Leonardo J. López-Damián | Unidad Académica de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Guerrero

Joaquín Arroyo-Cabrales | Laboratorio de Arqueozoología, Instituto Nacional de Antropología e Historia

Rodrigo A. Medellín | Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México

Resumen

Se evaluó el impacto de la mortandad de murciélagos en una carretera cercana a un refugio multiespecies en Calakmul, Campeche, México, en 2006-2007 y 2010-2011. Se registraron 933 murciélagos atropellados pertenecientes a 12 especies, la mayoría son de la cueva donde se resguardan. La mortandad calculada fue de 23.3 individuos/año⁻¹ por 50 m de carretera. Se encontraron diferencias en la proporción sexual, sesgada hacia las hembras,

Jorge A. Vargas-Contreras

email: jalbino64@hotmail.com, javargas@uacam.mx

Facultad de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Campeche, Campus v, edificio D, planta baja Predio s/n, por av. Ing. Humberto Lanz Cárdenas y fracc. Ecológico Ambiental Siglo XXIII, colonia Exhacienda Kalá, San Francisco de Campeche, Campeche, México, C. P. 24085

Teléfono: (52) 981-811-9800, ext. 3070103; fax: (52) 981-811-9800, ext. 73099

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

para el segundo período de muestreo ($\chi^2 = 54.24$, $df = 1$, $P < 0.001$), igualmente con individuos recolectados dentro y fuera del asfalto en ambos períodos ($P < 0.001$). Se infiere 5,676 murciélagos muertos anualmente, con el mayor número de septiembre a noviembre y de abril a julio, por lo que la carretera afecta severamente a las poblaciones de murciélagos. Urge establecer acciones de mitigación para reducir el número de atropellamientos, particularmente durante el período reproductivo.

Palabras clave: automóvil, estimación, mitigación, murciélagos muertos en el camino, refugio.

Abstract

Road-kill impact over bats was evaluated on a road nearby a highly abundant multispecies roost in Calakmul, Campeche, Mexico, in 2006-2007 and in 2010-2011. It was recorded 933 bats belonging to 12 species, most of them roost in the cave. The mortality rate was 23.3 individuals/year⁻¹ per 50 road m. Significant sex differences were found for the second survey period with more females than males ($\chi^2 = 54.24$, $df = 1$, $P < 0.001$). Similarly, individuals collected in and out of asphalt for both sampling periods were significantly different ($P < 0.001$). Annually inferred deaths based on the study estimated 5,676 deaths per year. Increased deaths occurred from September to November and April to July. The roads severely affect wildlife-bats. It is urgent to stablish mitigation actions to reduce the number of bat hits by vehicles, particularly during the reproductive period.

Keywords: automobile, estimation, mitigation, road-killed bats, roost.

1. Introducción

De todos los efectos potenciales de las carreteras en la vida silvestre, las mortalidades asociadas con el tráfico representan el daño más directo, por lo que los esfuerzos de investigación para evaluar la tasa de mortalidad de los murciélagos atropellados se han convertido en un tema importante a considerar. Además de los efectos directos sobre la vida silvestre, las carreteras producen efectos indirectos, como variaciones en la condición corporal o aspectos sociales, o cambios en la estructura de la población (Murcia, 1995; Fuentes Montemayor *et al.*, 2009).

Si bien es cierto que las tasas de mortalidad de los murciélagos aumentan junto con los avances en el desarrollo tecnológico y la expansión humana, también hay otros factores que influyen en estos eventos. A finales del siglo xx hubo informes de mortalidad de quirópteros como consecuencia del uso indebido de plaguicidas. En Estados Unidos, el estudio de Kunz *et al.* (1977) informó la tasa de mortalidad en una colonia de pequeños murciélagos marrones (*Myotis lucifugus*), mientras que el de Clark *et al.* (1988) lo registró para una colonia de murciélagos grises (*M. grisescens*) debido a estos contaminantes.

A medida que pasa el tiempo, los murciélagos se enfrentan a otros cambios que amenazan a sus poblaciones, como la implementación de turbinas eólicas (Johnson *et al.*, 2003, 2004; Barclay y Harder, 2003; Baerwald y Barclay, 2011), el surgimiento de enfermedades infecciosas (Brownlee-Bouboulis y Reeder, 2013), el desarrollo de nuevas carreteras y autopistas (Rusell *et al.*, 2009; Lesiński *et al.*, 2011), y fauna nociva como las especies exóticas e invasoras (Ancillotto *et al.*, 2013), entre otras. En Polonia se ha establecido el impacto del tráfico vehicular en diversas poblaciones de murciélagos, con tasas de mortalidad que varían de 0.3 a 90 individuos/km⁻¹/año⁻¹ (Lesiński, 2007, 2008; Lesiński *et al.*, 2011). Sin embargo, Lesiński (2007) señala un escenario contrastante con respecto a las especies de murciélagos muertos en carreteras de Alemania. Por ejemplo, en Polonia no se registraron individuos muertos de *Pipistrellus pipistrellus*; mientras que en Alemania sucede todo lo contrario, con 83 individuos atropellados de esta especie. Por lo tanto, algunos estudios revelan una baja tasa de mortalidad y otros afirman que anualmente la mayoría de las especies de murciélagos son vulnerables al tráfico durante la etapa subadulta (por ejemplo, Haensel y Rackow, 1996; Smith y Dodd, 2003; Dikiy y Srebrodolska, 2006; Lesiński, 2007). No obstante, su mortalidad, debido a los atropellamientos en carretera, depende principalmente de la ubicación geográfica, la complejidad del paisaje y la diversidad de los quirópteros en los alrededores o dentro de refugios específicos, como las numerosas cuevas que resguardan a distintas especies de estos individuos en México. Por ejemplo, aquellos que habitan en la cueva el Volcán de los Murciélagos (EVM), considerada como un refugio multiespecífico de alta abundancia (Arita, 1993; Vargas-Contreras *et al.*, 2012), son más vulnerables a ser atropellados por el tráfico, ya que esta cueva está situada adyacente a una carretera muy transitada.

En México se llevaron a cabo 15 estudios sobre la fauna muerta en carretera entre 1991 y 2013 (González-Gallina *et al.*, 2013). Polaco y Guzmán (1991, 1993), en su primera contribución, comparan el efecto de los caminos sobre la vida silvestre, demostrando que el número anual de mamíferos muertos en la carretera es particularmente alto con respecto al impacto de las colecciones científicas. También destacan varios factores que tienden a la subestimación de los números de accidentes de tránsito; estos incluyen a los organismos que son golpeados por el tráfico y lanzados lejos del borde de la carretera o aquellos que están heridos y finalmente mueren más allá del arcén, además de los cadáveres de animales eliminados por carroñeros o el paso continuo del tráfico. En su estudio posterior, llevado a cabo durante un año, los autores tomaron muestras en 50 km de carretera, donde registraron 174 vertebrados muertos, de los cuales la mayoría eran mamíferos. Solo uno de los organismos atropellados correspondió a un murciélago de la especie *Lasiurus cinereus*. Aunque los descubrimientos de individuos muertos por el tráfico son relativamente

poco frecuentes, hay varios registros en la literatura de murciélagos muertos en carreteras que pertenecen al género *Lasiurus*, lo que demuestra que estos eventos no son improbables (Shadle, 1931; Williams, 1977; Romero y Ceballos, 2004; González-Gallina *et al.*, 2013).

En el sur de Campeche, la construcción de nuevas carreteras, particularmente la 186 construida en 1970,¹ resultó en la fragmentación del paisaje y esto alentó nuevos asentamientos humanos (Sadler *et al.*, 1998). Por lo tanto, una alta proporción de la deforestación en la reserva de la biosfera Calakmul y en la zona sujeta a conservación ecológica Balam-kú ocurre dentro de los 5 km adyacentes a la carretera, resultando así un proceso de facilitación de acceso a los cazadores a áreas selváticas previamente inaccesibles.

Desde 1970 hasta 2007, la carretera federal Escárcega-Xpujil 186, ubicada a unos 400 m al sur de la entrada de la cueva EVM, tenía 7 m de ancho, constaba de solo dos carriles y tenía un límite de velocidad de 80 km/h⁻¹. Después de 2007, la carretera principal se amplió a 12 m, convirtiéndola en una vía de alta velocidad –máxima: 110 km/h⁻¹–.

Debido a observaciones preliminares, que indicaban la presencia de murciélagos atropellados sobre la carretera 186, en 2006 se seleccionó un transecto de 500 m de esta carretera, el más cercano al refugio, para realizar el monitoreo de estos individuos atropellados. En este contexto, el objetivo del presente estudio es evaluar los impactos espacio-temporales de dicha carretera sobre la población de murciélagos que habitan en EVM, ubicado dentro del municipio de Calakmul, Campeche, México.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

La cueva el Volcán de los Murciélagos se encuentra en la región de manejo del área protegida estatal zona sujeta a conservación ecológica Balam-kú (18° 31' 22.15" N, 89° 49' 25.07" O), perteneciente al ejido Hopelchén, en el municipio de Calakmul, Campeche, México (figura 1). La vegetación que rodea la cueva es una mezcla de selva tropical subcaducifolia y vegetación secundaria. El Volcán de los Murciélagos está situado en el fondo de un sumidero con una cavidad de entrada relativamente amplia. La sección inicial de la cueva es una pendiente empinada hacia abajo, formada por la erosión hidrológica de la roca kárstica o por el colapso del techo de la cueva, y parece ser el resultado de una degeneración prolongada de una dolina (Bates y Jackson, 1980; Derruau, 1981).

¹ Vid. Capítulo I. 5 Vías de comunicación, reordenamiento territorial y reconfiguración de las (in)movilidades humanas en la península de Yucatán y la frontera sur de México.

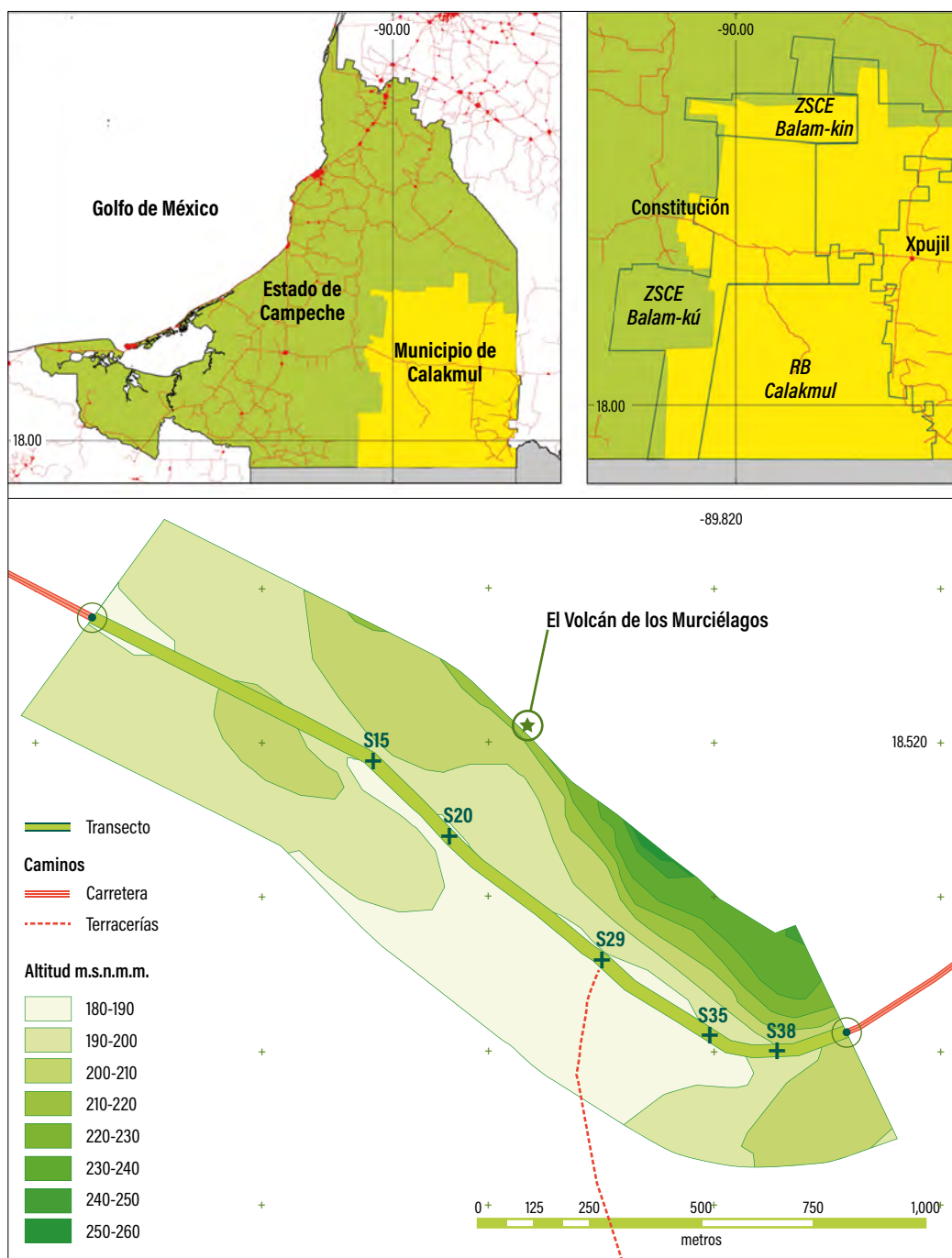


Figura 1. Ubicación de la cueva el Volcán de los Murciélagos en el municipio de Calakmul, Campeche, México. Los tramos de carretera que experimentaron la mayor incidencia de cadáveres de murciélagos están marcados con un "+": segmento 15 (S15) a 29 (S29) y 35 (S35) a 38 (S38). La sección 20 (S20) indica el camino de acceso que conduce a la cueva. Cada tramo de carretera tiene una longitud de 50 m.

La cueva proporciona un refugio para ocho especies insectívoras (*Mormoops megalophylla*, *Pteronotus mesoamericanus*, *P. fulvus*, *P. psilotis*, *P. gymnonotus*, *Natalus mexicanus*, *Myotis keaysi* y *Nyctinomops laticaudatus*) y una especie nectívora (*Glossophaga soricina*), que comprende una población de 2.2 millones de individuos. Por lo tanto, se clasifica como un refugio multiespecies de alta abundancia de murciélagos (Arita, 1993; Escalona-Segura *et al.*, 2002; Vargas-Contreras *et al.*, 2012), por lo que es uno de los refugios para quirópteros más importantes en el trópico mexicano.

El transecto inicial de 500 m se dividió en 10 secciones de 50 m de largo, numeradas del 16 al 25, y de oeste a este. Durante 2007, la longitud del transecto se extendió a 2,000 m, dividido en cuarenta secciones de 50 m de largo, numerados del 1 al 40 y de oeste a este. Geográficamente, las secciones de 2006 se incluyeron en el segundo período de monitoreo de 2007. El punto medio del transecto coincidió con el sendero que proporciona acceso a la cueva (figura 1). Un desagüe que se instaló cuando se construyó el camino durante la década de 1960 sirvió como punto de acceso al “flujo” de murciélagos entre el norte y el sur del área de estudio.

Para registrar la emergencia y el flujo principal de los organismos, así como su duración, dirección de vuelo y movimientos, se hicieron grabaciones y observaciones en diferentes puntos alrededor de la sima. Para ello se empleó una videograbadora Sony (HDR-XR550).

2.2. Monitoreo de murciélagos atropellados

Se consideraron dos períodos de muestreo: de 2006 a 2007 y de 2010 a 2011. En el primer período se llevaron a cabo ocho sesiones de muestreo, mientras que en el último se realizaron 51. Ambos lados del camino fueron explorados entre las 07:30 y las 09:00 h, en busca de los cadáveres de murciélagos que habían sido atropellados. El muestreo se realizó temprano en la mañana para reducir el posible consumo de cadáveres por zopilotes (*Coragyps atratus*) y otros carroñeros (Antworth *et al.*, 2005).

Los cadáveres recolectados el primer día de cada sesión incluyeron cuerpos que se habían acumulado durante días anteriores; por lo tanto, estos últimos fueron retirados y no incluidos en la muestra. La segunda sesión de cada período de muestreo incluyó murciélagos muertos en carretera de la noche anterior solamente. Para cada individuo atropellado se registró si se encontraba sobre o fuera de la carretera.

Las muestras recuperadas se determinaron al nivel taxonómico más bajo, siempre que se pudieran reconocer características distintivas, como la forma y el tamaño del cúbito en murciélagos pertenecientes a la especie *Mormoops* y la familia Mormoopidae (Salles *et al.*, 2014). Cuando fue posible, se registraron la edad, el sexo y el estado reproductivo. La ubicación y la distancia perpendicular al borde de la carretera se registraron para cada

individuo. Los cadáveres se identificaron de acuerdo con tres etapas diferentes de descomposición: 1) golpeado recientemente por un vehículo automotor, completo y fácilmente reconocible; 2) aproximadamente 6-12 h después de ser golpeado, colonizado por hormigas, pero aún reconocible, a pesar de que faltaban algunas partes del cuerpo (por ejemplo, piel, músculos, cabeza o extremidades); y 3) más de 12 h después de ser golpeado, completamente descompuesto o aplanado por el paso continuo del tráfico y difícil de identificar.

Para conocer rutas de cruce del vuelo de los murciélagos sobre la carretera, se colocaron al lado de esta última seis redes de nailon (2.5 x 12 m, luz de malla 30 mm), durante 16 noches y expuestas cinco horas cada noche. Los capturados fueron removidos de las redes y, antes de ser liberados, se les registró la masa corporal (usando un dinamómetro Pesola de 100 y 300 g), edad relativa (los juveniles se distinguen de los adultos por el grado de osificación de las falanges, período de captura, longitud del antebrazo (medido con un vernier con 0.5 mm de precisión), sexo (en machos, basado en la presencia del pene; mientras que en las hembras, por un par de pezones y una protuberancia púbica; Racey, 1988) y estado reproductivo (para hembras: preñadas, lactando o inactivas; para machos: con testículos abdominales o escrotados). Para detectar si las hembras se encontraban preñadas se tocó suavemente el abdomen; las hembras lactando se reconocieron por tener pezones alargados, sin pelos alrededor y secretar leche al apretarlos levemente (Racey, 1988). Los murciélagos fueron identificados de acuerdo con la técnica de Medellín *et al.* (2008). La nomenclatura actualizada del género *Pteronotus* está adecuada a la propuesta por Pavan y Marroig (2016, 2017) y Burgin *et al.* (2018).

2.3. Tasa de mortalidad de murciélagos y estimación de su población

Para definir las tasas de mortalidad, se registró el número medio de cadáveres de murciélagos por tramo de carretera, es decir, la tasa de mortalidad media se utilizó como punto de referencia, por lo que los tramos de carretera que presentaron una tasa de mortalidad mayor que la media se clasificaron como de alta tasa de mortalidad. Por el contrario, aquellas secciones que tuvieron valores inferiores a la media se consideraron con baja tasa de mortalidad.

Se calculó el número de murciélagos muertos en la carretera, expresado como un porcentaje de la población total de éstos en este refugio particular. Se obtuvo el número medio de cadáveres encontrados en cada uno de los días de muestreo (60 en total) y luego se extrapolaron a un período de 365 días para obtener el número anual total de murciélagos muertos en la carretera. Para todos los cálculos se utilizó la estimación de

población total de murciélagos de EVM proporcionada por Escobedo-Cabrera y Calmé (2005). Además, los períodos caracterizados por mayores tasas de mortalidad se definieron superponiendo la frecuencia de bajas de murciélagos en la estimación de la población total que habita en EVM.

2.4. Análisis estadístico

Se realizó un análisis de chi-cuadrada (χ^2) para identificar alguna diferencia significativa entre el sexo, la edad, el estado reproductivo y la frecuencia de murciélagos muertos a ambos lados de la carretera (Siegel y Catellan, 2009). Del mismo modo, el análisis de diferencia proporcional a la edad se basó en el hecho de que las especies de estudio solo dan a luz a una descendencia durante cada período reproductivo. Por lo tanto, la frecuencia esperada se calculó como una proporción de dos adultos, un subadulto. Los datos individuales de adultos, expresados como una proporción 1:1 para calcular el porcentaje de murciélagos correspondientes a cada estado reproductivo, también estaban disponibles, además de la proporción de murciélagos encontrados a cada lado de la carretera (norte o sur).

3. Resultados

3.1. Especies y abundancia de murciélagos atropellados

Se recuperaron 933 cadáveres de murciélagos durante ambos períodos de muestreo, agrupados en 12 especies. Entre el 60 % y el 70 % del total de cadáveres presentaba un nivel de descomposición 1. Sin embargo, algunos individuos sufrieron daños considerables y solo pudieron ser identificados a nivel de género (*Pteronotus*) o familia (Mormoopidae), mientras que otros fueron prácticamente irreconocibles, evitando así cualquier tipo de identificación (ND; tabla 1). El 98 % de los cadáveres pertenecían a especies que usan la cueva EVM como refugio.

Las familias Phyllostomidae y Mormoopidae presentaron la mayor riqueza de especies, con cinco cada una, mientras que las familias menos representadas fueron la Natalidae y la Molossidae, con una especie cada una. Las familias Mormoopidae (634) y Natalidae (128) presentaron el mayor número de individuos muertos en carretera con la mayoría de los cadáveres pertenecientes a la *Pteronotus mesoamericanus* (503 individuos) y a la *Natalus mexicanus* (128). Estas dos especies combinadas constituyeron el 67 % del número total de murciélagos muertos en la carretera. La tasa de mortalidad para todo el estudio fue de 1.9 individuos/mes⁻¹ o 23.3 individuos/año⁻¹ por cada sección de 50 m de la carretera (tabla 1).

Se encontraron un total de 147 individuos durante el período de muestreo 2006-2007, pertenecientes a cinco especies de las siguientes tres familias: Mormoopidae (87 individuos), Phyllostomidae (3), Natalidae (2) y 55 individuos no identificados. La especie de murciélago con el mayor número de muertes fue la *P. mesoamericanus*, con 62 individuos, mientras que la *Centurio senex* y la *N. mexicanus* presentaron el menor número de muertes en carretera, con 32 muertes, respectivamente. Casi el 97 % de los individuos que murieron en el camino fueron especies que se refugiaban en la cueva EVM.

La proporción de individuos durante 2006-2007 de *P. mesoamericanus* muertos en la carretera (42 %) fue significativamente mayor que el resto de las especies identificadas que variaron entre el 0.7 % y 8.2 % ($\chi^2 = 168.8$, $df = 1$, $P < 0.001$). La tasa de mortalidad para este periodo fue de 11 individuos/año por cada tramo de carretera de 50 m. Al tomar en consideración el número esperado de murciélagos muertos en carretera durante el período de muestreo, el mes de julio presentó la mayor incidencia de muertes (51 % del total) ($\chi^2 = 45.1$, $df = 1$, $P < 0.001$; figura 2).

Durante el período 2010-2011, se recolectaron 786 cadáveres de 12 especies, más un individuo perteneciente al género *Pteronotus*, que no se pudo identificar a nivel de especie. En este periodo se encontraron siete especies que no fueron registradas durante el intervalo de muestreo inicial. Los murciélagos pertenecían a cinco familias, de las cuales la Mormoopidae (547 individuos) y la Natalidae (126; tabla 1) fueron las más representativas. Un alto porcentaje de cadáveres correspondía a especies que se refugian en la cueva EVM (98 %). La tasa de mortalidad durante este período fue de 19.7 individuos/año por cada tramo de carretera de 50 m.

Se registró un total de 1,347 vertebrados atropellados, de los cuales el 72 % se encontró sobre la carretera. Este patrón fue similar para el grupo de los murciélagos, cuyo valor corresponde al 65 %. Sin embargo, comparativamente entre años, se localizó un mayor número de murciélagos atropellados fuera de la carretera en el período 2006-2007. Además, en ambos lapsos de muestreo, en el área de estudio se encontró una cantidad mayor de quirópteros que de otros vertebrados, a pesar de que hubo menor número de incidentes durante el periodo 2006-2007 (tabla 2).

La proporción de individuos que murieron en la carretera –*P. mesoamericanus* (56 %) y *N. mexicanus* (16 %)– fue significativamente mayor que el resto de las especies (28 %; $\chi^2 = 42.8$, $df = 1$, $P < 0.001$ y $\chi^2 = 83$, $df = 1$, $P < 0.001$; respectivamente). En relación con la cifra esperada, el mes de julio presentó el mayor número de murciélagos muertos en carretera en comparación con el resto de los meses de muestreo ($\chi^2 = 1029.1$, $df = 1$, $P < 0.001$), con 58 % del número total de bajas de murciélagos (figura 2).

Tabla 1. Registro de cadáveres encontrados en un tramo de 2 km. Las especies registradas dentro de la cueva EVM están marcadas con un asterisco (*): mortalidad mensual (MM), mortalidad anual (YM), mortalidad mensual por sección (MMS), mortalidad anual por sección (YMS), mortalidad mensual por kilómetro de carretera (MMK), mortalidad anual por kilómetro de carretera (YMK), media diaria del número de cadáveres (MDC) y extrapolación anual (E).

Familia	Especies	2006-2007	2010-2011	Total
Molossidae	<i>Nyctinomops laticaudatus</i> *		14	14
Mormoopidae	<i>Pteronotus mesoamericanus</i> *	62	441	503
	<i>Mormoops megalophylla</i> *	8	70	78
	<i>Pteronotus fulvus</i> *	4	32	36
	<i>Pteronotus</i> sp.	12	3	15
	Mormoopidae	1		1
	<i>Pteronotus psilotis</i> *		1	1
Natalidae	<i>Natalus mexicanus</i> *	2	126	128
ND	ND	55	75	130
Phyllostomidae	<i>Glossophaga soricina</i> *		7	7
	<i>Artibeus lituratus</i>		5	5
	<i>Centurio senex</i>	3	1	4
	<i>Artibeus phaeotis</i>		3	3
	<i>Artibeus jamaicensis</i>		2	2
Vespertilionidae	<i>Myotis keaysi</i> *		6	6
Total		147	786	933
MM		36.75	65.5	77.75
YM		441	786	933
MMS		0.91875	1.6375	1.94375
YMS		11.025	19.65	23.325
MMK		18.375	32.75	38.875
YMK		220.5	393	466.5
MDC		14.7	15.72	15.55
E		5,365.5	5,737.8	5,675.75

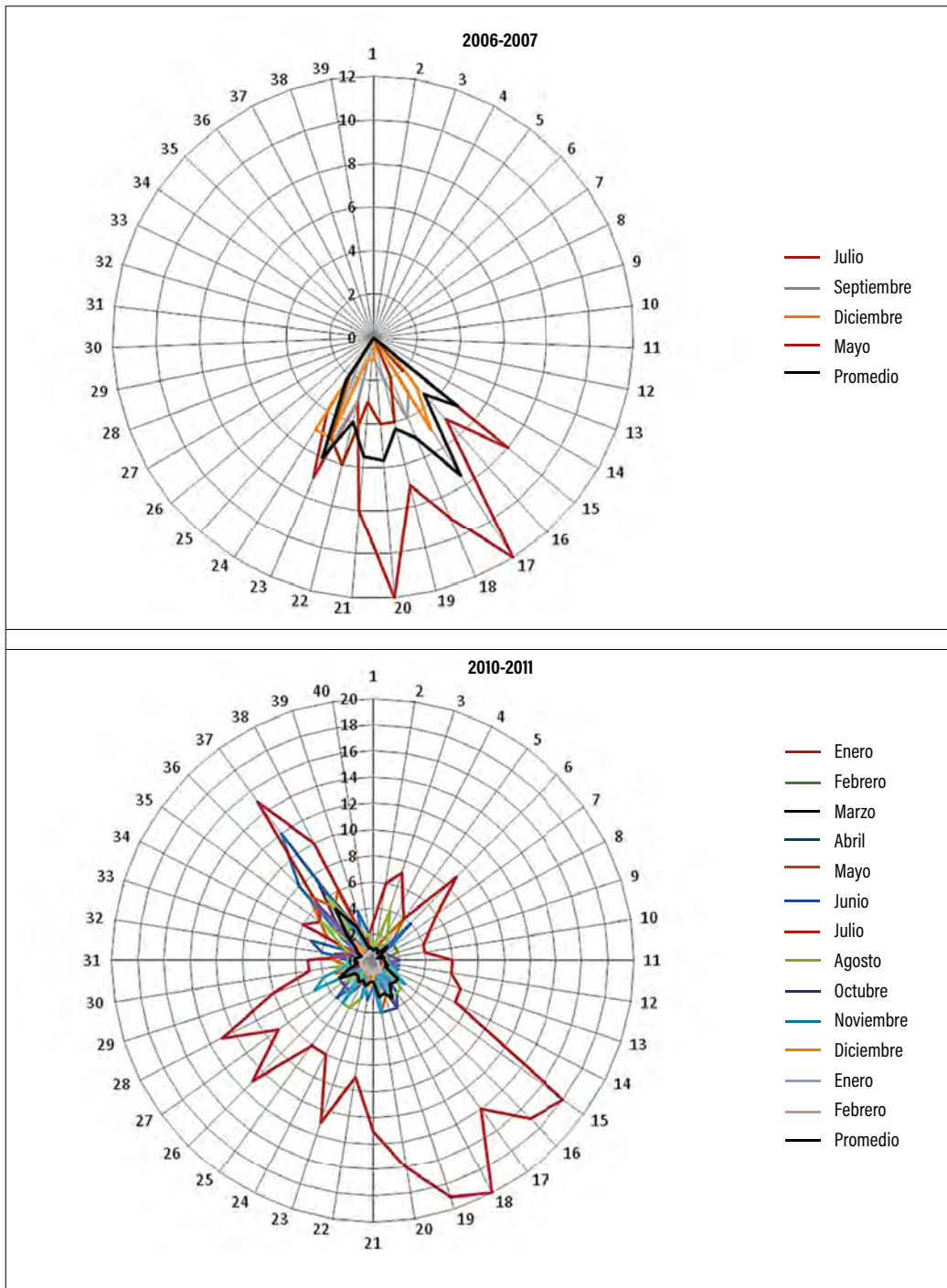


Figura 2. Distribución espacio-temporal mensual de los cadáveres de murciélagos atropellados en las 40 secciones del transecto para ambos períodos de muestreo. (Nota: durante el primer y segundo períodos de muestreo, el ancho de la carretera fue de 7 y 12 m, respectivamente.)

Tabla 2. Registro de vertebrados atropellados en dos períodos de muestreo en la carretera federal 186 Escárcega-Xpujil, Campeche.

Taxón	2006-2007		2010-2011		Total
	Sobre	Fuera	Sobre	Fuera	
Chiroptera	36	111	574	212	933
• <i>Pteronotus mesoamericanus</i>	10	52	345	96	503
• <i>Natalus mexicanus</i>		2	81	45	128
• ND	20	35	57	18	130
• <i>Mormoops megalophylla</i>		8	45	25	78
• <i>Pteronotus fulvus</i>	1	3	22	10	36
• <i>Nyctinomops laticaudatus</i>			7	7	14
• <i>Glossophaga soricina</i>			6	1	7
• <i>Myotis keaysi</i>			3	3	6
• <i>Artibeus lituratus</i>			2	3	5
• <i>Artibeus phaeotis</i>			2	1	3
• <i>Pteronotus</i> sp.	1	2	3		6
• <i>Artibeus jamaicensis</i>			1	1	2
• <i>Centurio senex</i>		3		1	4
• <i>Pteronotus psilotis</i>				1	1
• Mormoopidae	1				1
• <i>Pteronotus</i>	3	6			9
Otros vertebrados	2	3	359	50	414
Total	38	114	933	262	1,347

3.2. Estado reproductivo y vulnerabilidad

No se encontraron diferencias significativas con respecto a las proporciones de machos/hembras (1:1) durante el período 2006-2007 ($\chi^2 = 0.43$, $df = 1$, $P = 0.83$), pero hubo significativamente más hembras muertas en el camino que machos durante el segundo período (2010-2011) ($\chi^2 = 54.24$, $df = 1$, $P < 0.001$).

El análisis de los datos reproductivos demostró que un alto porcentaje de hembras muertas sobre el camino (43 %) tenía alguna evidencia de actividad reproductiva (lactantes, poslactantes o embarazadas); de hecho, de mayo a julio es el período crítico, siendo el mes de julio el que presentó más murciélagos atropellados (figura 3).

El 46 % (569) de los individuos atropellados fueron adultos, el 45 % (548) resultó con edad desconocida y el 9 % (114), subadultos. Dada la escasez de información, no es posible inferir la estructura de edades. Sin embargo, de los individuos con una determinación a nivel de edad y estado reproductivo sobresalieron las hembras, como se anotó en el párrafo anterior.

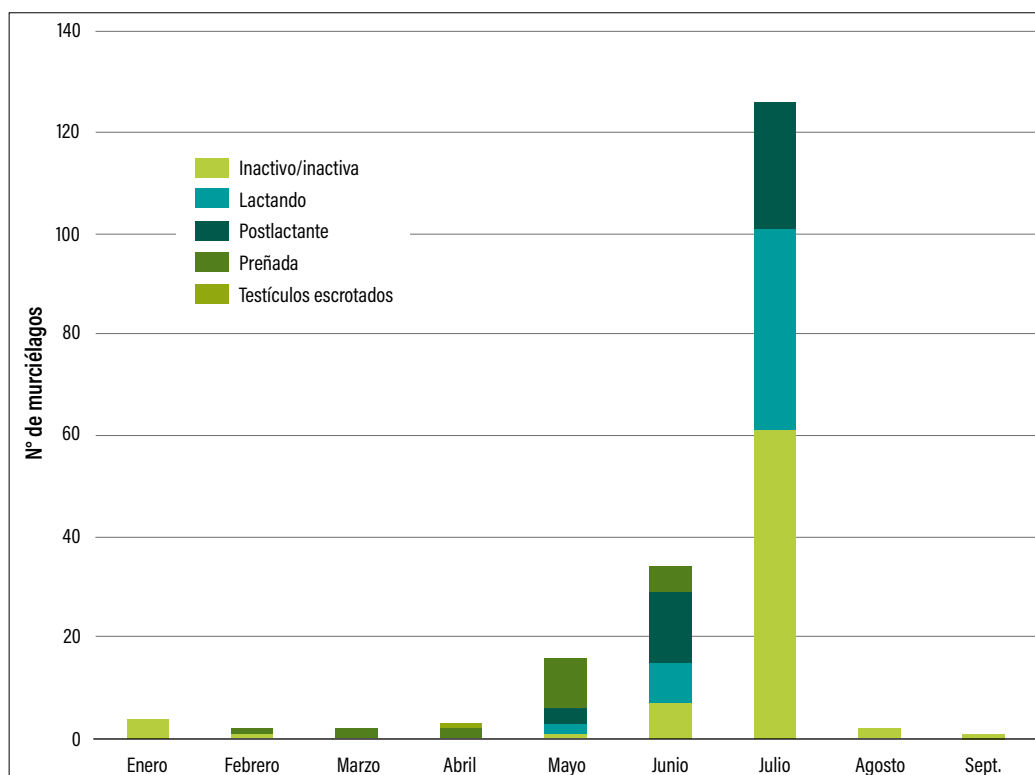


Figura 3. Registro de murciélagos atropellados en estados reproductivos, en la carretera 186 Escárcega-Xpujil, Campeche.

3.3. Distribución espacial

Se encontraron diferencias significativas en la proporción de individuos recolectados sobre y fuera de la superficie de asfalto de la carretera durante ambos períodos de muestreo (2006-2007: $\chi^2 = 45.1$, $df = 1$, $P < 0.001$; y 2010-2011: $\chi^2 = 144.73$, $df = 1$, $P < 0.001$). Se identificaron más individuos dentro del área positiva (78 %) durante el primer período, mientras que durante el segundo período, el 71 % de los individuos fueron encontrados dentro del área negativa. Los cadáveres observados durante el primer período de muestreo se ubicaron dentro de un área que se extendía desde 3 m en el interior (medido a lo largo de una línea perpendicular, que va del borde de la carretera al centro de la carretera) hasta 4.5 m fuera del área de la superficie de la vía. En el segundo período, se encontraron cadáveres sobre un área más grande que se extendía desde 3 m dentro de la superficie de asfalto hasta 7.3 m afuera.

Durante el período de muestreo 2006-2007, la proporción de cadáveres encontrados en los lados norte y sur de la carretera fue 1:1 (norte y sur; $\chi^2 = 0.06$, $df = 1$, $P = 0.80$),

mientras que para el período 2010-2011 esta distribución difirió significativamente con el lado norte, presentando una mayor incidencia de murciélagos muertos en la carretera ($\chi^2 = 10.4$, $df = 1$, $P < 0.05$).

Del total de las 40 secciones de la carretera, que constituían el transecto de 2,000 m de largo, dos tramos presentaron la mayor frecuencia de murciélagos muertos: de la sección 15 a la 29 con 50 % de los atropellamientos registrados y de la 35 a la 38 con el 19 % (figura 2).

3.4. Especies de murciélagos atropellados circundantes a la cueva

Se encontraron un total de 14 cadáveres de especies no registradas en la cueva EVM en ambos períodos de muestreo. El 21 % se registró durante el primer período, mientras que el 79 % fue en el segundo. Específicamente, durante el primer período de muestreo, la *C. senex* fue la única especie muerta en el camino; sin embargo, esta y tres más se encontraron durante el segundo período (*Artibeus lituratus*, *A. jamaicensis* y *Artibeus phaeotis*), que con *A. lituratus* y *C. senex* representan el 64 % de las víctimas. Con respecto a estas cuatro especies, la tasa de mortalidad calculada por tramo de carretera de 50 m fue de 0.23 y 0.28 individuos/año⁻¹ para el primer y segundo período de muestreo, respectivamente, dando una tasa de mortalidad para todo el estudio de 0.35 individuos/año⁻¹ para cada sección de 50 m (tabla 1).

3.5. Patrones de emergencia y estimaciones del tamaño de la población

Los murciélagos salieron de la abertura de la cueva después de las 19:00 h. El flujo constante de quirópteros se observó 15 minutos después de su salida inicial de la cueva, y duró aproximadamente una hora. La mayoría toman dos rutas de vuelo: la primera, en dirección sureste, que luego es seguida por una ruta más hacia el sur, donde realizan un vuelo ondulado más elaborado. Después de las 19:45 h se detectaron algunos murciélagos volando dentro de la vegetación circundante en dirección norte; entre las 20:35 y las 21:00 h, el flujo de individuos disminuyó y no hubo columna presente. En este caso, los murciélagos emergieron del borde del sumidero, volando a nivel del suelo y su actividad disminuyó considerablemente después de las 21:10 h.

Teniendo en cuenta la estimación mensual de la población de EVM, realizada por Escobedo-Cabrera y Calmé (2005), dos períodos se caracterizaron por presentar un marcado aumento en la frecuencia de murciélagos muertos en la carretera: septiembre a noviembre y abril a julio (figura 4).

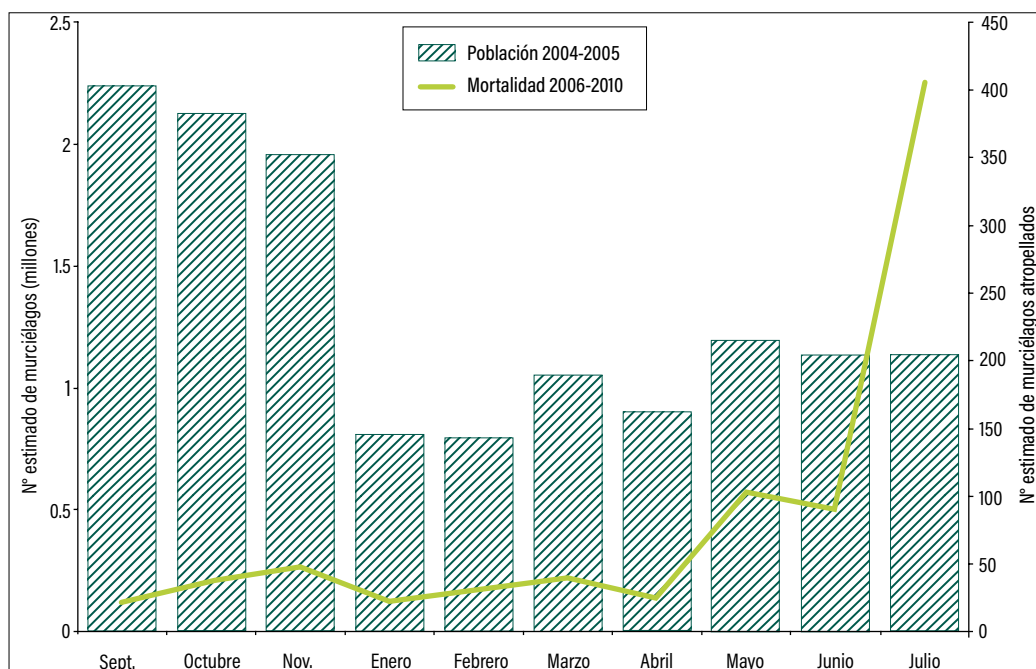


Figura 4. Superposición de la abundancia mensual estimada (barras) y la frecuencia de murciélagos muertos por atropellamiento (línea). (Los datos de abundancia provienen de Escobedo-Cabrera y Calmé, 2005.)

3.6. Rutas de vuelo de los murciélagos

Se capturaron 325 murciélagos pertenecientes a 10 especies en redes de nailon que fueron colocadas al lado de la carretera, de las cuales seis habitan en la cueva (*P. mesoamericanus*, *M. megalophylla*, *N. mexicanus*, *G. soricina*, *N. laticaudatus* y *P. fulvus*) y cuatro en los alrededores de ella (*A. lituratus*, *A. phaeotis*, *A. jamaicensis* y *Carollia perspicillata*). De todas las especies capturadas, la *P. mesoamericanus* fue la más abundante con 212 individuos, mientras que las demás especies están por debajo de 50 individuos.

4. Discusión

De acuerdo con Arita (1993), las cuevas pueden clasificarse como refugios de abundancia baja, media y alta, y ser multiespecíficas o monoespecíficas. La cueva bajo estudio alberga nueve especies con más de tres millones de murciélagos (Escalona-Segura *et al.*, 2002; Escobedo-Cabrera y Calmé, 2005; Vargas-Contreras *et al.*, 2012; Guzmán-Soriano *et al.*, 2013), por lo que el refugio puede clasificarse como multiespecífico de alta abundancia.

Las especies representadas en este refugio forman colonias pequeñas, medianas o grandes, dependiendo del número de individuos (Hill y Smith, 1984). Por lo tanto, las especies estructuradas en pequeñas colonias están constituidas por menos de 100 individuos, como la *N. laticaudatus*; mientras que las colonias medianas contienen entre 100 y 10,000 individuos, como la *P. psilotis*; y grandes colonias formadas por más de 10,000 individuos, por ejemplo, las especies *M. megalophylla*, *P. mesoamericanus*, *P. fulvus* y *Natalus stramineus*. Sin embargo, la *G. soricina* puede desarrollar las tres categorías de tamaño de población (Arita, 1993; Tuttle *et al.*, 2000; Torres Flores y López Wilchis, 2010). Estas especies emergen diariamente de la cueva, formando una columna helicoidal megaestructurada de murciélagos que se eleva desde el pozo hasta una altura de 50 m. Posteriormente, vuelan sobre el dosel del bosque antes de dirigirse hacia el sureste y el sur, donde el tráfico continuo representa una amenaza para el grupo que vuela bajo, por el sotobosque hacia la carretera ubicada a 400 m de la cueva.

Aunque las carreteras han proporcionado un beneficio a la sociedad, como la accesibilidad a los servicios de salud y la reducción del tiempo de viaje entre pueblos o ciudades, también son una amenaza para la vida silvestre e incluso para los humanos (por ejemplo, Trombulak y Frissell, 2000; González-Gallina *et al.*, 2013; y este estudio). En varias partes del mundo se ha documentado el problema de la fauna en carretera durante las últimas cinco décadas. Sin embargo, tales estudios son poco comunes en el neotrópico (González-Gallina *et al.*, 2013). Del mismo modo, pocos estudios sistemáticos evalúan las bajas de murciélagos debido a colisiones por vehículos de carretera (Russell *et al.*, 2009; Lesiński, 2007, 2008; Lesiński *et al.*, 2011; González-Gallina *et al.*, 2013).

Herreid y Davis (1966) describieron dos patrones principales de emergencia de murciélagos: los difusos y los que se encuentran dentro de una columna ascendente. En nuestro estudio se observó al menos una especie emergiendo en una columna (*N. laticaudatus*), mientras que otras especies prefieren una dispersión difusa a nivel del suelo (por ejemplo, la *N. mexicanus*) o a través del sotobosque (como, la *P. mesoamericanus*). Estas variaciones pueden deberse a características morfológicas distintas de cada especie. Por ejemplo, la *N. laticaudatus* es una especie con alas estrechas y puntiagudas que le proporcionan poca maniobrabilidad y resistencia al viento, lo que significa que tiene problemas al iniciar un vuelo de bajo nivel y, por lo tanto, realiza vuelos ascendentes diagonales, emergiendo para formar una columna en espiral sobre el dosel del bosque; probablemente esa sea la razón principal por la cual muy pocos individuos muertos en carretera pertenecían a esta especie. Por otro lado, los moormópidos, como la *P. mesoamericanus*, poseen alas anchas con puntas redondeadas que les brindan una gran maniobrabilidad, les facilita el vuelo a través del sotobosque y pueden evitar obstáculos como las raíces de los árboles (Schnitzler y Kalko, 2001). Sin embargo, al buscar otras áreas forestales que proporcionan recursos

alimenticios, los individuos de esta especie vuelan a través de la carretera a bajas altitudes (menos de 2 m), lo que aumenta considerablemente el riesgo de chocar con vehículos que viajan a más de 80 km/h.

Dado que el número de individuos que se refugian en la cueva EVM fluctúa a lo largo de un período anual, con picos entre junio y agosto, la probabilidad de encontrar cadáveres en y junto a la carretera aumenta durante esos meses. De las especies que tenían la frecuencia más baja de individuos muertos en la vía está la *N. laticaudatus*, que por tener el patrón de vuelo ascendente reduce la probabilidad de ser atropellada. Sin embargo, es importante considerar los hallazgos de otros autores con respecto a los patrones de emergencia. Así, Herreid y Davis (1966) mencionan que el patrón de emergencia de los murciélagos de cola libre varía según el tamaño de la población. Observaron que, con poblaciones pequeñas, el patrón de emergencia es disperso, difuso y, en general, no hay columna de murciélagos presente. Adicionalmente, aunque solo tenemos un par de registros sobre la influencia de ciertos eventos meteorológicos en el sitio de estudio, detectamos la ausencia de una columna durante dos frentes fríos que trajeron fuertes vientos, lluvias y temperaturas más bajas.

En este contexto, la vulnerabilidad de cada especie a ser atropellada por un vehículo está asociada con sus estrategias de vuelo específicas. Las especies de murciélagos que sufrieron más bajas fueron la *P. mesoamericanus* y la *N. mexicanus*. Estos murciélagos presentan características sensoriales y morfológicas que están adaptadas para el vuelo lento y de bajo nivel entre la vegetación del sotobosque, haciéndolos mucho más vulnerables a las colisiones con vehículos (Norberg y Rayner, 1987; Schnitzler y Kalko, 2001). Bateman y Vaughan (1974) informaron que los murciélagos de la familia Mormoopidae, principalmente la *P. mesoamericanus* y la *M. megalophylla*, presentan rutas de vuelo bien definidas y cercanas al nivel del suelo. Todo eso explica la gran cantidad de individuos de *P. mesoamericanus* muertos en la carretera y la concentración de sus cadáveres entre los segmentos 18 al 22 del transecto estudiado. En los cuales se hicieron videograbaciones y captura de organismos mediante redes para sustentar que esos segmentos son rutas de vuelo.

La especie *N. mexicanus* forma colonias de hasta 10,000 individuos (Torres Flores y López Wilchis, 2010). Esta especie de murciélago es pequeña y sus alas presentan un aspecto bajo y puntas muy redondeadas (Norberg y Rayner, 1987), adaptaciones morfológicas que le permiten un vuelo lento y forrajeo en áreas con muchos obstáculos, donde atrapa a su presa extremadamente cerca de la vegetación. Sin embargo, dado que esta especie prefiere volar justo por encima del nivel del suelo, es mucho más vulnerable a ser colisionada por los vehículos de la carretera. En Jones *et al.* (2003) se predice que las especies con tales características presentan un mayor riesgo de extinción, por lo que la implementación de mecanismos que contribuyan a la mitigación del daño a largo plazo es imprescindible.

Por ejemplo, los investigadores Abbott *et al.* (2012) analizaron la probabilidad de crear pasadizos subterráneos que permitan a los murciélagos volar debajo de las carreteras, evitando así el riesgo de colisión. Su estudio demuestra que las especies con características similares a la *P. mesoamericanus* y la *N. mexicanus* utilizan estos tipos de pasillos de manera efectiva, lo que resulta en una excelente medida de mitigación. Sin embargo, los autores reconocen que estas construcciones son muy costosas. En la sección del camino analizado en este estudio hay al menos tres alcantarillas de drenaje que corren debajo de la vía. Sin embargo, solo una está realmente en condiciones de trabajo. Por lo tanto, se recomienda la renovación de las tres alcantarillas o la construcción de otros pasos específicos nuevos para facilitar el cruce seguro de los murciélagos –particularmente de la *P. mesoamericanus* y la *N. mexicanus*, en el trayecto a sus sitios de alimentación. Aunque hay señales de reducción de velocidad y una “zona de cruce” para la vida silvestre a lo largo del tramo del camino más cercano a la cueva EVM, prácticamente todos los usuarios ignoran por completo estas recomendaciones. Los conductores solo tomarán nota y obedecerán las indicaciones si hay una presencia constante de la policía de caminos u otras autoridades apropiadas para hacer cumplir estas restricciones.

Diferentes estudios han enfatizado el daño causado por la construcción de carreteras y autopistas en la vida silvestre local (Case, 1978; Laurance *et al.*, 2004; Fuentes Montemayor *et al.*, 2009) y otros autores han encontrado que muy pocas especies se ven favorecidas por tales desarrollos, por ejemplo, la *Peromyscus leucopus* (Rytwinski y Fahrig, 2007). Estos estudios de investigación detallan numerosos problemas asociados con el desarrollo urbano, aclarando que la vida silvestre atropellada es solo una de muchas otras consecuencias, como la fragmentación del paisaje, la destrucción del hábitat, la contaminación química y acústica, entre otros (Forman y Alexander, 1998).

Como las carreteras son una causa directa de la mortandad por atropellamiento de la vida silvestre, el estudio de este problema debería aumentar a un ritmo proporcional al desarrollo de la infraestructura vial. El número de murciélagos muertos en la carretera 186 en este estudio es alto en comparación con otras investigaciones similares en México (por ejemplo, Polaco y Guzmán, 1993; Morales-Mávil *et al.*, 1997; Lara Gómez, 2008; González-Gallina *et al.*, 2013) e incluso en Europa (por ejemplo, Lesiński *et al.*, 2011). De estos estudios, se concluye que los anfibios y mamíferos fueron los grupos más afectados por colisiones de vehículos, donde el registro de murciélagos es bajo en comparación con lo que reportamos en este capítulo. Sin embargo, es importante tener en cuenta que este alto número se debe principalmente a la proximidad de la carretera a la cueva EVM y la ruta de vuelo de cada una de las especies que utilizan este refugio.

Para comprender la baja presencia de murciélagos muertos en la carretera en los estudios de ecología vial es importante tener en cuenta varias cuestiones:

1. Los murciélagos demuestran varias estrategias de alimentación y uso del hábitat, por lo tanto, presentan características morfológicas y sensoriales de acuerdo con la estrategia particular que usan. Dentro de este contexto, algunas especies evitan las áreas abiertas mientras que otras las prefieren. Aquellas que frecuentan áreas abiertas vuelan rápidamente, esto reduce las posibilidades de que sean cazadas o, en este caso, colisionar con un vehículo de carretera (Kerth y Melber, 2009).
2. Los vehículos golpean a los murciélagos durante el vuelo, por lo tanto, la ruta tomada después del impacto es impredecible y depende de la velocidad del vehículo y del murciélago en particular, la dirección en que ambos se mueven y la altura de la ruta de vuelo. Estas variables frecuentemente resultan en el lanzamiento y el aterrizaje del organismo más allá de la superficie del camino, como ocurrió durante el primer período de este estudio, donde el 80 % de los murciélagos muertos se encontraron lejos del camino. Esta situación implica dificultades en la búsqueda de sus cadáveres, especialmente cuando el muestreo se realiza desde un vehículo en movimiento, donde muchos individuos localizados muertos entre la vegetación y el borde del camino pasan desapercibidos (Slater, 2002; Enge y Wood, 2002).
3. Se debe considerar la hora del día en que se realiza el muestreo. En Santos *et al.* (2011) se observó que los cadáveres de murciélagos y lagartijas muertas en la carretera presentan la menor probabilidad de persistir durante todo el día, ya sea debido a factores ambientales o su eliminación por carroñeros (Antworth *et al.*, 2005); por lo tanto, el momento óptimo del día para el muestreo es temprano en la mañana. Esto es problemático cuando se realiza el muestreo que consume mucho tiempo de largos tramos de carretera, porque a medida que transcurre el tiempo, disminuye la probabilidad de encontrar cadáveres de murciélagos reconocibles.

Es difícil evaluar si nuestros resultados y observaciones presentan similitudes con escenarios en otros tramos de carretera que están alejados de los sitios de descanso de quirópteros. La mayor parte de la investigación de murciélagos en carretera, incluyendo la nuestra, contiene un número alto de muertes. Sin embargo, la mayoría de los estudios sobre el impacto de las carreteras en murciélagos se han llevado a cabo en zonas templadas (Lesiński, 2007, 2008; Rusell *et al.*, 2009; Lesiński *et al.*, 2011). Por lo que es imperativo realizar estudios sistemáticos y detallados sobre la mortalidad de los murciélagos en otros ambientes, particularmente en la región de Calakmul, donde además de la vida silvestre destruida por la carretera, las tasas de deforestación y la fragmentación del hábitat están asociadas con el inevitable desarrollo de la infraestructura de transporte (Galindo Leal, 1999).

Antes de 2007, cuando el camino tenía solo 7 m de ancho, había una mayor proporción de cadáveres más allá de la superficie del camino. Una vez que este se amplió a 12 m, el efecto aparente se invirtió, con más cadáveres encontrados en su superficie, como se muestra durante el segundo período de muestreo. En otras palabras, la diferencia en la presencia de cadáveres entre ambos períodos de estudio fue un resultado del ensanchamiento del camino, lo que proporciona evidencia del efecto de la modernización de esta vía principal sobre los murciélagos y probablemente otras víctimas de la vida silvestre.

Se han reportado individuos muertos en el camino para ocho de las nueve especies que se han registrado en la cueva EVM (Escalona-Segura *et al.*, 2002; Escobedo-Cabrera y Calmé, 2005; Guzmán-Soriano *et al.*, 2013). En Polonia, Lesiński (2007) dio a conocer una tasa máxima de murciélagos muertos en carretera de 6.8 individuos/km⁻¹/año⁻¹. Esta es una cifra considerablemente más baja que la tasa de mortalidad encontrada en este estudio, que excede 400 individuos/km/año. Sin embargo, está claro que la tasa de mortalidad muy alta en este estudio corresponde a las poblaciones de murciélagos que se refugian en la cueva EVM, en comparación con la tasa de mortalidad en carretera para las especies de murciélagos que no habitan en ella, es muy similar a la tasa reportada en Polonia (7 individuos/km/año).

Forman y Alexander (1998) y Glista *et al.* (2007) señalan que el impacto de los murciélagos muertos en carretera no es tan significativo en las poblaciones de alta abundancia, pero puede tener un efecto considerable en las especies de baja abundancia amenazadas o en peligro de extinción. En este estudio, identificar la reducción de las poblaciones de las diferentes especies es complicado, porque no todos los individuos son determinados a nivel de especie, tampoco se conocen los tamaños poblacionales de cada una. Por ejemplo, *P. psilotis* en estudio solo fue registrada con un individuo atropellado y en otro estudio no fue registrada en trampas arpas ni en redes (Vargas-Contreras *et al.*, 2013), por lo cual no se puede inferir el tamaño poblacional y el impacto por atropellamiento.

La tasa de mortalidad en la cueva EVM es aproximadamente el 0.2 % de la población total (estimada en 2.2 millones). Por lo tanto, el impacto de la carretera es alto, especialmente teniendo en cuenta que las muertes por atropellamiento no son un fenómeno natural. Además, el impacto del camino aumenta durante la temporada reproductiva, cuando las hembras lactantes están particularmente en desventaja. Con respecto a otros murciélagos que no se refugian en la cueva EVM, como es el caso de las especies *C. senex*, *A. lituratus*, *A. jamaicensis* y *A. phaeotis*, los resultados de este estudio no permiten una estimación sólida del impacto por atropellamiento de sus poblaciones. Sin embargo, los resultados mostraron que el camino afecta directamente a estas especies al contribuir con su mortalidad.

La causa de las bajas de los murciélagos puede explicarse por medio de tres hipótesis no excluyentes entre sí, que probablemente producen una respuesta diferente para cada especie

de murciélago, dependiendo de sus hábitos y patrones de vuelo. Primero, los murciélagos son atraídos a la carretera por la disponibilidad potencial de insectos que son captados por los faros de los vehículos. Por ejemplo, algunas especies de murciélagos se alimentan en áreas iluminadas de esos insectos (Rydell, 1991, 1992; Gehrt y Chelsvig, 2004; Ávila Flores y Fenton, 2005; Scanlon y Petit, 2008). Además, es posible que el área de transición entre el camino y la vegetación sea llamativa para realizar interacciones sociales (Cryan, 2008; Cryan y Barclay, 2009).

En segundo lugar, dado que el camino interrumpe las rutas de vuelo hacia los recursos esenciales (por ejemplo, comida, agua, otros refugios, compañeros, zonas de vuelo), los murciélagos se ven obligados a usar otras rutas a través del paisaje (Bateman y Vaughan, 1974).

Finalmente, un factor importante para determinar las bajas de murciélagos es su incapacidad para reaccionar rápidamente. Esto podría atribuirse al efecto de la luz que puede reducir su habilidad para evitar obstáculos, como lo demuestran Bradbury y Nottebohm (1969) y McGuire y Fenton (2010), o debido a la saturación de luz de los faros de los vehículos, lo que disminuye drásticamente su visualidad (Hope y Bhatnagar, 1979). La enfermedad es otro factor que podría afectar los tiempos de reacción de los murciélagos, aumentando así su susceptibilidad a ser atropellados por un vehículo. Las alteraciones fisiológicas o patológicas, como las asociadas con el virus de la rabia o la emisión de señales acústicas que activan la parte del cerebro para la expresión emocional, pueden evitar que los murciélagos detecten a los vehículos de carretera cercanos (Gadziola *et al.*, 2012). Además, el tiempo de reacción de un murciélago, que es crucial para evitar colisiones con vehículos de carretera, depende de la velocidad y tráfico de estos últimos.

Es importante comentar algunos indicios reproductivos de los murciélagos atropellados por vehículos que se han registrado en este estudio. Las especies de murciélagos tropicales presentan diferentes patrones de reproducción anual, así como variaciones dentro de cada patrón. Algunas especies se reproducen varias veces al año (especies poliéstricas), mientras que otras solo dan a luz a una camada durante el ciclo reproductivo anual (monoestro; Hill y Smith, 1984). Los que habitan en el refugio EVM pertenecen a cinco familias taxonómicas que presentan un patrón reproductivo monoestro. Los natálidos (*N. mexicanus*) producen descendencia durante la primavera, mientras que los glosófaginos, particularmente la especie *G. soricina*, dan a luz entre enero y agosto (Álvarez *et al.*, 1991). Los murciélagos mormópodos, como la *P. mesoamericanus*, copulan en enero y dan a luz a sus crías entre abril y junio (Hill y Smith, 1984). Se han registrado hembras embarazadas de la *M. megalophylla* entre febrero y junio, y hembras lactantes en junio (Rezsutek y Cameron, 1993). Con respecto a la *P. fulvus*, la cópula ocurre entre enero y febrero, las crías nacen al comienzo de la estación húmeda y la lactancia comienza en julio (Adams,

1989). En Vargas-Contreras *et al.* (2013) se señala que los picos de embarazo ocurren a mediados de abril y a principios de julio, con un pico más alto en junio, coincidiendo con los datos de atropellamiento en este estudio. De esta manera se demuestra el efecto de las colisiones de murciélagos por vehículos en una etapa crítica que es la reproductiva.

Este estudio exploró el impacto por atropellamiento en las poblaciones de murciélagos que se refugian en la cueva EVM y sus alrededores. El número de individuos atropellados en la carretera fue alto, especialmente cuando se considera que no solo hay una pérdida de biodiversidad y una posible reducción del potencial reproductivo, sino también una reducción en los servicios ecológicos que estos murciélagos brindan a las comunidades locales, como el control de poblaciones de plagas de cultivos, dispersión de semillas, entre otros. Cuando se consideraron solo hembras con evidencia de actividad reproductiva, el 72.5 % de las secciones de camino muestreadas presentaron una frecuencia media de murciélagos muertos (1.9 individuos/50 m/mes) que fue mayor que cuando se tomaron en cuenta todos los individuos de la muestra (figuras 3 y 4). En consecuencia, se requieren acciones urgentes para mitigar estos impactos, tales como: 1) mejorar la aplicación del límite de velocidad, instalar rampas de velocidad, mantenimiento periódico de la carretera y nuevas señales en el tramo de la carretera adyacente a EVM, y 2) desviar las rutas de vuelo del murciélago a través del camino, modificando la estructura de la vegetación al costado de la vía (figura 5a), según lo propuesto por Wray *et al.* (2005). Estos autores aprovecharon los patrones de vuelo tomados de los murciélagos en respuesta a la estructura del paisaje (figura 5b) para evitar que crucen la superficie del camino a niveles bajos. Sin embargo, todas las soluciones propuestas requieren monitoreo y retroalimentación constantes para evaluar su efectividad.

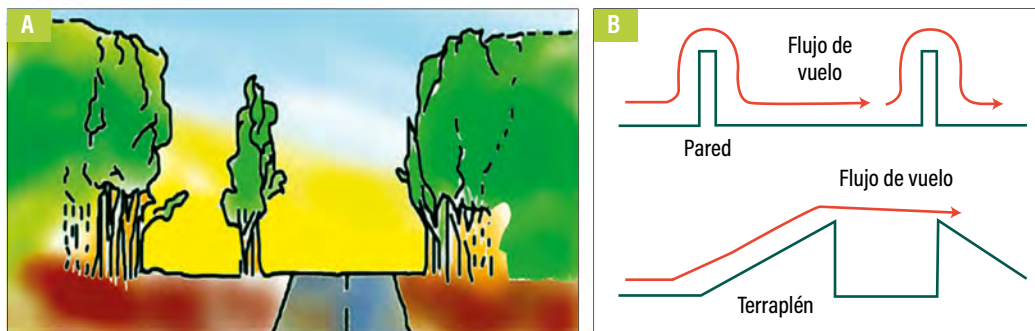


Figura 5. a) Distribución espacial de la vegetación cerca del camino: en un perfil norte-sur, a la altura de EVM, y b) patrones de vuelo de murciélagos sobre construcciones. (Tomado de Wray *et al.*, 2005.)

Aunque las vías de transporte son importantes para los humanos, también incrementan la vulnerabilidad de la vida silvestre. Los resultados de esta investigación muestran la importancia de implementar medidas de mitigación para reducir la cantidad de colisiones de murciélagos a lo largo del tramo de carretera de 2 km usado en este estudio, especialmente durante la temporada reproductiva. El monitoreo continuo, la evaluación de la ecología de este camino y la implementación de las sugerencias hechas en este estudio son esenciales para la conservación de las grandes poblaciones de murciélagos que realizan un servicio ecológico, como el control de plagas de insectos, y forman parte integral del ecosistema.

5. Agradecimientos

Agradecemos al Sistema Nacional de Investigadores del Conacyt, por otorgar la beca 21467 a la autora Griselda Escalona-Segura. También al Fomix-Campeche (código 00000000125406) y a la Comisión Federal de Electricidad, por el apoyo parcial otorgado para la realización de esta investigación; a la Secretaría de Medio Ambiente, Biodiversidad y Cambio Climático (SEMABICC), antes Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de Campeche (Semarnatcam), por los permisos pertinentes para realizar actividades de investigación en la cueva el Volcán de los Murciélagos; a la Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), por proporcionar el permiso de recolección SGPA/DGVS/02667/13 y finalmente a las autoridades locales y asistentes de campo.

6. Literatura citada

- Abbott, I. M.; Butler, F. y Harrison, S.** (2012). When flyways meet highways - The relative permeability of different motorway crossing sites to functionally diverse bat species. *Landscape Urban Plan*, 106(4), pp. 293-302. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.03.015>
- Adams, J. K.** (1989). *Pteronotus davyi*. *Mammalian Species*, 346, pp. 1-5. <https://doi.org/10.2307/3504116>
- Álvarez, J.; Willig, M. R.; Jones, J. K. Jr. y Webster, W. D.** (1991). *Glossophaga soricina*. *Mammalian Species*, 379, pp.1-7. <https://doi.org/10.2307/3504146>
- Ancillotto, L.; Serangeli, M. T. y Russo, D.** (2013). Curiosity killed the bat: Domestic cats as bat predators. *Mammalian Biology*, 78(5), pp. 369-373. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.01.003>
- Antworth, R. L.; Pike, D. A. y Stevens, E. E.** (2005). Hit and Run: Effects of Scavenging on Estimates of Road Killed Vertebrates. *Southeastern Naturalist*, 44(4), pp. 647-656. <https://cutt.ly/einY0vP>
- Arita H. T.** (1993). Conservation biology of the cave bats of Mexico. *Journal of Mammalogy*, 74(3), pp. 693-702. <https://doi.org/10.2307/1382291>
- Ávila Flores, R. y Fenton, M. B.** (2005). Use of Spatial Features by Foraging Insectivorous Bats in a Large Urban Landscape. *Journal of Mammalogy*, 86(6), pp.1193-1204. <https://doi.org/10.1644/04-MAMM-A-085R1.1>
- Baerwald, E. F. y Barclay, R. M.** (2011). Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada. *Journal of Wildlife Management*, 75(5), pp. 1103-1114. <https://doi.org/10.1002/jwmg.147>
- Barclay, R. M. R. y Harder, L. D.** (2003). Life Histories of Bats: Life in the Slow Lane. En: Kunz, T. H., Fenton, M. B. (eds.). *Bat Ecology* (pp. 209-253). Univ Chicago Press: London.
- Bateman, G. C. y Vaughan, T. A.** (1974). Nightly Activities of Mormoopid Bats. *Journal of Mammalogy*, 55(1), pp. 45-65. <https://doi.org/10.2307/1379256>
- Bates, R. L. y Jackson, J. A.** (1980). *Glossary of Geology*. 2.ª ed., American Geological Institute: Falls Church, Virginia.
- Bradbury, J. W. y Nottebohm, F.** (1969). The use of vision by the little brown bat, *Myotis lucifugus*, under controlled conditions. *Animal Behaviour*, 17(3), pp. 480-485. [https://doi.org/10.1016/0003-3472\(69\)90150-X](https://doi.org/10.1016/0003-3472(69)90150-X)
- Brownlee-Bouboulis, S. A. y Reeder, D. M.** (2013). White-nose syndrome-affected little brown myotis (*Myotis lucifugus*) increase grooming and other active Behaviors during arousals from hibernation. *Journal of Wildlife Diseases*, 49(4), pp. 850-859. <https://doi.org/10.7589/2012-10-242>
- Burgin, C. J.; Colella, J. P.; Kahn, P. L. y Upham, N. S.** (2018). How many species of mammals are there? *Journal of Mammalogy*, 99(1), pp. 1-14. DOI:10.1093/jmammal/gyx147
- Case, R. M.** (1978). Interstate Highway Road-Killed Animals: A Data Source for Biologists. *Wildlife Society Bulletin* (1973-2006), 6(1), pp. 8-13. <http://www.jstor.org/stable/3781058>
- Clark, D. R. Jr.; Bagley, F. M. y Waynon, J. W.** (1988). Northern Alabama colonies of the endangered grey bat (*Myotis grisescens*): organochlorine contamination and mortality. *Biological Conservation* 43(3), pp. 213-225. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(88\)90114-0](https://doi.org/10.1016/0006-3207(88)90114-0)
- Cryan, P. M.** (2008). Mating behavior as a possible cause of bat fatalities at wind turbines. *Journal of Wildlife Management* 72(39), pp. 845-849. <https://doi.org/10.2193/2007-371>
- Cryan, P. M. y Barclay, R. M. R.** (2009). Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy*, 90(6), pp. 1330-1340. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-076R1.1>
- Derruau, M.** (1981). *Geomorfología*. 3.ª ed., Ariel: España.
- Dikiy, I. W. y Srebrodolska, E. B.** (2006). Causes of death of rare bat species on the roads in Prykarpattia (Lviv Region). *Vestnik Zoologii*, 40, p.114.

- Enge, K. M. y Wood, K.** (2002). A pedestrian road survey of an upland snake community in Florida. *Southeastern Naturalist*, 1(4), pp. 365-380. <https://www.jstor.org/stable/3878174>
- Escalona-Segura, G.; Vargas-Contreras, J. A. e Interián-Sosa, L.** (2002). Registros importantes de mamíferos para Campeche, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 6, pp. 166-170. <https://1library.co/document/nzw8x47z-registros-importantes-de-mamiferos-para-campeche-mexico.html>
- Escobedo-Cabrera, E. y Calmé, S.** (2005). Subproyecto Murciélagos. En: Pozo de la Tijera, M. C.; Calmé, S. *Uso y monitoreo de los recursos naturales en el Corredor Biológico Mesoamericano (áreas focales Xpujil-Zoh Laguna y Carrillo Puerto)*. Ecosur-Chetumal. Informe final Subproyecto Murciélago SNIB-Conabio J002: México.
- Forman, R. T. T. y Alexander, L. E.** (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review Ecology and Evolution Systematics*, 29, pp. 207-231. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>
- 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(4), pp. 857-865. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01551.x>
- Gadziola, M. A.; Grimsley, J. M. S.; Faure, P. A. y Wenstrup, J. J.** (2012) Social Vocalizations of Big Brown Bats Vary with Behavioral Context. *PLoS ONE*, 7(9): <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044550>
- Galindo Leal, C.** (1999). *La gran región de Calakmul: Prioridades biológicas de conservación y propuesta de modificación de la Reserva de la Biosfera*. Reporte Final a World Wildlife Fund-México: México.
- Gehrt, S. D. y Chelsvig, J. E.** (2004). Bat activity in an urban landscape: patterns at the landscape and microhabitat scale. *Ecological Applications*, 13(4), pp. 939-950. <https://doi.org/10.1890/02-5188>
- Glista, D. J.; Devault, T. L. y Dewoody, J. A.** (2007). Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. *Herpetological Conservation and Biology* 3(1), pp. 77-87. <https://cutt.ly/kimTffa>
- González-Gallina, A.; Benítez Badillo, G.; Rojas Soto, O. y Hidalgo Mihart, M. G.** (2013). The small, the forgotten and the dead: highway impact on vertebrates and its implications for mitigation strategies. *Biodiversity and Conservation*, 22, pp. 325-342. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0396-x>
- Guzmán-Soriano, D.; Vargas-Contreras, J. A.; Cú- Vizcarra, J. D.; Escalona-Segura, G.; Retana- Guascón, O. G.; González-Christen, A.; Benítez Torres, J. A.; Arroyo- Cabrales, J.; Puc-Cabrera, J. y Victoria-Chan, E.** (2013). Registros notables de mamíferos para Campeche, México, *Acta Zoológica Mexicana*, 29(2), pp. 269-286. <https://cutt.ly/Dimlo8T>
- Haensel, J. y Rackow, W.** (1996). Fledermäuse als verkehrsofopfer – ein neuer report. *Nyctalus* (NF), 6, pp. 29-47.
- Herreid, C. F. II y Davis, R. B.** (1966). Flight patterns of bats. *Journal Mammalogy*, 47(1), pp. 78-86. <https://doi.org/10.2307/1378071>
- Hill, J. E. y Smith, J. D.** (1984). *Bats, a natural history*. British Museum (Natural History), Cambridge University Press.
- Hope, G. M. y Bhatnagar, K. P.** (1979). Effect of light adaptation on electrical responses of the retinas of fours species of bats. *Experientia*, 35, pp.1191-1193. <https://doi.org/10.1007/BF01963280>
- Johnson, G. D.; Erickson, W. P.; Strickland, M. D.; Shepherd, M. F.; Shpherd, D. A. y Sarappo, S. A.** (2003). Mortality of bats at al large- scale wind power development at Buffalo Ridge, Minnesota. *American Midland Naturalist*, 150(2), pp. 332-342. shorturl.at/bilK9
- Johnson, G. D.; Perlik, M. K.; Erickson, W. P. y Strickland, M. D.** (2004). Bat Activity, Composition, and Collision Mortality at a Large Wind Plant in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* (1973-2006), 32(4), pp. 1278-1288. <https://cutt.ly/eim8vdm>

- Jones, K. E.; Purvis, A. y Gittleman, J. L.** (2003). Biological correlates of extinction risk in bats. *The American Naturalist*, 161(4), pp. 601-614. <https://www.jstor.org/stable/10.1086/368289>
- Kerth, G. y Melber, M.** (2009). Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest living bat species. *Biological Conservation*, 142(2), pp. 270-279. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.022>
- Kunz, T. H.; Anthony, E. L. P. y Rumage, W. T. III.** (1977). Mortality of little brown bats following multiple pesticide application. *The Journal of Wildlife Management*, 41(3), pp. 476-483. <https://www.jstor.org/stable/3800519>
- Lara Gómez, G.** (2008). Mortalidad de fauna silvestre por infraestructura carretera en la región 08 costa sur del estado de Jalisco, México. En: Sánchez, A. J.; Hidalgo Mihart, M. G.; Arriaga Weiss, S. L. y Contreras Sánchez, W. M. (coords.). *Perspectivas en Zoología Mexicana* (pp. 235-250). Universidad Juárez Autónoma de Tabasco: México.
- Laurance, S. G.; Stouffer, P. C. y Laurance, W.** (2004). Effect of road clearings on movement patterns of understory rainforest birds in central Amazonia. *Conservation Biology*, 18(4), pp. 1099-1109. <https://www.jstor.org/stable/3589182>
- Lesiński, G.** (2007). Bat road casualties and factors determining their number. *Mammalia*, 71(3), pp. 138-142. <https://doi.org/10.1515/MAMM.2007.020>
- _____. (2008). Linear landscape elements and bat casualties on roads – An example. *Annales Zoologici Fennici*, 45(4), pp. 277-280. <https://doi.org/10.5735/086.045.0406>
- Lesiński, G.; Sikora, A. y Olszewski, A.** (2011). Bat casualties on a road crossing a mosaic landscape. *European Journal Wildlife Research*, 57(2), pp. 217-223. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0414-9>
- McGuire, L. P. y Fenton, M. B.** (2010). Hitting the wall: light affects the obstacle avoidance ability of free-flying little brown bats (*Myotis lucifugus*). *Acta Chiropterologica*, 12(1), pp. 247-250. <https://doi.org/10.3161/150811010X504734>
- Medellín, R. A.; Arita, H. T. y Sánchez H., O.** (2008). *Identificación de los murciélagos de México*. Clave de Campo. 2.ª ed. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México: México.
- Morales Mávila, J. E., Villa-Cañedo, J. T., Aguilar Rodríguez, S. H., y Barragán Morales, L.** (1997). Mortalidad de vertebrados silvestres en una carretera asfaltada de la región de Los Tuxtlas, Veracruz, México. *La ciencia y el hombre*, 27 (623), pp. 7-23.
- Murcia, C.** (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), pp. 58-62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- Norberg, U. M. y Rayner, J. M. V.** (1987). Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*, 316(1179), pp. 335-427. <https://doi.org/10.1098/rstb.1987.0030>
- Pavan, A. C. y Marroig, G.** (2016). Integrating multiple evidences in taxonomy: species diversity and phylogeny of mustached bats (Mormoopidae: *Pteronotus*). *Molecular Phylogenetics Evolution*, 103, pp. 184-198. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2016.07.011>
- _____. (2017). Timing and patterns of diversification in the neotropical bat genus *Pteronotus* (Mormoopidae). *Molecular Phylogenetics Evolution*, 108, pp. 61-69. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2017.01.017>
- Polaco, O. J. y Guzmán, A. F.** (1991). Mortalidad animal en carreteras y colectas biológicas. *Zoología Informa*, 23, pp. 1-7.
- _____. (1993). Mortalidad anual de mamíferos en una carretera al sur de Nuevo León. En: Medellín, R. A. y Ceballos, G. (eds.). *Avances en el estudio de los mamíferos de México* (pp. 395-407). Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C.: México.

- Racey, P. A.** (1988). Reproductive assessment in bats. En: Kunz, T. H. (ed.). *Ecological and behavioral methods for the study of bats* (pp. 31-45). Smithsonian Institution Press: Washington D. C.
- Rezsutek, M. y Cameron, G. N.** (1993). *Mormoops megalophylla*. *Mammalina Species*, 448, pp. 1-5. <https://doi.org/10.2307/3504289>
- Romero, F. y Ceballos, G.** (2004). Diversidad, historia natural y conservación de los mamíferos de Encillas, Polotitlán, Estado de México. *Revista Mexicana de Mastología*, 8(1), pp. 21-49.
- Russell, M. L.; Butchkoski, C. M.; Saidak, L. y McCracken, G. F.** (2009). Road-killed bats, highway design, and the commuting ecology of bats. *Endangered Species Research*, 8(1), pp. 49-60. <https://doi.org/10.3354/esr00121>
- Rydell, J.** (1991). Seasonal use of illuminated areas by foraging northern bats *Eptesicus nilssonii*. *Ecographi*, 14(3), pp. 203-207. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1991.tb00653.x>
- _____. (1992). Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden. *Functional Ecology*, 6(6), pp. 744-750. <https://www.jstor.org/stable/2389972>
- Rytwinski, T. y Fahrig, L.** (2007). Effect of road density on abundance of white-footed mice. *Landscape Ecology*, 22, pp. 1501-1512. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9134-2>
- Salles, L. O., Arroyo-Cabrales, J., Lima, A. C. D. M., Lanzelotti, W., Perini, F. A., Velazco, P. M., y Simmons, N. B.** (2014). Quaternary bats from the Impossível-Ioió Cave System (Chapada Diamantina, Brazil): humeral remains and the first fossil record of *Noctilio leporinus* (Chiroptera, Noctilionidae) from South America. *American Museum Novitates*, 2014(3798), 1-32.
- Sandler B., Weiss S., Fay J., Martínez E., y Galindo-Leal C.** (1998) Análisis de la deforestación y de los tipos de vegetación de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, utilizando sensores remotos. Reporte Final. World Wildlife Fund-México, México DF 38 p.
- Santos, S. M.; Carvalho, F. y Mira, A.** (2011). How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *Plos One*, 6(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025383>
- Scanlon, A. T. y Petit, S.** (2008). Biomass and biodiversity of nocturnal aerial insects in an Adelaide City park and implications for bats (Microchiroptera). *Urban Ecosystems*, 11, pp. 91-106. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0043-6>
- Schnitzler, H. U. y Kalko, E. K. V.** (2001). Echolocation by insect-eating bats: We define four distinct functional groups of bats and find differences in signal structure that correlate with the typical echolocation tasks faced by each group. *BioScience*, 51(7), pp. 567-569. <https://cutt.ly/8iQTNTQ>
- Shadle, A. R.** (1931). A new factor in the destruction of mammals. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 6, pp. 70-77.
- Siegel, S. y Castellan, N. J.** (2009). *Estadística no paramétrica: aplicada a las ciencias de la conducta*. 4.ª ed, Trillas: México.
- Slater, F. M.** (2002). An assessment of wildlife road casualties - the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecology*, 3(1), pp. 33-42. <https://we.copernicus.org/articles/3/33/2002/we-3-33-2002.pdf>
- Smith, L. L. y Dodd, C. K. Jr.** (2003). Wildlife mortality on U. S. Highway 441 across Paynes Prairie, Alachua county, Florida. *Florida Scientist*, 66(2), pp. 128-140. <https://www.jstor.org/stable/24321153>
- Torres Flores, J. W. y López Wilchis, R.** (2010). Condiciones microclimáticas, hábitos de percha y especies asociadas a los refugios de *Natalus stramineus* en México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 26(1), pp.191-213. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57512379013>
- Trombulak, S. C. y Frissell, C. A.** (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14(1), pp. 18-30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- Tuttle, M. D.; Taylor, D. A. R.; Medellín, R. A. y Walker, S.** (2000). *Murciélagos y Minas*. Resource Publication No. 3A. BCI Inc. Publicaciones PCMM, 56 pp.

- Vargas-Contreras, J. A.; Escalona-Segura, G.; Arroyo-Cabral, J.; Rendón, J. y Navarro, L.** (2012). Conservación de murciélagos en Campeche. *Therya*, 3(1), pp. 53-66. <https://cutt.ly/4iQFpFo>
- Vargas-Contreras, J. A.; Escalona-Segura, G.; Escobedo Cabrera, E.; Castillo Vela, G.; Cú Vizcarra, J. D.; Uc Cua, G.; Arroyo-Cabral, J.; Puc-Cabrera, J.; Chi-Coyoc, T.; Calmé, S. y Pozo de la Tijera, M. C.** (2013). Los Murciélagos de la Cueva “El Volcán de los Murciélagos” en Calakmul, Campeche, México. En: Escalona-Segura, G.; Vargas Contreras, J. A. y Molina Rosales, D. O. (eds.). *Programa de Manejo y Conservación de la cueva el Volcán de los Murciélagos, Calakmul, Campeche*. Ecosur-UAC-Fomix Campeche, pp. 95 -128.
- Williams, S. L.** (1977). The Meaning of Road Kill. *Carnegie Magazine*, 51, pp. 19-22.
- Wray, S.; Reason, P.; Wells, D.; Cresswell, W. y Walker, H.** (2005). Design, Installation, and monitoring of safecrossing points for bats on a new highway scheme in Wales. En: *ICOCET 2005 Proceedings* (pp 369-379). Wildlife Crossing Structures: Planning, Placement, Monitoring.

Puntos de alta siniestralidad de vertebrados en la carretera costera de Tabasco

Coral Jazvel Pacheco Figueroa | División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol),
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Ruth del Carmen Luna Ruiz | División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol), Universidad
Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Juan de Dios Valdez Leal | División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol), Universidad
Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Joel C. Saenz | Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre (ICOMVIS)
Universidad Nacional, Costa Rica

Elías José Gordillo Chávez | División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol), Universidad
Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Eduardo Moguel Ordóñez | División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol), Universidad
Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Lilia María Gama Campillo | División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol), Universidad
Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Ena Edith Mata Zayas | División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol), Universidad Juárez
Autónoma de Tabasco (UJAT)

Luis José Rangel Ruiz Juárez | División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol), Universidad
Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Víctor Manuel Santiago Plata | Department of Fish and Wildlife Sciences, University of Idaho

C. J. Pacheco

email: coral.pacheco@ujat.mx

División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Carretera Villahermosa-Cárdenas km. 0.5 s/n, entronque a Bosques de Saloya. Villahermosa, Tabasco, México, C. P. 86150.

Teléfono: (993) 3581500, 3581579 o 354 43 08

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Resumen

Se presenta un inventario de los vertebrados atropellados en carreteras de la zona costera y se identifican sitios de alta mortalidad por taxón. Se recorrieron 1,140.86 km durante 2013 y se obtuvieron 509 registros de 52 especies. Las especies más atropelladas fueron, en anfibios, la *Rhinella marina*; en aves, la *Glaucidium brasilianum*; en mamíferos, la *Didelphis* sp., y en reptiles la *Iguana iguana*. El 64.7 % de las especies atropelladas son omnívoras. El índice kilométrico de abundancia (IKA) fue de 0.38 individuos atropellados/km. Se registraron 12 especies protegidas por la Nom-059-Semarnat-2010. La mayor densidad de “puntos de alta siniestralidad” está asociada a vegetación no natural y tramos de carretera con velocidades permitidas mayores a 80 km/h. Las especies asociadas a cuerpos de agua fueron las más vulnerables.

Palabras clave: atropellamiento de fauna, carreteras, efecto de barrera, Tabasco.

Abstract

An inventory of the vertebrates run over on roads in the coastal zone is presented, and sites of high mortality by taxon were identified. 1,140.86 km were traveled during 2013 and 509 records of 52 species were obtained. The most running-over species were *Rhinella marina*, in birds *Glaucidium brasilianum*, in mammals *Didelphis* sp., and in reptiles *Iguana iguana*. 64.7 % of those run-over species are omnivores. The Abundance Kilometric Index (AKI) was 0.38 individuals run over/km. 12 species protected by Nom-059-Semarnat-2010 were registered. The higher density of "High Accident Points" is associated to non-natural vegetation and road sections with permitted speeds greater than 80 km/h. Species associated with bodies of water were the most vulnerable.

Keywords: wildlife roadkill, roads, barrier effect, Tabasco.

1. Introducción

En las últimas décadas las infraestructuras lineales de transporte han causado efectos negativos en una gran variedad de ambientes (Gurrutxaga y Lozano, 2010). Algunos de los problemas ecológicos ocasionados por dichas estructuras son la fragmentación de ecosistemas, reducción del hábitat y la biodiversidad (Arroyave *et al.*, 2006), alteraciones de los ciclos hidrológicos, cambios microclimáticos, producción de material particulado y ruido, así como contaminación atmosférica, de suelo y de mantos acuíferos.¹

¹ Vid. Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global.

Entre todos los efectos causados por las vías terrestres de comunicación, el más visible es el atropellamiento de fauna silvestre, porque en los caminos se han encontrado animales muertos a causa de colisiones por vehículos (Gottdenker *et al.*, 2001). En años recientes, diversos estudios muestran que las carreteras son, en parte, de las grandes amenazas para la biodiversidad (Arroyave *et al.*, 2006). En Tabasco se han realizado diversos análisis sobre las colisiones de fauna, por ejemplo, en la carretera federal 186, tramo Villahermosa-Aeropuerto, se tienen registradas como víctimas de estos accidentes principalmente a la *Iguana iguana* y al *Didelphis marsupialis* (Valdez-Leal *et al.*, 2005). Para el caso de toda la planicie tabasqueña, se reportaron 62 especies atropelladas siendo la *Rhinella marina* la mayormente afectada (Pacheco-Figueroa, 2016). El monitoreo realizado en la reserva de la biosfera Pantanos de Centla (RBPC) mostró que el 43 % de las especies atropelladas registradas fueron anfibios. La *Lithobates berlandieri* es la especie con mayor mortalidad y se encuentra dentro de la Nom-059-Semarnat-2010 (Pacheco-Figueroa *et al.*, 2016); este hecho está asociado con que las vías de comunicación en esta área natural protegida cruzan el humedal y, por tanto, existe disponibilidad de agua a lo largo del camino.

El estado de Tabasco mantiene 763 especies de vertebrados en sus relictos de vegetación y presenta un 75 % de humedales (Pacheco Figueroa *et al.*, 2014), con su zona costera amenazada por la erosión, inundaciones y salinización (Hernández *et al.*, 2008). Aunque la línea de costa representa tan solo un 3.20 % de toda la extensión territorial en el estado, es en esta zona donde se presentan las áreas de mayor cobertura arbórea, la cual mantiene la conectividad con la RBPC (Valdez-Leal, 2016). Parte del problema es que esta extensión tiene potencial de crecimiento por parte de la industria petrolera y turística, lo que genera un incremento en las vías de comunicación. Debido a lo anterior, el desarrollo carretero representa una amenaza para la fauna silvestre que ahí habita, ya que reduce la conectividad y produce un efecto de barrera. Por lo tanto, es crucial realizar investigaciones que describan la problemática y propongan acciones para contribuir a su preservación.

Con base en lo anterior, en el presente capítulo se realiza un análisis del impacto carretero de la zona costera del estado de Tabasco sobre los vertebrados silvestres, con el fin de exponer las principales características ambientales asociadas con los atropellamientos y sugerir medidas para evitar dicho impacto negativo.

2. Objetivo general

Analizar la frecuencia de atropellos de la fauna silvestre de la región de los humedales costeros de Tabasco.

3. Objetivos particulares

1. Identificar la fauna silvestre afectada por la colisión con automóviles en la vía de carreteras de la zona costera.
2. Determinar los puntos de alta siniestralidad, para los vertebrados silvestres de la zona costera.
3. Relacionar los puntos de alta siniestralidad con tipo de vegetación y variables de paisaje.

4. Métodos

4.1. Área de estudio

La zona de costa se delimitó a partir de la descripción realizada por Palma *et al.* (2007). Esta área cuenta con una superficie cercana a las 80,000 ha, se extiende desde el municipio de Centla hasta Huimanguillo y colinda al sur con la zona fisiográfica de la llanura de inundación y un gran número de sistemas lagunares costeros (Palma *et al.*, 2007) (figura 1). La zona costera resguarda una parte importante de los humedales de Tabasco, entre las coberturas más representativas se encuentran la asociación de popal-tular y manglares. Además, existe la presencia de cultivos de coco y pastizales, donde se halla un importante conjunto de asentamientos humanos y la presencia de carreteras.

Las carreteras se agruparon de acuerdo con el tipo de jurisdicción y administración en los tres niveles de gobierno: municipal, estatal y federal (tabla 1), con base en la cartografía existente del Inegi (2012). Todos los tramos muestreados se encuentran pavimentados. Dentro de las vías federales se sitúan la carretera Villahermosa-Ciudad del Carmen, ruta MEX-180, y Malpaso-el Bellote (ruta 187). La extensión vial recorrida fue de 205 km, lo que representó el 1.8 % de la red carretera del estado. Las vías recorridas para el presente estudio se encuentran ubicadas en los municipios de Centla, Comalcalco y Paraíso.

4.2. Obtención de datos

Como se mencionó anteriormente, para el presente estudio se realizó el recorrido de 205 km, de los cuales 68 km correspondieron a zonas federales, 88 km a estatales y 49 km a carreteras municipales (Inegi, 2012). Las vías se recorrieron sistemáticamente para la obtención de datos sobre atropellamiento. Se siguió cada tramo con ayuda de un vehículo a una velocidad promedio de 20 km/h (Pragatheesh y Rajvanshi, 2013). Hacer el trayecto en vehículo tiene la ventaja de abarcar mayores distancias en menor tiempo (Langen *et al.*, 2007).

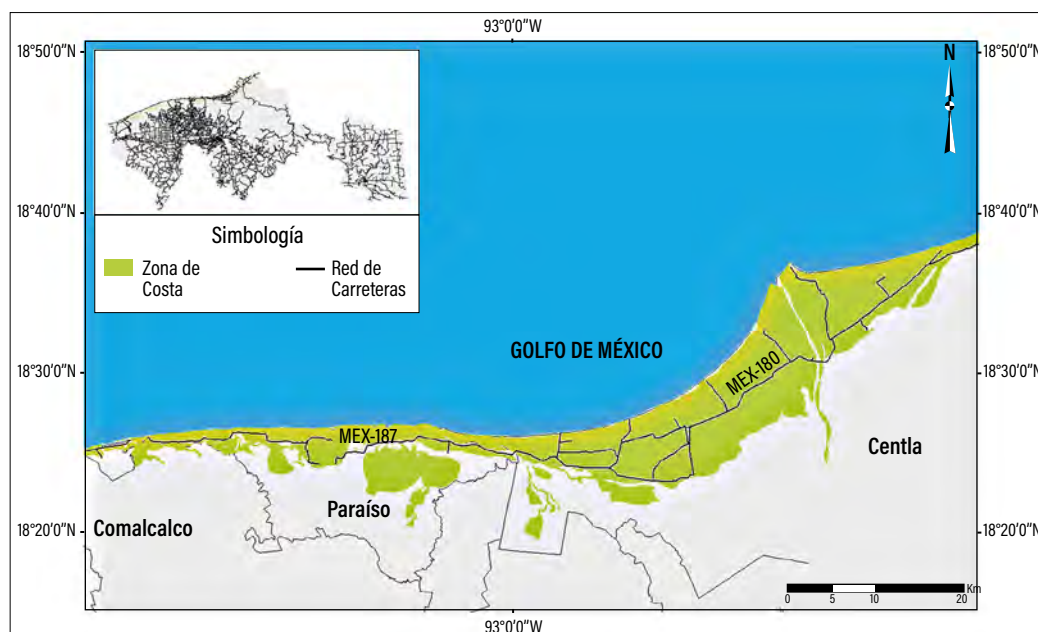


Figura 1. Área de estudio en la zona costera del estado de Tabasco.

Tabla 1. Agrupación de las carreteras bajo estudio.

Administración	Ancho de corona (m)	Velocidad máxima permitida (km/h)	Condición	Características geométricas	Tipo
Federal	18	80	Pavimentada	Dos carriles	Tipo B
Estatad	9	80			Tipo C
Municipal	7	70			Tipo D

El muestreo se realizó en las primeras horas del día a partir de las 6:00 h y hasta las 11:00 h, esto con el fin de evitar que los animales carroñeros apartaran la fauna atropellada de la vía carretera (Langen *et al.*, 2007; Colino, 2011). Con el propósito de contar con una representación general de la fauna atropellada en la zona, se realizaron recorridos una vez al mes (Ascensao y Mira, 2005), los meses muestreados considerados en la temporada de secas fueron de febrero a abril, los de lluvias de temporal fueron de junio a septiembre, y las de nortes fueron de finales de octubre a diciembre de 2013. Cada tramo fue muestreado cinco veces en promedio.

El registro se realizó cada vez que se halló fauna atropellada sobre la franja del tramo carretero muestreado. Los datos tomados fueron: ubicación geográfica del sitio de colisión (utilizando un GPS Garmin Etrex 20®) (Langen *et al.*, 2007) y la identificación del ejemplar

in situ; en los casos en que esto no fue posible, se tomaron evidencias fotográficas y medidas de los individuos con el fin de compararlos posteriormente con guías de campo o por consulta a expertos. Una vez obtenidos los datos, los individuos fueron retirados del asfalto para evitar un doble conteo (Colino, 2011). Con los registros obtenidos se creó una base de datos, la cual incluyó: nombre común, nombre científico, clasificación taxonómica, coordenadas, tipo de muestreo, fecha de muestreo, estatus según la Nom-059-Semarnat-2010 y gremio alimenticio (González, 2011; Da Rosa y Bager, 2013).

4.3. Análisis de datos de colisiones

Para el registro de las colisiones y su análisis únicamente fue considerada la fauna silvestre identificada a nivel de especie, con excepción de algunos ejemplares que se agregaron a nivel de género, ya que no se pudo diferenciar la especie, debido a que la condición de los cadáveres no lo permitía. Este es el caso de las especies *Sterna*, *Buteo*, *Icterus*, *Corytophanes*, *Artibeus* y *Didelphis*. Con base en esta información se estimó la riqueza específica y la abundancia por grupo taxonómico de los individuos atropellados.

Para el caso de la composición, se tomaron las estructuras de gremios, los cuales comprenden a un grupo de especies que comparten una característica común o que explotan un recurso ambiental común. Las especies se agruparon según sus hábitos alimenticios (Stewart y Woolbright, 1996).

Se estimó el índice kilométrico de abundancia (IKA) (Castillo-R. *et al.*, 2015), el cual es una medida de frecuencia que se expresa mediante un valor numérico obtenido de dividir el número de atropellos localizados entre kilómetros recorridos. El IKA se calculó individualmente para la especie más atropellada de cada grupo taxonómico y se calculó por el tipo de carretera y temporada de muestreo.

$$IKA = \text{Núm. A} / \text{Núm. Km} * \text{Núm. R}$$

IKA = índice kilométrico de abundancia

Núm. A = Número de atropellos

Núm. Km = Número de kilómetros recorridos

Núm. R = Número de veces recorridas

4.4. Puntos de alta siniestralidad

La identificación de los puntos de alta siniestralidad (PAS) se realizó con el programa Qgis® 2.18.12, por medio del análisis de densidad de Kernel. Este estimador permitió ubicar la concentración de los atropellos dentro de un rango de búsqueda, creando un gradiente de

probabilidad de concentración, el cual disminuye conforme se aleja la concentración de los puntos de colisión. El radio de búsqueda para el análisis consideró el ámbito hogareño de las principales especies colisionadas por grupo taxonómico (tabla 2).

Para realizar la estimación del PAS fueron consideradas las coordenadas de atropellos reportadas durante los muestreos. Para el análisis, los datos fueron conglomerados y se concentraron todos los registros por grupo taxonómico (anfibios, aves, mamíferos y reptiles).

Para cada PAS se calcularon las variables de paisaje, tales como el estado de la vegetación (natural o antrópica), distancia a cuerpos de agua y distancia a asentamientos humanos, así como las variables carreteras de velocidad máxima permitida en el tramo y el tipo de carretera (tabla 3). Para ello fue ubicado un punto central dentro de la circunferencia de cada PAS y posteriormente fueron estimadas las variables de paisaje y carreteras. En todos los PAS fue aplicado como radio de la circunferencia el usado en la densidad de Kernel (tabla 2). En total se ubicaron cinco coberturas de uso de suelo y vegetación aledañas a los PAS. Se consideró como vegetación natural la cobertura de manglar, tular y cuerpo de agua, y como coberturas no naturales los pastizales cultivados, zonas de agricultura de temporal permanente y las zonas urbanas.

Tabla 2. Ámbito hogareño de las especies más accidentadas dentro de las carreteras ubicadas en la zona costera del estado de Tabasco.

Grupo	Especie	Ámbito hogareño (m ²)	Radio (m)	Fuente
Anfibios	• <i>Rhinella marina</i>	340.0	10.4	Pearse (1979)
Aves	• <i>Quiscalus mexicanus</i>	10,000,000.0	1,784.1	Escobar (2009)
Mamíferos	• <i>Didelphis virginiana</i>	40,468.6	113.5	Department of Environmental Conservation (2018)
Reptiles	• <i>Iguana iguana</i>	5,502.5	41.8	Morales-Mávil <i>et al.</i> , (2007)

Tabla 3. Variables de paisaje asociadas a los puntos de alta siniestralidad.

Variable	Procedimiento	Fuente de información
Variables paisaje		
<i>Naturalidad</i>	En el círculo generado para el PAS se estimó qué proporción corresponde a coberturas naturales y cuál a no naturales	Capa de uso de suelo y vegetación de la serie v del Inegi (2013)

Variable	Procedimiento	Fuente de información
Variables paisaje		
<i>Distancia a cuerpos de agua</i>	Se midió la distancia entre el punto central al límite del cuerpo de agua más cercano	Red hidrográfica edición 2.0 del Inegi (2010)
<i>Distancia a asentamientos humanos</i>	Se midió la distancia entre punto central y el límite del asentamiento humano más cercano reportado	Asentamientos humanos, cuya capa se obtuvo del marco geoestadístico del Inegi (2018)
Variables carreteras		
<i>Velocidad máxima permitida</i>	Se interceptaron los PAS con la capa de red vial	Capa de red vial del Inegi del año 2017 (2017)
<i>Tipo de carretera</i>		

5. Resultados y discusión

Se recorrió un total de 1,140.86 km, obteniéndose 509 registros de fauna atropellada, de esos, siete no pudieron ser identificados, y 65 fueron animales domésticos, los cuales se descartaron para el análisis de composición de especies. En 38 registros la identificación solo fue posible a nivel de clase, debido al mal estado del ejemplar; de estos, 12 fueron aves, 20 mamíferos, dos anfibios y cuatro reptiles. Se obtuvo una riqueza total de 52 especies identificadas (tabla 4). Las aves conforman el grupo de mayor representatividad, seguido de los reptiles.

El grupo de las aves presentó el mayor número de órdenes, familias y géneros (tabla 4), mientras que los mamíferos y anfibios presentaron una mayor abundancia de registros. Los mamíferos tienen más riesgo por ser un grupo que abarca grandes rangos de movilidad en la búsqueda de recursos.

Tabla 4. Composición de la fauna colisionada en las carreteras de la costa tabasqueña.

Clase	Orden	Familia	Géneros	Especies	Abundancia
Aves	14	17	22	22	96
Mamíferos	5	6	8	9	151
Anfibios	1	1	3	3	139
Reptiles	2	6	15	16	51
Total	22	30	48	50	437

El sapo marino (*Rhinella marina*) fue la especie con la mayor cantidad de individuos atropellados con un total de 120 registros. Esta especie ha sido reportada como vulnerable ante los efectos de las carreteras en el país (Morales *et al.*, 1997; Grosselet *et al.*, 2007), debido a que hace uso de las mismas como medio para trasladarse y se trata de una especie abundante (Inegi, 2018).

Dentro del grupo de las aves se obtuvo una abundancia de atropellamiento de 15 individuos de zorzal (*Glaucidium brasilianum*) y 16 de zanate (*Quiscalus mexicanus*), mientras que entre los mamíferos, los tlacuaches (*Didelphis* sp.) obtuvieron 78 registros. En el grupo de los reptiles, la iguana verde (*Iguana iguana*) presentó mayor abundancia con 14 individuos. Los gremios que presentaron mayor profusión de atropellamiento fueron los omnívoros, con el 64.7 % de los registros, el cual estuvo representado principalmente por tlacuaches y sapos, estos obtienen mayor alimento en las carreteras debido a su plasticidad.

El IKA global para el estudio fue de 0.38 individuos atropellados/km. Fueron los mamíferos y anfibios los que presentaron el mayor índice (0.13 y 0.12 individuos atropellados/km, respectivamente). Las carreteras federales y municipales mostraron el IKA más elevado. En las primeras, los mamíferos sufrieron el mayor número de atropellos y en las segundas, los anfibios. En las carreteras estatales fue mayor el número de anfibios atropellados (figura 2).

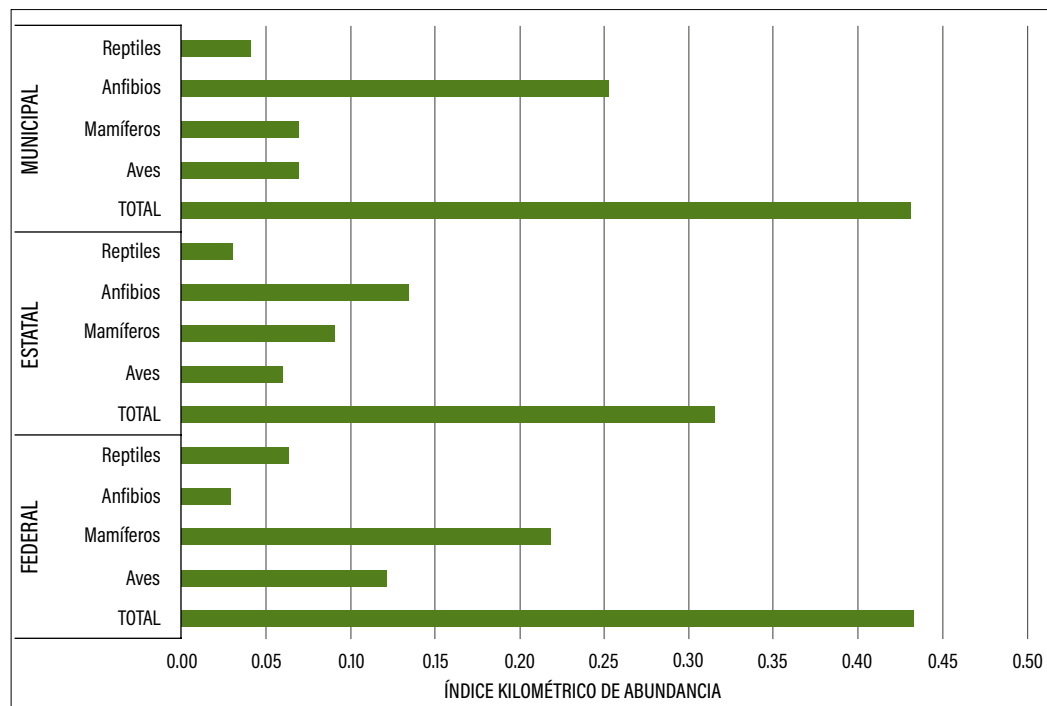


Figura 2. Índice kilométrico de abundancia (IKA), por tipo de carreteras de la costa tabasqueña.

La relación entre el tipo de carretera y su incremento en el IKA, descrito en el párrafo anterior, encuentra su fundamento en estudios que muestran que las carreteras principales tienen la mayor frecuencia de atropellos por unidades de longitud (Inegi, 2017), a lo cual se le suma la abundancia de tráfico y altas velocidades vehiculares. La forma y amplitud de las carreteras en Tabasco no presentan grandes diferencias en cuanto a la velocidad vehicular; en los tres niveles se tienen condiciones para transitar a altas velocidades y contar con un aforo automovilístico elevado, la gran diferencia puede deberse a la amplitud de su derecho de vía, que favorece otros tipos de hábitat potenciales que se encuentran a lo largo de cada tipo de carretera; lo que afecta al grupo taxonómico que es más frecuentemente registrado.

Al comparar el IKA de cada tipo de carretera por temporada se encuentra la tendencia a una mayor tasa de atropellos en la época de lluvias de temporal (figura 3). Principalmente para los mamíferos, con 0.207 atropellos/km recorrido. Lo cual puede relacionarse con el fenómeno de abundancia de mamíferos en estas temporadas por la riqueza de recursos disponibles, por lo que los anfibios incrementan su cruce por las carreteras, además de ser el momento en que buscan reproducirse.

De las 52 especies identificadas, 12 se encuentran dentro de alguna categoría de protección de acuerdo con la Nom-059-Semarnat-2010. Dentro de estos individuos, los mamíferos

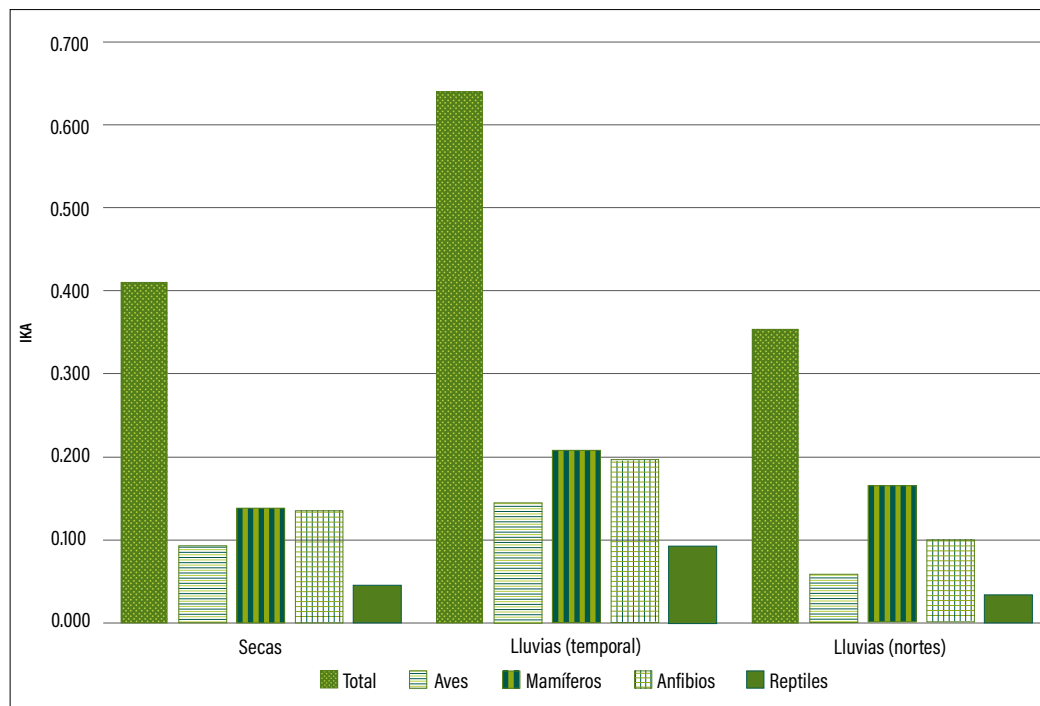


Figura 3. Índice kilométrico de abundancia (IKA), por temporada de muestreo en la costa tabasqueña.

y los reptiles representan el mayor número de especies, así como la mayor abundancia de atropellos (figura 4). Para las aves y anfibios, solo se encontró una especie para cada grupo. El mayor número de especies protegidas atropelladas ocurrió en la época de secas, afectando principalmente a reptiles sujetos a protección especial (Pr). En este contexto, la *Iguana iguana* (Pr) fue la especie más vulnerable a los atropellos, seguida de la *Lithobates berlandieri* (Pr). Los mamíferos de lento movimiento, tal como el *Coendou mexicanus* (A) y la especie *Tamandua mexicana* (P) fueron también muy vulnerables. A nivel de individuos, la abundancia es más alta, sin embargo, esto puede ser un efecto del método, por tener mayor esfuerzo de muestreo. Al exponerse un análisis relativo, en el IKA se observa que el mayor efecto se da en la época de lluvias de temporal para todos los grupos (figura 3).

Las diferencias encontradas en cuanto al número de individuos atropellados por especie pueden deberse a que el impacto de las carreteras sobre la fauna silvestre difiere para cada especie (Donaldson y Bennett, 2004). Para el caso de los anfibios, factores como su lento movimiento, incapacidad de percibir el peligro ante los automóviles e inmovilizarse en momentos de riesgo, los convierten en un grupo muy frágil ante los efectos de las carreteras (Puky, 2005). Por otra parte, es posible que los mamíferos sean atraídos a las carreteras por sus hábitos alimenticios y su afinidad por las zonas perturbadas, como lo demuestra la

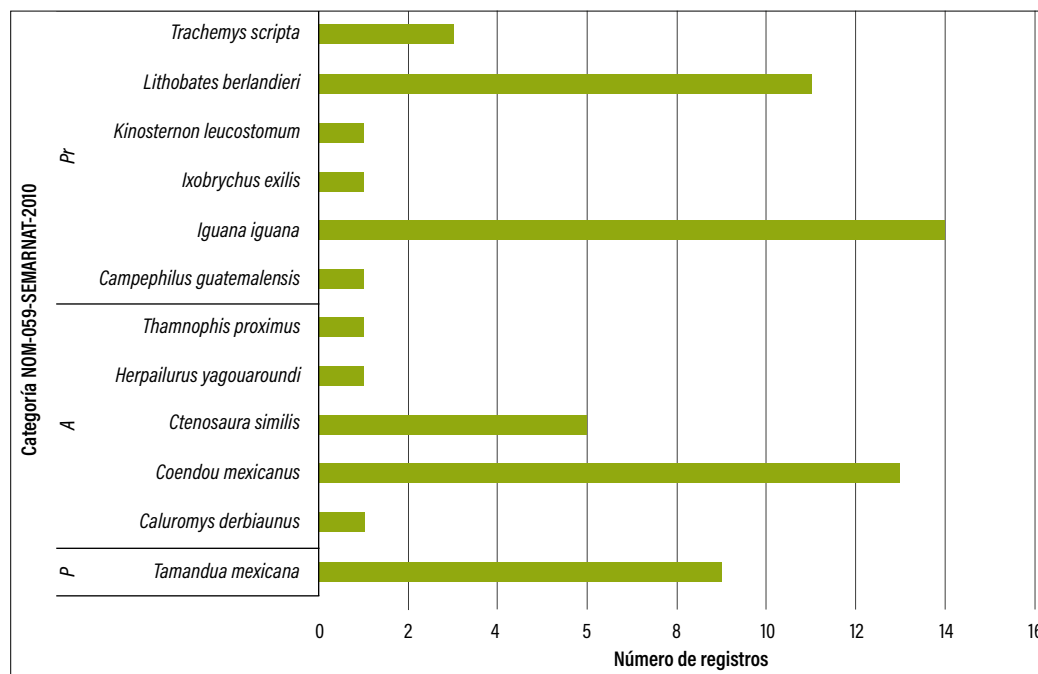


Figura 4. Número de individuos atropellados para cada especie en alguna categoría de protección por la Nom-059-Semarnat-2010, en las carreteras de la costa tabasqueña.

alta frecuencia de tlacuaches (*Didelphis* sp.). De igual forma, el lento desplazamiento del oso hormiguero y puercoespín los vuelve vulnerables a los atropellos. En este contexto, los hábitos alimenticios juegan un factor importante en la atracción de distintas especies a cruzar las carreteras, lo que explica por qué las especies omnívoras son las más frecuentemente atropelladas (Ford y Fahrig, 2007), tal y como ocurrió con los tlacuaches y mapaches en el presente estudio. Es posible que estos mamíferos forrajeen comúnmente cerca de las carreteras, lo que los hace también más vulnerables (Peris *et al.*, 2005; Rojas, 2010).

El PAS mostró un total de siete sitios de relevancia para el grupo de los anfibios, dos para aves, cuatro para mamíferos y tres para el grupo de reptiles (figura 5). En el análisis general fueron ubicados un total de ocho PAS. Los atropellos se concentraron principalmente en carreteras cuya velocidad permitida es de 40 a 80 km/h. Únicamente los PAS C5, C6 y C7 para anfibios se ubicaron en una vía con velocidad máxima permitida de 30 km/h. Esta carretera se encuentra inmersa en la localidad rural Nuevo Centla y es aledaña a un cuerpo de agua con asociación de manglar. Para estos puntos la especie más vulnerable fue el sapo marino (*Rhinella marina*).

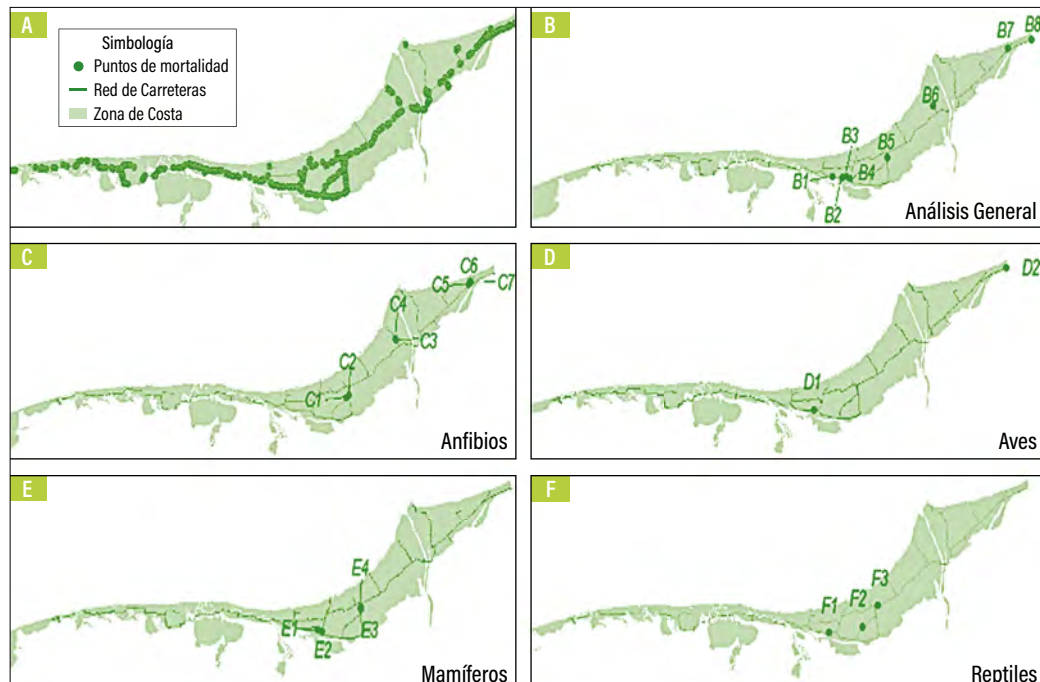


Figura 5. Mapas de registros de mortalidad y ubicación de PAS: A) Puntos de mortalidad en la zona costera; B) PAS, incluidos todos los registros de mortalidad; C) PAS ubicados para anfibios; D) PAS ubicados para aves; E) PAS ubicados para mamíferos; F) PAS ubicados para reptiles.

Todos los puntos por grupo taxonómico se ubicaron a una distancia menor de 1.5 km de los asentamientos humanos y con poca variación ($X = 0.173$ km, $SD = 0.34$) (DAH en figura 5), mientras que la distancia hacia cuerpos de agua (DCA) varió ampliamente ($X = 2.217$ km, $SD = 0.617$) (figura 6). En anfibios, el 42.9 % de los PAS se situaron a DCA menores a un kilómetro ($X = 2.065$ km, $SD = 2.016$). Lo anterior se explica con el hecho de que en toda la zona existen cuerpos de agua que los anfibios puede estar utilizando para su reproducción (Puky, 2005; Andrews y Jochimsen, 2007), por lo que hay un intercambio constante entre los cuerpos de agua que se encuentran a ambos lados de los caminos. Por esta misma razón, los PAS específicos para el grupo de los anfibios estuvieron relacionados con la presencia de humedales en ambos lados de las carreteras (Langen *et al.*, 2012), infiriéndose que la mortalidad se presenta debido a la necesidad de los organismos de migrar con fines reproductivos y que los cuerpos de agua cercanos y paralelos a la carretera influyen en las concentraciones de tal mortalidad (Ascensao y Mira, 2005).

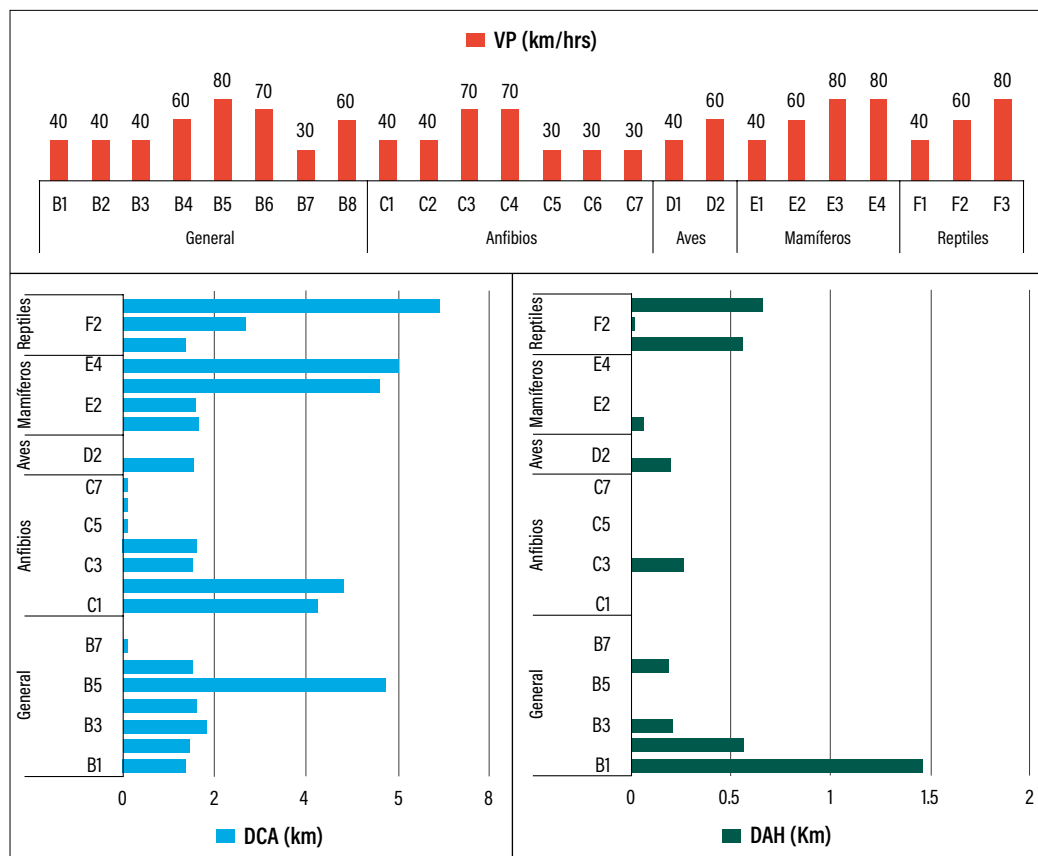


Figura 6. Relación de PAS con variables presentes en el paisaje y carreteras: VP = velocidades permitidas; DCA = distancia a cuerpo de agua; DAH = distancia a asentamientos humanos.

En el caso de las aves, el punto D1 se ubicó a 1.53 km de un cuerpo de agua, mientras que el punto D2 se situó a escasos 0.02 km ($X = 0.775$ km, $SD = 1.068$). Este punto se encuentra cercano al puente que une el estado de Tabasco con el estado de Campeche y la mayor concentración de atropellos correspondió a la golondrina marina (*Sterna* sp.). Este género es de hábitos acuáticos, así como tolerante al hábitat perturbado, por lo que esta zona acuática y con infraestructuras le permite fácilmente habitar y hacer sus nidos. Las altas concentraciones de individuos y un trayecto recurrente para llegar a sus nidos, incrementó su riesgo de colisión.

Para reptiles ($X = 3.637$ km, $SD = 2.903$) y mamíferos ($X = 3.703$ km, $SD = 2.423$), la totalidad de los puntos se ubicaron a DCA mayores a un kilómetro. La mayoría de estos puntos se concentraron en el municipio de Centla y se ubicaron sobre la carretera Villahermosa-Ciudad del Carmen, ruta MEX-180, y en las vías que conectan Santa Cruz hacia el Bellote. En estas zonas, los cuerpos de agua son reducidos en comparación con las áreas de costa cercanas a la RBPC y a la laguna de Mecoacán. El contar con menos cuerpos de agua indica que hay más zonas de menor inundación, por lo que las coberturas y ofertas de alimento son diferentes.

En el análisis por grupo taxonómico se identificó la dominancia de coberturas no naturales en las áreas de alta siniestralidad (figura 7). Para el caso de los anfibios, reptiles y mamíferos, el tipo de cobertura cercana a los sitios de atropello correspondió a pastizales cultivados y zonas de agricultura de temporal. Es probable que tales ambientes perturbados estén ofreciendo alimento a diferentes especies, principalmente a las generalistas, las cuales presentaron mayor incidencia de atropello de acuerdo con los registros realizados. Asociada a la variable de DCA, se apoya la idea de que estos cultivos están en zonas que requieren menores niveles de inundación o de cuerpos de agua permanentes. Debido a su accesibilidad, es probable que los mamíferos y reptiles seleccionen estos sitios por alimento o refugio, provenientes de cultivos y pastizales, más que de los cuerpos de agua.

Para el caso de las aves se identificaron dos patrones, uno con dominancia antrópica y otro con dominancia natural (cuerpo de agua, manglar y tular). Debido a la forma de desplazamiento de las aves, es probable que estén haciendo uso de este hábitat a una escala más amplia, y el ambiente aledaño no influya sobre sus tasas de atropellamiento. Cabe señalar que toda la zona de costa es una región de gran importancia para las aves.

En el análisis general, el 87.7 % de los PAS presentaron en sus alrededores coberturas no naturales, únicamente en el punto B8 se identificaron coberturas naturales (figura 7).

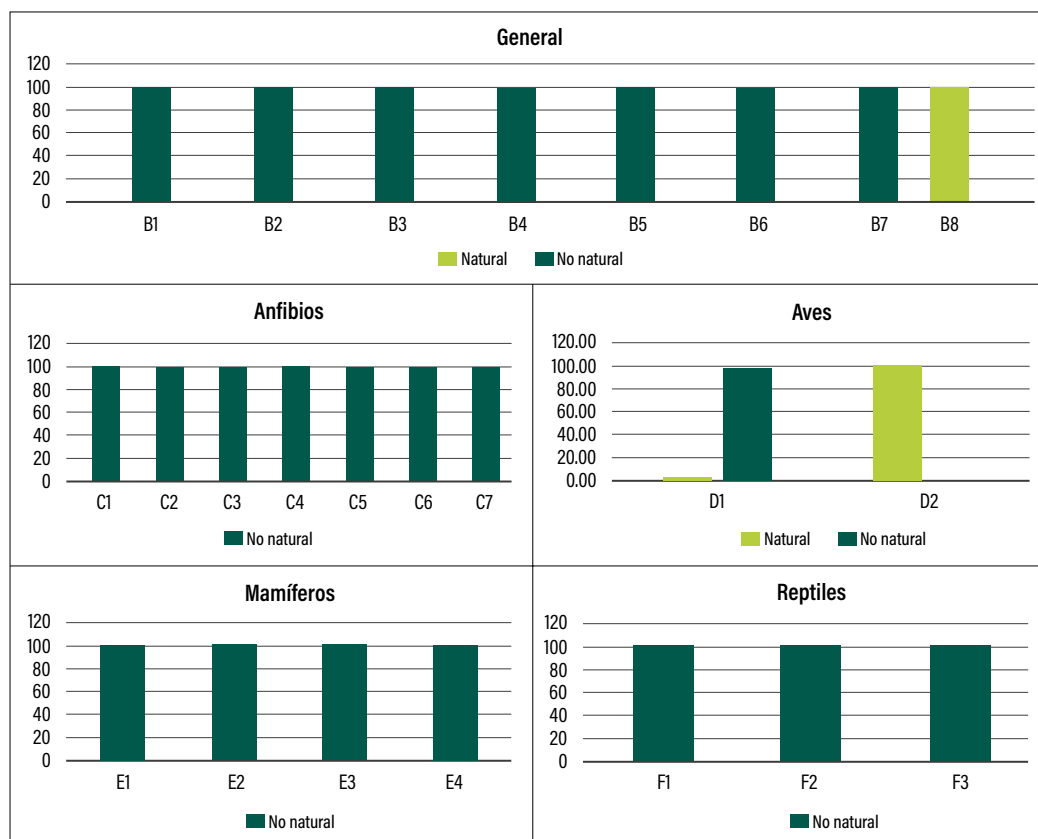


Figura 7. Relación de PAS con la vegetación natural y no natural.

Cabe destacar que los puntos B8 y D2 se ubican dentro de los límites de la RBPC (figura 8), siendo zonas con mayor vulnerabilidad y riesgo para el mantenimiento de la biodiversidad.

Otras investigaciones de PAS reportan resultados similares a nuestro estudio y vinculan a las carreteras federales con factores que influyen en la ubicación de los atropellamientos. Por ejemplo, Ramp y Roger (2008) y Wilson (2012) encontraron que las zonas que presentan intersecciones tenían mayores concentraciones de puntos. En este contexto, tales intersecciones son muy frecuentes en la red carretera de la costa de Tabasco, y en general de la entidad, donde existe un alto número de áreas urbanizadas no reguladas y asociadas al crecimiento carretero. La concentración de los PAS en otros estudios también se ha encontrado en carreteras que presentan trazados rectilíneos y con altas velocidades (Adán *et al.*, 2007; Rico *et al.*, 2011), lo cual concuerda con el presente trabajo donde las velocidades de los vehículos tuvieron una influencia en los atropellos de fauna silvestre.

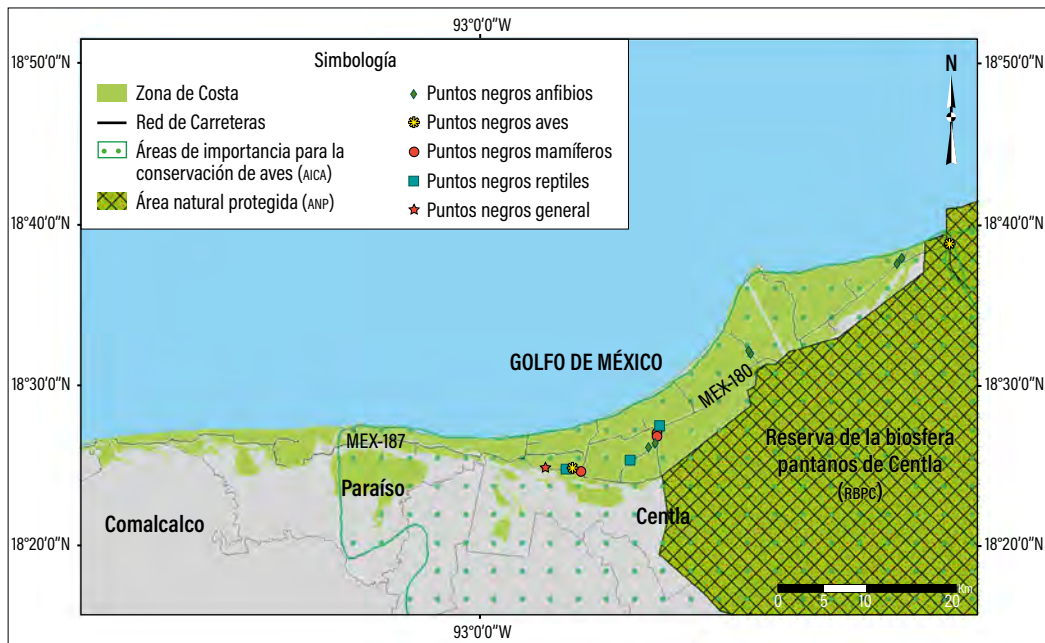


Figura 8. Ubicación de los PAS y áreas de protección en la zona costera del estado de Tabasco.

6. Conclusiones

Con los resultados de este estudio se determinó que la especie *Rhinella marina* fue la más accidentada en las vías carreteras de la zona costera, posiblemente por sus hábitos generalistas, que le permiten encontrar cuerpos de agua y alimento a lo largo de estas carreteras.

La muerte por atropellos de la fauna silvestre protegida por la Nom-059-Semarnat-2010 es un factor importante a considerar en los impactos de las carreteras. Es urgente un diseño de vías de comunicación terrestre que sea menos invasivo, además de que favorezca la recuperación del ecosistema y el flujo e interacción esenciales de flora y fauna nativa. Sin medidas adecuadas, la pérdida de fauna por atropellamientos, así como por los efectos secundarios de la reducción del hábitat, ocasionará un detrimento de estas poblaciones locales.

La construcción de carreteras es un factor clave en el desarrollo de actividades productivas como la ganadería, la explotación forestal y el crecimiento de los asentamientos humanos en áreas que en un principio eran inaccesibles para las personas. El apropiado diagnóstico del efecto carretero para implementar medidas de mitigación adecuadas es urgente no solo para la costa de Tabasco, sino a nivel estatal y nacional. Las alcantarillas son una alternativa, especialmente para anfibios, siempre y cuando sean diseñadas para cumplir este fin.

Se recomienda realizar más estudios de fauna silvestre en esta región con el fin de implementar medidas de mitigación específicas para cada especie dentro de la zona costera; la de Tabasco requiere principal atención, dado que se prevé una reactivación de actividades petroleras, lo que incrementará el flujo vial de vehículos de gran tamaño. El estudio de las poblaciones de fauna permitirá determinar qué especies están en riesgo y de esta manera tomar medidas previas al incremento del tránsito de vehículos.

Estudios de la fauna colisionada permitirán tener insumos suficientes para determinar cuáles son los sitios adecuados para establecer medidas de mitigación, como son los pasos de fauna aéreos o las alcantarillas. Estas últimas deberán estar asociadas a un estudio de los escurrimientos, que en esta región han sido alterados. El paisaje se sigue transformando en esta área, por lo que es necesario un monitoreo continuo que evidencie el efecto que le ocasionan estas carreteras.

En esta porción de territorio se han encontrado animales arborícolas, voladores y terrestres. Si bien las alcantarillas son una opción para anfibios, se necesitan pasos aéreos para la fauna arborícola y para los terrestres. Debido al costo, se podrían tener señaléticas en sitios vulnerables, así como reductores de velocidad visuales.

En la carretera 180 se ha incrementado el tráfico vehicular por el turismo, por lo que los pasos de fauna, combinados con campañas de concientización ambiental, pueden reducir los riesgos de colisiones.

7. Literatura citada

- Adán, J. J.; Ayuso, A. M. y Rodríguez, A.** (2007). Efectos de las infraestructuras viarias en los vertebrados. En: Barea-Azcón, J. M.; Moleón, M.; Travesí, R.; Ballesteros, E.; Luzón, J. M. y Tierno, J. M. (eds.). *Biodiversidad y Conservación de Fauna y Flora en Ambientes Mediterráneos* (pp. 839-858). Sociedad Ganadera de Historia Natural: Granada.
- Andrews, K. M. y Jochimsen, D. M.** (2007). Ecological effects of roads infrastructure on herpetofauna: Understanding biology and increasing communication. En: Leroy I. C.; Nelson D. y McDermott K. P. (eds.). *Proceedings of the 2007 International Conference on Ecology and Transportation* (pp. 567-582). Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University: Raleigh, NC.
- Arroyave, P. M.; Gómez, C.; Gutiérrez, M. E.; Munera, D. P.; Zapata, P. A.; Vergara, I. C.; Andrade, L. M. y Ramos, K. C.** (2006). Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA*, 3(5), pp. 45-57.
- Ascensao, F. y Mira, A.** (2005, 29 de agosto). Spatial patterns of road kills: A case study in Southern Portugal. En: Irwin C. L.; Garrett P. y McDermott K. P. (eds.). *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation* (pp. 641-646). Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University: Raleigh, NC.
- Castillo-R., J. C.; Urmendez-M., D. y Zambrano-G., G.** (2015). Mortalidad de fauna por atropello vehicular en un sector de la vía Panamericana entre Popayán y Patía. *Boletín Científico*. Centro de Museos. Museo de Historia Natural, 19(2), pp. 207-219.
- Colino, R. V. J.** (2011). *Contribuciones al análisis de mortalidad de vertebrados en carreteras* [tesis doctoral, Facultad de Ciencias Ambientales. Universidad de Salamanca]. ResearchGate.
- Da Rosa, C. A. y Bager, A.** (2013). Review of the factors underlying the mechanisms and effects of roads on vertebrates. *Oecologia Australis*, 17(1), pp. 6-19.
- Department of Environmental Conservation.** (2018). *Oppossums. Training Information for Wildlife Control Operators*: New York. <http://nwco.net/wildlife-species-information/oppossums/>
- Donaldson, A. y Bennett, A.** (2004). *Ecological effects of roads: implication for the internal fragmentation of Australian parks and reserves. Parks Victoria Technical Series*, Parks Victoria, núm. 12. 66 pp.
- Escobar, Q. L. E.** (2009). *Determinación de anticuerpos circulantes contra influenza aviar y Newcastle en Zanates (Quiscalus mexicanus) de la ciudad de Guatemala* [tesis de licenciatura. Facultad de Veterinaria, Universidad de San Carlos de Guatemala] <http://www.repositorio.usac.edu.gt/id/eprint/3294>
- Ford, A. T. y Fahrig, L.** (2007). Diet and body size of North American mammal road mortalities. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12(7), pp. 498-505.
- González, G. A.** (2011). *Atropellamiento de fauna en el libramiento carretero de Amozoc-Cantona-Perote (2010-2011)* [tesis de maestría. Instituto de Ecología, A. C.].
- Gottdenker, N.; Wallace, B. R.; Gómez, H.** (2001). La importancia de los atropellos para la ecología y conservación: *Dinomys branickii*, un ejemplo de Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 35, pp. 61-67.
- Grosselet, M.; Villa-Bonilla, B.; Ruiz, M. G.** (2007). Afectaciones a vertebrados por vehículos automotores en 1.2 km de carretera en el Istmo de Tehuantepec. *Proceedings of the fourth International Partner in Flight Conference: Tundra to Tropics*, pp. 227-231.
- Gurrutxaga, S. V. M. y Lozano, V. P. J.** (2010). Causa de los procesos territoriales de fragmentación de hábitat. *Lurralde*, 33, pp. 147-158.
- Hernández Santana, J. R.; Ortiz Pérez, M. A.; Méndez Linares, A. P. y Gama Campillo, L.** (2008). Morfodinámica de la línea de costa del estado de Tabasco, México: tendencias desde la segunda mitad del siglo xx hasta el presente. *Investigaciones geográficas*, 65, pp. 7-21.

- Instituto Nacional de Estadística y Geografía** (Inegi). (2010). *Red Hidrográfica*. Escala 1:50,000 edición 2.0. México. <https://www.inegi.org.mx/temas/hidrografia/default.html#Descargas>
- _____. (2012). *Guía para la interpretación de cartografía uso de suelo y vegetación*. México. Serie IV. shorturl.at/axV79
- _____. (2013). *Uso de suelo y vegetación*. Escala 1:250,000. Serie V. México. <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/default.html#Descargas>
- _____. (2017). *Red Nacional de Caminos*. México. <https://datos.gob.mx/busca/dataset/red-nacional-de-caminos-rnc>
- _____. (2018). *Marco Geoestadístico*. México. <https://www.inegi.org.mx/temas/mg/default.html#Descargas>
- Langen, T. A.; Gunson, K. E.; Scheiner, C. A. y Boulterice, J. T.** (2012). Road mortality in freshwater turtles: identifying causes of spatial patterns to optimize road planning and mitigation. *Biodiversity and conservation*, 21(12), pp. 3017-3034.
- Langen, T. A.; Machniak, A.; Crowe, E. K.; Manga, C.; Marker, D.; Liddle, N. y Roden, B.** (2007). Methodologies for surveying herpetofauna mortality on rural highways. *Journal of wildlife Management*, 71, pp. 1361-1368.
- Morales-Mávil, J. E.; Vogt, R. C. y Gadsden-Esparza, H.** (2007). Desplazamientos de la iguana verde, *Iguana iguana* (Squamata: Iguanidae) durante la estación seca en La Palma, Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical*, 55(2), pp. 709-715.
- Morales, M. J.; Villa, C. J. T.; Aguilar, R. S. H. y Barragán, M. L.** (1997). Mortalidad de vertebrados silvestres en una carretera asfaltada de la región de los Tuxtlas, Veracruz, México. *La ciencia y el hombre*, 27(623), pp. 7-23.
- Pacheco Figueroa, C. J.; Luna Ruiz, R. C.; Marcelo Guadarrama, E.; Valdez Leal, J. D.; Saenz Méndez, J.; Mata Zayas, E. E.; Gama Campillo, L. M.; Rangel Ruiz, L. J.; Cruz Hernández, Y. S. y Zapata Ruiz, F. S.** (2014). Un asesino a sueldo: el impacto de las carreteras en la fauna silvestre. *Kuxulkab'. Revista de divulgación científica*, 20(38), pp. 23-28.
- Pacheco-Figueroa, C. J.** (2016). *Informe técnico del proyecto: Mortandad de fauna silvestre en la planicie tabasqueña*. Programa PFI DACBiol-UJAT. 22 pp.
- Pacheco-Figueroa, C. J.; Valdez Leal, J. D.; Sáenz, J.; Luna Ruiz, R. C.; Gordillo Chávez, E. J.; González-Gallina, A.; Moguel Ordóñez, E. J. y Langen, T. A.** (2016). *Informe técnico. Mitigación de riesgos por colisiones de fauna silvestre en vías de comunicación terrestres en pantanos de Centla*. Procer. Convenio de concertación núm. PROCER/CCER/RBP-C/08/2016RBPC, Conanp: Villahermosa, Tabasco.
- Palma-López, D. J.; Cisneros D., J.; Moreno C., E. y Rincón-Ramírez, J. A.** (2007). *Suelos de Tabasco: su uso y manejo sustentable*. Colegio de Postgraduados-Isprotab-Fundacion Produce Tabasco: Villahermosa, Tabasco, México. <https://bit.ly/3ry1J0q>
- Pearse, B.** (1979). A population and home range study of *Bufo marinus* [tesis honorífica. Griffith University, Brisbane, Australia].
- Peris, S.; Baquedano, R.; Sánchez, A. y Pescador, M.** (2005). Mortalidad del jabalí (*Sus scrofa*) en carreteras de la provincia de Salamanca (No de España): ¿influencia de su comportamiento social? Galemys, *Boletín informativo de la Sociedad Española para la conservación y estudio de los mamíferos*, 17(1-2), pp. 13-23.
- Pragatheesh, A. y Rajvanshi, A.** (2013). Spatial Patterns and Factors Influencing the Mortality of Snakes on the National Highway-7 Along Pench Tiger Reserve, Madhya Pradesh, India. *Oecologia Australis*, 17(1), pp. 20-35.
- Puky, M.** (2005). Amphibian Road Kills: A Global Perspective. *UC Davis: Road Ecology Center*, pp. 325-338.
- Ramp, D. y Roger, E.** (2008). Frequency of animal-vehicle collision in NSW. En: Lunney, D.; Munn, A. y Meikle, W. (eds.). *Too close for comfort: contentious issues in human-wildlife encounters* (pp. 119-126). Royal Zoological Society of NSW.
- Rico, G. E.; Canto, J. L.; Terrones, B. y Bonet, A.** (2011). Impacto del tráfico rodado en el P. N. del Carrascal de la Font Roja. ¿Cómo influyen

- las características de la carretera en los atropellos de vertebrados? *Galemys*, 23, pp. 113-123.
- Rojas, Ch. E.** (2010). Atropello de vertebrados en una carretera secundaria en Costa Rica. *Cuaderno de Investigación UNED*. 3(1), pp. 81-84.
- Stewart, M. M. y Woolbright, L. L.** (1996). Amphibians. En: Reagan, D. P. y Waide, R. B. (eds.). *The Food Web of a Tropical Rain Forest* (pp. 273-320). The University of Chicago Press: Chicago, IL.
- Valdez-Leal, J. D.** (2016). *Propuesta para el establecimiento de corredores biológicos en el estado de Tabasco* [tesis de doctorado en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco].
- Valdez-Leal, J. D.; Pacheco-Figueroa, C. J. y Moguel-Ordóñez, E.** (2005). Fauna silvestre atropellada en la carretera Villahermosa-Macuspana, Tabasco, México. *Revista Oficial de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y Conservación*, 9(4), p.148.
- Wilson, D. D.** (2012). *Hotspot Analysis Of Road Kills In Southern California: A Gis Approach* [tesis profesional, California State University, Northridge. USA].

Mortalidad de serpientes por atropellamiento en un área aledaña a la reserva estatal del Santuario del Manatí, Quintana Roo, México

J. Rogelio Cedeño-Vázquez | El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal

Gunther Köhler | Museo Senckenberg de Historia Natural, Fráncfort del Meno, Alemania

Pablo M. Beutelspacher-García | Martinica 342, fracc. Caribe Chetumal, Quintana Roo, México, C. P. 77086

Resumen

Se identificaron las serpientes afectadas por atropellamiento vehicular en un transecto de carretera ubicado en la periferia de la reserva estatal Santuario del Manatí, mediante recorridos nocturnos entre 2010 y 2018. Se obtuvieron 31 especies con 742 registros, de los cuales 563 (78 %) se encontraron atropelladas. Más de la mitad de los registros (441, 59.4 %) corresponden a seis especies: *Dipsas brevifacies*, *Sibon sanniolus*, *Boa imperator*, *Bothrops asper*, *Ninia sebae* y *Leptodeira frenata*. El número de especies por año de muestreo osciló entre 17 y 22, el promedio de registros por año fue de 83 (rango: 49-116). La frecuencia de atropellamientos podría incrementarse en el futuro cercano, ante el aumento en la intensidad del flujo vehicular. Es necesario tomar medidas urgentes para mitigar el impacto hacia las poblaciones de las especies de serpientes que habitan en el área de estudio.

Palabras clave: mortalidad por atropello, serpientes, Santuario del Manatí, Chetumal.

J. R. Cedeño-Vázquez

email: rcedenov@ecosur.mx, rogeliocedeno@gmail.com

Departamento de Sistemática y Ecología Acuática, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal
Av. Centenario km 5.5, Chetumal, Quintana Roo, México, C. P. 77014

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

The snakes affected by vehicular traffic were identified in a road transect located on the periphery of Santuario del Manatí state park, through night samplings conducted between 2010 and 2018. Thirty-one species were obtained, with 742 records, of which 563 (78 %) were found to have been run over. More than half of the records (441, 59.4 %) correspond to six species: *Dipsas brevifacies*, *Sibon sanniolus*, *Boa imperator*, *Bothrops asper*, *Ninia sebae*, and *Leptodeira frenata*. The number of registered species per year ranged from 17 to 22, the average number of records per sampling year was 83 (range: 49-116). The frequency of snake mortality due to running over could increase shortly due to the increase in vehicular flow intensity. Urgent measures are needed to mitigate the impact on the snake species populations that inhabit the studied area.

Keywords: road mortality, snakes, Santuario del Manatí, Chetumal.

1. Introducción

El establecimiento de vialidades contribuye al desarrollo socioeconómico, pero la apertura de carreteras, al actuar como una barrera física, afecta a las especies de fauna silvestre al promover la fragmentación del hábitat, el aislamiento de poblaciones, el desequilibrio en las cadenas tróficas y la muerte directa por colisiones con los vehículos que transitan (Grosselet *et al.*, 2008; Coffin, 2007; Gutzwiller y Barrow Jr., 2003; Alexander *et al.*, 2005).¹

Entre los grupos de vertebrados, los anfibios y reptiles suman la mayor cantidad de víctimas reportadas en la literatura por atropellamiento en carreteras ubicadas en ecosistemas tropicales (Monge-Nájera, 2018) y los resultados obtenidos en un estudio reciente, realizado en la carretera Kinchil-Celestún, en Yucatán, no son la excepción.² Una revisión bibliográfica reciente (Colino-Rabanal y Lizana, 2012) concluye en que el incremento del tránsito vehicular puede comprometer la conservación de la herpetofauna (anfibios y reptiles) y jugar un papel relevante en la disminución de sus poblaciones. Entre los reptiles, las serpientes han recibido una atención significativa en las investigaciones sobre mortalidad en carreteras (Andrews *et al.*, 2008).

Como integrantes de la herpetofauna, las serpientes constituyen un componente importante de cualquier ensamble faunístico y juegan un rol esencial en las redes tróficas (Born y Gaucher, 2001), por lo que cualquier cambio en su situación poblacional puede

¹ Vid. Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global.

² Vid. Capítulo II. 10 Atropellamiento de vertebrados en la carretera Kinchil-Celestún, Yucatán.

causar una cascada de impactos negativos en las comunidades biológicas (Beaupre y Douglas, 2009). En este capítulo presentamos las especies de serpientes que están siendo afectadas por atropellamiento vehicular en la zona de influencia del área natural protegida en la reserva estatal del Santuario del Manatí. Se ofrecen datos obtenidos durante un periodo de monitoreo comprendido entre febrero de 2010 y diciembre de 2018, en un transecto de carretera de 39 km.

2. Objetivo general

Evaluar la mortalidad de serpientes por tránsito vehicular en un transecto de carretera de 39 km, ubicado en las inmediaciones de la reserva estatal del Santuario del Manatí.

3. Objetivos particulares

1. Identificar las especies afectadas por atropellamiento vehicular.
2. Documentar los cambios en la composición de especies y las frecuencias de registros por año de muestreo.
3. Determinar la intensidad del flujo vehicular en las diferentes secciones del transecto de monitoreo.

4. Métodos

4.1. Área de estudio

El área de estudio se ubica en el municipio de Othón P. Blanco, Quintana Roo. La carretera observada se extiende sobre la porción occidental del área de influencia de la reserva estatal del Santuario del Manatí (figura 1) y comprende un transecto de 39 km de largo (ancho promedio = 7 m), dividido en cinco secciones, cuya descripción y tipo de ambientes presentes se describen con detalle en Köhler *et al.* (2016).

4.2. Obtención de datos

Se realizaron muestreos nocturnos cada 15 días en fines de semana (empezando en sábado y terminado en domingo), del 13 de febrero de 2010 al 23 de diciembre de 2018, a bordo de un vehículo a velocidad moderada (40-50 km/h), de las 21:00 h a la 1:00 h. La información recabada para cada registro y los procedimientos realizados para el resguardo de los

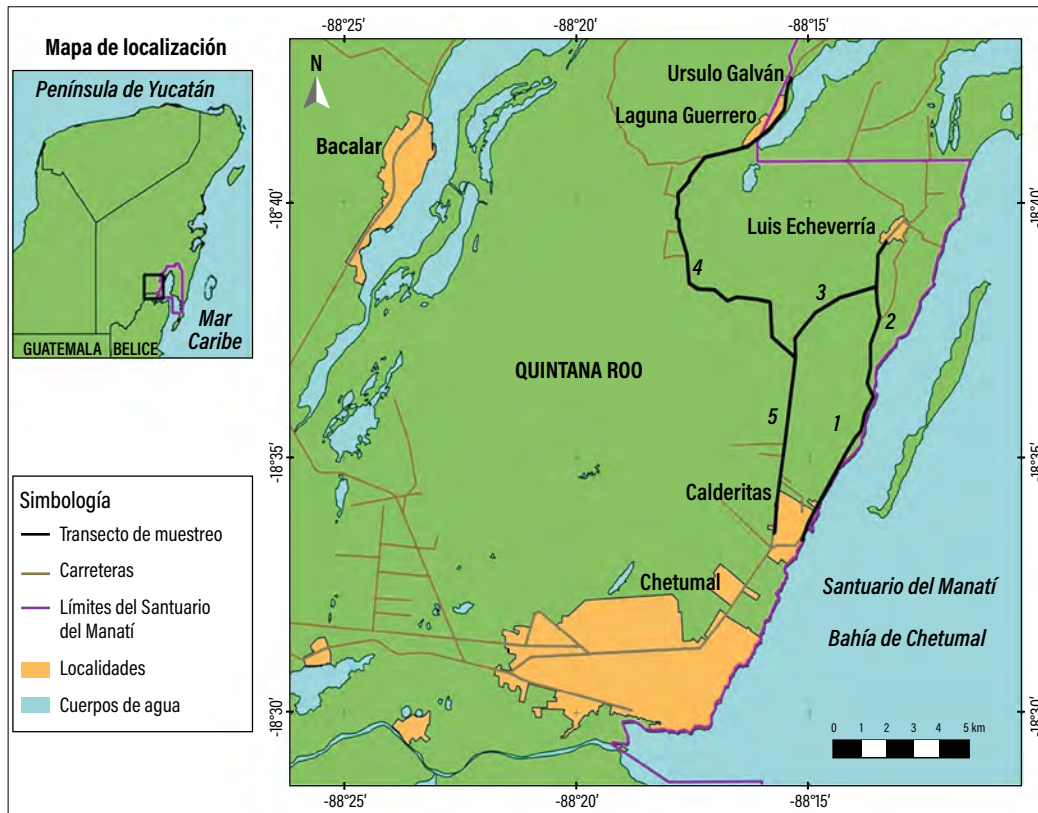


Figura 1. Ubicación del transecto con las cinco secciones de muestreo de serpientes atropelladas, periodo 2010-2018. (Infografía: Janneth A. Padilla Saldívar.)

especímenes colectados se describen con detalle en Köhler *et al.* (2016). Los ejemplares atropellados que se localizaron en buen estado se encuentran depositados en la colección herpetológica del Museo de Zoología de Ecosur (ECO-CH-H) y en el Senckenberg Research Institute (SMF), Fráncfort del Meno, Alemania, con el respaldo de permisos de colecta científica expedidos por la Dirección General de Vida Silvestre de la Semarnat.³

Para determinar la intensidad del tránsito vehicular en las diferentes secciones de muestreo, se contabilizaron los vehículos (motocicletas y autos) durante un periodo de 24 horas, en junio de 2015 y noviembre de 2017. De acuerdo con la cantidad de vehículos registrados, se establecieron cuatro categorías de intensidad de tránsito vehicular: baja, moderada, alta y muy alta (Köhler *et al.*, 2016).

³ Oficio núm. SGPA/DGVS/02570/15; oficio núm. SGPA/DGVS/01629/16; oficio núm. SGPA/DGVS/01205/17; oficio núm. SGPA/DGVS/002491/18.

5. Resultados y discusión

5.1. Composición de las especies afectadas

Durante los 238 recorridos realizados en el periodo de muestreo, se identificaron 31 especies distribuidas en seis familias con un total de 742 registros, de los cuales 563 (76 %) corresponden a serpientes que fueron atropelladas y 179 (24 %), a serpientes vivas que se encontraban sobre la carretera en el momento de realizar el muestreo (tabla 1). Estas especies ya habían sido reportadas en 2016 (Köhler *et al.*, 2016), y considerando un registro adicional en el transecto de muestreo (*Phrynonax poecilonotus*) (Carbajal Márquez *et al.*, 2016) suman un total de 32, las cuales representan el 71 % de las especies que se distribuyen en el área de estudio (sur de Quintana Roo) y el 42.6 % de todas las que habitan en Quintana Roo (Köhler *et al.*, 2016; Lee, 2000; González Sánchez *et al.*, 2017).

Tabla 1. Relación de las especies afectadas (muertas y vivas) por atropellamiento vehicular y número de registros obtenidos en el transecto de muestreo durante el período 2010-2018.

Familia	Especie	Muertas	Vivas	Total
Boidae	<i>Boa imperator</i>	33	29	62
Colubridae	<i>Drymarchon melanurus</i>	6	2	8
	<i>Drymobius margaritiferus</i>	5	2	7
	<i>Ficimia publia</i>	8	1	9
	<i>Lampropeltis triangulum</i>	11	3	14
	<i>Leptophis ahaetulla</i>	1	0	1
	<i>Leptophis mexicanus</i>	13	0	13
	<i>Mastigodryas melanolomus</i>	9	1	10
	<i>Oxybelis aeneus</i>	5	0	5
	<i>Oxybelis fulgidus</i>	7	2	9
	<i>Pseudelaphe flavirufa</i>	7	2	9
	<i>Spilotes pullatus</i>	5	1	6
	<i>Stenorrhina freminvillei</i>	18	0	18
	<i>Symphimus mayae</i>	2	0	2
Dipsadidae	<i>Coniophanes imperialis</i>	22	3	25
	<i>Coniophanes meridanus</i>	9	1	10
	<i>Coniophanes schmidtii</i>	18	0	18
	<i>Dipsas brevifacies</i>	95	28	123

Familia	Especie	Muertas	Vivas	Total
	<i>Imantodes cenchoa</i>	2	1	3
	<i>Imantodes tenuissimus</i>	26	5	31
	<i>Leptodeira frenata</i>	40	14	54
	<i>Leptodeira septentrionalis</i>	3	1	4
	<i>Ninia sebae</i>	44	14	58
	<i>Sibon nebulatus</i>	1	0	1
	<i>Sibon sanniolus</i>	61	21	82
	<i>Tretanorhinus nigroluteus</i>	0	1	1
	<i>Tropidodipsas sartorii</i>	35	12	47
Natricidae	<i>Thamnophis proximus</i>	3	0	3
Elapidae	<i>Micrurus apiatus</i>	31	3	34
Viperidae	<i>Bothrops asper</i>	36	26	62
	<i>Crotalus tzabcan</i>	7	6	13
	Total	563	179	742

Más de la mitad de los registros (441, 59.5 %) corresponden a seis especies (figura 2): *Dipsas brevifacies*, con 123; seguida de *Sibon sanniolus*, con 82; *Boa imperator* y *Bothrops asper*, 62 cada una; *Ninia sebae*, con 58 y *Leptodeira frenata*, con 54 ejemplares. Una tercera parte de las especies (11) obtuvo 233 registros (31 %), con frecuencias de entre 10 y 47 individuos; el resto de las especies (14) sumaron 68 registros (9.5 %), con frecuencias de uno a nueve individuos, lo cual sugiere que son las menos afectadas, ya sea porque resultan las de menor abundancia o por tener hábitos arborícolas (v. g. *Imantodes cenchoa*, *Leptodeira septentrionalis*, *Leptophis ahaetulla*, *Oxybelis aeneus*, *Oxybelis fulgidus* y *Pseudelaphe flavirufa*) o estar más asociadas a cuerpos de agua (v. g. *Thamnophis proximus* y *Tretanorhinus nigroluteus*) (Carbajal Márquez *et al.*, 2016).

5.2. Variación en la composición de especies y frecuencias de atropellos

En el primer año de muestreo (2010) se registraron 20 especies, acumulándose tres más en el segundo, una en el tercero, tres en el cuarto, una en el quinto, una en el sexto, para completar la lista de las 31 especies en 2016 (Köhler *et al.*, 2016), es decir, en el séptimo año de monitoreo. El número de especies registradas por año varió entre 17 y 22 (figura 3).

En cuanto a la frecuencia de registros por año de muestreo, el promedio fue de 83 ejemplares, con un máximo de 116 en 2010 y un mínimo de 49 en 2011 (figura 4). Cabe señalar que a partir de 2014, cuando se obtuvo un pico importante (112 registros), se



Figura 2. Especies más afectadas por atropellamiento vehicular en el transecto de monitoreo: A) *Sibon sanniolus*; B) *Dipsas brevifacies*; C) *Ninia sebae*; D) *Leptodeira frenata*; E) *Boa imperator*; F) *Bothrops asper*. [(Fotografías: Cedeño Vázquez, J. R. (A, B, C); Beutelspacher García, P. M. (D, E, F).]

aprecia una tendencia a la baja hasta 2017 (58 registros) y luego una ligera recuperación en 2018, con 71 registros (figura 4). Dicha variación puede estar relacionada con fluctuaciones poblacionales provocadas por factores ecológicos naturales (Beaupre y Douglas, 2009) o por actividades humanas, incluyendo el tránsito vehicular (Monge Nájera, 2018).

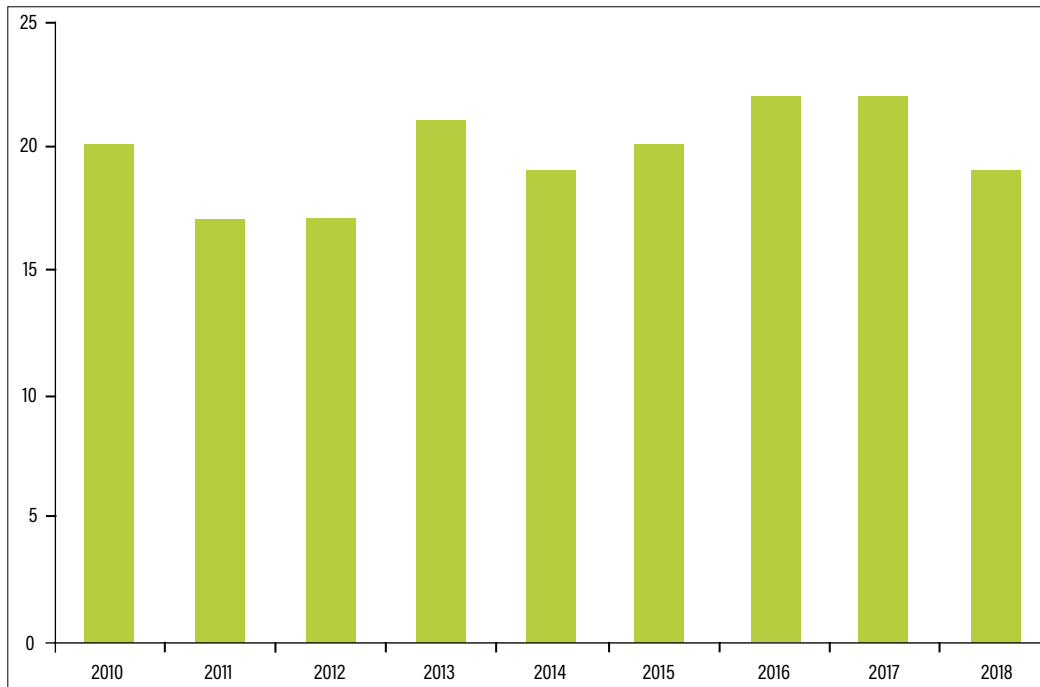


Figura 3. Número de especies registradas por año de muestreo en el transecto de estudio.

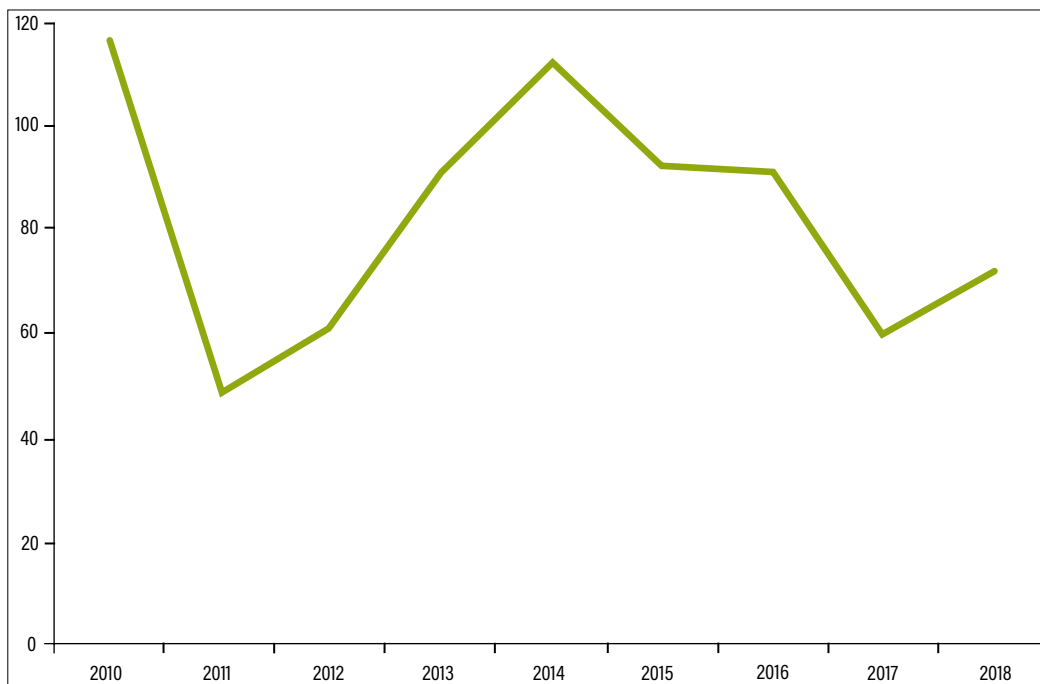


Figura 4. Número de ejemplares registrados por año en el transecto de muestreo.

5.3. Intensidad del tránsito vehicular

De acuerdo con la evaluación del tránsito vehicular registrado en 2015 y en 2017 (tabla 2), la sección 2 es la menos transitada por tratarse de un camino secundario no asfaltado y se mantuvo en la categoría de baja intensidad con 19 y 21 vehículos en la primera y segunda evaluación, respectivamente; la sección 1 mantuvo la categoría de moderada intensidad con un ligero incremento (409 frente a 459). No fue el caso de la sección 5, que pasó de alta a muy alta intensidad, con un incremento de más del doble de registros (553 frente a 1,174). La sección 3, de tener moderada intensidad en 2015, pasó a muy alta en 2017, con un aumento considerable en el número de vehículos (362 frente a 610), mientras que la sección 4 ha mantenido muy alta intensidad, con un ligero incremento en el flujo vehicular.

El notable incremento en el flujo vehicular observado de 2015 a 2017 en el transecto de muestreo, que pasó de 1,920 a 2,858 vehículos en un lapso de 24 horas, sugiere que la tasa de atropellamientos podría incrementarse en los próximos años, de no tomarse medidas urgentes para mitigar el daño hacia las poblaciones de las especies de serpientes que habitan en el área de estudio.

6. Conclusiones

La diversidad taxonómica de las serpientes afectadas por atropellamiento en la carretera estudiada incluye 31 especies distribuidas en cuatro familias. A nueve años de monitoreo sistemático con muestreos cada 15 días, se han obtenido 742 registros, la mayoría ($n = 563$) corresponden a ejemplares atropellados. El número de especies registradas por año de muestreo osciló entre 17 y 22, mientras que el promedio de registros por año fue de 83 (rango: 49 - 116). La frecuencia en la mortalidad de serpientes por atropellamiento

Tabla 2. Intensidad de tránsito vehicular registrada en junio de 2015 y noviembre de 2017, en las cinco secciones del transecto de muestreo.

Sección	2015				2017			
	Autos	Motocicletas	Total	Intensidad	Autos	Motocicletas	Total	Intensidad
1	365	44	409	Moderada	401	58	459	Moderada
2	15	4	19	Baja	12	9	21	Baja
3	226	136	362	Moderada	416	194	610	Muy alta
4	399	178	577	Muy alta	483	111	594	Muy alta
5	389	164	553	Alta	873	301	1,174	Muy alta

podría incrementarse en el futuro cercano, en vista del significativo aumento de la intensidad del flujo vehicular. Los estudios para evaluar la mortalidad de serpientes en carretera son muy escasos,⁴ por lo que se sugiere continuar con esta investigación en el transecto de estudio y ampliarla a otras carreteras de la región, cuyos resultados ayuden a la implementación de medidas de mitigación que contribuyan a la conservación de las poblaciones de las especies involucradas.

7. Agradecimientos

Agradecemos la participación de estudiantes de la licenciatura en Biología, del Instituto Tecnológico de Chetumal y del posgrado de El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal, por su participación voluntaria en el conteo de vehículos para evaluar la intensidad del tránsito vehicular en las cinco secciones del transecto de muestreo. También agradecemos las observaciones y comentarios de los revisores, quienes ayudaron a mejorar la versión final del manuscrito.

⁴ *Cfr.* referencias citadas por Köhler *et al.*, 2016.

8. Literatura citada

- Alexander, S. M.; Waters, N. M. y Paquet, P. C.** (2005). Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *The Canadian Geographer. Le Géographe Canadien*, 49(4), pp. 321-331.
- Andrews, K. M.; Gibbons, J. W. y Jochimsen, D. M.** (2008). Ecological effects of roads on amphibians and reptiles: a literature review. *Urban Herpetology*, 3, pp. 121-143.
- Beaupre, S. J. y Douglas, L. E.** (2009). Snakes as indicators and monitors of ecosystem properties: Ecology and conservation. *Snakes*, pp. 244-261.
- Born, M. y Gaucher, P.** (2001). Distribution and life histories in amphibians and reptiles. En: Bongers, F.; Charles-Dominique, P.; Forget, P. y Théry, M. (eds.). *Nouragues. Monographiae Biologicae* (pp. 167-379). Springer: Dordrecht.
- Carbajal Márquez, R. A.; García Balderas, C. M. y Cedeño Vázquez, J. R.** (2016). *Phrynonax poecilonotus*. Geographic distribution. *Mesoamerican Herpetology*, 3, s. p.
- Coffin, A. W.** (2007). From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15(5), pp. 396-406.
- Colino-Rabanal, V. J. y Lizana, M.** (2012). Herpetofauna and roads: a review. *Basic and Applied Herpetology*, pp. 26, 5-31.
- González Sánchez, V. H.; Johnson, J. D.; García-Padilla, E.; Mata-Silva, V.; De Santis, D. L. y Wilson, L. D.** (2017). The herpetofauna of the Mexican Yucatan Peninsula: composition, distribution, and conservation. *Mesoamerican Herpetology*, 4, pp. 264-380.
- Grosselet, M.; Villa-Bonilla B. y Ruiz-Michael, 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 Tropics*, pp. 227-231.
- Gutzwiller, K. J. y Barrow Jr., W. C.** (2003). Influences of roads and development on bird communities in protected Chihuahuan desert landscapes. *Biological Conservation*, 113(2), pp. 225-237.
- Köhler, G.; Cedeño Vázquez, J. R. y Beutelspacher García, P. M.** (2016). The Chetumal snake census: generating biological data from road-killed snakes. Part 1. Introduction and identification key to the snakes of southern Quintana Roo, Mexico. *Mesoamerican Herpetology*, 3, pp. 670-687.
- Lee, J. C.** (2000). *A field guide to the amphibians and reptiles of the Maya world. The lowlands of Mexico, northern Guatemala, and Belize*. Cornell University Press: Ithaca, United States.
- Monge-Nájera, J.** (2018). Road kills in tropical ecosystems: a review with recommendations for mitigation and for new research. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), pp. 722-738.

Atropellamiento de vertebrados en la carretera Kinchil-Celestún, Yucatán

Pedro E. Nahuat-Cervera | Ekuneil Península de Yucatán

Alberto González-Gallina | Red de Ambiente y Sustentabilidad, Instituto de Ecología, A. C.

J. Rizieri Avilés-Novelo | Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán

J. Rogelio Cedeño-Vázquez | Departamento de Sistemática y Ecología Acuática, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal

Resumen

La reserva de la biosfera Ría Celestún es una zona de refugio faunístico creada para proteger al flamenco rosado, se trata de un gran atractivo turístico en la península de Yucatán; a partir del cual se realizó un monitoreo carretero (2017-2018), de manera específica en la vía Kinchil-Celestún, que cruza la reserva en 7.5 km. El objetivo fue conocer el número de vertebrados atropellados dentro y fuera del área natural protegida (ANP). Se registraron 732 individuos pertenecientes a 77 especies, 10 anfibios, 29 reptiles, 15 aves y 23 mamíferos. La herpetofauna resultó más afectada, con el 89.7 % de registros y el 75 % de individuos fuera del ANP. Se requieren medidas de mitigación para reducir atropellamientos y mantener la conectividad de las poblaciones, dentro y fuera del ANP y donde aún exista hábitat en buen estado para la fauna.

Palabras clave: áreas naturales protegidas, colisiones vehículo-fauna, impacto carretero, monitoreo carretero.

P. E. Nahuat-Cervera

email: pedro.nahuat4@gmail.com

Ekuneil Península de Yucatán.

Calle 52 núm. 670 x 89 y 93, centro, Mérida, Yucatán, México, C.P. 97000.

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

The Ría Celestún Biosphere Reserve is a wildlife refuge area created to protect the pink flamingo, resulting in a great tourist attraction of the Yucatan peninsula. A road monitoring was carried out (2017-2018) in the Kinchil-Celestún road that crosses the reserve in 7.5 km, which objective was to know the vertebrates road-killed inside and outside the Natural Protected Area (NPA). Seven hundred thirty-two individuals belonging to 77 species were registered, ten amphibians, 29 reptiles, 15 birds and 23 mammals. The herpetofauna was one of the more affected groups, with 89.7 % of records and 75 % of individuals outside the NPA. Mitigation measures are required to reduce collisions and maintain populations' connectivity, inside and outside NPAs, where there is still habitat in good condition for fauna.

Key words: highway impact, highway monitoring, natural protected area, wildlife-vehicle collisions.

1. Introducción

La reserva de la biosfera Ría Celestún se localiza en el extremo noroccidental de la península de Yucatán, en los municipios de Celestún y Maxcanú, en el estado de Yucatán, y Calkiní, en el estado de Campeche. Limita al oeste con el golfo de México, al este con el ejido de Celestún y los municipios de Maxcanú, Yucatán, y Calkiní en Campeche, al norte con la reserva estatal el Palmar, en Yucatán y al sur con la reserva de la biosfera los Petenes, en Campeche. El 19 de julio de 1979 se publicó en el Diario Oficial de la Federación la declaratoria del Ejecutivo federal mediante la cual se establece como zona de refugio faunístico el área conocida como Ría Celestún, con el propósito de proteger al flamenco rosado (*Phoenicopterus ruber ruber*) y la gran diversidad de aves residentes y migratorias. De igual forma, el 27 de noviembre del año 2000 se publicó, en el mismo diario, el decreto por el cual se le otorga el carácter de reserva de la biosfera a la región conocida como Ría Celestún.

Actualmente, la reserva cuenta con dos poblaciones: Celestún, con 7,836 habitantes (Sedesol, 2017), e Isla Arena, con 754 habitantes (Sedesol, s. f.). La actividad pesquera es el mayor oficio de la población. El puerto de Celestún ocupa el segundo sitio en importancia en el estado de Yucatán por el volumen de captura de pulpo y además es uno de los principales productores de este molusco en el golfo de México. En los últimos 10 años se ha desarrollado una actividad turística enfocada en la riqueza natural de la Ría Celestún, particularmente en la observación de las parvadas de flamencos, cuyo crecimiento y especialización va en ascenso (Semarnat, 2000).

Una de las principales problemáticas por solucionar en cuanto a la conservación de las especies es conseguir la compatibilidad entre ellas y los procesos de desarrollo humano alrededor del mundo (Puc Sánchez *et al.*, 2013). Las carreteras son consideradas obras que aportan un gran beneficio para la sociedad, tanto en el ámbito social como en el económico, permitiendo una mejor calidad de vida al facilitar el traslado de los habitantes y productos a diferentes áreas (De la Ossa-Nadjar y De la Ossa, 2013). En contraste, estas estructuras generan una gran cantidad de impactos negativos en el área donde son construidas, entre los que destacan la fragmentación del hábitat, alteración del ciclo hidrológico, contaminación, disminución de las poblaciones de flora y fauna, entre otros (Arroyave *et al.*, 2006),¹ existiendo una gran variedad de factores ambientales que influyen en el número de atropellamientos de fauna silvestre.²

Se ha documentado con anterioridad que las carreteras construidas cerca de áreas naturales protegidas registran un importante número de atropellamientos de fauna silvestre, en parte porque estas zonas son de gran atractivo turístico, lo que deriva en un mayor número de vehículos transitando las vías de comunicación (Espinosa *et al.*, 2012). Pese a la alta diversidad de especies animales presentes en territorio mexicano, existen muy pocos estudios del impacto de las carreteras sobre el atropellamiento de fauna silvestre (Semarnat, 2000), por lo que es necesario realizar más estudios respecto a las especies afectadas, su relación con el paisaje y proponer medidas de mitigación para reducir los efectos negativos generados por estas vías de comunicación (Pacheco *et al.*, 2014).

La diversidad biológica de la reserva de la biosfera Ría Celestún está conformada por 1,149 especies reportadas, las cuales incluyen a la vegetación y los diferentes grupos de vertebrados. Están registradas para el sitio: 13 especies de anfibios, 64 de reptiles, 265 de aves y 79 de mamíferos, de las cuales 73 se encuentran consideradas bajo alguna categoría de protección, de conformidad con lo establecido en la Nom-059-Semarnat-2010 (cuatro en peligro de extinción, cinco amenazadas y 21 bajo protección especial) (Semarnat, 2000 y 2010). Por lo antes mencionado, el objetivo del presente trabajo es analizar la mortalidad de vertebrados silvestres por colisión con vehículos en una porción de la carretera Kinchil-Celestún, Yucatán, México, contrastando las especies de fauna silvestre que están siendo atropelladas a lo largo de la reserva de la biosfera Ría Celestún y un tramo igual de carretera contiguo fuera del área natural protegida, para conocer si existen diferencias.

¹ Vid. Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global.

² Vid. Capítulo I. 2 Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

2. Carretera Kinchil-Celestún

Esta carretera conecta el municipio de Kinchil con el municipio de Celestún (figura 1) y fue pavimentada en 1977 (Semarnat, 2000); cuenta con una longitud de 44 kilómetros, consta de dos carriles sin acotamiento y tiene un ancho aproximado de seis metros de corona. Esta carretera atraviesa diferentes tipos de vegetación, siendo los más abundantes la selva baja caducifolia y la selva baja inundable, incluyendo también selva baja subcaducifolia, pastizales, así como selva mediana subperennifolia y manglar en el extremo oeste. A lo largo de la carretera también se encuentran zonas perturbadas por el hombre, como lo son áreas de agricultura, ganadería y algunas construcciones (Durán García y García Contreras, 2010). Por ella circulan por lo general vehículos particulares y de transporte público, un total de 7,750 m de vía se encuentra inmersa en el área de la reserva de la biosfera Ría Celestún, considerada un importante atractivo turístico para la región.

3. Monitoreo carretero

Se realizaron muestreos que comenzaron a finales de noviembre de 2017 y concluyeron a mediados de noviembre de 2018 a lo largo de la carretera Kinchil-Celestún en los 7.8 km aproximados que cruzan la reserva de la biosfera Ría Celestún y otro tramo de igual longitud aledaño fuera de la reserva. Se realizaron recorridos diurnos (de las 8:00 h a las 12:00 h) y nocturnos (de las 20:00 h a las 24:00 h) en automóvil a baja velocidad (40-50 km/h) y se muestrearon cuatro parcelas (dos dentro y dos fuera del área natural protegida) de 100 x 6 m de largo y ancho de la carretera, que fueron recorridos a pie para buscar organismos pequeños, difíciles de localizar desde el automóvil. Los animales registrados fueron identificados mediante la utilización de guías especializadas (Lee, 2000; Howell y Webb, 1995). Anfibios y reptiles fueron colectados bajo el permiso número #SGPA/DGVS/002491/18, a nombre de Fausto Méndez de la Cruz, con extensión a José Rogelio Cedeño-Vázquez. Se compararon las curvas de acumulación de especies generadas en iNext para ver los distintos índices de diversidad verdadera entre ambos tramos.

Se utilizaron índices de diversidad verdadera (qD *sensu* Jost, 2006) para los diferentes órdenes: riqueza de especies observadas, índice exponencial de Shannon (eH) e índice inverso de Simpson (1/D). De acuerdo con la importancia de la abundancia de cada especie, estas fueron calculadas según su registro: dentro de la reserva de la biosfera Ría Celestún o fuera del área natural protegida, para permitir una comparación detallada (Colwell *et al.*, 2012). Se cotejó la diversidad de vertebrados utilizando el software iNext (Chao *et al.*, 2016; Chao *et al.*, 2014). Se estimaron diversidades para muestras estandarizadas del mismo tamaño o igual completitud basadas en la rarefacción y extrapolación de curvas

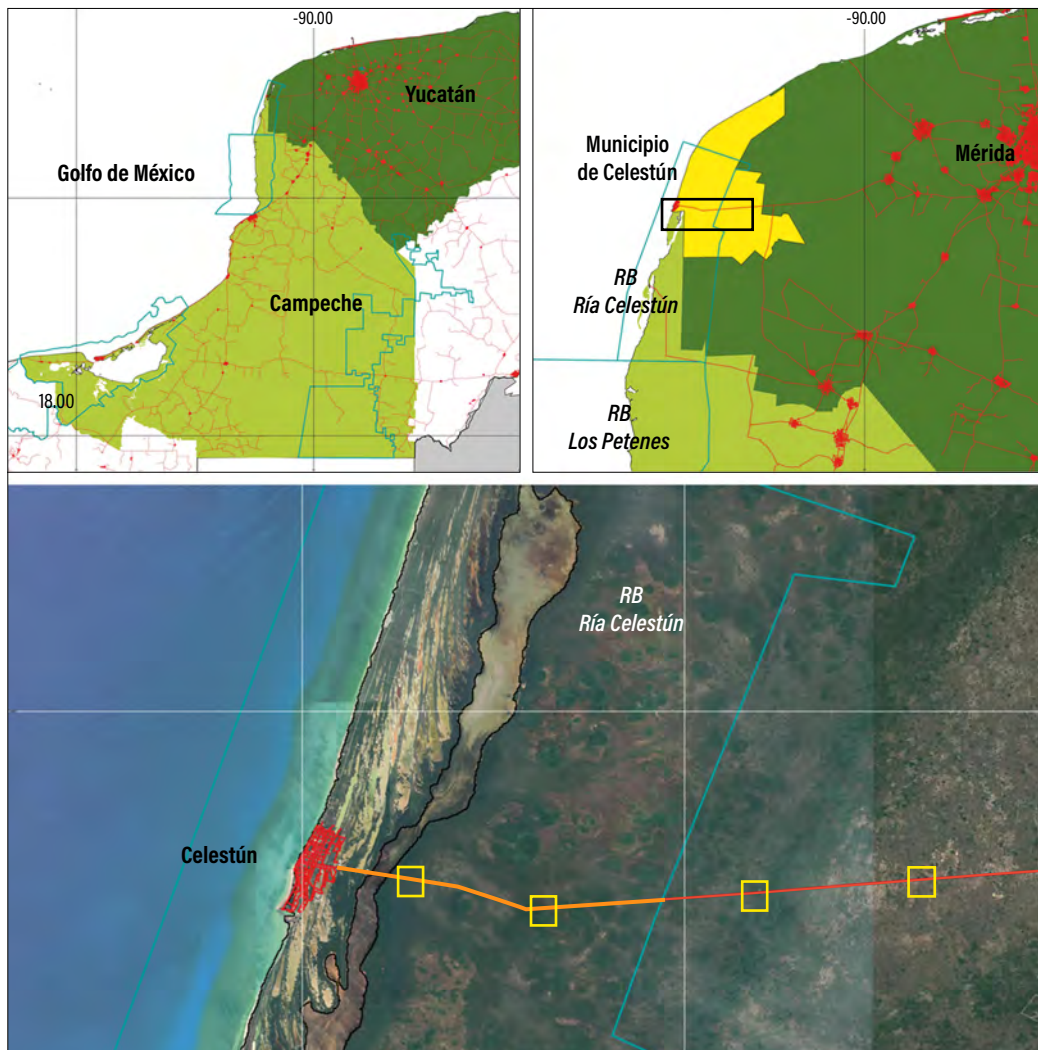


Figura 1. Los recuadros superiores indican la ubicación general del área de estudio. El recuadro inferior muestra la carretera Kinchil-Celestún; el tramo en naranja es el que pasa por la reserva de la biosfera Ría Celestún y los cuadros amarillos indican las parcelas realizadas.

de índices de diversidad verdadera para $q = 0, 1, 2$. Se obtuvieron perfiles de diversidad asintóticos basados en la estimación de números de Hill para cualquier orden $q \geq 0$ (Chao y Jost, 2015).

4. Fauna atropellada en la carretera Kinchil-Celestún

En la vía carretera Kinchil-Celestún se encontraron representantes de todos los grupos de vertebrados terrestres (tabla 1), con un total de 732 registros, pertenecientes a 77 especies:

10 anfibios, 29 reptiles, 15 aves y 23 mamíferos (figura 2). Dentro de la reserva de la biosfera Ría Celestún se localizaron 45 especies (figura 3), cinco de anfibios, 17 de reptiles, ocho de aves y 15 de mamíferos. Fuera del área natural protegida se encontraron 60 especies: 10 de anfibios, 27 de reptiles, ocho de aves y 15 de mamíferos. Ambos tramos compartieron 28 especies: cinco de anfibios, 15 de reptiles, un ave y siete mamíferos.

En cuestión de abundancia (registros) de fauna atropellada, el 75 % se encontró fuera del área natural protegida y el 25 % dentro de la reserva de la biosfera Ría Celestún. Del total de registros, el 54.4 % corresponde a anfibios, 33.6 % a reptiles, 2.3 % a aves y 9.7 % a mamíferos.

Tabla 1. Registros de las especies de vertebrados encontrados atropellados a lo largo de la carretera Kinchil-Celestún por grupo taxonómico, con su categoría respectiva de protección según la ley mexicana. Los registros están divididos en los encontrados dentro y fuera de la reserva de la biosfera Ría Celestún (RBRC).

Especies	Nom-059- Semarnat- 2010	RBRC		Total
		Dentro	Fuera	
Anfibios				
<i>Incilius valliceps</i>		6	8	14
<i>Rhinella horribilis</i>		3	13	16
<i>Trachycephalus vermiculatus</i>		7	59	66
<i>Scinax staufferi</i>		0	2	2
<i>Smilisca baudinii</i>		41	36	77
<i>Tripurion petasatus</i> *	Pr	0	1	1
<i>Leptodactylus fragilis</i>		0	1	1
<i>Leptodactylus melanonotus</i>		0	9	9
<i>Hypopachus variolosus</i>		0	5	5
<i>Lithobates brownorum</i>	Pr	17	190	207
Reptiles				
<i>Crocodylus moreletii</i>	Pr	0	3	3
<i>Kinosternon scorpioides</i>	Pr	1	0	1
<i>Basiliscus vittatus</i>		8	3	11
<i>Norops ustus</i> *		1	2	3
<i>Hemidactylus frenatus</i> **		3	1	4
<i>Ctenosaura similis</i>	A	4	6	10
<i>Marisora brachypoda</i>		2	0	2
<i>Sceloporus lundelli</i> *		1	1	2
<i>Mesoscincus schwartzei</i> *		0	1	1
<i>Holcosus gaigeae</i> *		4	1	5

Especies	Nom-059- Semarnat- 2010	RBRC		Total
		Dentro	Fuera	
<i>Boa imperator</i>		4	1	5
<i>Drymarchon melanurus</i>		3	2	5
<i>Drymobius margaritiferus</i>		3	37	40
<i>Ficimia publia</i>		0	1	1
<i>Leptophis mexicanus</i>	A	4	11	15
<i>Masticophis mentovarius</i>		0	1	1
<i>Oxybelis aeneus</i>		0	1	1
<i>Pseudelaphe phaescens*</i>	Pr	0	2	2
<i>Spilotes pullatus</i>		0	1	1
<i>Tantilla cuniculator*</i>	Pr	0	1	1
<i>Coniophanes bipunctatus</i>		4	5	9
<i>Coniophanes imperialis</i>		3	34	37
<i>Conopsis lineatus</i>		0	1	1
<i>Imantodes tenuissimus*</i>	Pr	0	1	1
<i>Leptodeira frenata</i>		3	11	14
<i>Ninia sebae</i>		0	1	1
<i>Micrurus apiatus</i>	Pr	6	2	8
<i>Thamnophis proximus</i>	A	19	41	60
<i>Crotalus tzabcan*</i>		0	1	1
Aves				
<i>Butorides virescens</i>		1	0	1
<i>Eudocimus albus</i>		1	0	1
<i>Aramides albiventris</i>		0	2	2
<i>Porzana carolina</i>		1	0	1
<i>Bubo virginianus</i>	A	0	1	1
<i>Glaucidium brasilianum</i>		1	1	2
<i>Nyctidromus albicollis</i>		0	1	1
<i>Nyctiphrynus yucatanicus*</i>		0	1	1
<i>Streptopelia decaocto</i>		1	0	1
<i>Columbina talpacoti</i>		1	0	1
<i>Chloroceryle aenea</i>		0	1	1
<i>Myiozetetes similis</i>		0	1	1
<i>Vireo griseus</i>		0	1	1
<i>Passerina caerulea</i>		1	0	1
<i>Amblycercus holosericeus</i>		1	0	1

Especies	Nom-059- Semarnat- 2010	RBRC		Total
		Dentro	Fuera	
Mamíferos				
<i>Didelphis marsupialis</i>		1	1	2
<i>Didelphis virginiana</i>		0	1	1
<i>Philander opossum</i>		0	4	4
<i>Marmosa mexicana</i>		0	2	2
<i>Saccopteryx bilineata</i>		2	0	2
<i>Mormoops megalophylla</i>		1	0	1
<i>Pteronotus fulvus</i>		1	0	1
<i>Pteronotus mesoamericanus</i>		2	1	3
<i>Artibeus lituratus</i>		1	0	1
<i>Glossophaga soricina</i>		1	0	1
<i>Natalus mexicanus</i>		0	1	1
<i>Lasiurus ega</i>		1	0	1
<i>Rhogeessa aeneus*</i>		3	0	3
<i>Oryzomys couesi</i>		3	6	9
<i>Ototylomys phyllotis</i>		3	7	10
<i>Peromyscus leucopus</i>		0	2	2
<i>Peromyscus yucatanicus</i>		3	6	9
<i>Reithrodontomys gracilis</i>		0	1	1
<i>Sigmodon toltecus</i>		2	7	9
<i>Dasyprocta punctata</i>		0	1	1
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>		0	1	1
<i>Nasua narica</i>		4	1	5
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	A	1	0	1
		184	548	732

A pesar de tener una riqueza de especies mayor en la zona fuera del área natural protegida ($q^0 = 60$), los índices de diversidad (figuras 4 y 5) muestran valores más altos para la reserva de la biosfera Ría Celestún ($q^0 = 45$), cuando se analizan con las abundancias encontradas. Esta última tiene valores estimados de $q^1 = 26$ y $q^2 = 13$ en comparación con la sección fuera del área natural protegida, con valores de $q^1 = 14$ y $q^2 = 6.5$. Podemos considerar que el trabajo fue representativo al volverse prácticamente asintótica la curva de completitud del muestreo (figura 6).

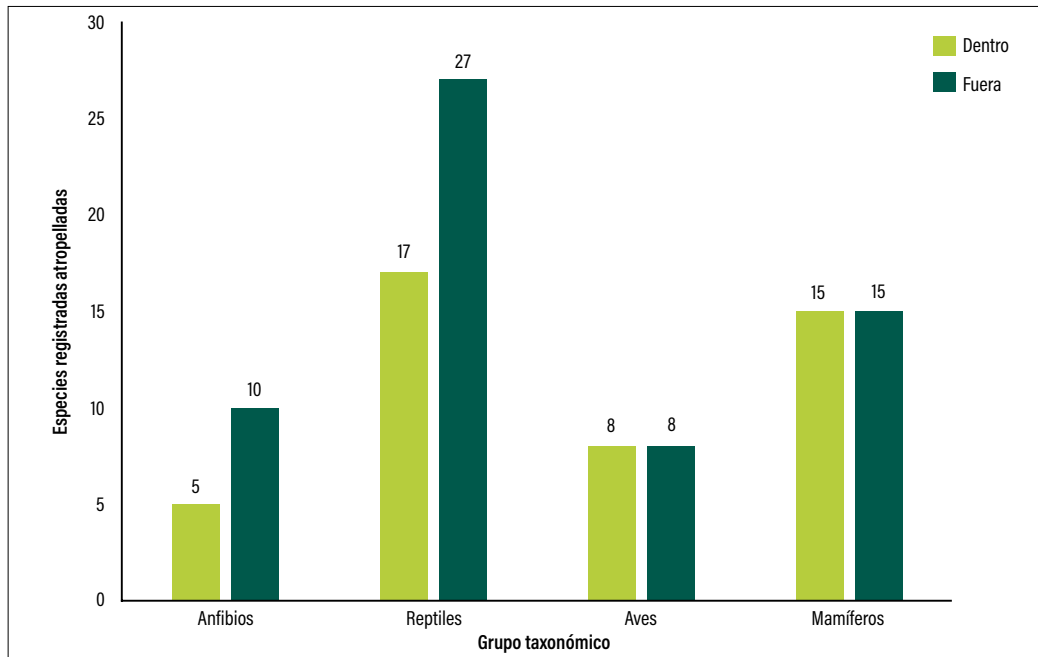


Figura 2. Especies encontradas atropelladas dentro y fuera de la reserva de la biosfera Ría Celestún para los distintos grupos de vertebrados.



Figura 3. Ejemplos de vertebrados atropellados en la reserva de la biosfera Ría Celestún a lo largo de la carretera Kinchil-Celestún: A) sapo (*Rhinella horribilis*), B) boa (*Boa imperator*), C) tecolote bajo (*Glaucidium brasilianum*) y D) tejón (*Nasua narica*). (Fotografías de los autores)

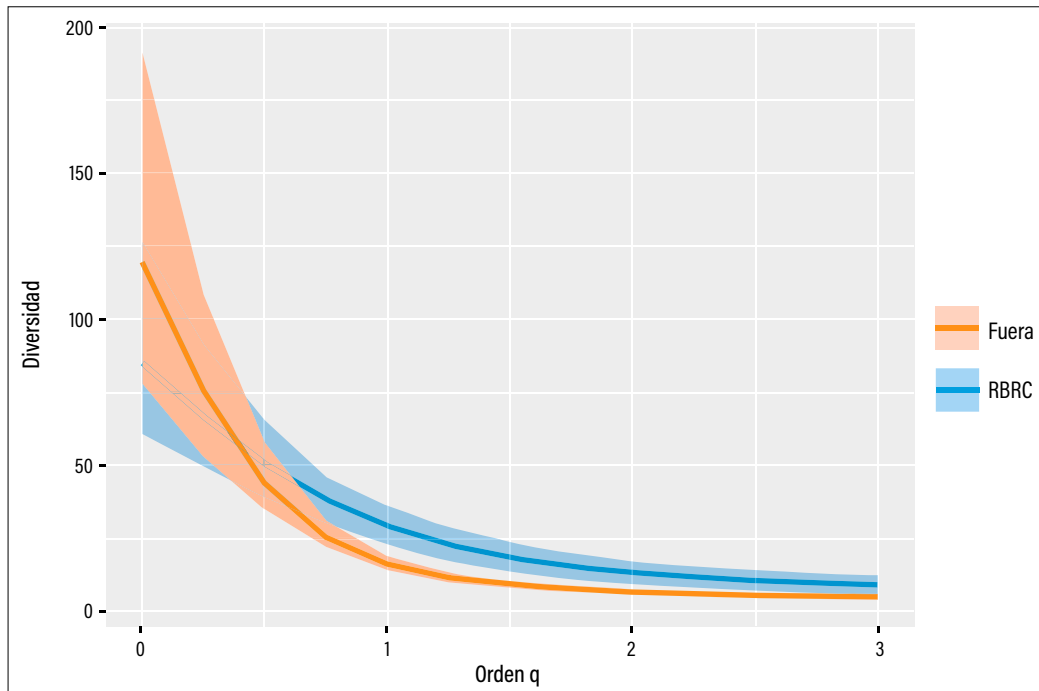


Figura 4. Perfil de diversidad (q^0 , q^1 , q^2) de la comunidad de vertebrados atropellados en la carretera Kinchil-Celestún a lo largo de la reserva de la biosfera Ría Celestún y en el tramo fuera del área natural protegida.

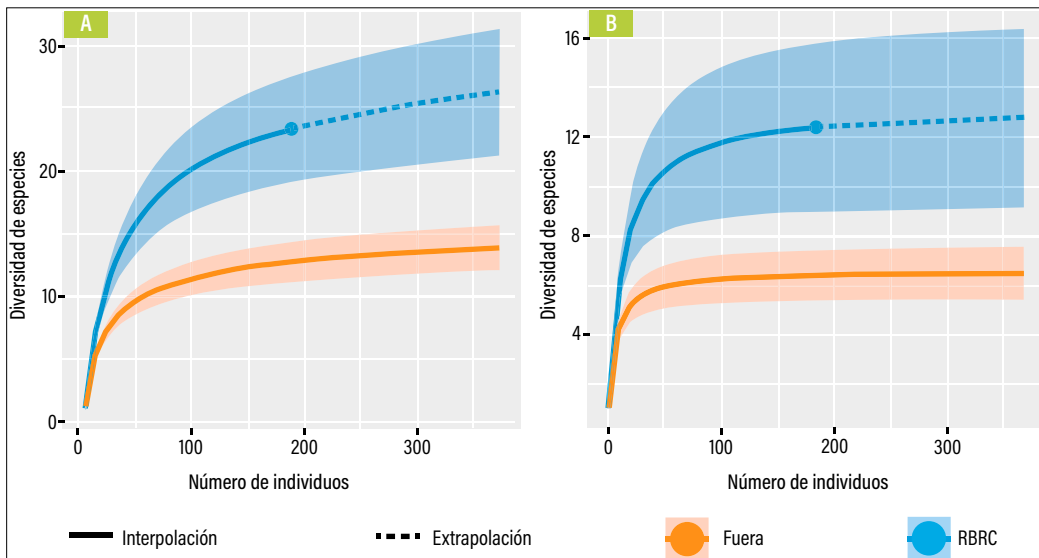


Figura 5. Curvas de acumulación de especies de la comunidad de vertebrados atropellados a lo largo de la carretera Kinchil-Celestún, comparando lo encontrado dentro y fuera de la reserva de la biosfera Ría Celestún, según índices de diversidad: A) exponencial de Shannon (q^1) y B) inverso de Simpson (q^2).

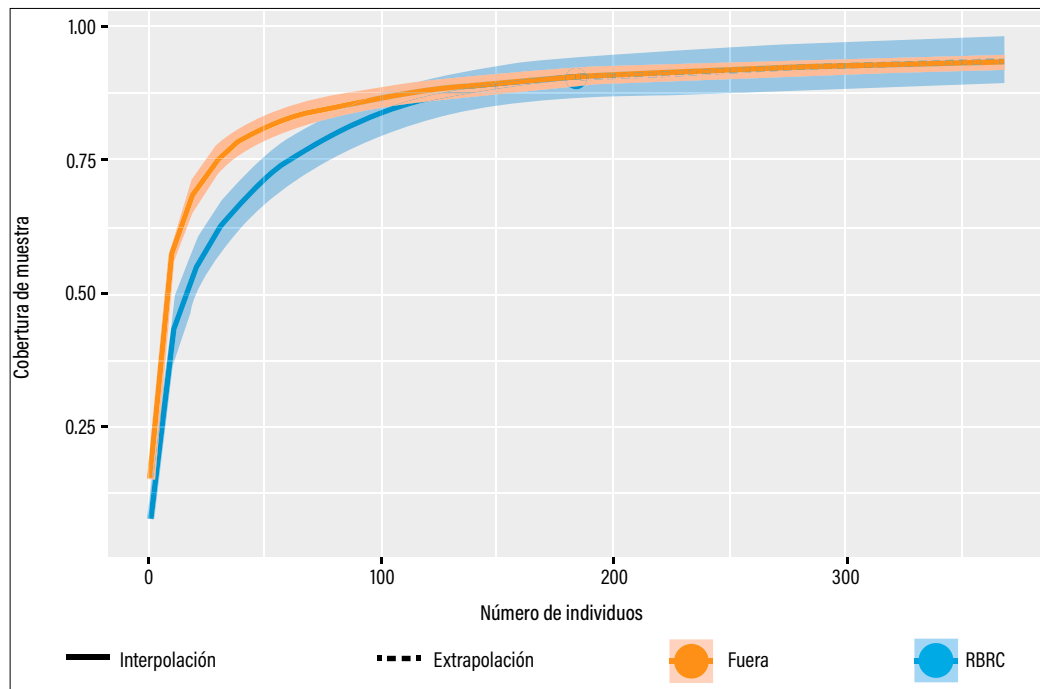


Figura 6. Curva que muestra qué tan completo resultó el muestreo de vertebrados atropellados a lo largo de la carretera Kinchil-Celestún, comparando lo encontrado dentro de la reserva de la biosfera Ría Celestún con lo registrado fuera del área natural protegida.

5. Discusión

La porción de la carretera inmersa en la reserva de la biosfera Ría Celestún se encuentra rodeada principalmente por manglar y pequeños manchones de pastizal inducido, mientras que en la porción externa a la reserva los tipos de vegetación presente son manglar, pastizal inducido, selva baja inundable y selva baja caducifolia (Durán García y García Contreras, 2010). Esto puede influir en la presencia y, por ende, en el registro de una mayor riqueza de especies impactadas por atropellamiento vehicular, ya que el hábitat que rodea las carreteras, aunado al tipo de vegetación, puede considerarse un factor de importancia en la riqueza de especies registradas en las vías (Pinowski, 2005; De la Ossa V. *et al.*, 2015). Asimismo, se tiene registrado que hábitats con vegetación abierta propician un mayor atropellamiento de fauna silvestre (Monge-Nájera, 2018), aspecto que coincide con la vegetación encontrada en el tramo carretero externo a la reserva y contrasta con el denso manglar presente en la reserva de la biosfera Ría Celestún.

Lo registrado en cuestión de vertebrados concuerda parcialmente con lo esperado para una zona tropical, donde uno de los grupos más afectados es el de herpetofauna, que

alberga el 87.9 % de todos los registros. Cuando la carretera está cerca de cuerpos de agua, los anfibios y los reptiles suelen ser el grupo más afectado (Medrano Vizcaíno, 2015; Arévalo *et al.*, 2017). En el área de estudio, ambas porciones de la carretera se encuentran rodeadas por cuerpos de agua permanentes y temporales, especialmente durante la temporada lluviosa, ya que los tipos de vegetación predominantes son el manglar y la selva baja inundable, lo cual explica la cantidad de registros que tuvieron estos dos grupos de vertebrados. Sin embargo, Monge-Nájera (2018) muestra que las aves son los organismos que sufren un mayor impacto carretero, caso contrario con este estudio, donde las aves fueron el grupo con menor afectación, con apenas el 2.3 % de los registros.

La biología y ecología de algunas especies también pueden explicar la abundancia en los registros de atropellamiento. La especie con un mayor número de individuos muertos por colisión vehicular es la *Lithobates brownorum* ($n = 207$), un anfibio de hábitos terrestres que habita en cuerpos de agua permanentes y temporales. En los reptiles, la *Thamnophis proximus* ($n = 60$) y la *Drymobius margaritiferus* ($n = 40$) son serpientes con hábitos acuáticos, las cuales se alimentan principalmente de anfibios (Medrano Vizcaíno, 2015). En cuanto a los mamíferos, el *Oryzomys couesi* y el *Sigmodon toltecus*, con nueve individuos cada uno, también se encuentran relacionados con ambientes acuáticos (Arévalo *et al.*, 2017).

A pesar de encontrar una mayor riqueza de especies en la zona fuera del área natural protegida, la reserva de la biosfera Ría Celestún presenta valores de diversidad mayores (índices exponencial de Shannon e inverso de Simpson), lo cual era de esperarse. Lo anterior nos muestra que, a pesar de no estar dentro de un área natural protegida, es importante también mitigar las zonas que poseen vegetación nativa en buen estado.

6. Conclusiones

En el caso de la reserva de la biosfera Ría Celestún, los grupos de herpetofauna resultan más afectados (anfibios y reptiles), aunque el impacto es sobre todos los vertebrados. El fenómeno de atropellamiento no está limitado al área natural protegida, que cumple su papel al mantener mayor diversidad, pero el resto de áreas que, si bien pueden estar perturbadas, aún albergan hábitat adecuado para muchas especies. Esto puede provocar que llegue a haber mayor frecuencia de atropellamientos, aunque concentrados en menos especies. Por tanto, las medidas de mitigación no deberían limitarse únicamente al área natural protegida.

7. Literatura citada

- Arévalo, J. E.; Honda, W.; Arce-Arias, A. y Häger, A.** (2017). Spatiotemporal variation of roadkills show mass mortality events for amphibians in a highly trafficked road adjacent to a national park, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 65(4), pp. 1261-1276.
- Arroyave, M. P.; Gómez, C.; Gutiérrez, M. E.; Múnera, D. P.; Zapata, P. A.; Vergara, I. C.; Andrade, L. M. y Ramos, K. C.** (2006). Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA*, 3(5), pp. 45-57.
- Chao, A. y Jost, L.** (2015). Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(8), pp. 873-882.
- Chao, A.; Gotelli, N. J.; Hsieh, T. C.; Sander, E. L.; Ma, K. H.; Colwell, R. K. y Ellison, A. M.** (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), pp. 45-67.
- Chao, A.; Ma, K. H. y Hsieh, T. C.** (2016). iNEXT Online: (iNterpolation and EXTrapolation) Online. http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download
- Colwell, R. K.; Chao, A.; Gotelli, N. J.; Lin, S. Y.; Mao, C. X.; Chazdon, R. L. y Longino, J. T.** (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5(1), pp. 3-21.
- De la Ossa-Nadjar, O. y De la Ossa V., J.** (2013). Fauna silvestre atropellada en dos vías principales que rodean los montes de María, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencias Animales*, 5(1), pp. 158-164.
- De la Ossa V., J.; De la Ossa-Nadjar, O. y Medina-Bohórquez, E.** (2015). Atropellamiento de fauna silvestre. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 7(1), pp. 109-116.
- Durán García, R. y García Contreras, G.** (2010). Distribución espacial de la vegetación. En: Durán García, R. y Méndez, M. (eds.). *Biodiversidad y desarrollo humano de Yucatán* (496 pp). CICY. PPD-FMAM, Conabio, Seduma.
- Espinosa, A., Serrano, J. A. y Montori, A.** (2012). Incidencia de los atropellos sobre la fauna vertebrada en el Valle de El Paular. LIC "Cuenca del río Loyoza y Sierra Norte". *Munibe*, 60, pp. 209-236.
- Howell, S. N. G y Webb, S.** (1995). *A guide to the birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press: Oxford.
- Jost, L.** (2006). Entropy and diversity. *Oikos*. 113(2), pp. 363-375.
- Lee, J. C.** (2000). *A field guide to the amphibians and reptiles of the Maya world: the lowlands of Mexico, northern Guatemala and Belize*. Cornell University Press: United States of America.
- Medrano Vizcaíno, P. M.** (2015). *Efecto de las carreteras en la mortalidad de vertebrados en un área megadiversa: los Andes Tropicales del Ecuador* [tesis de Magister en Biología de la Conservación. Pontificia Universidad Católica de Ecuador. Quito, Ecuador]. <http://repositorio.puce.edu.ec/handle/22000/8724>
- Monge-Nájera, J.** (2018). Road kills in tropical ecosystems: a review with recommendations for mitigation and for new research. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), pp. 722-738.
- Pacheco, C. J.; Luna Ruíz, R. C.; Marcelo Guadarrama, E.; Valdez Leal, J. D.; Gordillo Chávez, E. J.; Sáenz Méndez, J.; Mata Zayas, E. E.; Gama Campillo, L. M.; Rangel Ruíz, L. J.; Cruz Hernández, Y. S. y Zapata Ruíz, F. S.** (2014). Un asesino a sueldo: el impacto de las carreteras en la fauna silvestre. *Kuxulkab*, 20(38), pp. 23-28.
- Pinowski, J.** (2005). Roadkills of vertebrates in Venezuela. *Revista Brasileira de Zoología*, 22(1), pp. 191-196.
- Puc Sánchez, J. I.; Delgado Trejo, C.; Mendoza Ramírez, E. y Sauzo Ortuño, I.** (2013). Las carreteras como fuente de mortalidad de fauna silvestre de México. Conabio. *Biodiversitas*, 111, pp. 12-16.

- Sedesol.** (2017). *Informe anual sobre la situación de pobreza y rezago social 2017. Yucatán, Celestún (31011)*. Secretaría de Desarrollo Social. Subsecretaría de Planeación, Evaluación y Desarrollo Regional: México. http://diariooficial.gob.mx/SEDESOL/2017/Yucatan_011.pdf
- _____. (s. f.). *Catálogo de Localidades* [Calkiní, Campeche (040010002)]. Secretaría de Desarrollo Social. Sistema de Apoyo para la Planeación del PDZP. México. <http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/contenido.aspx?refnac=040010002>
- Semarnat.** (2000). *Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Ría Celestún*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas: Campeche.
- _____. (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. https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3552/1/nom-059-semarnat-2010_30-dic-2010.pdf

Las vías de comunicación y la fauna feral

Salomé Cabrera Romo | Centro de Investigación sobre Enfermedades Infecciosas, Instituto Nacional de Salud Pública

Edwin Hernández Pérez | Dirección de las Reservas Estatales Balam-Kin y Balam-Kú, Secretaría del Medio Ambiente, Biodiversidad y Cambio Climático (SEMABICC).

Resumen

El presente capítulo realiza un análisis general de la fauna feral, su relación con las vías de comunicación y su impacto sobre las áreas naturales protegidas. De manera particular, se aborda la problemática de cerdos y perros ferales y su impacto sobre los esfuerzos de conservación de la fauna silvestre en el sureste mexicano.

Palabras clave: fauna, feral, silvestre, áreas naturales protegidas, vías de comunicación.

Abstract

This chapter carries out a general analysis of the feral fauna, its relationship with the communication routes, and its impact on protected natural areas. In particular, the issue of pigs and feral dogs and their impact on wildlife conservation efforts in the Mexican Southeast is addressed.

Keywords: wildlife, feral, wild, protected natural areas, communication routes.

S. Cabrera

email: salomecabreraromo@gmail.com

Centro de Investigación sobre Enfermedades Infecciosas, Instituto Nacional de Salud Pública
Universidad núm. 655, colonia Santa María Ahuacatlán, cerrada Los Pinos y Caminera, Cuernavaca, Morelos, México, C.
P. 62100

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

1. Introducción

Las carreteras y vías de transporte terrestre son espacios para el tránsito público que traen consigo diferentes beneficios para las comunidades. Si bien son un reflejo de desarrollo y conectividad entre poblaciones, su presencia tiene diversas consecuencias que afectan a la biodiversidad (Español-Echaniz, 2007), ya que alteran la estructura de las poblaciones y comunidades adyacentes (Ramp y Ben-Ami, 2006), además de propiciar un efecto de borde que impacta las diferentes áreas naturales en todo lo largo de los trayectos (Proppe *et al.*, 2017).

En México, la Red Nacional de Caminos en 2018 reportó una longitud de 171,347 km de carreteras pavimentadas (29 % corresponde a carreteras federales, 59 % a carreteras estatales, 11 % a caminos federales y el 6 % a carreteras de cuota) y 340,287 km de caminos no pavimentados (Instituto Mexicano del Transporte, 2019). Estas redes de vías locales tienen la característica de presentar baja densidad de carga de tránsito pesado y afluencia de automóviles, incluso es posible observar una gran variedad paisajística afín a los recursos bióticos y abióticos presentes en el entorno, donde destacan los diversos paisajes presentes en los diferentes ecosistemas (Español-Echaniz, 2007).

La definición de fauna feral se relaciona con poblaciones o individuos de especies comúnmente exóticas mantenidas en cautiverio (las cuales pueden ser domésticas o silvestres, como el caso de los cerdos ferales), donde las estructuras sociales y de población se modifican (Gering *et al.*, 2019). En este contexto, la presencia de fauna feral en ciudades y poblaciones rurales es una gran preocupación a nivel mundial (Hughes y Macdonald, 2013). Se ha observado que la proximidad a poblados y la conectividad entre estos a través de caminos rurales o carreteras ofrecen accesos abiertos a diversas especies exóticas invasoras, lo cual favorece la introducción de fauna feral en áreas naturales (De Andrade *et al.*, 2018; Gompper, 2013; Ramp y Ben-Ami, 2006). El Convenio Internacional sobre la Diversidad Biológica define a una especie invasora como “una especie introducida que se establece en un nuevo entorno, proliferan y se dispersan de forma negativa poniendo en riesgo los diferentes hábitats naturales endémicos” (Matthews y Brand, 2005, p. 5; McNeely *et al.*, 2001).

2. La fauna feral y su impacto sobre las áreas naturales protegidas

El concepto “feral” alude a conductas relativas a la fauna silvestre, como son la poca tolerancia, desconfianza y desapego de las poblaciones humanas (Sierra *et al.*, 2011). El descuido, abandono o liberación de especies domésticas por parte de las personas ha ocasionado

la reproducción sin control de aquellas especies, lo cual genera comunidades marginales libres que impactan tanto en las concentraciones humanas como en las animales, domésticas y silvestres (Manchester y Bullock, 2000).

Durante el proceso de domesticación, los animales mantienen ciertos rasgos de sus antepasados silvestres y adquieren otras características transmitidas por los humanos (Ferrario *et al.*, 2017). Sin embargo, durante el proceso de “feralización”, las especies domesticadas son alejadas de un ambiente controlado y vuelven a ocupar espacios naturales, además, dicho proceso implica un aumento masivo de selección tanto natural como sexual, con depredación y forrajeo (Johnsson *et al.*, 2016).

La fauna feral muestra ventajas en aptitud física similar a la de especies invasoras (Gering *et al.*, 2019), ya que poseen características biológicas y fisiológicas que favorecen su proliferación en zonas urbanas o rurales y logran una invasión exitosa en áreas naturales (Manchester y Bullock, 2000); por ejemplo, entre dichas características se encuentran la tasa de natalidad, tasa de vida, el periodo de reproducción y gestación, sus hábitos alimenticios, su rango de desplazamiento y el ámbito hogareño, entre otras (tabla 1).

La efectividad de los esfuerzos de conservación de especies, particularmente fauna, en áreas naturales protegidas puede ser reducida debido a la presencia de fauna feral que compita, deprede o sirva como reservorio en la introducción de patógenos en dichas áreas (Lessa *et al.*, 2016) (tabla 2).

A nivel mundial, algunas especies reportadas como ferales por distintos autores son: caballo (*Equus caballus*) (Cherubin *et al.*, 2019), cabras (*Capra hircus*) (Campbell y Donlan, 2005; Parkes *et al.*, 1996), gallos (*Gallus gallus*) (Johnsson *et al.*, 2016), cerdo de monte (*Sus scrofa*) (Lowe *et al.*, 2004; Taylor *et al.*, 1998), perro doméstico (*Canis familiaris*) (Sepúlveda *et al.*, 2015; Sierra *et al.*, 2011) y gato (*Felis catus*) (Bogdan *et al.*, 2016). En México, las especies ferales identificadas son el cerdo de monte, en la región norte del país y al sureste en la Laguna de Términos, en Campeche (Hernández-Pérez *et al.*, 2019a y b). Los perros y gatos se encuentran distribuidos a lo largo de todo el territorio nacional.

Tabla 1. Características fisiológicas de las principales especies ferales.

	Cerdos ferales	Perros ferales	Gatos ferales
Longevidad máxima	10-20 años	2.5 -5 años	3-5 años
Gestación	4 meses	58-65 días	58-65 días
Número de crías/hembra	8-14 al año	1-8	1-6
Estructura social/ número individuos	Social cohesivo 2-27 individuos	Social 2-10 individuos	Solitario 1 individuo
Inicio de etapa reproductiva	5-7 meses de edad	6-9 meses de edad	6-9 meses de edad

2.1. Cerdos ferales

Los cerdos ferales son resultado de la cruce entre jabalíes euroasiáticos y cerdos domésticos (Sowls, 1997), en general, también son conocidos como cerdos asilvestrados o cerdos rusos que, al igual que los cerdos domésticos, pertenecen a la misma especie (*Sus scrofa*). Esta especie generalista ha sido introducida en diversas regiones a nivel mundial y actualmente es considerada como una de las especies exóticas más dañinas debido a los impactos ambientales, en la salud y seguridad humana a causa de la transmisión de enfermedades zoonóticas (Lowe *et al.*, 2004; Beasley *et al.*, 2014; Bartonička *et al.*, 2018) (tabla 2).

Los cerdos ferales de hábitos omnívoros y sociales se distinguen fácilmente de los cerdos domésticos por sus características físicas: pelo más largo y grueso; poseen una musculatura delgada con cuartos traseros cortos, hocicos y colmillos largos (Lowe *et al.*, 2004) (figura 1). Además de su plasticidad alimentaria, otros factores que operan de manera negativa en la distribución y establecimiento de los cerdos ferales son su alta tasa reproductiva, su comportamiento social y su capacidad de desplazamiento (Taylor *et al.*, 1998; Gabor *et al.*, 1999) (tabla 1).

Tabla 2. Patógenos transmitidos por fauna feral a fauna silvestre.

Cerdos ferales	Perros ferales	Gatos ferales
• <i>Leptospira spp.</i> *	• Virus de distemper canino	• Endoparasitosis*
• <i>Brucella spp.</i> *	• Rabia*	• Leucemia viral felina
• <i>Salmonella spp.</i> *	• Sarna	• Sarna*
• Virus de fiebre porcina clásica (SCFV)	• <i>Rickettsia spp.</i> *	• <i>Toxoplasma gondii</i> *
• Enfermedad viral vesicular porcina (SVDV)	• <i>Ehrlichia chaffeensis</i> *	• <i>Toxocara cati</i> *
• Fiebre Q	• <i>Ehrlichia canis</i>	• Rabia
• Tuberculosis*	• <i>Anaplasma phagocytophilum</i> *	• Calicivirus felino
• Encefalitis japonesa	• <i>Leptospira spp.</i> *	• Alfa herpesvirus felino
• Rabia*	• Endoparasitosis*	• Panleucopenia felina
• Triquinosis*	• <i>Leishmania spp.</i> *	• Virus de la inmunodeficiencia viral felina
• Balantidiasis*	• Parvovirus canino	• Bartonelosis*
• Sarna	• Filariasis	
• Cisticercosis*	• <i>Babesia spp.</i>	

* Enfermedades zoonóticas de riesgo para las poblaciones humanas.



Figura 1. Cerdo feral (*Sus scrofa*) registrado mediante fototrampeo en la región de la Laguna de Términos, Campeche, México. En el recuadro se muestra un par de colmillos de un individuo cazado por los pobladores de la comunidad El Aguacatal, Carmen, Campeche, en 2016. (Fotografía: Edwin L. Hernández-Pérez.)

La distribución natural de la *Sus scrofa* ocurre en Europa, Asia y el norte de África (Álvarez-Romero y Medellín, 2005). En México, esta especie fue introducida con fines de aprovechamiento, se encuentra contenida en 16 unidades de manejo tipo extensivo distribuidas en los estados de Aguascalientes, Chihuahua, Coahuila, Estado de México, Guanajuato, Hidalgo, Nuevo León, Sonora y Tamaulipas (Conabio, 2017). Sin embargo, se ha observado la presencia de grupos de cerdos ferales en la sierra la Laguna, Baja California Sur (Solís-Cámara *et al.*, 2009), en Sinaloa, Durango, la frontera entre San Luis Potosí y Tamaulipas, y en el estado de Campeche (Conabio, 2017).

Las características biológicas y fisiológicas de la *S. scrofa* favorecen que sea una especie invasora exitosa de alto riesgo (Baptiste *et al.*, 2010), logrando colonizar extensas áreas naturales, lo cual genera competencia por recursos y el desplazamiento de especies nativas (Taylor *et al.*, 1998; Lowe *et al.*, 2004). Estas características podrían acentuar los impactos en los caminos y carreteras en caso de que sus poblaciones sigan en incremento y continúen expandiéndose hacia nuevas áreas, tal como se ha señalado para el suroeste del país, donde la distribución potencial de la especie abarca más allá de la reserva de la biosfera Pantanos de Centla, en Tabasco, la parte noroeste del estado de Chiapas, e incluso la frontera entre el municipio de Candelaria, en el estado de Campeche y en Guatemala (Hernández-Pérez *et al.*, 2019a).

En Campeche se tienen registros de esta especie dentro del área de protección de flora y fauna (APFF) Laguna de Términos y a escasos 47 km de distancia de la reserva estatal Balam-Kú (Hernández-Pérez *et al.*, 2019a y b). En entrevistas con los ganaderos de la región, se documentó el proceso de escape y feralización de los cerdos en la región. De acuerdo con la información recabada, a mediados de los años 90 se introdujeron 100 jabalíes euroasiáticos (70 hembras y 30 machos) a un rancho localizado cerca de la comunidad Ignacio Zaragoza, del municipio de Carmen, en el estado de Campeche.

Como parte del manejo y contención de los ejemplares, estos fueron introducidos en un corral de cuatro hectáreas con la finalidad de ofertarlos para cacería cinegética. Sin embargo, a lo largo de los años el rancho dejó de dar mantenimiento en el área y, por consiguiente, el corral de los jabalíes se deterioró, permitiendo el escape de los ejemplares, los cuales posteriormente se acercaron a los poblados para aparearse con cerdos domésticos de libre pastoreo (Hernández-Pérez *et al.*, 2019a).

A pesar de los esfuerzos realizados en la Laguna de Términos por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp) para controlar y difundir los efectos negativos ocasionados por los cerdos ferales en el ecosistema y la salud humana, aún existen ganaderos en la región que permiten que los cerdos ferales se apareen con los cerdos domésticos, con la finalidad de aprovechar la camada de crías, sin necesidad de pagar por la monta de sus hembras (Hernández-Pérez, observación personal). Esta percepción es similar en la sierra la Laguna, en el estado de Baja California Sur, donde algunos ganaderos externaron, a través de entrevistas, su opinión referente a que los cerdos ferales presentes en la zona no deben eliminarse, ya que constituyen una fuente de alimento para los lugareños (Solís-Cámara *et al.*, 2009).

El APFF Laguna de Términos, donde se ha observado la mayor cantidad de registros de cerdos ferales, es un humedal de importancia internacional debido a que sirve de refugio y hábitat crítico para especies de fauna amenazada como la garza tigre de tular (*Botaurus pinnatus*), el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecarí*) y el cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*), especies que podrían ser afectadas de manera negativa a causa de la presencia de esta especie feral. Recientemente se documentó el desplazamiento y la modificación de los patrones de actividad de pecaríes de collar (*Dicotyles tajacu*) a causa de la competencia con los cerdos ferales (Hernández-Pérez *et al.*, 2020; Hernández-Pérez *et al.*, 2019b).

Las aproximaciones al escenario futuro en la región apuntan hacia un incremento en la distribución de los cerdos ferales hacia áreas naturales protegidas como la reserva de la biosfera Pantanos de Centla, en Tabasco, y hacia la reserva de la biosfera maya, en Guatemala (Hernández-Pérez *et al.*, 2019b). Ante esto, los riesgos se incrementan desde

la posible depredación de nidos de aves y reptiles, hasta el desplazamiento y competencia con especies nativas, e incluso la transmisión de enfermedades como la rabia, pues se ha observado que murciélagos hematófagos (*Desmodus rotundus*) se alimentan de cerdos ferales en la región de la Laguna de Términos (Hernández-Pérez *et al.*, 2020; Hernández-Pérez *et al.*, 2019b).

Es alarmante el incremento en la presencia de la especie en sitios cercanos a comunidades humanas y en áreas con cultivos de palma de aceite (*Elaeis guineensis*) (Hernández-Pérez *et al.*, 2020; Hernández-Pérez *et al.*, 2019a), los cuales en su mayoría están dispuestos en zonas con acceso a carreteras o caminos de terracería.

El uso de caminos y carreteras por la *S. scrofa* ha sido poco documentado, sin embargo, existen estudios sobre accidentes por colisiones con esta especie, los cuales se reportan como eventos comunes en regiones donde es nativa (Peris *et al.*, 2005) y también donde ha sido introducida (Beasley *et al.*, 2014). La movilidad estacional de los animales incrementa la dispersión de la especie a través del paisaje, aumentando la posibilidad de cruzar carreteras altamente transitadas, incrementando el riesgo de colisiones con vehículos, principalmente en áreas con un uso extensivo de tierras agrícolas, como en Estados Unidos, donde la especie también es considerada feral (Mayer y Johns, 2007; Beasley *et al.*, 2014; Peris *et al.*, 2005).

Si bien no se encuentra documentado de manera precisa el uso de las vías y caminos por parte de los cerdos ferales en la región, donde existen registros de sus poblaciones en México, se estima que esta especie pueda cruzar caminos importantes. En el estudio *Distribución y relaciones ecológicas entre cerdos ferales (Sus scrofa) y poblaciones nativas de pecaríes*,¹ a través del uso de fototrampeo se registró un grupo de cerdos ferales cercano al poblado de Ignacio Zaragoza, en el municipio de Carmen, Campeche (18.360464° N, -91.269592° W), localizado a una distancia de entre 9-10 km de la carretera 186 (Escárcega-Villahermosa), la cual tiene una importante afluencia vehicular transitada por automóviles particulares y de carga.

El tráfico de vehículos, los límites de velocidad, el paisaje y uso de suelo alrededor de las carreteras y caminos influyen poderosamente en los accidentes y atropellamientos de fauna silvestre o feral (Malo *et al.*, 2004; Mayer y Johns, 2007).² Por lo anterior, es importante considerar la forma en que la *S. scrofa* utiliza la matriz de hábitat que rodea el sistema de carreteras (Boughton *et al.*, 2019).

Dada la estructura social y comportamiento de los cerdos ferales, los accidentes en carreteras ocurridos en España y Estados Unidos (Peris *et al.*, 2005; Mayer y Johns, 2007)

¹ Tesis de maestría, Hernández-Pérez, (2019), Ecosur.

² Vid. Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global.

involucran colisiones múltiples de vehículos con resultados fatales en pérdidas humanas y materiales, además se ha observado que las colisiones ocurren principalmente en la noche, y la frecuencia aumenta en relación con el incremento en la actividad del movimiento asociado a la temporada de reproducción (Beasley *et al.*, 2014; Mayer y Johns, 2007).

Otro factor alarmante es la cercanía y posible desplazamiento hacia el interior de las áreas naturales protegidas de la región a causa de la expansión de áreas antropizadas (Hernández-Pérez *et al.*, 2020). El programa de control de los cerdos ferales es ejecutado con el apoyo de cazadores locales, principalmente en dos comunidades de la región de la Laguna de Términos: Ignacio Zaragoza y Aguacatal, Carmen, Campeche. Dicho programa se limita a cinco o seis meses al año, puesto que los recursos para llevarlo a cabo provienen del Procer,³ de la Conanp. El programa de control de la especie reportó el abatimiento de 27 individuos para el 2015, que fue el último año en el que se obtuvieron recursos para su puesta en práctica.

No obstante, se ha documentado que muchas de las comunidades en la zona de amortiguamiento del APFF Laguna de Términos cazan constantemente a los cerdos, por lo que de manera indirecta juegan un papel importante, pero poco efectivo, en el control de la especie (Hernández-Pérez, observación personal).

2.2. Perros ferales

El perro (*Canis familiaris*) es un animal doméstico resultado de la manipulación y selección genética realizada por los humanos. Proviene de un linaje evolutivo de mamíferos que se deriva del lobo (*Canis lupus*) y en la actualidad es uno de los carnívoros más comunes del mundo (Hughes y Macdonald, 2013; Sierra *et al.*, 2011). Los perros domésticos han tenido una relación cercana con las personas por más de 15,000 años, se encuentran ampliamente distribuidos en todas las regiones del mundo donde existen poblaciones humanas (Gompper, 2013).

La densidad de población de los perros está relacionada con aspectos culturales y socioeconómicos de las poblaciones humanas en áreas urbanas o rurales. Actualmente se estima que la población de perros a nivel mundial está por encima de 700 millones y que dicho aumento ocasiona un fuerte impacto no sólo para los humanos, sino también para la conservación biológica (Hughes y Macdonald, 2013).

El perro es una especie muy subsidiada por las personas, por lo que su fuente de recursos proviene de ellas, lo cual favorece el mantenimiento de la población de depredadores y les

³ Programa de Conservación de Especies en Riesgo.

permite habitar en densidades altas (Gompper, 2013), incluso en zonas rurales cercanas a áreas naturales con un alto valor de conservación biológica causando problemas potenciales para la vida silvestre (Vanak y Gompper, 2010).

La problemática de los perros ferales es un conflicto significativo a nivel mundial (Gompper, 2013); como se ha mencionado anteriormente, los animales ferales manifiestan conductas de poca tolerancia, desconfianza y desapego de las poblaciones humanas. Las diferentes categorías de los perros que a continuación se mencionan ejemplifican, a manera de síntesis, el tipo de vida, grado de dependencia y relación social con los humanos (Gompper, 2013).

1. Perros de libre rango con dueño

Son perros que tienen un propietario o dueño que les provee de alimento de forma continua, sin embargo, no habitan contenidos o resguardados dentro de una casa o propiedad. Estos canes viven en las calles perimetrales a la de sus propietarios; en algunas zonas rurales o periurbanas, pueden vivir sin control reproductivo o cuidados de salud, aunque es posible que algunas personas esterilicen y vacunen a sus perros, sin embargo, al ser animales de libre rango, están expuestos a cualquier tipo de lesiones o enfermedades (Sierra *et al.*, 2011).

2. Perros sin dueño (callejeros)

Son perros sin propietario, nacen y viven en la calle, sin control reproductivo ni cuidados de salud; toleran la presencia humana, sin embargo, casi siempre evitan el contacto. Coexisten en grupos de tamaño variado dentro de la esfera de las poblaciones humanas y se alimentan generalmente de desperdicios de comida encontrados en la basura. Esta forma de obtener los recursos permite que las poblaciones de perros se mantengan o incrementen en número, dependiendo de la cantidad de residuos alimenticios a la que tengan acceso. Por ejemplo, existen diferentes grupos de personas que alimentan de forma continua a poblaciones de perros en las calles, sin proporcionarles refugio o ningún otro cuidado como esterilización, vacunación, desparasitación ni revisión médica veterinaria (Gompper, 2013; Sierra *et al.*, 2011).

3. Perros ferales

Son animales que evitan el contacto humano, por lo tanto, no tienen control reproductivo ni sanitario, viven en grupos cuyo tamaño depende de la disponibilidad de recursos (tabla 1). Tienen una estructura social jerárquica liderada por un macho y una hembra alfas, pueden permanecer en la periferia de las zonas urbanas o rurales y desplazarse en grupos pequeños o en manadas grandes para conseguir alimento y cazar cualquier tipo

de presa (fauna silvestre o doméstica) (Sierra *et al.*, 2011). Una de las características que estos grupos de perros tienen en común es el desplazamiento de libre rango de manera individual, en grupo o manada. Este comportamiento afecta de forma directa e indirecta a las poblaciones humanas, domésticas y silvestres, ya sea por la depredación de mamíferos, aves y reptiles, tanto en zonas urbanas como rurales (Sepúlveda *et al.*, 2015), o bien por la introducción de patógenos en áreas naturales (Bombara *et al.*, 2017).

3. Los perros ferales en áreas naturales

En la península de Yucatán existen 25 áreas naturales protegidas reconocidas a nivel mundial por su alto valor ambiental, de las cuales nueve tienen la categoría de reserva de la biosfera, ocho de parques nacionales, seis de áreas de protección de flora y fauna y dos de santuarios (Conanp, 2018). La mayoría de las áreas naturales protegidas en México se encuentran rodeadas por comunidades rurales, las cuales han hecho uso de los recursos naturales en las zonas de amortiguamiento (Semarnat, 2014). Por ejemplo, en la reserva de la biosfera de los Petenes, en el estado de Campeche, las poblaciones aledañas impactan en pequeña escala con extracción de leña, tala en los petenes para producción de carbón, para material de cercas y soportes de techos de casas y corrales, así como por la cacería de autoconsumo, venta a terceros y guías de cazadores deportivos (Conanp, 2006). En estas comunidades, las poblaciones que realizan actividades en campo, como las anteriormente mencionadas, los perros juegan roles de compañía y como guardianes en las actividades de cacería, de esta forma algunos perros con dueño y de libre rango han tenido acceso a las áreas naturales (Sepúlveda *et al.*, 2015).

La presencia de perros ferales en áreas naturales protegidas es cada vez más frecuente en Brasil y otras partes del mundo (Hughes y Macdonald, 2013; Lessa *et al.*, 2016; Silva-Rodríguez y Sieving, 2012). Las altas densidades de perros residentes en la interface entre las áreas naturales que albergan diferentes poblaciones de fauna silvestre y poblaciones humanas incrementan el riesgo de intercambio de patógenos (tabla 2), además ponen en peligro a las comunidades de fauna nativas debido a la depredación de estos animales o por competencia de presas particularmente carnívoras (Hughes y Macdonald, 2013; Lessa *et al.*, 2016; Rojero-Vázquez *et al.*, 2017).

El acceso de los perros ferales o de libre rango a las áreas naturales protegidas tiene como punto de partida los centros rurales o urbanos situados en las zonas de influencia de las distintas áreas naturales protegidas (Lessa *et al.*, 2016); sin embargo, existen escasos estudios y reportes en la literatura científica sobre la presencia de estos animales dentro de dichas áreas en la península de Yucatán. En este sentido, Weber *et al.* (2010) reportaron

la presencia de grupos de perros ferales en las inmediaciones de las comunidades de Tankuché y Concepción cercanas a la reserva de la biosfera de los Petenes, en el estado de Campeche. En su estudio reportan diferentes sitios de riesgo de densidad alta y media de poblaciones de perros ferales, tanto en las comunidades estudiadas (área de influencia) como dentro de la reserva.

Por otro lado, a través de la solicitud de información vía correo electrónico sobre la situación de perros ferales en las áreas naturales protegidas, la reserva de la biosfera Sian Ka'an reportó tener problemas con fauna feral: han detectado en la región de costa la presencia de jaurías de perros, particularmente en la zona norte que va del sitio conocido como Arco Maya hasta Punta Allen, además de que en la subzona de preservación Tziguil existen vacas y toros ferales. Contrario a lo anterior, la reserva de la biosfera de Calakmul informó que dentro de los diversos programas de monitoreo de fauna que se llevan a cabo en la reserva no se ha reportado fauna feral. Respecto al resto de las otras áreas naturales protegidas de la península, no se obtuvieron datos debido a la omisión de respuesta a la solicitud de información.

4. Desplazamiento y patrón de actividad de perros de libre rango

La densidad de perros de libre rango o ferales está relacionada con las características del hábitat donde viven, como la presencia de presas o depredadores, los sitios de refugio, los aspectos socioculturales y las características económicas de la población humana que reside en dichos entornos. El impacto que los perros ferales tienen sobre las poblaciones silvestres y humanas se relaciona con su abundancia relativa y sus patrones de actividad, los cuales dependen de la disponibilidad de alimento (subsido de alimento o presas), adaptaciones fisiológicas y tolerancia al ambiente, conservación y uso de energía y, finalmente, la presencia de depredadores (Gompper, 2013).

Se ha observado que la mayoría de estos perros permanecen cerca de sus lugares de origen o casas (Sepúlveda *et al.*, 2015), lo cual ha favorecido su desplazamiento entre paisajes dominados por humanos, utilizando caminos rurales y carreteras hasta introducirse en zonas agroforestales y áreas naturales protegidas (figura 2) (Azhar *et al.*, 2013; Hughes y Macdonald, 2013).

En bosques templados del sur de Chile, Sepúlveda *et al.* (2015) describieron cómo los perros de libre rango se desplazan durante el día a través de pastizales y carreteras. Es posible que tales patrones de actividad dependan no solo de la disponibilidad de alimento, también pueden verse influenciados por la estacionalidad u horas luz; de igual manera, la temperatura ambiental podría influir en la preferencia de actividades diarias de los animales.

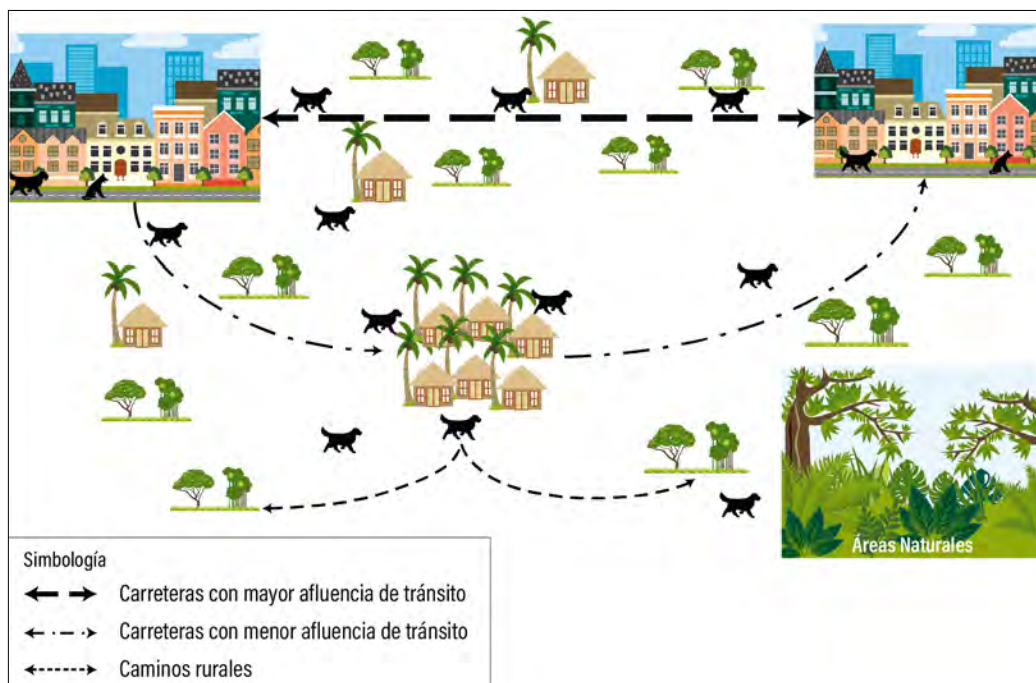


Figura 2. Modelo de uso y desplazamiento de perros ferales a través de caminos o carreteras.

En la península de Yucatán, la temperatura máxima en la temporada calurosa puede llegar hasta los 40°C (con sensaciones térmicas más elevadas) (Pascual Ramírez *et al.*, 2020), por lo que es posible que los desplazamientos de los perros ferales de libre rango por caminos o carreteras sucedan durante el ocaso y hasta las primeras horas del día, evitando de esta manera las altas temperaturas y las horas de mayor afluencia vehicular.

De manera personal, a lo largo del tramo Campeche-Mérida de la carretera 180, observamos perros en los puntos de vigilancia de la policía del estado de Campeche, y en el punto de vigilancia fitosanitaria del estado de Yucatán. Además, a lo largo del camino estatal de Dzibalchén-Xpujil, en el estado de Campeche, también se han observado perros de libre rango en solitario desplazándose a diferentes horas del día durante la época de lluvia. Cabe mencionar que este tramo de carretera cruza al menos nueve comunidades rurales y en dos de ellas (Dos Lagunas y Bel-ha, pertenecientes al municipio de Calakmul) existen sitios a un costado de la carretera donde se acumula la basura, cerca de las comunidades (≤ 1 km). También se ha observado la presencia de grupos de perros en búsqueda de alimento y desplazándose sobre dicha carretera.

La Secretaría de Comunicaciones y Transportes cuenta con cuadrillas de limpieza, las cuales tienen entre sus actividades recolectar la fauna atropellada a lo largo de las

carreteras, es por eso que a través de las secretarías de los estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo, obtuvimos información sobre el número de fauna y de perros atropellados en las vialidades de la península de Yucatán, con la finalidad de estimar el uso para desplazamiento de los perros de libre rango. En la figura 3 se muestran los datos de las colectas que las cuadrillas de limpieza realizan a lo largo de las carreteras.

Aun cuando existen avistamientos de perros ferales o de libre rango transitando en carreteras cercanas a áreas naturales, no se conoce el impacto que han ocasionado dentro de dichas zonas. Como se mencionó anteriormente, conocer el impacto de la fauna feral en la península de Yucatán requiere de más investigaciones.

5. Discusión y conclusiones

El control de fauna feral a nivel mundial es uno de los objetivos que deben considerarse dentro de los programas de conservación biológica; a pesar de tener en cuenta los riesgos

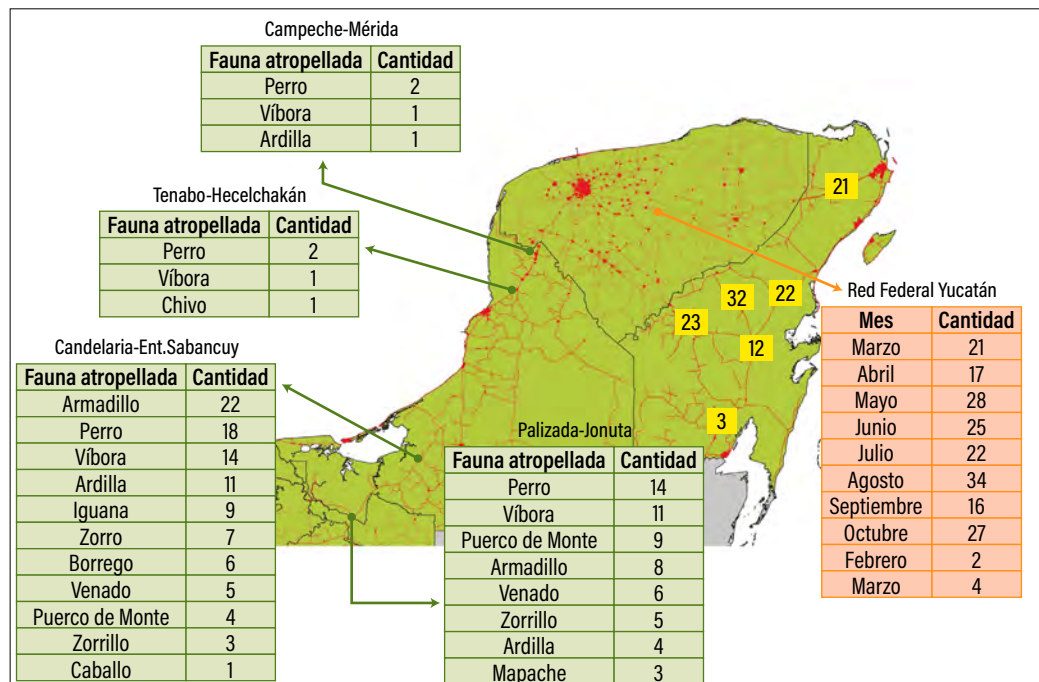


Figura 3. Reportes de los centros estatales de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes sobre la fauna atropellada (incluyendo perros), en tramos del estado de Campeche para el 2018 (tablas en verde), para la red federal del estado de Yucatán 2018-2019 (tabla naranja), y en puntos específicos del estado de Quintana Roo para el 2019 (cuadros amarillos con el número de atropellos). (Fuente: Secretaría de Comunicaciones y Transportes de Campeche, Quintana Roo y Yucatán.)

que representa la fauna feral a la salud humana y animal, los esfuerzos por erradicarla han tenido poco éxito (Hughes y Macdonald, 2013).

Se ha observado que los caminos rurales o carreteras a nivel mundial ofrecen accesos abiertos a la fauna feral en diversas áreas. Como se mencionó anteriormente, los registros de cerdos ferales en el municipio de Carmen, Campeche, se encuentran a escasos 10 km de una de las carreteras con alta afluencia vehicular, por lo que los riesgos de colisiones múltiples de vehículos con cerdos ferales podrían ocurrir si estos ampliaran su área de distribución y desplazamiento.

Los programas de control de cerdos ferales han sido ejecutados gracias a los Procer de la Conanp, sin embargo, no han tenido la continuidad suficiente que permita eliminar permanentemente a la especie de la región de la Laguna de Términos. Si bien el programa es una buena herramienta para el control de los cerdos ferales, no ha sido una solución directa al problema debido a que no se mantiene durante todo el año, lo que permite el reclutamiento de nuevos individuos a la población y, por ende, el incremento de la misma.

Por otro lado, la sobrepoblación de perros a nivel mundial ha demostrado que puede ocasionar diversos problemas a la conservación (Lessa *et al.*, 2016). En el caso de control de perros ferales o de libre rango, se recomienda la realización de programas permanentes que permitan la inclusión de profesionistas especializados, quienes diseñen adecuados esquemas de control de perros, a través de talleres informativos referentes a la tenencia responsable de mascotas, esterilización, vacunación y sacrificio humanitario de los perros de libre rango.

Finalmente, es necesario implementar programas continuos de vigilancia de presencia de fauna feral en las áreas naturales con la finalidad de determinar con más exactitud cuáles son las zonas de mayor riesgo y de esta manera implementar medidas de control y erradicación de dicha fauna.

6. Literatura citada

- Álvarez-Romero, J. y Medellín, R.** (2005). *Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales*. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-Conabio. Proyecto U, 20.
- Azhar, B.; Lindenmayer, D.; Wood, J.; Fischer, J.; Manning, A.; Mcelhinny, C. y Zakaria, M.** (2013). Contribution of illegal hunting, culling of pest species, road accidents and feral dogs to biodiversity loss in established oil-palm landscapes. *Wildlife Research*, 40(1), pp. 1-9.
- Baptiste, E.; Piedad, M.; Castaño, N.; Cárdenas López, D.; Gutiérrez, F. D. P.; Gil, D. y Lasso, C. A.** (2010). Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt: Bogotá, pp. 21-37.
- Bartonička, T.; Andrášik, R.; Duľa, M.; Sedoník, J. y Bíl, M.** (2018). Identification of local factors causing clustering of animal-vehicle collisions. *The Journal of Wildlife Management*, 82(5), pp. 940-947.
- Beasley, J. C.; Grazia, T. E.; Johns, P. E. y Mayer, J. J.** (2014). Habitats associated with vehicle collisions with wild pigs. *Wildlife Research*, 40(8), pp. 654-660.
- Bogdan, V.; Jůnek, T. y Vymyslická, P. J.** (2016). Temporal overlaps of feral cats with prey and competitors in primary and human-altered habitats on Bohol Island, Philippines. *PeerJ*, 18(4), e2288.
- Bombara, C. B.; Dürr, S.; Machovsky Capuska, G. E.; Jones, P. W. y Ward, M. P.** (2017). A preliminary study to estimate contact rates between free-roaming domestic dogs using novel miniature cameras. *PloS one*, 12, e0181859.
- Boughton, R. K.; Allen, B. L.; Tillman, E. A.; Wisely, S. M. y Engeman, R. M.** (2019). Road hogs: Implications from GPS collared feral swine in pastureland habitat on the general utility of road-based observation techniques for assessing abundance. *Ecological Indicators*, 99, pp. 171-177.
- Campbell, K. y Donlan, C. J.** (2005). Feral goat eradications on islands. *Conservation Biology*, 19(5), pp. 1362-1374.
- Cherubin, R. C.; Venn, S. E.; Driscoll, D. A.; Doherty, T. S. y Ritchie, E. G.** (2019). Feral horse impacts on threatened plants and animals in sub-alpine and montane environments in Victoria, Australia. *Ecological Management & Restoration*, 20(1), pp. 47-56.
- Conabio.** (2017). Análisis de riesgo rápido de *Sus scrofa*. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: México.
- Conanp.** (2006). *Programa de conservación y manejo: Reserva de la biosfera Los Petenes, México*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas: México.
- _____. (2018). *Región península de Yucatán y caribe mexicano. La Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas administra actualmente 182 áreas naturales divididas en 9 Direcciones Regionales*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas: México. <https://www.gob.mx/conanp/documentos/region-peninsula-de-yucatan-y-caribe-mexicano?state=published>
- De Andrade Silva, K. V. K.; Kenup, C. F.; Kreischer, C.; Fernández, F. A. y Pires, A. S.** (2018). Who let the dogs out? Occurrence, population size and daily activity of domestic dogs in an urban Atlantic Forest reserve. *Perspectives in ecology and conservation*, 16(4), pp. 228-233.
- Español-Echaniz, I.** (2007). Los valores paisajísticos de la Red Local de Carreteras. *Revista de obras públicas*, 3478, pp. 31-40.
- Ferrario, C.; Alessandri, G.; Mancabelli, L.; Gering, E.; Mangifesta, M.; Milani, C.; Lugli, G. A.; Viappiani, A.; Duranti, S. y Turrone, F.** (2017). Untangling the cecal microbiota of feral chickens by culturomic and metagenomic analyses. *Environmental microbiology*, 19(1), pp. 4771-4783.

- Gabor, T. M.; Hellgren, E. C.; Van Den Bussche, R. A. y Silvy, N. J.** (1999). Demography, sociospatial behaviour and genetics of feral pigs (*Sus scrofa*) in a semi-arid environment. *Journal of Zoology*, 247(3), pp. 311-322.
- Gering, E.; Incorvaia, D.; Henriksen, R.; Wright, D. y Getty, T.** (2019). Maladaptation in feral and domesticated animals. *Evolutionary Applications*, 12(7), pp. 1274-1286.
- Gompper, M. E. (ed.)**. (2013). *Free-ranging dogs and wildlife conservation*, Oxford University: Oxford.
- Hernández-Pérez, E. L.; Castillo Vela, G.; García Marmolejo, G.; Sanvicente López, M. y Reyna Hurtado, R.** (2019a). Wild pig (*Sus scrofa*) as prey of the Common Vampire Bat (*Desmodus rotundus*). *Therya*, 10(2), pp. 195-199.
- Hernández-Pérez, E. L.; Castillo Vela, G.; García Marmolejo, G.; Hidalgo-Mihart, M.; Sanvicente López, M.; Contreras Moreno, F. M.; De la Cruz, J. A.; Juárez López, R. y Reyna Hurtado, R.** (2019b). Distribución potencial del cerdo asilvestrado *Sus scrofa* (Artiodactyla: Suidae) y el pecarí de collar *Dicotyles tajacu* (Artiodactyla: Tayassuidae) en la región de Laguna de Términos, México. *Revista de Biología Tropical*, 67(6), pp. 1170-1179.
- Hernández Pérez, E. L.; Castillo Vela, G.; García Marmolejo, G.; Hidalgo Mihart, M.; Contreras Moreno, F. M.; De la Cruz, J. A.; Juárez López, R. y Reyna Hurtado, R.** (2020). Relaciones ecológicas entre pecaríes de collar y cerdos asilvestrados en el sur de México: ¿evidencia de la división de nicho? *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91.
- Hughes, J. y Macdonald, D. W.** (2013). A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation*, 157, pp. 341-351.
- Instituto Mexicano del Transporte.** (2019). *Representación cartográfica en formato digital y georreferenciada de la red nacional de caminos*. Red Nacional de Caminos: México. <https://www.gob.mx/imt/acciones-y-programas/red-nacional-de-caminos>
- Johnsson, M.; Gering, E.; Willis, P.; López, S.; Van Dorp, L.; Henthall, G.; Henriksen, R.; Friberg, U. y Wright, D.** (2016). Feralisation targets different genomic loci to domestication in the chicken. *Nature communications*, 7(12950).
- Lessa, I.; Guimarães, T. C. S.; De Godoy Bergallo, H.; Cunha, A. y Vieira, E. M.** (2016). Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza & Conservação*, 14(2), pp. 46-56.
- Lowe, S.; Browne, M.; Boudjelas, S. y De Poorter, M.** (2004). 100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Grupo Especialista de Especies Invasoras: Auckland.
- Malo, J. E., Suárez, F. y Diez, A.** (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology*, 41(4), pp. 701-710.
- Manchester, S. J. y Bullock, J. M.** (2000). The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology*, 37, pp. 845-864.
- Matthews, S. y Brand, K.** (2005). El programa mundial sobre especies invasoras. *GISP*, 80.
- Mayer, J. J. y Johns, P. E.** (2007). Characterization of wild pig-vehicle collisions. *Proceedings of the 12th Wildlife Damage Management Conference*. Stalman Eds.: Washington D. C. pp. 175-187.
- McNeely, J.; Mooney, H.; Neville, L.; Schei, P. y Waage, J. (eds.)**. (2001). Estrategia mundial sobre especies exóticas invasoras. *ITCN Gland: Suiza, Cambridge: Reino Unido*.
- Parkes, J.; Henzell, R.; Pickles, G. y Bomford, M.** (1996). *Managing vertebrate pests: feral goats*. Australian Government Publishing Service: Canberra.
- Pascual Ramírez, R.; López Quiroz, M.; Chablé Pech, L. A.; Espejo Madrigal A. Z.; Loranca Domínguez, Y.; Ledesma Ledesma, J. I. y Zavala Fajardo, A. G.** (2020). Reporte del Clima en México. Conagua / Coordinación General del Servicio Meteorológico Nacional: México. <https://smn.conagua.gob.mx/es/reporte-del-clima-en-mexico>

- Peris, S.; Baquedano, R.; Sánchez, A. y Pescador, M.** (2005). Mortalidad del jabalí (*Sus scrofa*) en carreteras de la provincia de Salamanca (NO de España): ¿influencia de su comportamiento social? *Galemys: Boletín informativo de la Sociedad Española para la conservación y estudio de los mamíferos*, 17(1-2), pp. 13-23.
- Proppe, D.; Mcmillan, N.; Congdon, J. y Sturdy, C.** (2017). Mitigating road impacts on animals through learning principles. *Animal Cognition*, 20, pp. 19-31.
- Ramp, D. y Ben-Ami, D.** (2006). The effect of road-based fatalities on the viability of a peri-urban swamp wallaby population. *The Journal of Wildlife Management*, 70(6), pp. 1615-1624.
- Rojero-Vázquez, E.; Gordillo Pérez, G. y Weber, M.** (2017). Infection of *Anaplasma phagocytophilum* and *Ehrlichia spp.* in opossums and dogs in Campeche, Mexico: the role of tick infestation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5.
- Semarnat.** (2014). Programa de Manejo Complejo Sian Ka'an: Reserva de la Biosfera Sian Ka'an, Área de Protección de Flora y Fauna Uaymil y Reserva de la Biosfera Arrecifes de Sian Ka'an. Conanp: México.
- Sepúlveda, M.; Pelican, K.; Cross, P.; Eguren, A. y Singer, R.** (2015). Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. *Mammalian Biology*, 80(4), pp. 290-297.
- Sierra, E.; Bolio, M.; Altamirano, M.; Cocom, E.; Hiuit, R. y Antúnes, J.** (2011). Análisis de la presencia de perros "ferales" sobre la salud ambiental en la Reserva Ecológica "Cuxtal", Mérida, Yucatán, México. *Bioagrociencias*, 4(1), pp. 53-57.
- Silva-Rodríguez, E. A. y Sieving, K. E.** (2012). Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation*, 150(1), pp. 103-110.
- Solis-Cámara, A. B.; Arnaud-Franco, G.; Álvarez-Cárdenas, S.; Galina-Tessaro, P. y Montes-Sánchez, J. J.** (2009). Evaluación de la población de cerdos asilvestrados (*Sus scrofa*) y su impacto en la Reserva de la Biosfera Sierra La Laguna, Baja California Sur, México. *Tropical Conservation Science*, 2, pp. 173-188.
- Sowls, L. K.** (1997). *Javelinas and other peccaries: their biology, management, and use*. Texas A & M University Press: Texas.
- Taylor, R. B.; Hellgren, E. C.; Gabor, T. M. y Ilse, L. M.** (1998). Reproduction of feral pigs in southern Texas. *Journal of Mammalogy*, 79(4), pp. 1325-1331.
- Vanak, A. T. & Gompper, M. E.** (2010). Interference competition at the landscape level: the effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), pp. 1225-1232.
- Weber M.; Padilla Paz, S. E. y Castillo Vela, G. E.** (2010). *Informe final del proyecto perros (Canis lupus familiaris) y gatos (Felis catus) ferales en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche, México: diagnóstico, efectos en la fauna nativa y perspectivas de control*. El Colegio de la Frontera Sur: Campeche.

Sección III

Medidas de mitigación, avances y retos



Medidas de mitigación para la fauna silvestre aplicables a la construcción de carreteras en áreas naturales protegidas

Alberto González-Gallina | Red de Ambiente y Sustentabilidad, Instituto de Ecología, A. C.

José Gabriel Téllez Torres | Biología Integral en Impacto Ambiental, S. A de C. V.

Resumen

El presente capítulo hace una revisión de medidas enfocadas a remediar, minimizar o compensar los daños adversos provocados por la construcción y operación de infraestructura de transporte. Entre otras medidas se describe y analiza el uso de pasos de fauna (sobre y bajo la vía), la habilitación y creación de alcantarillas, el aumento de la conectividad de la vegetación, el uso de barreras sonoras, cercas o muros de exclusión y repelentes olfatorios, así como los sistemas de detección de animales, señalamientos y reductores de velocidad. No todas las estrategias de mitigación resultan igualmente efectivas, por lo que algunos impactos no pueden mitigarse por completo. Estas medidas deben ser desarrolladas *ad hoc* para cada caso, considerando la naturaleza estructural del proyecto, la topografía, el hábitat, las especies objetivo, entre otras particularidades.

Palabras clave: atropellamiento, conectividad, impacto, fauna, recomendaciones.

A. González-Gallina

email: fodopo@hotmail.com

Red de Ambiente y Sustentabilidad, Instituto de Ecología, A. C.

Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, Xalapa, Veracruz, México, C.P. 91070

Teléfono: (228) 8421800

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

This chapter reviews the measures aimed at remedying, minimizing, or compensating the adverse damages caused by the construction and operation of transportation infrastructure. Among other measures, we examine the use of wildlife crossings (above and below the road), the fitting out and/or creation of culverts, increasing the connectivity of vegetation, the use of sound barriers, fences, or exclusion walls and olfactory repellants, as well as animal detection systems, signs and speed bumps. Not all mitigation strategies are equally effective, making some impacts unable to be fully mitigated. These measures must be developed *ad hoc* for each case considering the project's structural nature, the topography, the habitat, the target species, among other particularities.

Keywords: road-kill, connectivity, environmental impact, fauna, recommendations.

1. Introducción

Las áreas naturales protegidas (ANP) son herramientas de conservación que cumplen varios objetivos y proporcionan una multitud de beneficios, tanto para los pobladores de zonas aledañas como para la región, el país y el planeta, ya que mantienen fuera de peligro a la fauna y flora silvestres, a paisajes naturales –junto con sus procesos ecológicos: carbón, agua, suelo–; además de que sirven de testigos de los cambios que sufren las zonas adyacentes, las ANP son sitios de investigación científica y proporcionan oportunidades de recreación y educación al público en general. En México existen diversos tipos de áreas protegidas: federales, estatales, municipales, comunitarias, ejidales y privadas, estando las de jurisdicción federal bajo la administración de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp).

Muchas áreas protegidas no tienen el suficiente tamaño para mantener poblaciones viables de las especies con grandes requerimientos de espacio como son algunos depredadores, por ejemplo, el águila real (*Aquila chrysaetos*) y el jaguar (*Panthera onca*), por lo que se intenta mantener la conectividad del paisaje a través de corredores que conecten a varias de estas zonas, ya que muchas, además, están quedando aisladas, rodeadas por un mar de tierras perturbadas. Si estas áreas quedan como “islas” sin posibilidades de recolonización de otras fuentes, empiezan a perder especies. Es por esto que los corredores biológicos, es decir, áreas en donde puede haber actividades de utilización de recursos pero que mantienen la vegetación original, juegan un papel fundamental al permitir el flujo de organismos entre ANP. Las vías de comunicación muchas veces resultan en la interrupción de dichos corredores al transformar radicalmente el hábitat, creando barreras que afectan a la dispersión de las especies (Conanp, 2018).

Los caminos ambientalmente más peligrosos son aquellos que penetran en regiones relativamente prístinas, tales como grandes parches de bosque o el de un ANP. Laurance (2015) explica que el primer corte en un continuo de vegetación natural resulta crítico, ya que es muy posible que otros le sigan, en virtud de que la deforestación es espacialmente contagiosa y la probabilidad de que un sitio resulte desmontado aumenta drásticamente al acercarse a una zona previamente desmontada (Boakes *et al.*, 2010).

Se define impacto ambiental como la transformación, modificación o alteración de cualquiera de los componentes del medio ambiente (biótico, abiótico y humano), como resultado del desarrollo de un proyecto en sus diversas etapas (Semarnat, 2018). Tener información adecuada sobre los impactos ambientales potenciales de una acción propuesta durante la construcción y operación de la infraestructura debe formar la base técnica para contemplar las alternativas disponibles para poder mitigarlos. Todos los efectos ambientales significativos, inclusive los beneficiosos, deben recibir atención. Aunque el término de “impacto ambiental” se ha interpretado en el sentido negativo, muchas acciones tienen efectos positivos significativos que deben definirse y discutirse claramente (generación de empleos, beneficios sociales, entre otros) (Martínez Soto y Damián Hernández, 1999). Asimismo, la mitigación de impactos ambientales es un recurso instaurado en México desde hace varios años, cuyo objeto es remediar, minimizar o compensar los daños adversos que la construcción de infraestructura, en este caso del transporte, le ocasiona al ambiente y que puede o no ser monitoreada para evaluar su efectividad (Mendoza Sánchez *et al.*, 2010).

Los impactos de caminos y tráfico vehicular han sido reconocidos de manera global como amenazas significativas a la persistencia de las especies y del sano funcionamiento de los ecosistemas.¹ Los principios de jerarquía destinados a evitar, minimizar, mitigar y compensar estos impactos se han convertido igualmente en una práctica extendida. Sin embargo, no todos los impactos pueden ser mitigados por completo y no todas las medidas de mitigación resultan igualmente efectivas (Forman *et al.*, 2003). Debe tomarse en cuenta siempre la opción de “no-camino” cuando se consideran las distintas rutas alternativas durante la planeación de nuevos caminos o la expansión de los ya existentes, sobre todo en ecosistemas remotos y relativamente intactos (Selva *et al.*, 2011).

Los caminos generan una serie de impactos negativos al influenciar de manera directa en las comunidades animales y vegetales al destruir hábitat, crear ecotonos y bordes, ya que funcionan como corredores para el movimiento de algunos animales, promoviendo el establecimiento de especies invasivas, además son fuente de contaminación auditiva y química, incrementan la mortalidad mediante colisiones con vehículos y eventualmente

¹ Vid. Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global.

forman una barrera para el movimiento de individuos y flujo génico entre poblaciones (Forman *et al.*, 2003).

El grado de crecimiento poblacional humano actual incrementa la presión sobre los recursos naturales, y el aumento de presencia humana en los caminos generalmente potencia la cacería de carne de monte, que es considerada ya insostenible en muchas áreas a lo largo de los trópicos (Milner-Gulland *et al.*, 2003). La creación de caminos es una fuente directa de fragmentación y pérdida de hábitat, que divide una población continua y crea dos o más subpoblaciones menos conectadas (Spellerberg, 1998; Epps *et al.*, 2005; McRae y Beier, 2007). No todas las especies ni todos los ecosistemas son afectados por las carreteras de igual forma (Trombulak y Frissell, 2000). Aunque muchos organismos han evolucionado en hábitats naturalmente discontinuos, los caminos y muchas otras actividades humanas han cambiado los parámetros de la configuración del paisaje y los hábitats, expandiendo masivamente los niveles de fragmentación.

La “zona de efecto carretero” resulta una aproximación útil al cuantificar y mitigar efectos negativos de los caminos y el tráfico (Forman, 2000), y está definida como un área sobre la cual ocurren los efectos ecológicos de los caminos y el tráfico, que se extienden hacia el interior de la zona adyacente del paisaje (Forman y Deblinger, 2000), incluyendo ruido,² luz, contaminación química, efectos de perturbación y modificación de hábitat. Esta zona está determinada por las características siguientes: (I) camino (ancho, tipo de superficie, elevación relativa, etc.); (II) tráfico (volumen y velocidad de circulación); (III) paisaje adyacente (topografía, hidrografía, vegetación tipo de hábitat); (IV) vientos dominantes (dirección y velocidad) y (V) características de las especies que las hacen sensibles a los impactos. Los impactos usualmente son mayores cerca del camino y disminuyen gradualmente con la distancia (Eigenbord *et al.*, 2009). La adecuada cuantificación y efectiva mitigación de los impactos carreteros radica en la investigación y monitoreo científico rigurosos (Van der Ree *et al.*, 2015a). Sin embargo, los trabajos que cuantifican los impactos en toda su extensión, la efectividad de las medidas de mitigación y el reporte de problemas prácticos asociados con la planeación y manejo de los caminos son aún escasos (Roedenbeck *et al.*, 2007). En consecuencia, una gran proporción de los estudios de ecología de caminos (*Road Ecology*) tienen poco impacto en el diseño y planeación de las vías, puesto que están desligados de las agencias encargadas del desarrollo carretero. Se debe por lo tanto crear un canal de comunicación entre los científicos y el resto de practicantes para colaborar de manera más eficiente en la resolución de problemas y proveer información relevante para las agencias de transporte.

² Vid. Capítulo II. 3 Contaminación por ruido de fuentes fijas y móviles en el área de protección de flora y fauna Laguna de Términos.

La adquisición, interpretación y uso del conocimiento siempre han sido componentes clave para una evaluación de impacto. Al analizar las consecuencias de un proyecto determinado, un equipo interdisciplinario combina el conocimiento, habilidades y competencias que cada miembro del equipo aporta para: (I) identificar impactos directos, indirectos, acumulativos y sus riesgos; (II) hacer predicciones a futuro del estado ambiental con y sin el proyecto propuesto; (III) evaluar lo significativo de los impactos, considerando las perspectivas de las comunidades afectadas, sociedad civil, gobierno e inversionistas, y (IV) realizar recomendaciones para lograr medios efectivos que mitiguen (eviten, reduzcan, restauren o compensen) impactos perjudiciales y potenciar los benéficos (Sánchez y Mitchell, 2017).

En México, como en la mayoría de los países del mundo, se han presentado graves problemas de contaminación, de impacto ambiental y de pérdida de recursos naturales, debido principalmente a tres factores: (I) el intenso crecimiento demográfico, (II) la carencia de estrategias de planeación y (III) el desconocimiento del valor ecológico y socioeconómico de los sistemas ambientales. Esto ha obligado a incorporar en las políticas de planeación la variable ambiental y los criterios ecológicos para lograr un desarrollo social y económico que sea compatible con la conservación y el aprovechamiento de los recursos naturales. En el país, el establecimiento de una política y planeación ambiental (actualmente responsabilidad de la Semarnat) no ha sido muy rápida y aunque dicha política no reúne aún los atributos de claridad, suficiencia y congruencia deseados, los avances alcanzados son innegables (Sánchez y Mitchell, 2017). La política ambiental tiene como origen principal la vía legislativa y se plasma en las leyes correspondientes. Desde mediados de la década de los 70, la administración pública federal realizó estudios de impacto ambiental para la evaluación preliminar de proyectos de infraestructura.

El inicio formal de las evaluaciones surge en marzo de 1988 con la publicación de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA), a partir de esta se derivaron diferentes reglamentos (12), entre ellos el reglamento de la LGEEPA en materia de impacto ambiental. De esta manera se contaba con el marco legal sobre el Proceso de Evaluación de Impacto Ambiental como un instrumento de política ecológica. La nueva ley estableció algunas diferencias de conceptos con respecto a la legislación anterior, precisó los asuntos de interés de la federación y los de competencia estatal y municipal, así como la concurrencia entre esos tres niveles de gobierno, y estableció el requisito de la presentación de una manifestación de impacto ambiental (MIA), entre otros requerimientos. Además de la LGEEPA y sus reglamentos, existen diferentes ordenamientos jurídicos internos de las dependencias, sobre todo federales, que obligan al cumplimiento de las normas en impacto ambiental para las obras que se realizan en México (Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Evaluación del Impacto Ambiental, 2000, 30 de mayo).

Los impactos de las infraestructuras lineales –como los caminos y sus vehículos– sobre muchas especies se conocen de manera suficiente como para poder evitar, minimizar, mitigar y compensar la mayoría de los efectos negativos.³ El reto actual al que se enfrenta la sociedad es la de modificar su red carretera existente, así como construir y manejar una nueva que sea tan beneficiosa para los humanos como para la biodiversidad.

Como lo expresan Van der Grift *et al.* (2013), en los últimos 20 años se ha visto un incremento dramático en esfuerzos por mitigar los efectos negativos de los caminos y el tráfico en la fauna silvestre. Aunque no estén necesariamente de manera explícita, las motivaciones detrás de esto son el incremento en seguridad humana, el bienestar animal y la conservación de la vida silvestre. Aunado a este esfuerzo le sigue otro enfocado a evaluar dichas acciones de mitigación. La investigación ha estado concentrada en evaluar la utilización de estructuras de pasos de fauna, demostrando que una gran gama de especies las utiliza. Sin embargo, poco es lo que se ha hecho para ver la efectividad de dichas estructuras, porque el uso que les da la fauna silvestre no necesariamente es proporcional a su efectividad.

En México también existen algunos documentos de “buenas prácticas”, como el Manual para Estudios, Gestión y Atención Ambiental en Carreteras, de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT) (2016), donde se establece la necesidad de verificar que la zona en que se pretende ubicar el proyecto de infraestructura carretera sea adecuada para ello, es decir, sea compatible con los usos del suelo y actividades permitidas, localizadas en el espacio geográfico de emplazamiento, así como su zona de influencia inmediata. Como medida de prevención, debe excluirse cualquier área natural protegida federal, estatal o municipal, así como de otras modalidades de conservación del trazo carretero. Si esto no ocurre, deben instrumentarse apoyos para la conservación de las ANP mediante programas de pago por servicios ambientales, recursos derivados de medidas de compensación ambiental como adquisición de tierras para la conservación, entre otros mecanismos.

Esta es la situación que engloba el presente capítulo, en el cual se analiza la existencia de carreteras que se encuentran adyacentes o dentro de un ANP. Se vuelve prioritario realizar acciones de mitigación a los distintos impactos de dichos proyectos en pro de la conservación de la flora y fauna nativas. Este capítulo muestra, primero, medidas de mitigación según el impacto que atiende, posteriormente se ven medidas de mitigación según el grupo objetivo y se analiza parte de la problemática con la mitigación y oportunidades que pueden presentarse. Por último, a manera de conclusión, se exponen algunas recomendaciones generales para ANP en el sureste de México.

³ *Vid.* Capítulo I. 2 Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

2. Medidas de mitigación según el impacto al que atienden

Existen muchas aproximaciones o estrategias para mitigación (tabla 1), pero básicamente pueden dividirse en dos: las que no involucran estructuras de paso de fauna para reducir los efectos negativos de los caminos y las que lo hacen. Las primeras son conocidas como técnicas sin pasos, como pueden ser la alteración de la circulación vehicular, el comportamiento de los conductores, colocar estructuras (barreras) en el derecho de vía. Estas medidas dependen en un buen grado de la participación del público y resultan, por lo general, más baratas que las estructuras de paso de fauna (Jackson *et al.*, 2015). Estas estrategias están poco probadas en cuestiones de efectividad y resultan difíciles de medir (Huijser *et al.*, 2008). Son en muchos casos las más costeables y siempre serán mejores que nada. El problema surge cuando los desarrolladores de caminos se conforman únicamente con la utilización de estos medios por ser los más baratos.

Las medidas de mitigación de los caminos están construidas sobre diseños altamente detallados y especificaciones que han sido revisadas, aceptadas y pagadas. Ocurren errores cuando hay aspectos que no se acoplan al estándar especificado o corresponden a diseños incorrectos. Perder oportunidades de mejora durante el diseño también es potencialmente problemático. Resulta imposible especificar una aproximación paso a paso que elimine todo riesgo de errores, ya que cada proyecto es diferente (Weller, 2015).

El reto para México será incluir, en diferentes fases, programas de monitoreo y control ambiental, comenzando por las redes de autopistas concesionadas, para continuar con los corredores viales libres de peaje, los caminos que atraviesan o colindan con áreas naturales protegidas o de alto valor ambiental y, finalmente, en el resto de la infraestructura carretera. Hasta ahora, el monitoreo ambiental se ha incluido en algunos proyectos carreteros mediante programas para la protección de la flora y la fauna, ya sea para fines de protección conforme a las normas vigentes o con fines de restauración para implementar las medidas de mitigación. Posterior a ello, durante la etapa de operación, se deben establecer programas para monitorear las áreas de reforestación, la funcionalidad de los pasos de fauna, las defensas para la protección de especies silvestres y el funcionamiento de las medidas de mitigación implementadas en el proyecto carretero. Se puede realizar un monitoreo a largo plazo, es decir, de tres a cinco años posteriores al inicio de operación del camino, donde se revisa la mortalidad de la fauna, la evolución de la vegetación que se restauró, comparaciones cuantitativas de antes y después de las diferentes medidas de mitigación instauradas, y la evolución de los hábitats. Pero para ello se debe de realizar un monitoreo previo a la obra y establecer una línea base comparativa.

Tabla 1. Impactos producidos por las vías de comunicación terrestre sobre fauna silvestre con sus correspondientes medidas de mitigación.⁴

Impacto	Tipo	Medidas de mitigación
Pérdida de hábitat	Eliminación directa	<ul style="list-style-type: none"> • Planeación por rutas de menor impacto • Limitar el ancho de vía de elementos lineales en ANP • Programa de rescate de flora y fauna silvestres
	Eliminación inducida	<ul style="list-style-type: none"> • POET⁵ para limitar la colonización de tierras a lo largo de vías de comunicación
Efecto de barrera (Restricción del movimiento)	Bloqueo del movimiento	<ul style="list-style-type: none"> • Pasos de fauna (sobre y bajo la vía) • Habilitación y modificación de alcantarillas • Aumento de la conectividad del hábitat
	Mortalidad por atracción	<ul style="list-style-type: none"> • Cercas o muros de exclusión, repelentes olfatorios, barreras sonoras y lumínicas
	Mortalidad incidental	<ul style="list-style-type: none"> • Señalamientos
		<ul style="list-style-type: none"> • Sistemas de detección de animales • Reductores de velocidad • Horarios de reducción de velocidad
Disminución de la calidad del hábitat (Disuasión del movimiento)	Cambios microambientales	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento de la conectividad de la vegetación
	Contaminación	
	Ruido	<ul style="list-style-type: none"> • Barreras sonoras y lumínicas
	Iluminación	
Efecto de atracción (Persuasión del movimiento)	Formación de hábitats artificiales	<ul style="list-style-type: none"> • Cercas o muros de exclusión
	Formación de corredores	
	Dispersión de especies exóticas	<ul style="list-style-type: none"> • Manejo del derecho de vía

2.1. Pérdida de hábitat

Todos los proyectos carreteros invariablemente remueven vegetación, rocas y otras características del paisaje que pueden proveer de hábitat a la fauna silvestre. La construcción o expansión de corredores de transporte resultan en el despalme de vegetación y, por tanto, pérdida de hábitat en el sitio, así como en el que se encuentra adyacente al camino.

⁴ Tabla modificada a partir de la tabla 1, del Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global.

⁵ Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial.

Los caminos atraen gente y favorecen la colonización y un mayor desarrollo del área, generalmente provocando más pérdida de vegetación y degradación del hábitat, merma que puede, en ocasiones, superar a la del propio proyecto carretero (Van der Ree *et al.*, 2015b).⁶

2.1.1. Planeación por rutas de menor impacto

La mejor manera de reducir la pérdida de hábitat está en una planeación y diseño adecuados que, al identificar áreas con vegetación natural, cubran una cierta área deseada libre de caminos o, en caso de que estos sean pocos y haya ligero flujo vehicular, resulten áreas con alto valor de conservación y así evitar invadirlas en la medida de lo posible, como es el caso de las ANP (Weller, 2015). Si desde el diseño y planeación de caminos se evitan áreas de hábitat crítico y se buscan las zonas más perturbadas, puede minimizarse la pérdida de cobertura vegetal natural o hábitat considerado en buen estado de conservación. Un buen estudio estratégico ambiental, donde se contemplen las posibles alternativas de trazo, resulta crucial para elegir la mejor alternativa para el diseño ejecutivo de la obra con el menor impacto.

2.1.2. Limitar el ancho de vía de elementos lineales en ANP

En bosques tropicales, como es el caso en muchas ANP del sureste mexicano, los efectos de borde y de barrera son particularmente importantes en comparación con otros hábitats. Estos cambios se vuelven más severos cuando los caminos se tornan más anchos. En la parte biofísica penetra más luz al suelo del bosque, la temperatura y la humedad fluctúan a extremos y, en consecuencia, se afecta a gran área del bosque y a un buen número de especies (Selva *et al.*, 2015). En contraste, si se mantiene una cubierta de dosel relativamente intacta sobre caminos estrechos, esto limita la cantidad de luz y mantiene estables los niveles de temperatura y humedad. Además, el dosel provee de rutas de cruce a animales arborícolas y cubierta antidepredación. Esto reduce las alteraciones en la estructura de la vegetación y el efecto de barrera que tendría un camino más ancho (Laurance *et al.*, 2009). A su vez, un camino estrecho cubierto por dosel presenta otras ventajas (Feranside y Graca, 2006), entre ellas, limitar la invasión de especies generalistas, así como el sonido y otros efectos de vehículos, además de que estos viajan a velocidades más bajas (*v. g.* mayor tiempo de reacción). Por otro lado, en la mayoría de las ocasiones, caminos más anchos involucran un flujo vehicular mayor y velocidades de circulación altas, lo cual representa un problema que aumenta el efecto de barrera y acrecienta, hasta cierto umbral, las muertes por colisión con vehículos y fauna. Esta opción es viable probablemente al interior de las ANP en caminos

⁶ *Vid.* Capítulo II. 1 Escenarios de pérdida de cobertura arbórea en la cuenca baja del Usumacinta, en Tabasco: impactos demográficos y de las vías de comunicación en la región.

de acceso, pero es poco probable que se encuentre disponible en carreteras de los ámbitos estatal y federal, que muchas veces están planeadas para cubrir cierta demanda de flujo vehicular y tienden, por lo general, a ampliarse en casos requeridos (v. g. autopistas A2 que se amplían a A4 en un periodo de 10 años para cubrir el incremento de flujo vehicular).

2.1.3. Rescate y reubicación de flora y fauna

Cuando en un proyecto hay afectación de vegetación natural, es decir, destrucción de hábitat, durante la fase de construcción del camino –como en cada proyecto que perturbe directamente a un ANP– se requiere por ley la elaboración de un programa para realizar acciones de rescate de flora y fauna silvestres, así como la reubicación de especies vegetales, con énfasis en las consideradas prioritarias para conservación (Nom-059-Semarnat-2010) (SCT, 2016). Las ANP cuentan con la ventaja de tener en su acervo estudios que por lo general nos dan una idea de en qué condiciones se encuentran al menos algunas poblaciones de especies prioritarias. Esto resulta de gran importancia al diseñar el programa de rescate de flora y fauna, así como las subsecuentes acciones de monitoreo.

En el caso del programa de rescate de flora, previo al desmonte, se pretende recolectarla y mantenerla en condiciones controladas hasta su traslado a las zonas de reforestación. Estos programas no tienen tanto problema en cuanto a recolección se refiere al ser organismos sésiles, sobre todo si se trata de individuos de tamaño manejable (que se puedan mover sin el uso de maquinaria). La creación de viveros temporales, donde se mantendrán los individuos para posteriormente revegetar, es una práctica común. Las plantas se utilizan para revegetar el derecho de vía y sería recomendable, en el caso de construcción de pasos de fauna, enriquecer las entradas a las estructuras con dichas especies.

En el caso de la fauna, la situación se vuelve más problemática al tener muchos grupos biológicamente muy distintos, con comportamientos y requerimientos tanto de refugio como de movimiento sumamente variados. Si bien estas acciones de captura y reubicación tienen buenas intenciones –salvar al mayor número posible de individuos del riesgo de morir durante la construcción–, los planes de monitoreo para el seguimiento de resultados generalmente son insuficientes para saber si serán exitosos en costo / beneficio (v. g. bajas tasas de recaptura o poco tiempo de seguimiento). Además de que estos programas generalmente están fuertemente sesgados a vertebrados considerados prioritarios. En el caso de un ANP donde la vegetación aledaña se encuentra en buen estado, una opción viable puede ser ahuyentar a buena parte de la fauna del derecho de vía mediante cambios “graduales” de las condiciones del terreno, a través de la tala selectiva y sin el uso de maquinaria y remoción de cubierta del suelo, esto puede disuadir a varias especies de moverse al hábitat aledaño (al entrar más luz, calor, reducirse la humedad y perder cobertura),

lo cual puede lograrse con un frente de desmonte unidireccional, gradual⁷ y escalonado.⁸ Si bien por lo general se captura a los individuos para reubicarlos de la manera más rápida posible a un sitio de liberación con hábitat favorable, en el caso de las ANP, que ya cuentan con esto, la posibilidad de solo ahuyentar fauna y dar vigilancia puede resultar una opción viable. La capacitación del personal de la obra y la vigilancia deberían estar a cargo de profesionales de manejo de fauna de parte del ANP, para que durante la intervención tanto de personal como de maquinaria se eviten muertes de manera deliberada de animales que intenten huir, así como evitar su captura y tráfico.

2.1.4. POET para limitar la colonización de tierras a lo largo de vías de comunicación

Nuevos caminos en áreas boscosas generalmente promueven la colonización ilegal, minería, cacería y especulación sobre terrenos (Goosem, 2007; Laurance *et al.*, 2002). Como resultado, gran parte de la deforestación ocurre dentro de 5 km de caminos (Barber *et al.*, 2014). En casos donde sea imposible evitar una región conservada y hábitats sensibles debe restringirse el acceso. Si bien crear un camino en un ANP limita la colonización legal e ilegal por personas ajenas al área, se deben destinar recursos adecuados a perpetuidad para asegurar que el personal del área protegida esté adecuadamente preparado para combatir actividades ilegales como la cacería furtiva, la tala clandestina o fuegos provocados (Goosem, 2015).

En México existen instrumentos diseñados para poder regular los asentamientos humanos y el uso del suelo, siendo uno de ellos el POET.⁹ La Ley General de Equilibrio Ecológico de Protección al Ambiente considera cuatro tipos de ordenamientos ecológicos: Ordenamiento General del Territorio, cuya competencia es de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat); ordenamiento regional, expedido por los gobiernos estatales y es posible que abarque la totalidad de una entidad federativa o parte de ella; ordenamiento local, que compete a las autoridades municipales, y ordenamiento marino, de competencia de la federación. Cuando el ordenamiento ecológico local incluya un ANP de competencia federal o estatal, el programa debe ser aprobado conjuntamente por las autoridades federales, Semarnat y los ayuntamientos municipales correspondientes (Valdez Pérez y Mireles Lezama, 2002). Es mediante este instrumento que pueden regularse los usos de suelo y así designarse áreas donde las actividades humanas queden restringidas, en este caso para evitar la colonización irregular y extracción ilegal de recursos naturales.

⁷ Dando suficiente tiempo entre acciones de aclareo y remoción con maquinaria para que la fauna se mueva lo indispensable, con la intención de que recolonice.

⁸ Primero cambiando condiciones con personal y luego desmontando con maquinaria.

⁹ *Supra* nota al pie de página número 5.

2.2. Efecto de barrera y colisiones de fauna silvestre contra vehículos

La conectividad de algunas especies puede reducirse o bloquearse por completo cuando los animales no pueden cruzar los caminos exitosamente o porque evitan cruzarlos, ya que se ven repelidos por el tráfico vehicular o por las condiciones ambientales del camino o adyacentes a él. Para las especies que evitan la zona del camino, ya sea debido a perturbación por el flujo vehicular o por la degradación del hábitat, el resultado es una reducción de hábitat e incremento de dicho efecto de barrera.

Cuando los animales intentan cruzar un camino o se ven atraídos a la superficie de este, existe un incremento en el riesgo de ser víctimas de colisión con vehículos y resultar heridos o muertos (Van der Ree *et al.*, 2015c). El grueso de los estudios sobre colisiones de vehículos contra fauna ha sido en ecosistemas templados, pero se sospecha que existen características diferentes en este fenómeno en ecosistemas tropicales.¹⁰ La mayoría de estudios reportan mamíferos como el grupo más afectado, pero las muertes de aves y herpetofauna están severamente subestimadas y, en el caso de anfibios, existen reportes de muertes masivas cuando se encuentran en concentraciones reproductivas.¹¹

La creación de “huecos” en el hábitat puede restringir o evitar los movimientos de la fauna que no es tolerante a los claros, el ruido, luz, contaminación u otra perturbación. El ancho del camino, su superficie (pavimentado o no), el volumen de tráfico que circula por la vía, aumentan el efecto de barrera (Riley y Sudharsan, 2006), donde se ha visto que existen umbrales específicos a los distintos organismos. El tipo de movimiento afectado varía según (I) el acceso diario a recursos importantes, (II) migraciones estacionales de poblaciones enteras y (III) eventos.

2.2.1. Pasos de fauna (sobre y bajo la vía)

Los pasos de fauna son pequeños y estrechos corredores, se trata de estructuras físicas fijas embebidas en un paisaje dinámico (tabla 2, figuras 1 y 2). Con una vida útil de unos 70 años, la localización y diseño de los pasos necesita acomodarse a la cambiante dinámica de las condiciones del hábitat y las poblaciones animales en el tiempo. Para que estas estructuras cumplan su función de conectores de hábitat, las estrategias de mitigación deben contemplarse a distintas escalas, a escala local (adyacente a los pasos) y a nivel de sitio y a una escala regional, viendo los impactos provenientes del desarrollo o perturbación (Clevenger y Waltho, 2000; Dodd *et al.*, 2007).

¹⁰ Un panorama más completo sobre las tasas de atropellamiento para el sureste mexicano se presenta en los estudios de caso del presente libro. *Vid.* Capítulos II. 5 a II. 10.

¹¹ *Cfr.* Monje Nájera, 2018.

Tabla 2. Estructuras que pueden funcionar para pasos de fauna dentro de carreteras nacionales (basado en nomenclatura de la SCT).

Nombre de la estructura	Descripción
Alcantarillas	Obras de drenaje como ductos, alcantarillas de caja o losa
Paso Superior de Fauna ¹² (PSF)	Similares a alcantarillas de losa, pero de dimensiones mayores a estas y menores a las de un puente, con cercados de inducción y otras adaptaciones para el uso de fauna
Puentes	Obras para pasar encima de cuerpos de agua. Hábitat pasa por debajo de la carretera, con dimensiones > 6 m de ancho
Viaducto	La carretera queda suspendida sobre pilotes durante una sección, pasando el hábitat por debajo
Túnel	La carretera cruza por el interior de un cerro, quedando conectado el hábitat por arriba
Paso Inferior de Fauna ¹³ (PIF)	Cruce sobre carretera entera con la intención de conectar el hábitat
Paso Aéreo de Fauna (PAF)	Puentes de sogá u otro material sobre el dosel para especies arborícolas

Cuatro principios básicos concernientes a la ubicación de estructuras de paso de fauna son: características topográficas, múltiples especies, manejo de la tierra adyacente al camino y la red carretera en el paisaje. Los pasos de fauna deben ser colocados donde se encuentran los corredores de movimiento de fauna, que generalmente están asociados a las características topográficas dominantes, aunque es necesario realizar monitoreos previos para determinarlos, de esta misma forma pueden ignorarse zonas donde el terreno y cobertura vegetal no sean adecuados para la fauna. Los pasos de fauna deben estar diseñados para que sean utilizados por múltiples especies y es muy importante que estas estructuras conecten corredores de vegetación y que no se conviertan en “callejones sin salida o trampas ecológicas”. Cada una de las distintas aproximaciones utilizadas por las diferentes agencias de transporte tienen necesidades particulares de insumos y modelos de datos. Debe quedar claro que no existe una fórmula para determinar el espaciamiento de los pasos de fauna debido a que cada sitio es diferente y el diseño debe responder a ese paisaje y especies en particular. El terreno, tipo de hábitat, niveles de actividad humana y el clima son algunos factores que influyen los movimientos de fauna y flujos ecológicos. Por tanto, el espaciamiento de los pasos de fauna en una sección de carretera dependerá en gran medida de la variabilidad de los elementos paisajísticos, terreno y yuxtaposición de hábitat crítico a la fauna que intercepte el camino.

¹² La SCT define a estas estructuras como Pasos Superiores Vehiculares, pero corresponden a los pasos inferiores de fauna (*wildlife underpass*) reportados en la literatura científica.

¹³ La SCT define a estas estructuras como Pasos Inferiores Vehiculares, pero corresponden a los pasos superiores de fauna (*wildlife overpass*) reportados en la literatura científica.



Figura 1. Ejemplos de estructuras que funcionan como pasos de fauna: A) caja de losa, B) paso superior de fauna, C) viaducto, D) paso inferior de fauna, E) puente. (Biología Integral en Impacto Ambiental, S. A. de C. V.)

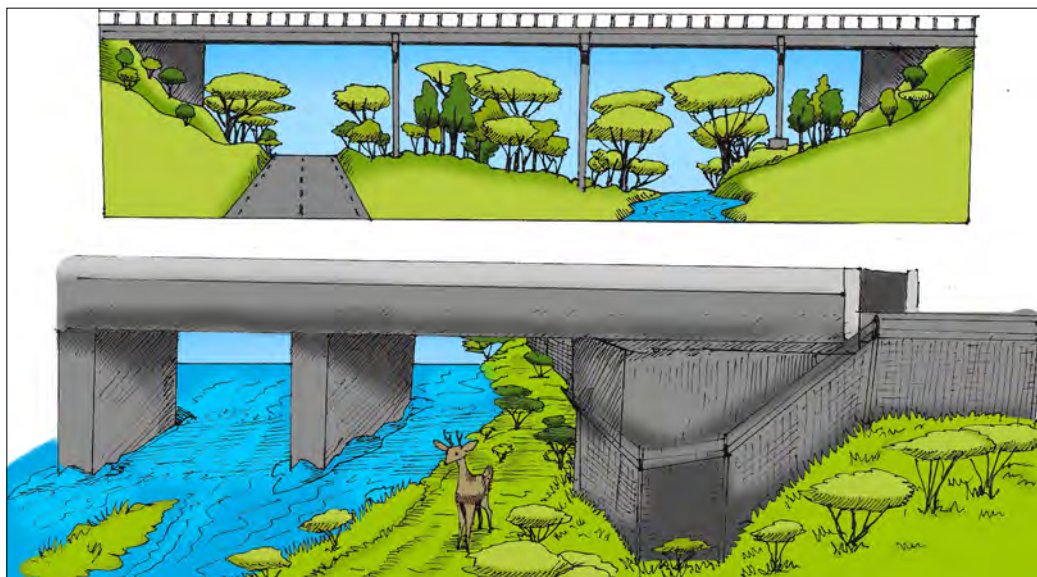


Figura 2. Corte transversal de un puente y muestra de cómo pueden lucir los pasos secos y cercados. (Ilustración: Alberto González-Gallina.)

Existe un problema inherente al diseño de pasos de fauna efectivos que tiene que ver con acomodar a las especies prioritarias mientras se mantiene un plan constructivo estructural y económicamente adecuado. Cuando sea posible, sitios focales para mitigar la mortalidad deben identificarse *a priori* en consenso con las agencias de transporte, desarrolladores y biólogos, pero es más común que esto ocurra *a posteriori*. De cualquier modo, las aproximaciones de mitigación por lo general van enfocadas a una especie o grupo particular de organismos (Clevenger y Waltho, 2000).

Existen más de 40 tipos de medidas de mitigación para reducción de colisiones con fauna silvestre,¹⁴ medidas que van desde señalizaciones de precaución para los conductores, reflectores,¹⁵ cercados para fauna (Clevenger *et al.*, 2001) y sistemas de detección de animales (Huijser *et al.*, 2006). Sin embargo, en términos de costo / beneficio, la combinación de pasos de fauna con cercados de inducción generalmente resulta el método más robusto para reducir colisiones, al menos con mamíferos grandes, mientras se mantiene la conectividad de los mismos de manera segura, ya sea por arriba o por debajo de los caminos (Huijser *et al.*, 2009).

2.2.2. Habilitación y remodelación de alcantarillas

Gran parte de la red carretera existente fue construida previa al conocimiento sobre los impactos que tienen los caminos sobre la fauna y no fueron mitigados de manera adecuada.

Una forma de lidiar con esta situación consiste en la remodelación (*retrofit*) o modificación de las estructuras existentes originalmente diseñadas con otros propósitos, tales como el drenaje (permitir el flujo de agua de un lado del camino al otro para mantener la integridad del mismo). Se define la palabra *retrofit* como “arreglar con (o instalar)” nuevas modificaciones, materiales o características no disponibles o consideradas durante el tiempo de construcción (Merriam-Webster, 2013).

Las alcantarillas pueden ser en forma de ductos. Son estructuras cilíndricas relativamente pequeñas (0.3-2 m de diámetro) principalmente hechas de concreto, acero liso o metal corrugado, diseñadas para llevar agua por debajo de los caminos. Las alcantarillas de losa generalmente son más grandes que los ductos y la mayor parte del tiempo permanecen secas, excepto en periodos de lluvia, cuando generan mucho escurrimiento. Las alcantarillas pueden ser utilizadas por una gran variedad de especies de fauna (Clevenger y Waltho, 2000; Yanes *et al.*, 1995; Rodríguez *et al.*, 1996; Kaye *et al.*, 2006; Glista *et al.*, 2009).¹⁶

¹⁴ Cfr. Knapp *et al.*, 2004; Hedlund *et al.*, 2004 y Huijser *et al.*, 2008.

¹⁵ Cfr. Reeve y Anderson, 1993 y Ujvari *et al.*, 1998.

¹⁶ Vid. III. 2 Actividad relativa de mamíferos silvestres en pasos no específicos de fauna de la carretera 186: en la reserva de la biosfera de Calakmul y zona sujeta a conservación Balam-kú, Campeche, México.

La idea de hacer remodelación de alcantarillas consiste en mejorar las características existentes para minimizar el impacto de los caminos. El proceso (figura 3) identifica oportunidades para mejorar el paso de fauna que deben incluir: 1) seleccionar especies objetivo y confirmar su presencia, 2) tener un entendimiento básico de las estructuras y características del sitio para mejorar el uso de dichas especies o grupos particulares según la ubicación, 3) desarrollar un inventario y evaluación de las estructuras existentes, y 4) determinar la factibilidad de soluciones aplicables y diseñar así una estrategia de adaptación, en este caso de alcantarillas. Generalmente existen dos maneras de hacer adaptación que es mediante mejoras externas o internas de las estructuras.

Las mejoras externas en general pretenden actuar como elementos del hábitat natural que estarían presentes de no ser por el camino. Muchas de estas características pueden requerir remplazo, suplementación o mantenimiento continuo anual o estacional. Los cercados de inducción, que dependiendo del tipo de organismos tendrán una cierta luz de malla, material y diseño, resultan una adición importante que favorece el uso de los pasos por animales pequeños.

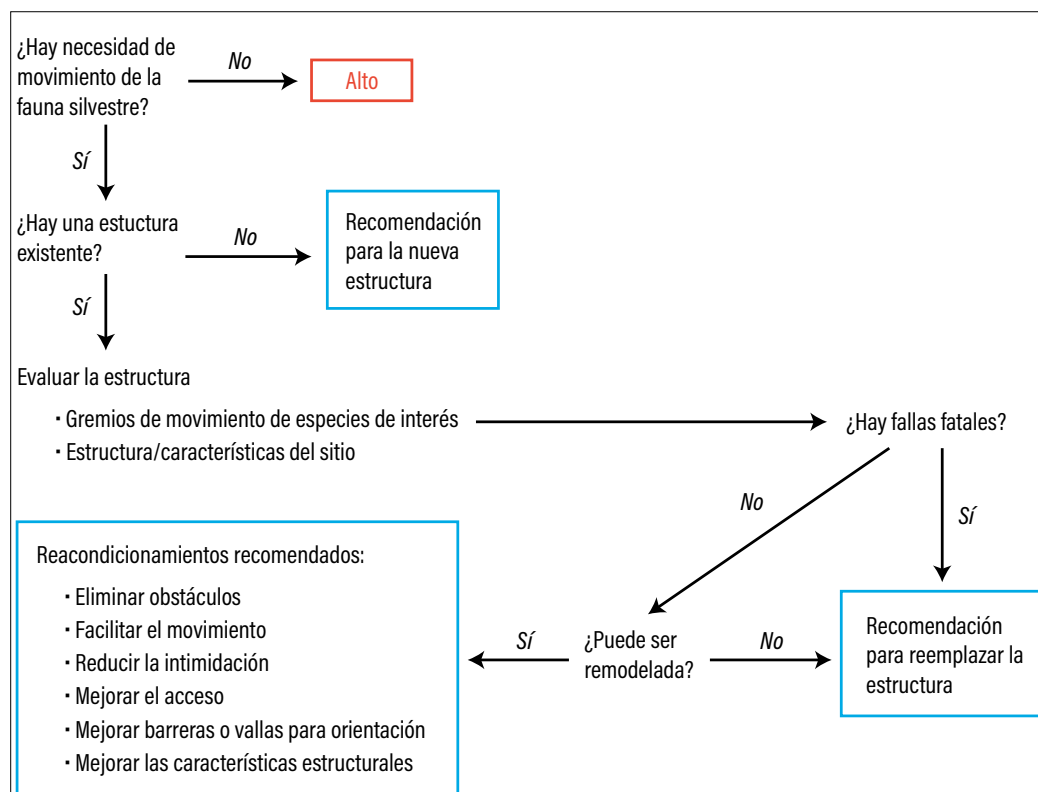


Figura 3. Cuadro para remodelación de alcantarillas. (Jacobson y Kinsch, 2017.)

Las mejoras internas están asociadas a modificaciones dentro de la estructura para optimizar su funcionamiento e idoneidad. Todas las características deben estar diseñadas de acuerdo con las especies objetivo. Algunos ejemplos de adaptaciones pueden aparecer en forma de pasos secos como repisas, puentes, sustrato de suelo natural, rocas, ductos, escombros, iluminación, remoción de obstrucciones, etc.¹⁷

Debe considerarse el nivel máximo del agua para que los organismos cuenten con pasos secos durante todo el año, de no ser posible lo anterior, tendrá que haber conciencia de que en alguna época del año las alcantarillas pueden estar temporalmente anegadas e inaccesibles a algunos organismos, por lo que podría resultar necesaria la construcción de obras adicionales como pasos de fauna específicos, más que solo modificación de estructuras existentes.

2.2.3. Aumento de la conectividad del hábitat

Existen numerosos estudios que demuestran que estamos perdiendo especies en áreas naturales protegidas, dichos trabajos correlacionan estas pérdidas con variables tales como el aislamiento entre ellas, así como con el aumento de niveles de desarrollo humano en las áreas adyacentes (Parks y Hacourt, 2002). Los efectos biológicos de fragmentación pueden variar desde la disminución poblacional de especies que requieren grandes superficies conectadas de hábitat, al remplazo de especies nativas por exóticas (Smith *et al.*, 2015). Según las teorías de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson, 1967) y metapoblaciones, existen fuentes (equivalentes a tierra firme) y sumideros (equivalentes a islas) (McCullough, 1996) que explican cómo los diferentes niveles de conectividad entre poblaciones locales (demes) afectan la persistencia de la especie a largo plazo.

Es una buena estrategia realizar acciones de conservación y restauración ambiental en los corredores ecológicos que conectan a las ANP entre sí y con el resto del hábitat remanente. Dichas acciones pueden ser, entre otras, los programas de reforestación o evitar el cambio de uso de suelo, para lograr mantenerlos en buenas condiciones, con una amplitud suficiente y reducida presencia humana y baja infraestructura de transporte, para que resulten funcionales a la fauna. Atender el problema de fragmentación del paisaje *a priori*, en lugar de querer subsanarlo una vez realizada la intervención, es una lección importante aprendida de varios países europeos y que al final reduce los costos adicionales que esto representa (Jaeger, 2015).

2.2.4. Cercas de inducción / exclusión, barreras sonoras y lumínicas

Los cercados pueden instalarse como una técnica de manejo simplemente para evitar que los animales entren al camino (cercas o muros de exclusión). De manera alternativa

¹⁷ Cfr. Smith *et al.*, 2015.

pueden instalarse junto con pasos de fauna para dirigir a los animales a un paso seguro por arriba o por debajo de la carretera (cercas guía) (Langton, 2015). Las cercas evitan el acceso de animales al camino, por ende, se reduce la tasa de colisiones entre vehículos y fauna. Las cercas a su vez guían a los animales hacia las estructuras de paso de fauna, convirtiéndolas en un componente esencial para el éxito de esta forma de mitigación. Los cercados se pueden usar para muchas especies que van desde animales pequeños, como sapos, hasta mamíferos grandes, como un jaguar o un tapir (Van der Ree *et al.*, 2015c). Las cercas deben estar diseñadas con respecto al tamaño, comportamiento y habilidad para escalar o saltar de las especies focales (Clevenger y Huijser, 2011; Van der Ree *et al.*, 2015a). Para especies de trepadores, una cerca lisa con una pestaña en la parte superior puede ser necesaria para evitar que la escalen (Clevenger y Huijser, 2011). Las cercas deben ir enterradas en la base y en algunos casos tener una “falda” para evitar que los animales excaven por debajo. El color y opacidad de las cercas también afectan su efectividad, ya que algunos organismos, si no perciben el obstáculo, pueden perder energía intentando cruzarlo. Si bien existen diseños estandarizados para especies de gran tamaño en Norteamérica y Europa, deben considerarse diseños alternativos a las cercas tradicionales para cumplir los propósitos específicos.

La mitigación del sonido para proteger a los animales y su ambiente acústico debería considerarse desde antes de iniciar un proyecto carretero, ya que este puede resultar estresante a los animales, disminuyendo su éxito reproductivo (*v. g.* en el caso de los que dependen de vocalizaciones para atraer hembras) y en general su calidad de vida (Parris, 2015). En el caso de la luz artificial, esta puede tener efectos negativos en la fisiología, comportamiento y tasas de depredación de la fauna silvestre, atrayendo, por ejemplo, organismos nocturnos (insectos y sus depredadores: aves migratorias) (Blackwell *et al.*, 2015). Los muros y setos son utilizados con frecuencia para reducir el ruido y la luz del tráfico para los humanos y con ligeras modificaciones funcionan para fauna. Estos muros para reducción de ruido y luz también funcionan como cercados si se consideran las especies focales (*v. g.* altura o espaciamiento).

2.2.5. Señalamientos y sistemas de detección de animales

Los señalamientos de advertencia son de las medidas de mitigación más comunes y están enfocados a reducir las colisiones de fauna con vehículos al alertar a los conductores de la presencia potencial o real de fauna silvestre en el camino (figura 4). Su principal objetivo es optimizar la seguridad humana al reducir la tasa y severidad de las colisiones de vehículos con fauna silvestre, no así el efecto de barrera de los caminos y el tráfico. Las agencias de transporte han utilizado esta señalética por muchas décadas y su uso se ha convertido en una práctica estándar en muchas partes del mundo.

Los señalamientos y sistemas de detección de animales básicamente pueden dividirse en: (i) señales estándar de aviso de fauna, (ii) advertencias mejoradas de fauna, (iii) advertencias temporales de fauna y (iv) sistemas de detección de fauna. Las primeras se tratan de imágenes típicamente diseñadas como el resto de la señalética de caminos (variando entre países) y generalmente se colocan en áreas con alta incidencia de colisiones de fauna con vehículos. Las advertencias mejoradas tienden a ser más grandes que la señalética convencional y pueden tener luces para hacerlas más llamativas, con imágenes de algunas especies para captar la atención del conductor de manera más efectiva. Las advertencias temporales tienden a ser específicas a algún organismo y generalmente son colocadas en corredores migratorios por temporada o donde la fauna se ve atraída al camino, en ocasiones pueden permanecer todo el año colocadas o buscar resaltarlas durante ciertos periodos de tiempo. Por último, los sistemas de detección utilizan sensores electrónicos para detectar animales grandes (v. g. venados o algunos más grandes), que se acercan al camino y están vinculados a señales que se activan para advertir a los conductores sobre su proximidad (Klar *et al.*, 2009).



Figura 4. Ejemplos de señalética. (Biología Integral en Impacto Ambiental, S. A. de C. V.)

Las señales resultan un método barato para favorecer que los conductores se hagan conscientes y reduzcan su velocidad. Esto solamente es efectivo si se logra cambiar el comportamiento de los conductores (v. g. reducir velocidad), pero se desconoce su efectividad para disminuir la mortalidad carretera a largo plazo. Sin embargo, la permanencia de las señales durante periodos largos de tiempo puede causar que los conductores pierdan empatía con ellas.¹⁸ Para mejorar su efectividad deben considerarse los siguientes aspectos (Jackson *et al.*, 2015):

- Diseños novedosos: aun cuando estos resultan llamativos al principio, también pierden novedad con el tiempo, por lo que debe considerarse rotarlos.
- Colocación selectiva: restringir el uso de señales en sitios donde tengan el mayor impacto, demasiadas señales disminuyen su efecto.
- Palabras específicas: incluir la distancia e información sobre estacionalidad (v. g. cruce de tortugas, junio-julio).
- Colocación estacional: colocar las señales únicamente en periodos específicos de tiempo cuando se vuelvan más necesarias (v. g. época de lluvias, cuando hay mayor actividad de herpetofauna).
- No se recomienda señalizar donde se encuentran especies susceptibles a recolección (v. g. tortugas) o que se encuentren en riesgo de atropellamiento intencional (v. g. serpientes).
- Hay que recordar que las señales no alteran las condiciones del camino, por lo que no lo hacen más o menos atractivo ni reducen el volumen de tráfico que los animales deben evitar. Las señales y sistemas de detección pueden combinarse con otras medidas de mitigación tales como cercado y pasos de fauna.

2.2.6. Reductores de velocidad y horarios de reducción de velocidad

Las altas velocidades están asociadas a un incremento en el número de colisiones con vehículos y fauna (Blackwell *et al.*, 2015; Huijser *et al.*, 2015). Muchos animales pequeños son difíciles de ver como para sortearlos a tiempo y evitar colisiones. Disminuir la velocidad de circulación del tráfico vehicular puede aumentar la posibilidad de que los conductores tengan tiempo de maniobrar para esquivar atropellar a la fauna. Si bien puede lograrse con límites de velocidad, en muchos casos es necesario utilizar un medio físico de reducción, como los topes (figura 5). La reducción generalmente debe ir acompañada de aplicación de las leyes, en conjunto con una campaña de educación ambiental para que resulte efectiva. Los topes y los letreros utilizados de manera simultánea

¹⁸ Para ampliar el tema acerca de señalética, acudir a Huijser *et al.*, 2008.

pueden funcionar para reducir colisiones, en particular en caminos con un bajo flujo vehicular (Jackson *et al.*, 2015).

El cierre temporal o la reducción de velocidad y desviación de tráfico son estrategias que se enfocan en cambiar los patrones de flujo vehicular en caminos específicos (Jones, 2000). Esta estrategia generalmente se utiliza en caminos con un volumen bajo de tráfico, con apoyo de la comunidad local y es poco factible para carreteras de gran flujo vehicular. Esta aproximación se concentra temporalmente cuando existen movimientos migratorios (Jackson *et al.*, 2015) o hay periodos de actividad muy marcados de fauna en dichos caminos en momentos particulares del día o del año. Sin embargo, se debe contar con la policía de caminos o guardia nacional para vigilar que los conductores respeten el límite de velocidad horaria para que la prevención de riesgos de atropello pueda funcionar en caminos con alto tránsito vehicular.

2.3. Disminución de la calidad del hábitat

La creación y expansión de caminos no solo disminuye la superficie de hábitat natural al destruirlo y sustituirlo por una superficie artificial, sino que, además, reduce la calidad del hábitat que permanece adyacente a dichas obras por cuestiones de efecto de borde. El área impactada incluye la superficie asfaltada, pero también la zona de vegetación manejada en el derecho de vía, que puede extenderse desde uno a 10 o más metros en los bordes. El camino y su manejo de vegetación asociado generan bordes abruptos de lo que antes era hábitat continuo, creando un claro en lo que anteriormente pudo, por ejemplo, ser bosque continuo (Gunson *et al.*, 2011).

Debido a una gran variedad de efectos abióticos y bióticos que interactúan, la calidad del hábitat generalmente disminuye cuando se sitúa adyacente a una infraestructura lineal. Los bordes abruptos pueden modificar condiciones microclimáticas y favorecer invasión de hierbas, causando que las especies especialistas del “interior del bosque” sean eliminadas por competencia por especies generalistas mejor adaptadas a claros.



Figura 5. Ejemplo de reductores de velocidad. (Biología Integral en Impacto Ambiental, S. A. de C. V.)

La mayoría de animales y plantas de los bosques tropicales está especializada para vivir en el interior del bosque y no sobrevive en condiciones modificadas encontradas en claros de caminos y bordes de los bosques. Dichos claros resultan más luminosos, calientes, secos y con una fluctuación mayor de condiciones de temperatura y humedad a lo largo del día y la noche, este fenómeno, no siendo exclusivo de las estructuras lineales, también se presenta en bordes naturales del bosque (SETRA, 2005). La estructura modificada de la vegetación en los bordes de los caminos provee corredores que permiten una dispersión rápida de la fauna exterior al bosque, como pueden ser generalistas ferales, depredadores y enfermedades (v. g. perros, gatos, ratas, etc.). Estos invasores compiten con la flora y fauna nativas (Laurance, 2009). Los animales del interior del bosque adaptados a condiciones del sotobosque evitan no solo las superficies más calientes y secas de los caminos, sino la presencia humana y el ruido del tráfico (Beckman *et al.*, 2010). Los mencionados efectos de borde pueden penetrar a distancias de 100 m o más al interior del bosque (Laurance, 2009).

2.3.1. Aumento de la conectividad de la vegetación

Para especies de bosques tropicales, la retención de dosel conectado sobre el camino puede mitigar muchos impactos carreteros, incluyendo reducir la severidad del efecto de borde y la intromisión de especies invasivas. Además, si el dosel se mantiene conectado, se conserva la comunicación entre los animales arborícolas, disminuyendo el efecto de barrera no solo para ellos sino para la fauna terrestre, al darles cobertura que los protege de depredadores aéreos y modera el contraste microclimático entre el bosque y el claro (Laurance, 2009).

2.3.2. Disuasión: barreras de reflexión y repelentes auditivos

Los reflectores y repelentes auditivos pretenden modificar el comportamiento de la fauna sobre y en los alrededores del camino. Los reflectores están hechos para redireccionar la luz de los vehículos que se dirigen hacia la zona adyacente del camino, mientras que los repelentes auditivos están diseñados para causar incomodidad, dolor, irritación y enmascarar otros sonidos biológicamente relevantes. Estas técnicas tienen por objetivo alertar a los animales y desanimarlos a intentar cruzar los caminos frente a vehículos que se aproximan, para así reducir las colisiones de fauna contra vehículos. Los dispositivos de disuasión como repelentes olfatorios y sonoros, de no ser lo suficientemente variados, pierden rápidamente su efectividad, ya que muchas veces la fauna se acostumbra a ellos y deja de percibirlos como una amenaza. Ambas técnicas tienen poca posibilidad de alterar el comportamiento y respuesta de la fauna como para reducir la tasa de colisiones con vehículos. No se recomienda la utilización de ninguna de estas medidas en vista de la no probada efectividad y las consecuencias potencialmente negativas de su utilización, aunque

hay que estar conscientes de que la mayoría de los estudios que evalúan su efectividad están mal diseñados y no son concluyentes (Pohlman *et al.*, 2009).

2.4. Efecto de atracción

Los caminos no solo resultan barreras y áreas de alto riesgo para la fauna, sino que proveen hábitat para una variedad de especies (Hoskin y Goosem, 2010). El problema con la atracción es que, por lo general, el efecto negativo de un camino excede cualquier beneficio que proporciona a la fauna que utiliza el hábitat en el derecho de vía, convirtiéndolo en una trampa ecológica. Por lo que una estrategia para reducir la mortalidad de fauna es la modificación de las condiciones de hábitat en el derecho de vía para eliminar las características que resultan atractivas a la fauna.

2.4.1. Cercas o muros de exclusión

Los cercados en ocasiones representan una barrera para la fauna que necesita acceder a recursos del otro lado del camino. Esta barrera puede ser aceptable si la intensidad de tráfico es tal que exista muy poca posibilidad de que el animal cruce con éxito. Sin embargo, en caminos con bajo volumen de tráfico, la cerca que se supone ayudará a una especie puede perjudicar a otras al fragmentar su hábitat. Existen dos tipos principales de barreras utilizadas para mantener a los animales fuera del camino: cercas y muros. Las cercas (figura 6) generalmente son estructuras que están erigidas sobre postes que sobresalen del suelo y presentan una barrera al movimiento en ambos sentidos (aunque no siempre).

Los muros en cambio son estructuras construidas dentro de un talud o como muros de retención o paredes que presentan una cara vertical de un lado, pero típicamente quedan a nivel del suelo del otro.

Desde una perspectiva de costos, las cercas suelen ser más baratas, aunque por mantenimiento resultan mejor los muros porque son más resistentes, duraderos y preferibles donde el terreno lo permita (Van der Grift *et al.*, 2013). Los cercados pueden instalarse como una técnica de manejo simplemente para evitar que los animales entren al camino (cercas o muros de exclusión). Típicamente las cercas de exclusión pueden ser de material sólido y tienen una pestaña en ángulo para evitar que los trepadores o saltadores las crucen. Se recomienda que los cercados sean de algún material opaco, ya que hay organismos que al percibir el otro lado pueden gastar mucha energía intentando cruzar, lo cual resulta energéticamente muy costoso para algunas especies (*v. g.* las distintas especies de tortugas) (Hagood y Bartles, 2008). Los cercados deben ser durables, de fácil mantenimiento y sin obstrucciones que comprometan su funcionamiento (Clevenger y Huijser, 2011).

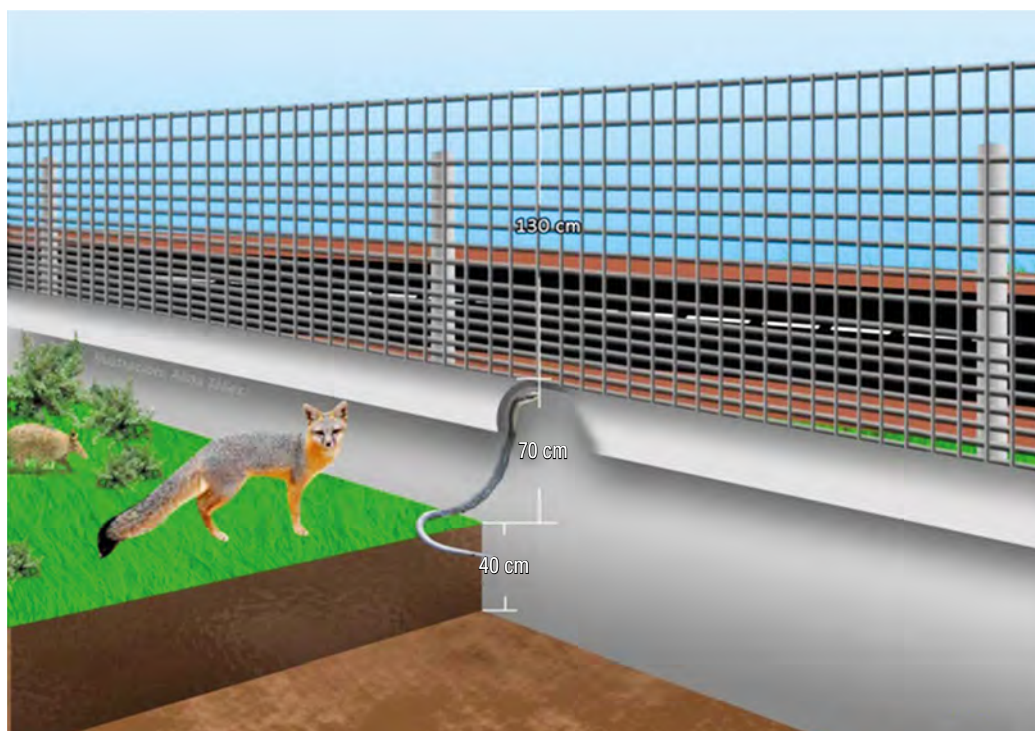


Figura 6. Ejemplificación de cercas de desvío. (Biología Integral en Impacto Ambiental, S. A. de C. V.)

En zonas tropicales como el sureste de México, el principal problema radica en las condiciones ambientales. Los suelos rocosos complican la instalación de los cercados, porque dificultan que estos sean enterrados para evitar que los animales los atraviesen por debajo. La humedad, el salitre, en conjunto con la intensidad y duración de la luz solar, degradan rápidamente plásticos y metales por exposición a los rayos ultravioleta y la corrosión.

2.4.2. Manejo del derecho de vía

El derecho de vía es el área que bordea un camino y está diseñado para conservar la integridad física del camino y la seguridad de los conductores. En autopistas y otras vías importantes, este borde es lo suficientemente ancho para ser clasificado como un tipo diferente de hábitat (para especies pequeñas al menos). Las condiciones topográficas, el tipo de suelo, condiciones microclimáticas y vegetación están modificadas de manera que pueden resultar peligrosas para algunas especies, pero al mismo tiempo atractivas para otras. La vegetación generalmente está trazada para incrementar la visibilidad de los conductores o crear una zona segura de recuperación en caso de accidentes. Cuando la especie de interés se vea atraída al borde de

los caminos, una estrategia que existe para evitar dicha atracción al derecho de vía consiste en modificar las condiciones del hábitat desde adentro, para eliminar las características que lo hacen deseable. Si las condiciones preferidas por la especie están presentes en el derecho de vía, y la mortalidad con vehículos no resulta un problema, entonces puede aprovecharse un manejo para favorecer el hábitat para dicha especie. Debe evitarse en la medida de lo posible la creación de hábitats favorables para la fauna en el derecho de vía. Un ejemplo claro son los anfibios y las tortugas que buscan pozas cercanas a los caminos o lugares de anidación, si se les proporcionan pozas artificiales a ambos lados puede evitarse que se vean atraídas a cruzar (Andrews *et al.*, 2008).

Es necesario que, durante la operación de la carretera, las autoridades pertinentes impidan la formación de tiraderos clandestinos que puedan servir de atrayente a carroñeros y otra fauna hacia el camino. Campañas regulares de limpieza en el derecho de vía aunadas a campañas de educación ambiental y señalización adecuada pueden ayudar a evitar este problema.

3. Mitigación según el tipo de organismos

Identificar las necesidades de especies focales indica el tipo de mitigación y planeación necesaria para mantener y restaurar la conectividad (Andrews *et al.*, 2008). La alta diversidad de la fauna tropical, en su mayoría con historias naturales poco documentadas, representa un reto para desarrollar planes efectivos de mitigación carretera. Existen al menos cuatro problemas de gran preocupación para los trópicos que no son tan relevantes en las zonas templadas. El primero es el alto grado de fauna arborícola, incluyendo especies que casi no descienden al suelo y pasan la mayor parte de sus vidas en el dosel. El segundo es la importancia de los corredores riparios para la fauna. El tercero es el microclima, ya que las condiciones de humedad, temperatura y luz entre el bosque y los claros, resultan una limitante ambiental al movimiento de muchas especies, en particular a aquellas que se adaptan a condiciones del interior del bosque y que se muestran reacias a cruzar espacios abiertos (Hoskin y Goosem, 2010).

La clasificación tradicional de grupos taxonómicos se basa en similitudes biológicas entre las especies, lo que puede no resultar tan práctico a la hora de elaborar planes de mitigación, es por esto que estudios de ecología de caminos han propuesto clasificaciones que, aunque cercanas a las taxonómicas (Podloucky, 1989), se enfocan en el tamaño corporal (Beckman y Hilty, 2010) o en cómo responden las especies a la fragmentación del hábitat (Grilo *et al.*, 2010). Clevenger y Huijser (2011) propusieron una clasificación basada en tamaños, que considera los impactos de la fragmentación y los requerimientos de área específicos (tabla 3). La falta de conocimiento sobre la ecología de las especies frecuentemente

evita la adecuada consideración a sus necesidades. Kintsch y Cramer (2011) desarrollaron una clasificación basada en “gremios de movimiento” (tabla 4), que de alguna forma es un refinamiento de las clasificaciones previas. Estos gremios categorizan a la fauna basados en tamaño corporal, modo de locomoción y características de estructuras de paso predilectas. Estas preferencias se definen por comportamientos para evitar depredación y la necesidad de condiciones de hábitat a través de las estructuras.

Tabla 3. Tipo de problemática que enfrentan los distintos grupos de fauna y sus posibles opciones de mitigación (versión modificada y ampliada de la original de Jacobson, 2005).

Grupo afectado	Problemática	Mitigación
Mamíferos		
Mamíferos terrestres grandes	Requisitos espaciales extensos, riesgo de mortalidad, posible riesgo de salud para conductores	• Pasos de fauna de mayores dimensiones con cercas de inducción y exclusión para fauna mayor
Mamíferos terrestres pequeños	Mayor efecto de barrera que a mamíferos grandes	• Drenajes acondicionados como pasos de fauna con cercas de deriva con pestañas
Mamíferos arborícolas	Mayor efecto de barrera, muertes concentradas donde el dosel queda más cercano al camino	• Comunicación entre el dosel, pasos aéreos o puentes de sogas
Mamíferos voladores	Probablemente mayor mortalidad en voladores bajos (murciélagos Phyllostomidae). En lugares con colonias cercanas a caminos, la mortalidad puede ser muy alta ¹⁹	• Cercados que guíen el vuelo hacia estructuras de paso de fauna, dosel continuo
Aves		
Aves de sotobosque	Mayor efecto de barrera	• Pasos de fauna con condiciones de luz, humedad y suelo muy similares a las de debajo del dosel. Mantener cubierta de dosel sobre el camino o que entre en contacto con los pasos
Aves caminadoras	Mayor riesgo de mortalidad	• Cercas de inducción a pasos de fauna. Manejo de vegetación en derecho de vía para mayor visibilidad

¹⁹ Vid. Capítulo II. 7 Impacto por atropellamiento cerca de la cueva el Volcán de los Murciélagos, Calakmul, Campeche, México.

Grupo afectado	Problemática	Mitigación
Aves carroñeras	Mortalidad al forrajear sobre el camino	<ul style="list-style-type: none"> • Reducir atropellamientos y remover animales atropellados de la carpeta asfáltica
Aves acuáticas	Vientos sobre puentes pueden estrellar a las aves contra los vehículos	<ul style="list-style-type: none"> • Postes disuasorios sobre la plataforma de los puentes
Aves migratorias	Las aves cansadas tienen mayor riesgo de colisión, y las migrantes nocturnas son atraídas por luz	<ul style="list-style-type: none"> • Cercados que eleven el nivel de vuelo de las aves. Reducir iluminación artificial durante la noche
Aves que anidan en el suelo	Mortalidad por podas del derecho de vía y destrucción de nidos y polluelos	<ul style="list-style-type: none"> • Podas tras temporada reproductiva y de crianza
Herpetofauna		
Herpetofauna terrestre	Mayor riesgo de mortalidad, atracción a caminos	<ul style="list-style-type: none"> • Cercas de exclusión para evitar atracción a superficie asfaltada y lograr inducción hacia pasos de fauna o drenajes con condiciones adecuadas
Herpetofauna arborícola	Mayor efecto de barrera	<ul style="list-style-type: none"> • Mantener dosel continuo, conexiones de dosel específicas para organismos con requerimientos microclimáticos de humedad y luz similar a dosel
Herpetofauna acuática	Mortalidad concentrada alrededor de humedales	<ul style="list-style-type: none"> • Cercas de exclusión / inducción a pasos de fauna y drenajes
Invertebrados		
Invertebrados voladores	Muertes por colisión	<ul style="list-style-type: none"> • Reducción de velocidad de circulación. Manejo de derecho de vía para evitar atracción al camino. Reducción de iluminación artificial
Invertebrados terrestres	Efecto de barrera significativo para especies no voladoras	<ul style="list-style-type: none"> • Cercas de inducción adecuadas a drenajes y pasos con condiciones microclimáticas, lo más parecido al hábitat aledaño • Reducción de velocidad en áreas críticas
Invertebrados acuáticos	Mayor efecto de barrera en caso de cortar escurrimientos, mayor mortalidad en humedales y cursos de agua	<ul style="list-style-type: none"> • Mantener flujos hídricos naturales a través de drenajes que mantengan condiciones naturales

Tabla 4. Gremios de especies según el movimiento y sus atributos específicos; ejemplos del sureste mexicano, preferencias de paso y las estructuras preferidas (adaptado de la versión original de Kintsch y Cramer, 2011).

Gremios de especies según movimiento	Ejemplos	Atributos específicos	Preferencias de paso	Estructuras preferidas
Fauna de movilidad baja	Invertebrados terrestres como tarántulas, cangrejos y anfibios	Comprende animales de tamaño pequeño, ámbitos hogareños pequeños, movimientos más cortos y necesidad de condiciones ambientales específicas para su dispersión y sobrevivencia	<ul style="list-style-type: none"> Los pasos deben proveer de hábitat específico a estas especies en condiciones que se mantengan a lo largo de la estructura, incluyendo sustrato natural, luz, temperatura y humedad adecuados. Algunas especies de esta categoría pueden estar asociadas con el agua, pero otras pueden preferir pasos secos 	Puentes, PIF, ecoductos, cunetas
Fauna de movilidad moderada	Roedores, musarañas, reptiles, carnívoros pequeños como comadreja, zorrillos, mapaches	Animales pequeños pero adaptables a diferentes tipos y tamaños de estructuras. Casi todas estas especies son presas y requieren cobertura para su protección. Algunos requieren y prefieren sustrato natural y humedad para sobrevivir en las estructuras	<ul style="list-style-type: none"> Estructuras funcionales de paso de fauna incluyen una variedad de tamaños y tipos. Generalmente siempre se recomienda que exista una franja seca que permita el paso o en el caso de drenajes donde el área no puede ser mayor a la requerida por el cauce se sugiere el uso de plataformas o banquetas. Estas pueden ser estructuras con sustrato artificial. Se requiere cobertura como rocas, vegetación o ductos más pequeños 	PSF, drenajes, ecoductos, PIF

Fauna de alta movilidad adaptativa	Ocelotes, coyotes, cabezas de viejo, grisones	Mamíferos de tamaño mediano que naturalmente utilizan estructuras cerradas, como guaridas, y pueden tolerar espacios estrechos, como pasos superiores de fauna y drenajes. El tamaño mínimo de la estructura es proporcional al tamaño corporal de las especies	• Especies en este grupo pueden utilizar una variedad de tipos de estructuras y prefieren tener hábitat adecuado directamente adyacente a la entrada de dichas estructuras	PSF y drenajes medianos o pequeños. Puentes y PIF
Carnívoros de gran apertura y alta movilidad	Pumas, jaguares	Especies altamente móviles que prefieren buena visibilidad. Típicamente mamíferos grandes que requieren un tamaño de estructura mínimo mayor a los de la anterior categoría. Estas especies se mueven demasiado a través del paisaje y necesitan cruzar muchos caminos	• Estructuras abiertas con buena visibilidad. A pesar de preferir espacios abiertos, algunas muestran cierta tolerancia a estructuras cerradas	PSF grandes, puentes, PIF
Ungulados adaptativos	Venado cola blanca, pecaríes, temazates	Ungulados de tamaño mediano y grande que requieren buena visibilidad en el plano horizontal y un grado moderado de cobertura. Estos animales prefieren el sustrato natural y cobertura adyacente a las entradas, utilizan estructuras proporcionales a su tamaño corporal	• Prefieren pasajes con buena visibilidad al interior y alrededores de la estructura con líneas claras de visión de un extremo al otro de la estructura. Optan por estructuras más anchas que altas	PSF grandes, puentes, PIF
Fauna arborícola	Monos, osos hormigueros, tlacuaches arborícolas, ardillas, algunos murciélagos	Especies que se mueven preferentemente por el dosel en lugar de por el suelo	• Requieren cubierta de dosel continua a través del camino	PAF, ya sean puentes de sogas con torres conectados al dosel, estructuras metálicas
Fauna aérea	Aves, murciélagos, mariposas	Especies cuyo medio de locomoción principal es volando	• Cosas que desvíen el vuelo de dichas especies a una ruta que las aleje del tráfico vehicular	Postes de desvío, puentes, PIF

Kintsch *et al.* (2015) clasificaron a la fauna terrestre en ocho gremios de cruce de fauna (*wildlife crossing guilds*) basados en su movimiento, comportamiento y necesidades fisiológicas al moverse a través de una estructura (figura 7) y trataron de demostrar que estos gremios empataran bien con los distintos tipos de estructuras para lograr la creación de pasos de fauna eficientes, ya que, si bien los grupos taxonómicos y masa corporal sirven como sustitutos para conocer la habilidad y voluntad de un animal a cruzar por una estructura, sus gremios se basan en cinco factores fisiológicos y de comportamiento que influyen el uso de estructuras de cruce: (I) comportamiento antidepredación, (II) la necesidad de condiciones especiales de hábitat, (III) capacidad de movimiento y tipo de locomoción, (IV) la necesidad de apertura o de lugares confinados y (V) restricciones relacionadas con el tamaño corporal. La idea de toda esta clasificación es, ante la falta de información específica de algún organismo, utilizarla para tomar decisiones sobre el diseño de las estructuras de cruce basados en conocimiento de la biología y comportamiento de dicha especie.

Así pues, los ocho gremios pueden agruparse en tres categorías según el tipo de estructuras que utilizan:

- Dependientes. Requieren condiciones específicas a lo largo de la estructura. Los miembros de este gremio se muestran renuentes a cruzar estructuras carentes de dichas condiciones. Este grupo se divide en los que requieren: I) visibilidad, II) refugio y III) condiciones semiacuáticas.
- Generalistas. El grupo más adaptable. Tolerantes a una variedad de estructuras y condiciones, incluyendo los diseños subóptimos. Estos se pueden dividir según sus estructuras preferidas en: I) generalistas de estructuras grandes o II) generalistas de estructuras medianas o pequeñas.
- Especialistas. Con requerimientos fisiológicos y capacidades de movimiento específicos muy estrechos, requieren condiciones especializadas con requisitos particulares. Los especialistas se dividen en tres categorías: I) únicos, II) arborícolas y III) aéreos. Desafortunadamente, los programas de monitoreo de estructuras de cruce y otras medidas de mitigación están pensadas para vertebrados y muchas veces fallan a la hora de considerar a los invertebrados, por lo que desconocemos si lo que funciona para algunos de los otros grupos funciona o no para estos organismos. Al igual que el resto de la fauna, los ecosistemas arrojan componentes importantes y realizan funciones clave. Muchas especies están sujetas a muerte por colisión con vehículos y se ven afectadas negativamente, a su vez, por contaminación y fragmentación de hábitat. Al igual que con los mamíferos, aves y herpetofauna requieren de medidas efectivas para reducir la mortalidad en las carreteras y ayudarlos a mantener la conectividad de sus poblaciones (Reck y Van der Ree, 2015).

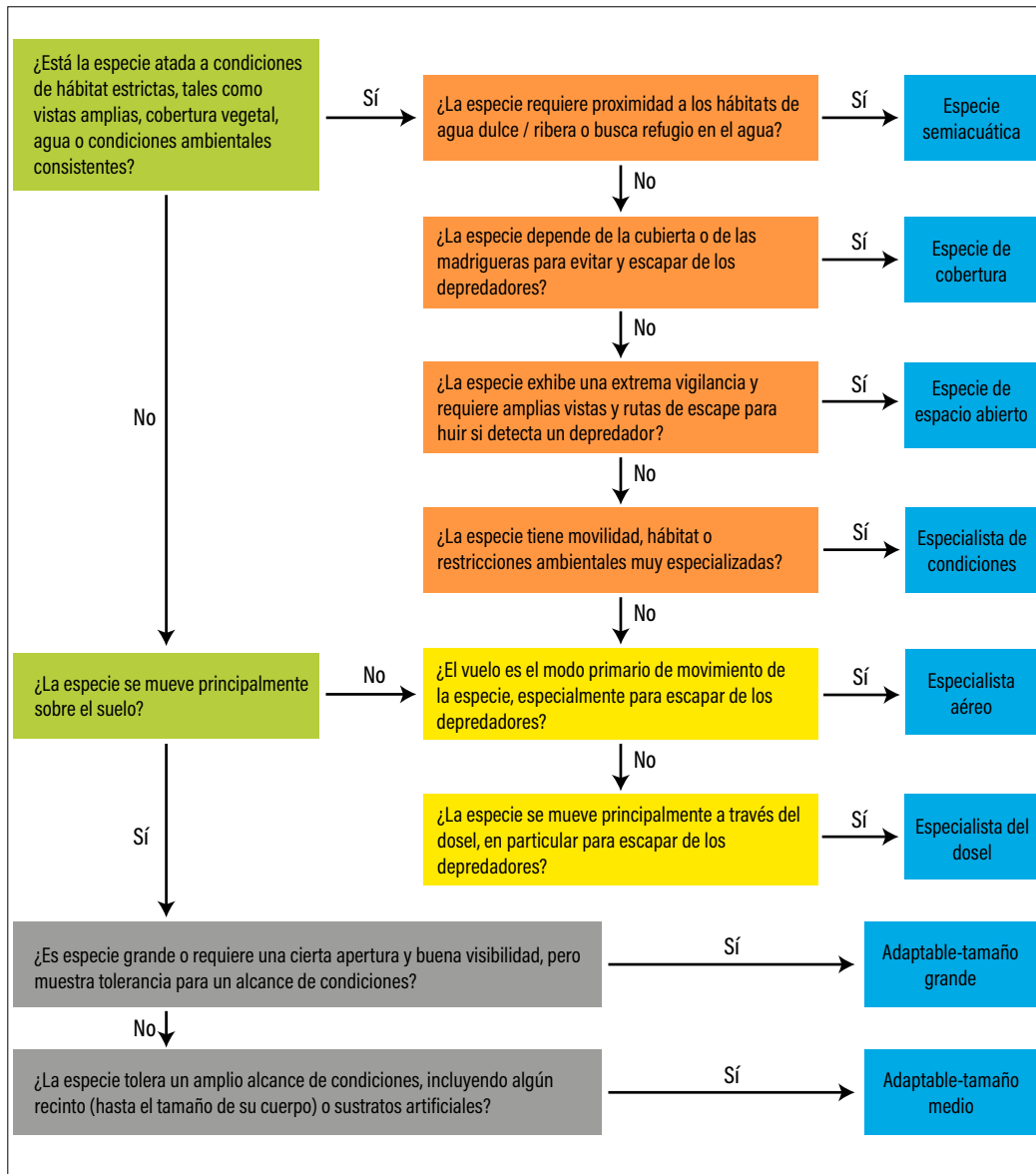


Figura 7. Gremios de cruce de fauna basados en su movimiento, comportamiento y necesidades fisiológicas al atravesar una estructura. (Diagrama adaptado de la versión original de Kintsch *et al.*, 2015.)

4. Problemáticas con la mitigación y oportunidades

En México, actualmente por normatividad se requiere de un estudio de impacto ambiental antes de poder proceder con la construcción de una nueva carretera, el problema es que, muchas veces, las descripciones dadas en estos estudios son inadecuadas y subjetivas cuando se evalúan los impactos del proyecto y, por tanto, fallan en la parte de mitigación y

compensación (Bojórquez-Tapia y García, 1998). Además, carecen, en su mayoría, de monitoreos adecuados previos a la obra de por lo menos un año.²⁰

Existe una necesidad urgente de proveer al sector transporte, así como a las agencias desarrolladoras, de guías técnicas y mejores prácticas en la planeación y diseño de medidas de mitigación. Como resultado, muchas agencias de transporte continúan construyendo estructuras costosas para conectividad de vida silvestre basándose en poca evidencia. Las guías de mejores prácticas no se han articulado y siguen necesitándose para muchas especies y sus hábitats.

La colocación de las estructuras de paso de fauna es tan importante como su diseño. Identificar la ubicación adecuada es esencial para diseñar una mitigación del efecto de barrera causado por los caminos. A pesar de que se han desarrollado numerosos métodos utilizados para determinar la ubicación de las vías, son pocos los intentos por evaluar su efectividad.

Las evaluaciones de desempeño no son una parte regular de los proyectos de transporte con estructuras de paso de fauna. La mayoría de los esfuerzos de monitoreo son por lo general a corto plazo y esporádicos. Los monitoreos típicamente están concentrados en una sola especie, por tanto, tales programas muchas veces fallan en reconocer los requerimientos de las poblaciones del resto de las especies que no son las objetivo. Un monitoreo más allá de esto rara vez resulta lo suficientemente largo para abarcar los periodos de adaptación (curvas de aprendizaje) que la fauna necesita para utilizar las estructuras de paso de fauna de manera regular. Aún se requiere de guía sobre el número de técnicas actualmente disponibles para monitorear estructuras de paso de fauna, así como para diseñar programas de monitoreo sólidos y evaluar así el desempeño de estas medidas para el manejo adaptativo de futuros proyectos de transporte (Martínez Soto y Damián Hernández, 1999).

Existe una serie de problemáticas con los estudios en proyectos carreteros a nivel mundial (Natural England, 2013):

- El volumen de información recibida a través de consultorías es bajo, con un número limitado de reportes con monitoreos específicos recibidos. En la literatura solo existe un pequeño número de artículos relevantes donde se ha identificado la evidencia empírica para determinar el éxito de medidas de mitigación en esquemas lineales de transporte. Generalmente los artículos resultan subjetivos o basados en juicios profesionales más que en evidencia concluyente. La mayoría de los estudios están concentrados en esquemas carreteros más que en vías férreas.

²⁰ Vid. Capítulo III. 3 Monitoreo preobra como información base para la mitigación de los impactos ambientales sobre la fauna silvestre en áreas naturales protegidas: el caso del libramiento Atasta, en Campeche, México.

- El volumen limitado de información disponible se considera como el resultado de una serie de problemas: I) la falta de monitoreos realizados; II) la falta de aplicación de requisitos de monitoreo; III) pobre comunicación de los resultados obtenidos, IV) la falta de una ubicación central / no hay un cuerpo responsable para compaginar los reportes de dichas acciones.
- Se piensa que estos problemas podrían subsanarse de existir: I) una comisión de estudios para encargarse de rellenar los vacíos de información; II) mejorar el seguimiento de obras de mitigación y monitoreo; III) llevar a cabo talleres recurrentes para discutir los estudios de caso y evidencia de mitigación; IV) la creación de un punto central donde todos los monitoreos ecológicos se almacenen y organicen, y V) establecer que todo proyecto nuevo requiera de al menos un año de monitoreo previo a la obra.

5. Recomendaciones finales

Muchas especies de fauna silvestre sufren de alta mortalidad cuando se mueven a través del paisaje fuera de áreas protegidas. Esto implica que siempre debemos preocuparnos por los efectos ecológicos de los caminos y mejorar la calidad ecológica del paisaje, dentro y fuera de ANP, siendo esencial mantener suficiente hábitat (Fahrig, 2001).

Es peligroso pensar que los caminos pueden construirse donde sea, siempre que tengan pasos de fauna y cercas, mientras el hábitat se sigue fragmentando. Este peligro no es visible en los estudios de impacto ambiental de proyectos únicos, en particular cuando los efectos acumulativos estén evaluados de manera inadecuada. Debemos estar conscientes de que las obras de mitigación solo cubren algunos de los efectos de los caminos, pero no todos (Jaeger, 2015).

Los caminos en los trópicos presentan una serie única de retos. Evitar los hábitats más sensibles sigue siendo la mejor estrategia para reducir impactos. Esta aproximación minimizará impactos secundarios y acumulativos a escala de paisaje, incluyendo colonización y deforestación, expansión secundaria de caminos, cacería y extracción ilegal de recursos (Goosem, 2015). Mantener la cobertura del dosel por sobre los caminos mitigará muchos de sus impactos (Feranside y Graca, 2006), incluyendo la severidad del efecto de borde y la invasión por generalistas, además de que se reduce el costo de mantenimiento del derecho de vía al no necesitar tantas podas. Esta estrategia es útil para caminos estrechos, pero no para otros con mayor flujo vehicular y amplitud, pero mantener el ancho del camino al mínimo puede ayudar. Se ha visto que muchos animales tropicales pueden cruzar por debajo de las carreteras en pasos superiores de fauna o drenajes, los cuales pueden ser adaptados a bajo costo y aumentar la permeabilidad para algunas especies. Desafortunadamente no todas

las especies están preparadas para utilizar este tipo de estructuras que, además, suma la dificultad de mantener cercados efectivos (Goosem *et al.*, 2010; Clements *et al.*, 2014). En tales áreas, reducir y verificar que se obedezcan los límites de velocidad puede dar más tiempo de reacción a los conductores para evitar colisiones, siempre y cuando se trate de automovilistas sensibles a la fauna, lo cual puede lograrse mediante programas de educación ambiental y señalamientos adecuados.

Es necesario que en todos los caminos que influyen o cruzan por las ANP de México se apliquen las medidas de mitigación necesarias para así asegurar la conectividad de la fauna no únicamente hacia el interior sino a lo largo de los corredores que conectan dichas ANP para lograr la permanencia, a largo plazo, de muchas de nuestras especies, en particular aquellas que requieren de grandes extensiones de vegetación natural para sobrevivir, como los grandes carnívoros (jaguar y puma,) y herbívoros (tapir y venados).

Las estructuras de mitigación deben ser capaces de cubrir las exigencias climáticas (calor, humedad, insolación, etc.) para que puedan tener una vida más duradera, pero al mismo tiempo es necesario considerar el mantenimiento de dichas obras a lo largo de la vida útil de la carretera. Sin un debido mantenimiento, muchas de estas medidas de mitigación dejarán de ser efectivas. Es necesario capacitar por tanto a las cuadrillas de mantenimiento.

En México existen algunos estudios de caso que se verán en los capítulos subsecuentes y que pueden ayudar a arrojar luz acerca de las acciones que se pueden tomar en las ANP del sureste para mitigar los impactos carreteros. El reto es grande y son contados los ejemplos de los que se tiene información adecuada. Sabemos que la mitigación no es perfecta y estos estudios de caso deben servirnos para aprender valiosas lecciones de sus fracasos y de lo que no se debe hacer; pero también de sus éxitos, como guía que indique por dónde se puede seguir. Si miramos de manera crítica estos ejemplos, encontraremos herramientas para mejorar futuros proyectos, pero también los ya existentes.

6. Literatura citada

- Andrews, K. M.; Gibbons, J. W. y Jochimsen, D. M.** (2008). Ecological effects of roads on amphibians and reptiles: a literature review. En: Mitchell, J. C.; Jung Brown, R. E. y Bartholomew, B. (eds.). *Urban Herpetology. Herpetological Conservation* (pp. 121-143), Vol. 3. Society for the Study of Amphibians and Reptiles: Salt Lake City, Uta.
- Barber, C. P.; Cochrane, M. A.; Souza Jr., C. M. y Laurance W. F.** (2014). Roads, deforestation and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation*, 177, pp. 203-209.
- Blackwell, B. E.; Devault, T. L. y Seamans, T. W.** (2015). Understanding and mitigating the negative effects of road lighting on ecosystems. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 143-150). Wiley-Blackwell.
- Beckman, J. P.; Clevenger, A. P.; Huijser, M. P. y Hilty, J. A. (eds.)**. (2010). *Safe Passages: Highways, Wildlife and Habitat Connectivity*. Island Press: Washington D. C.
- Beckman, J. P. y Hilty, J. A.** (2010). Connecting wildlife populations in fractured landscapes. Beckman, J. P.; Clevenger, A. P.; Huijser, M. P. y Hilty, J. A. (eds.). *Safe Passages: Highways, Wildlife and Habitat Connectivity* (pp. 3-16). Island Press: Washington D. C.
- Boakes, E. H.; Mace, G. M.; McGowman, P. y Fuller, E. A.** (2010). Extreme contagion in global habitat clearance. *Proceedings of the Royal Society B* 277, pp. 1081-1085.
- Bojórquez-Tapia, L. A., y García, O.** (1998). An approach for evaluating EIAs-Deficiencies of EIA in Mexico. *Environmental Impact Assessment Review*, 8, pp. 217-240.
- Clements, G. R.; Lynam, A. J.; Gaveau, D.; Yap, W. L.; Lhota, S.; Goosem, M.; Laurance, S. y Laurance, W. F.** (2014). Where and how are roads endangering mammals in southeast Asia's forests? *Plos One*, 9(12). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115376>
- Clevenger, A. P.; Chruszcz, B. y Gunson, K.** (2001). Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, 29(2), pp. 646-653.
- Clevenger, A. P. y Huijser, M. P.** (2011). *Wildlife crossing structure handbook: Design and evaluation in North America*. Federal Highway Administration.
- Clevenger, A. P. y Waltho, N.** (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14(1), pp. 47-56.
- Conanp.** (2018). Comisión Nacional de Áreas Protegidas. <https://www.conanp.gob.mx/pdf/100AñosConservación.pdf> (Consultado en octubre de 2018).
- Dodd, N. L.; Gagnon, J. W.; Boe, S.; Manzo, A. y Schweinsburg, R. E.** (2007). *Evaluation of measures to minimize wildlife-vehicle collisions and maintain wildlife permeability across Highway-State Route 260, Arizona, USA. Final report 540 (2002-2006)*. Arizona Transportation Research Center, Arizona Department of Transportation.
- Eigenbord, F. S.; Hecnar, S. y Fahrig, L.** (2009). Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society*, 14(1), 18 pp.
- Epps, C. W.; Palsboll, P.J.; Wehausen, J.D.; Roderick, G.K.; Ramey, R.R. y McCullough, D.R.** (2005). Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters*, 8, pp. 1029-1038.
- Fahrig, L.** (2001). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review on Ecology Evolution and Systematics*, 34, pp. 487-515.
- Feranside, P. M. y Graca, P.** (2006). BR-319: Brazil's Manaus-Porto Velho Highway and the potential impact of linking the arc of deforestation to central Amazonia. *Environmental Management*, 38, pp. 705-716.
- Forman, R. T. T.** (2000). Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology*, 14(1), pp. 31-35.

- Forman, R. T. T. y Deblinger, D.** (2000). The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology* 14(1), pp. 36-46.
- Forman, R. T. T.; Sperling, D.; Bissonette, J.; Clevenger, A.; Cutshall, C.; Dale, V.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C.; Haneu, K.; Jones, J.; Swanson, F.; Turrentine, T. y Winter, T.** (2003). *Road Ecology: Science and solutions*. Island Press, Washington D. C.
- Glista, D. J.; DeVault T. L. y DeWoody, J. A.** (2009). A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning*, 91(1), pp. 1-7.
- Goosem, M.** (2007). Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science* 93(11), pp. 1587-1595.
- _____. (2015). Tropical ecosystem vulnerability and climatic conditions: Particular challenges for road planning, construction and maintenance. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology*. Wiley-Blackwell, pp. 397-406.
- Goosem, M.; Harding, E. K.; Chester, G.; Tucker, N.; Harriss, C. y Oakley, K.** (2010). *Roads in rainforest: Best practice guidelines for planning design and management*. Guidelines prepared for the Queensland Department of Transport and Main Roads and the Australian Government's Marine and Tropical Sciences Research Facility. Reef and Rainforest Research Centre: Cairns. http://www.wettropics.gov.au/site/user-assets/docs/S62_09RIR%20Best%20Practice%20Guidelines%20Final.pdf
- Grilo, C.; Bissonette, J. A. y Cramer, P. C.** (2010). Mitigation measures to reduce impacts to biodiversity. En: Jones, S. R. (ed.). *Highways: Construction, Management, and Maintenance* (pp. 74-114). Nova Science Publishers, Inc.: Hauppauge, NY.
- Gunson, K. E.; Mountrakis, G. y Quackenbush, L. J.** (2011). Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management* 92(4), pp. 1074-1082.
- Hagood, S. y Bartles, M. J.** (2008). Use of existing culverts by Eastern box turtles (*Terrapene c. Carolina*) to safely navigate roads. En: Mitchell, J. C. R.; Jung Brown, E. y Bartholomew, B. (eds.). *Urban Herpetology. Herpetological Conservation* (pp. 169-170), Vol. 3. Society for the Study of Amphibians and Reptiles: Salt Lake City, Utah.
- Hedlund, J. H.; Curtis, O. D.; Curtis, G. y Williams, A. F.** (2004). Methods to reduce traffic crashes involving deer: What works and what does not. *Traffic Injury Prevention*, 5(2), pp. 122-131.
- Hoskin, C. y Goosem, M.** (2010). Road impacts on abundance, call traits and body size of rainforest frogs in northern Australia. *Ecology and Society*, 15(3), pp. 15.
- Huijser, M. P.; Holland, T. D.; Kociolek, A. V.; Barkdoll, A. M. y Schwalm, J. D.** (2009). *Animal-vehicle crash mitigation using advanced technology. Phase II: system effectiveness and system acceptance. Final Report SPR 3(076)*. Misc. contract & agreement no. 17,363. Western Transportation Institute-Montana State University: Bozeman, M. T. https://westerntransportationinstitute.org/wp-content/uploads/2016/08/4W0982_Final_Report.pdf
- Huijser, M. P.; McGowen, P.; Hardy, A.; Clevenger, A. P. y Ament, R.** (2008). *Wildlife-vehicle collision reduction study: best practices manual. Report to Congress*. U. S. Department of Transportation, Federal Highway Administration: Washington D. C.
- Huijser, M. P.; McGowen, P. T.; Camel, W.; Hardy, A.; Wright, P.; Clevenger, A. P.; Salsman, L. y Wilson, T.** (2006). Animal vehicle crash mitigation using advanced technology. Phase 1: review, design and implementation. *SPR 3(07) FHWA-OR-TPF-07-01*. Western Transportation Institute-Montana State University: Bozeman, M. T. <https://www.oregon.gov/ODOT/Programs/ResearchDocuments/AnimalVehicle.pdf>
- Huijser, M. P.; Mosler-Berger, C.; Olsson, M. y Strein, M.** (2015). Wildlife warning signs and animal detection systems aimed at

- reducing wildlife-vehicle collisions. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 198-212). Wiley-Blackwell.
- Jackson, S. D.; Smith, D. J. y Gunson, K. E.** (2015). Mitigating Road Effects on Small Animals. En: Andrews, K. M.; Nanjappa, P. y Riley, S. P. D. (2015). *Roads and Ecological Infrastructure: Concepts and Applications for Small Animals* (pp. 177-207). John Hopkins University Press. The wildlife Society.
- Jacobson, S. L.** (2005). Mitigation Measures for Highway-caused Impacts to Birds. En: John, R. C. y Terrel, R. D. (eds.). *Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas: Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference* (pp. 1043-1050) [marzo, 20 al 24 de 2002]. United States Department of Agriculture, Forest Service Gen: California.
- Jacobson, S. y Kinsch, J.** (2017, 30 de enero-3 de febrero). Presentación durante el curso de ecología de carreteras: Pasos de fauna silvestre y vías rurales sostenibles. Organizado por Panthera Colombia y el Servicio Forestal de los Estados Unidos: Villavicencio, Colombia.
- Jaeger, J. A. G.** (2015). Improving environmental impact assessment and road planning at landscape scale. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 32-42). Wiley-Blackwell.
- Jones, M.** (2000). Road upgrade, road mortality and remedial measures: impacts on a population of eastern quolls and Tasmanian devils. *Wildlife Research*, 27(3), pp. 289-296.
- Kaye, D. R. J.; Walsh, K. M. y Ross, C. C.** (2006). Spotted turtle use of a culvert under relocated Route 44 in Carver, Massachusetts. En: Irwin, C. L.; Garrett, P. y McDermott, K. P. (eds.). *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation* (pp. 426-441). Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University: Raleigh, NC.
- Kintsch, J. y Cramer, P. C.** (2011). *Permeability of existing structures to wildlife: developing a Passage Assessment System*. Final Report to Washington Department of Transportation: Olympia, Washington D. C. <http://www.wsdot.wa.gov/research/reports/fullreports/777.1.pdf>
- Kintsch, J.; Jacobson, S. y Cramer, P.** (2015). The Wildlife Crossing Guilds Decision Framework: A Behavior-based Approach to Designing Effective Wildlife Crossing Structures. [Proceedings of the 2015 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET, 2015) Session 201.] Connectivity and Safety: Assessment for Design and Implementation. <https://icoet.net/sites/default/files/files/ICOET2015%20Program%20Booklet.pdf>
- Klar, N.; Herrmann, M. y Kramer-Schadt, S.** (2009). Effects and mitigation of road impacts on individual movement behavior of wildcats. *Journal of Wildlife Management*, 73(5), pp. 1695-1703.
- Knapp, K.; Yi, X.; Oakasa, T.; Thimm, W.; Hudson, E. y Rathmann, C.** (2004). *Deer-vehicle crash countermeasure toolbox: A decision and choice resource. Final Report. Report number DVCIC-02*. Midwest Regional University Transportation Center, Deer-Vehicle Crash Information Clearinghouse, University of Wisconsin-Madison.
- Langton, T. E. S.** (2015). A history of Small Animal Road Ecology. En: Andrews, K. M.; Nanjappa, P. y Riley, S. P. D. (eds.). *Roads and Ecological Infrastructure Concepts and Applications for Small Animals* (pp. 7-10). John Hopkins University Press.
- Laurance, W. E.** (2015). Bad roads, good roads. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 10-15). Wiley-Blackwell.
- Laurance, W. F.; Albernaz, A. K. M.; Schroth, G.; Fearnside, P. M.; Venticinque, E. y Da Costa, C.** (2002). Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*, 29(5-6), pp. 737-748.
- Laurance, W. F.; Goosem, M. y Laurance, S. G.** (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(12), pp. 659-669.

- MacArthur, R. H. y Wilson, E. O.** (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton: New Jersey.
- Martínez Soto, A. y Damián Hernández, S. A.** (1999). *Catálogo de Impactos Ambientales Generados por las Carreteras y sus Medidas de Mitigación*. Sanfandila. Instituto Mexicano del Transporte: Querétaro.
- McCullough, D.** (1996). Metapopulation management: What patch are we in and which corridor should we take? En: D. McCullough (ed.). *Metapopulations and wildlife conservation* (pp. 405-410). Island Press: Covelo California.
- McRae, B. H. y Beier, P.** (2007). Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104(59), pp. 19885-19890.
- Mendoza Sánchez, J. F.; López Domínguez, M. G. y Téllez Gutiérrez, R.** (2010). Monitoreo ambiental en carreteras. Vías terrestres. *Revista AMIVTAC*, 6, pp. 20-22.
- Merriam-Webster.** (2013). Definition of retrofit. Sice 1928. <http://www.merriam-webster.com/dictionary/retrofit>
- Milner-Gulland, E. J.; Bennett, E. L. y los miembros de la SCB 2002 Annual Conference Wild Meat Group.** (2003). Wild meat the bigger picture. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(7), pp. 351-357.
- Monje Nájera, J.** (2018). Road kills in tropical ecosystems: a review with recommendations for mitigation and for new research. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), pp. 722-738.
- Natural England.** (2013). Literature review and analysis of the effectiveness of mitigation measures to address environmental impacts of linear transport infrastructure on protected species and habitats. *Natural England Commissioned Report NECR132*. <http://publications.naturalengland.org.uk/publication/6184646404472832>
- Parks, S. A. y Hacourt, A. H.** (2002). Reserve size, local human density, and mammalian extinctions in U. S. protected areas. *Conservation Biology*, 16(3), pp. 800-808.
- Parris, K. M.** (2015). Ecological impacts of road noise and options of mitigation. En: Van der Ree, R. Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 151-158). Wiley-Blackwell.
- Podloucky, R.** (1989). Protection of amphibians on roads-examples and experiences from Lower Saxony. En: Langton, T. E. S. (ed.). *Amphibians and roads: proceedings of the toad tunnel conferences* (pp. 15-28). ACO Polymer Products, Shefford.
- Pohlman, C.; Turton, S. y Goosem, M.** (2009). Temporal variation in microclimate edge effects near powerlines, highways and streams in Australian tropical rainforest. *Agricultural and Forest Metodology*, 149(1), pp. 84-95.
- Reeve, A. F. y Anderson, S. H.** (1993). Ineffectiveness of Swareflex reflectors at reducing deer vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, 21(2), pp. 127-132.
- Reck, H. y Van der Ree, R.** (2015). Insects, Snails and Spiders: The role of invertebrates and road ecology. En: Van der Ree R., Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 247-257). Wiley-Blackwell.
- Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Evaluación del Impacto Ambiental.** (2000, 30 de mayo). *Diario Oficial de la Federación*, México.
- Riley, S. J. y Sudharsan, K.** (2006). *Environmental factors affecting the frequency and rate of deer vehicle crashes (DVCs) in southern Michigan. Final Report RC-1476*. Department of Fisheries and Wildlife, Michigan State University: East Lansing.
- Rodríguez, A.; Crema, G. y Delibes, M.** (1996). Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 33(6), pp. 1527-1540.
- Roedenbeck, I. A.; Fahrig, L.; Findlay, C. S.; Houlahan, J. E.; Jaeger, J. A. G.; Klar, N.; Kramer-Schadt, S. y Van der Grift, E. A.** (2007). The Rauschholzhausen agenda for road ecology. *Ecology and Society*, 12(1). <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss11/art11/>

- Sánchez, L. E. y Mitchell, R.** (2017). Conceptualizing impact assessment as a learning process. *Environmental Impact Assessment Review*, 62, pp. 195-204.
- sct.** (2016). *Manual para Estudios, Gestión y Atención Ambiental en Carreteras*. Dirección General de Servicios Técnicos: México. <http://www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGST/Manuales/Manuales-2016/manual-atencion-ambiental-carreteras.pdf>
- Selva, N.; Kreft, S.; Kati, V.; Schulck, M.; Jonsson, B. G.; Mihok, B.; Okarma, H. y Ibsch, O. L.** (2011). Roadless and low-traffic areas as conservation targets in Europe. *Environmental Management*, 48(5), pp. 865-877.
- Selva, N.; Switalski, A.; Kreft, S. y Ibsch, P. L.** (2015). Why keep areas road-free? The importance of roadless areas. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 16-26). Wiley-Blackwell.
- Semarnat.** (2018). *Impacto ambiental y tipos de impacto ambiental. Definición, tipos y clasificaciones de impacto ambiental*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. <https://www.gob.mx/semarnat/acciones-y-programas/impacto-ambiental-y-tipos-de-impacto-ambiental>
- Smith, D. J.; Kintsch, J.; Cramer, P.; Jacobson, S. L. y Tonjes, S.** (2015). Modifying Structures on Existing Roads to Enhance Wildlife Passage. En: Andrews, K. M. Nanjappa, P. y Riley, S. P. D. (2015). *Roads and Ecological Infrastructure Concepts and Applications for Small Animals* (pp. 208-228). John Hopkins University Press.
- Spellerberg, I. F.** (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(5), pp. 317-333.
- SETRA.** (2005). *Facilities and measures for small fauna-technical guide*. Ministère de L'Ecologie du développement et de l'aménagement durables, Chambéry, France.
- Trombulak, S. C. y Frissell, C. A.** (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14(1), pp. 18-30.
- Ujvari, M.; Baagow, H. J. y Madsen, A. B.** (1998). Effectiveness of wildlife warning reflectors in reducing deer vehicle collisions: A behavioral study. *Journal of Wildlife Management*, 62(3), pp. 1094-1099.
- Valdez Pérez, M. E. y Mireles Lezama, P.** (2002). *Metodología de Ordenamiento Ecológico Territorial para Áreas Naturales Protegidas de escala media. Primera aproximación*. Universidad Autónoma del Estado de México. <http://ri.uaemex.mx/bitstream/handle/20.500.11799/33676/secme-16719.pdf?sequence=1>
- Van der Grift, E. A.; Van der Ree, R.; Fahrig, L.; Findlay, S.; Houlahan, J.; Jaeger, J. A. G.; Klar, N.; Madriñan, L. F. y Olson, L.** (2013). Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and Conservation*, 22, pp. 425-448.
- Van der Ree R.; Gagnon, J. W. y Smith, D. J.** (2015a). Fencing: a valuable tool for reducing wildlife-vehicle collisions and funneling fauna to crossing structures. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 159-171). Wiley-Blackwell.
- Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.)** (2015b). *Handbook of Road Ecology*. Wiley-Blackwell.
- Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C.** (2015c). The Ecological effects of linear infrastructure and traffic: challenges and opportunities of rapid global growth. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 1-9). Wiley-Blackwell.
- Weller, C.** (2015). Construction of roads and wildlife mitigation measures: Pitfalls and opportunities. En: Van der Ree R., Smith, D. J.; Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 60-64). Wiley-Blackwell.
- Yanes, M.; Velasco, J. M. y Suárez, F.** (1995). Permeability of roads and railways to vertebrates: The importance of culverts. *Biological Conservation*, 71(3), pp. 217-222.

Actividad relativa de mamíferos silvestres en pasos no específicos de fauna de la carretera 186, en la reserva de la biosfera de Calakmul y la zona sujeta a conservación Balam-kú, Campeche, México

Marlen Sánchez-Acuña | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Jorge A. Benítez | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Resumen

Se implementó un estudio en la región de Calakmul para evaluar la efectividad de los puentes y alcantarillas como pasos subterráneos no específicos de la fauna silvestre. El trabajo se realizó durante un año en un tramo de 46 km en la carretera 186. Para la recopilación de datos se colocaron 14 cámaras trampa en nueve estructuras. Como técnica de apoyo, se reconocieron huellas de fauna a ambos lados de las estructuras. Se identificaron 10 especies de mamíferos que utilizan los pasos inferiores no específicos. La temporada anual en la que hubo mayor actividad relativa de la fauna fue en verano ($AR = 8.32$). Las horas de mayor actividad en el uso de tales estructuras fue alrededor de las 2:00 a. m. ($n = 26$). Los métodos aplicados fueron útiles para la identificación de especies que utilizan los pasos no específicos de fauna, así como la determinación de la actividad relativa en distintas épocas.

Palabras clave: pasos de fauna, región de Calakmul, cámaras trampa.

M. Sánchez-Acuña

correo: kayak14_14@hotmail.com

Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Andador Caracol mz. D, lt. 1, fraccionamiento Lavalle Urbina, San Francisco de Campeche, Campeche, C. P. 24087

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

In the Calakmul region, a study was realized in a 46-kilometer stretch on Highway 186, to evaluate the effectiveness of bridges and culverts as non-specific underpasses of fauna. For the collection of data, we placed 14 trap cameras in nine structures. As a support technique, we identified fauna tracks at both sides of the structures. We identified ten species of mammals that use non-specific underpasses. The annual season in which there was a higher Relative Activity of fauna was in summer ($RA = 8.32$). The time when there was more activity in the use of drainages and bridges was around 2:00 a. m. ($n = 26$). The applied methods helped identify the species that use the non-specified fauna passes and determine the relative activity in different seasons.

Keywords: wildlife underpass, Calakmul region, trap cameras.

1. Introducción

Diversos investigadores coinciden que dentro de las principales amenazas hacia la fauna silvestre se encuentra la pérdida de biodiversidad causada por las actividades antrópicas, tales como la sobreexplotación (Lozano, 2010), las obras de infraestructura y la apertura de carreteras (Rico *et al.*, 2007), cuyos efectos negativos obligan al diseño de estrategias que eviten, mitiguen y compensen dichos impactos (Rico *et al.*, 2007; Arroyave *et al.*, 2006; Mata, 2007; Martínez, 2017; Ruiz, 2017). En este contexto, las obras viales causan efectos negativos sobre la fauna, provocando la fragmentación de sus hábitats y ejerciendo un efecto de barrera (Carr y Fahrig, 2001), lo que da como resultado una reducción de sus poblaciones y su posible extinción en las áreas afectadas (Rico *et al.*, 2007; Carr y Fahrig, 2001). Aunque para algunas especies de fauna silvestre las carreteras no representan una “barrera”, la colisión con automóviles es otro factor que puede contribuir a la disminución de sus poblaciones (Rico *et al.*, 2007; Carr y Fahrig, 2001; Noss *et al.*, 2013).

La medida más efectiva para reducir el efecto de barrera y la mortandad por atropello es la instalación de pasos transversales específicos para la fauna (Martínez, 2017; Ruiz, 2017; Gurrutuxga y Lozano, 2007), la cual funge como la principal medida correctora del impacto. Entre las infraestructuras más utilizadas para este fin pueden mencionarse las alcantarillas de drenaje, los pasos superiores e inferiores, así como viaductos y túneles (Morales *et al.*, 2000). Aunque los pasos de fauna son un instrumento útil y necesario para la conservación de la biodiversidad (Iglesias, 2008), su efectividad depende de su diseño, localización, dimensiones, así como de factores bióticos y abióticos (Gurrutuxga y Lozano, 2007).

Las estructuras de drenaje forman parte integral de los proyectos carreteros, ya que son construidas para salvaguardar la integridad del terraplén ante el flujo del agua superficial.

Dichas estructuras son consideradas pasos no específicos de fauna, ya que suelen ser utilizadas con regularidad como área de paso por muchos vertebrados (Yanes *et al.*, 1995; Rodríguez *et al.*, 1996), en especial los de tamaño pequeño y mediano (Morales *et al.*, 2000). La correcta integración de dichos pasos en el entorno incrementa su eficiencia, por lo que en ocasiones se debe considerar el sobredimensionamiento de los mismos para asegurar su uso por diversas especies en función de su tamaño y hábitos, así como la colocación de la estructura en los puntos de cruce más usados por la fauna (Borrajo, 1999). A este respecto, la presencia de vegetación en o cerca de la entrada de la estructura (< 100 m), así como en el entorno del paso, favorece su uso (Gurrutuxga y Lozano, 2007; Rodríguez *et al.*, 1996), formando corredores que actúan como conectores de hábitat a través del paso (Martínez, 2017; Rodríguez *et al.*, 1996).

Al igual que en otras partes del mundo, en las últimas dos décadas México ha incrementado su infraestructura de carretera: la red vial nacional creció 1.23 % entre 2000 a 2016 (SCT, 2017). De manera similar, la red vial del estado de Campeche incrementó de 5,345 km a 5,591 km entre 2005 y 2008, lo que correspondió un aumento a la red estatal de 1.5 % para ese periodo (SCT, 2005, 2008). Dentro de la red vial del estado se halla la carretera 186, la cual fue construida en el año 1960 con el fin de permitir y facilitar los asentamientos humanos en la región.¹ Para el año 2007 el gobierno inició la ampliación de dicha carretera, de 7 a 12 m de corona, lo que corresponde a un camino tipo ET2 que compete a una carretera de dos carriles con eje de transporte (DOF, 2006, 15 de noviembre; DOF, 2014, 14 de noviembre; SGPA, 2004). Una parte de la modernización de esta carretera (15.70 %) se ubicó dentro de la zona de amortiguamiento de la reserva de la biosfera Calakmul, mientras que otro 26.70 % ocurrió dentro de la reserva estatal, zona sujeta a conservación ecológica, de Balam-kú. De acuerdo con la versión oficial, la ampliación obedeció al incremento del tráfico vehicular y para permitir una comunicación más segura, eficaz y rápida entre las ciudades de Villahermosa, Tabasco, y Escárcega, Campeche, con Chetumal y Cancún, en Quintana Roo (Manifestación de impacto ambiental para la modernización de la carretera federal núm. 186, 2004, 5 de febrero).

La ampliación de la carretera 186 requirió el ensanchamiento de puentes, losas y alcantarillas existentes, así como la construcción de un nuevo puente en el km 79+726 (puente Alarcón) (Manifestación de impacto ambiental para la modernización de la carretera federal núm. 186, 2004, 5 de febrero). Aun cuando el proyecto de modernización se encontraba dentro de las áreas naturales protegidas antes referidas, el estudio de impacto ambiental no abordó el impacto potencial sobre la vida silvestre. En este contexto, la presente contribución forma

¹ Vid. Capítulo I. 5 Vías de comunicación, reordenamiento territorial y reconfiguración de las (in)movilidades humanas en la península de Yucatán y la frontera sur de México.

parte de un estudio más amplio realizado entre 2007 y 2011,² enfocado en evaluar el efecto de la carretera sobre el movimiento de fauna y proponer alternativas que permitan reducir la problemática de atropello y determinar la efectividad de los pasos no específicos de fauna.

2. Objetivos

2.1. General

Evaluar la efectividad de los puentes y drenajes funcionales como pasos de fauna menor (anfibios y mamíferos medianos a grandes), durante un ciclo anual, en un tramo de la carretera 186, en Campeche.

2.2. Particulares

1. Identificar las especies que atraviesan drenajes y puentes
2. Determinar la actividad relativa de uso de pasos de fauna
3. Identificar los factores que intervienen en su uso

3. Métodos

3.1. Área de estudio

El área de estudio está ubicada en el municipio de Calakmul, el cual limita al norte con los municipios de Champotón y Hopelchén, al sur con el país de Guatemala, al este con el estado de Quintana Roo y el país de Belice y al oeste con los municipios de Escárcega y Candelaria (figura 1).

La carretera bajo estudio se denomina 186 y comprende 273 km en total, desde la ciudad de Escárcega, Campeche, hasta la ciudad de Chetumal, Quintana Roo (DOF, 2014, 14 de noviembre), la cual presenta 175 obras de drenaje como son puentes, tubos, losas de concreto y alcantarillas (Manifestación de impacto ambiental para la modernización de la carretera federal núm. 186, 2004, 5 de febrero). El tramo específico del estudio fue del kilómetro 79+726, donde se ubica el puente Alarcón, al 126+384, donde se halla el puente Morelia. Este trayecto de 46 km de longitud comprendió la reserva estatal zona sujeta a

² Vid. Capítulos II. 4 Distribución de especies en la zona de efecto de la carretera 186, en la región de Calakmul, y II. 5 Mortalidad de fauna por atropello sobre la carretera 186, en las reservas de Calakmul y Balam-kú, Campeche, México.

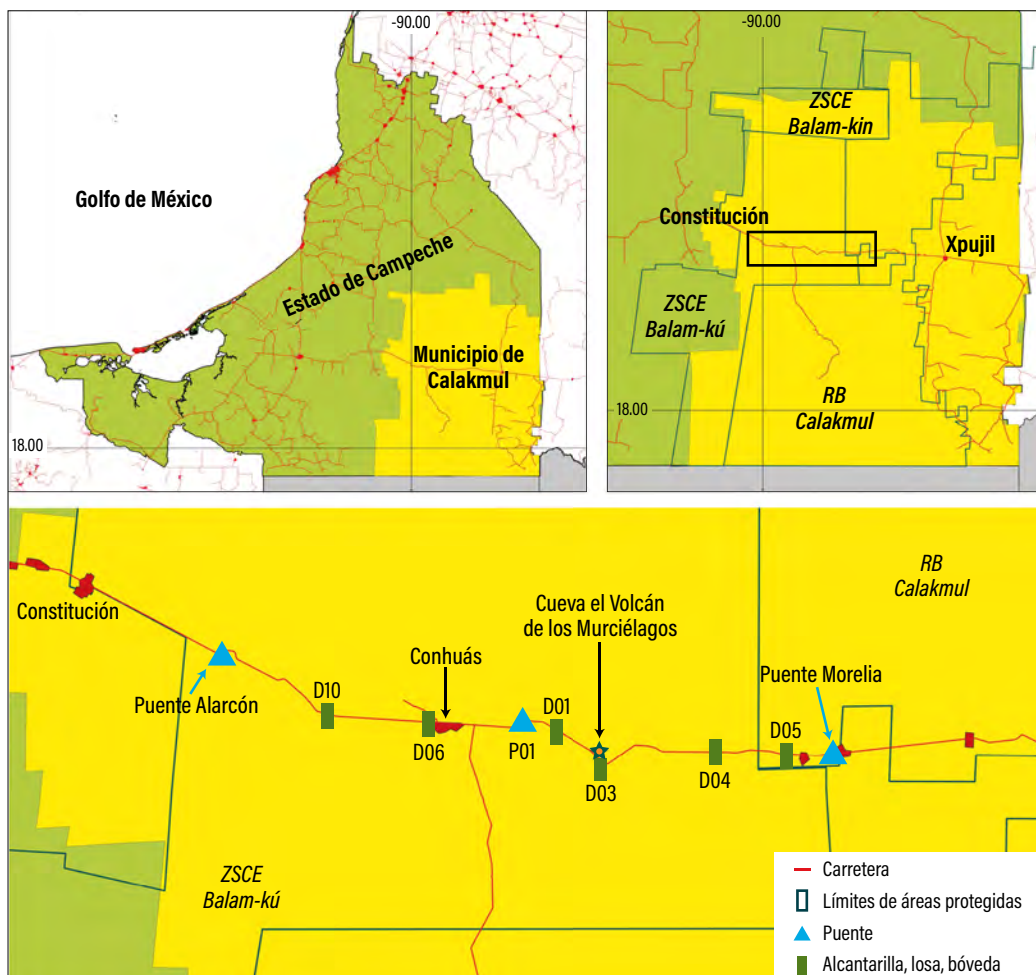


Figura 1. Área de estudio. (Las claves de las estructuras se enlistan en la tabla 1.)

conservación ecológica de Balam-kú y la reserva de la biosfera Calakmul. Dentro del tramo de estudio se encuentran 69 obras de drenaje que corresponden a 23 tubos de concreto, cinco losas, un tubo de lámina, cuatro puentes y 36 alcantarillas (Manifestación de impacto ambiental para la modernización de la carretera federal núm. 186, 2004, 5 de febrero).

Aunque dichas obras no se ubican sobre aguas superficiales perennes, los escurrimientos intermitentes en época de lluvias (junio-octubre) pueden ser muy abundantes, llegando a cubrir casi en su totalidad las estructuras (Manifestación de impacto ambiental para la modernización de la carretera federal núm. 186, 2004, 5 de febrero). Tal es el caso del puente Calakmul, ubicado en el kilómetro 101+000, el cual cuenta con una altura de 7.55 m, un ancho de 6.50 m y 25.80 m de largo. Incluso con estas dimensiones, el escurrimiento superficial en época de lluvias alcanza niveles muy elevados (figura 2A). Algo semejante ocurre en el puente

Morelia, ubicado en el kilómetro 126+384 (figura 2B) y en diversas obras de drenaje que competen al presente estudio (figura 2C). Las obras de drenaje ubicadas a lo largo del trazo son variables en tamaño y forma, pudiéndose observar tanto losas como alcantarillas y bóvedas (figura 2C-E).

La región de estudio no presenta estaciones climáticas convencionales definidas. Sin embargo, existe un intervalo de lluvias (junio-octubre) y uno de secas (octubre-marzo) (Manifestación de impacto ambiental para la modernización de la carretera federal núm. 186, 2004, 5 de febrero).



Figura 2. A) Puente Calakmul y escorrentías de aguas superficiales durante la época de lluvias. B) Puente Morelia, escurrimiento de aguas superficiales en época de lluvias; la flecha azul indica los límites máximos del nivel de agua alcanzado. C) Escurrimientos superficiales en época de lluvias a través de la obra de alcantarillado. D y E) Diferentes obras de drenaje presentes a lo largo del sitio de muestreo. (Fotografías: Marlen Sánchez-Acuña.)

3.2. Obtención de datos

Para el monitoreo de mamíferos de tallas mediana y grande se eligieron seis drenajes y tres puentes (tabla 1). Los sitios se seleccionaron en función de lo siguiente: a) su ubicación, es decir, que se distribuyeran de manera uniforme a lo largo del camino; b) del tamaño y forma (Cano, 2016), puesto que podrían influir en su uso, ya que son estructuras construidas con fines distintos a los pasos de fauna; c) presencia de asentamientos humanos y d) distancia de la vegetación aledaña a la obra de drenaje, en virtud de que el grado de conservación del sitio podría condicionar su uso (Gurrutuxga y Lozano, 2007; Rodríguez *et al.*, 1996). La toma de datos se realizó tanto para las estaciones anuales así como para temporadas.

Como método principal se utilizó la técnica de fototrampeo, ya que se considera efectiva para el estudio de fauna de tallas mediana y grande (Lozano, 2010; Karanth y Nichols, 1998; Bricchieri-Colombi, 2012) e información sobre la distribución de especies, abundancia, patrones de actividad y uso del hábitat (Lozano, 2010; Karanth y Nichols, 1998; Bricchieri-Colombi, 2012; Terrones Contreras *et al.*, 2008). Entre las ventajas de utilizar este método destaca la obtención de datos con una mínima perturbación del medio y es muy utilizado para el estudio de especies amenazadas, vulnerables o en peligro de extinción (Yasuda y Kawakami, 2002; Garrote *et al.*, 2011). Además, esta técnica ha sido utilizada por investigadores como Rosell *et al.* (2002), para analizar la efectividad de estructuras viales como pasos no específicos de fauna.

El estudio comenzó en noviembre de 2010 y finalizó en noviembre de 2011. En este período se colocaron 14 cámaras trampa automáticas infrarrojas, marca Reconyx PM75, en nueve obras de drenaje y puentes, entre el kilómetro 79+726 y el kilómetro 126+384 de la carretera 186. Las cámaras operaron 24 h/día, fueron monitoreadas cada dos semanas (Karanth y Nichols, 1998) y colocadas sobre árboles o en postes que delimitan el derecho de vía de la carretera. Cuando no se halló alguna estructura cercana para su colocación, se instalaron postes específicos de 1 m de alto para poder ajustarlas.

La cantidad de cámaras varió de un sitio a otro en función del tipo de drenaje. En cuatro drenajes fueron colocadas dos cámaras (D01, D04, D06, D10), una a cada extremo de los mismos con el fin de asegurar el registro de un individuo en la entrada y salida. En dos alcantarillas solo se colocó una cámara (D03, D05), así como en los puentes de Calakmul (P01) y Morelia (P03), mientras que en el puente Alarcón (P04) fueron colocadas dos cámaras (tabla 1). Cada foto fue etiquetada con el día, la hora de captura, la temperatura y el número de cámara. Para la identificación de las especies de mamíferos se utilizó la guía de Ceballos y Olivia (2002) y la guía de Alcérreca *et al.* (2009).

Tabla 1. Datos generales de los sitios estudiados, su clave, tipo, número de cámaras colocadas y en qué kilómetro se sitúan.

Clave	Km	Latitud N	Longitud O	Altitud msnm	Tipo	Núm. cámaras
D01	103+846	18°32'09.6"	89°50'58.6"	171	Bóveda	2
D03	107+100	18°31'02.4"	89°49'19.3"	181	Alcantarilla	1
D04	114+704	18°31'22.3"	89°45'11.3"	246	Alcantarilla	2
D05	119+024	18°31'18.1"	89°42'37.7"	228	Alcantarilla	1
D06	95+880	18°32'27.2"	89°55'35.8"	155	Alcantarilla	2
D10	89+000	18°32'43.7"	89°59'17.7"	165	Losa	2
P01	101+000	18°32'24.8"	89°52'09.8"	153	Puente	1
P03	126+384	18°31'34.2"	89°38'35.7"	202	Puente	1
P04	79+726	18°34'55.3"	90°03'12.7"	113	Puente	2

Como técnica de apoyo al fototrampeo se utilizó la identificación de huellas. Este método también es muy usado para conocer a las especies que habitan en determinado territorio, así como la abundancia y actividad relativa (Karanth y Nichols, 1998; Brichieri-Colombi, 2012).

Para la identificación de huellas en la época de secas, se extendió una capa de arena en ambos extremos y al interior de cada drenaje, así como a lo largo y al centro de cada puente estudiado. Durante la época de lluvias no fue necesario colocar arena, debido a que con la humedad del suelo fue suficiente para apreciar las huellas dejadas por la fauna. Se realizaron revisiones variables cada tres o cuatro días, ya que algunos estudios han determinado siete días como tiempo máximo suficiente para que las huellas persistan (Karanth y Nichols, 1998; Alcérreca *et al.*, 2009). Los datos recopilados para este método fueron: nombre común, fecha, estación anual (primavera, verano, otoño, invierno), época climática (lluvias, secas), hora del día y clave de cámara trampa. Una vez tomados los datos de las huellas que fueron vertidas en hojas de campo, aquellas fueron borradas para evitar un conteo repetitivo. Para la identificación de huellas se utilizó la guía de Alcérreca *et al.* (2009).

3.3. Análisis de datos

En el caso de los mamíferos, se calculó el índice de actividad relativa (AR) considerando el número de imágenes efectivas tomadas por una cámara a una especie, dividido entre las noches que la cámara operó (Ec. 1) (Brichieri-Colombi, 2012). Posteriormente se sumaron los resultados de la AR por especie, obtenidos en cada una de las fototampas. De igual forma, se calculó la actividad relativa para cada sitio, tomando el número de fotos efectivas por cámara y se dividió entre el número de noches en que cada aparato operó. En los sitios

donde fueron colocados dos equipos, el porcentaje se obtuvo sumando los resultados de AR por cada fototrampa.

Para calcular la actividad relativa por época anual (lluvias y secas), se tomó el total de fotos efectivas de una cámara y fueron agrupadas en periodo de lluvias y periodo de secas. Una vez agrupadas, el total de capturas registradas para cada período (lluvias o secas) fue dividido entre el total de noches que operó el aparato. Posteriormente, se sumaron las AR de cada cámara para cada época. Este mismo procedimiento fue realizado para estaciones anuales (primavera, verano, otoño e invierno).

$$\text{Ec.1.}^3 \quad \text{AR} = \frac{\text{Total de imágenes de una especie}}{\text{Número de noches que operó la cámara}}$$

Para el caso de las huellas, se calculó el índice de AR por especie, dividiendo el número de especies halladas en cada sitio entre el número de días desde la última revisión realizada a dicho sitio (Ec. 2). Esta ecuación es una modificación a la utilizada por Brichieri-Colombi (2012), quienes realizaron el estudio a distintas distancias perpendiculares al camino, mientras que la presente investigación fue realizada únicamente a pie de camino. De igual forma se calculó el porcentaje de fotos efectivas dividiendo el número de fotos funcionales entre el número total de capturas tomadas (Lozano, 2010), incluyendo aquellas donde se observaron personas, animales domésticos y vegetación.

$$\text{Ec.2.}^4 \quad \text{AR} = \frac{\text{Número de huellas por especie}}{\text{Número de días transcurridos}}$$

El análisis estadístico incluyó la prueba de normalidad de los datos de Lilliefors y la prueba H de Kruskal-Wallis (Quinn y Keough, 2004), para determinar si existían diferencias significativas ($p < 0.05$) entre la AR de cada una de las especies registradas en cada uno de los sitios por estaciones anuales (primavera, verano, otoño e invierno), así como la prueba U de Mann-Whitney para determinar diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las técnicas de fototrampeo y trampas huella por época (lluvias-secas), corroborando la funcionalidad de las mismas (Karanth y Nichols, 1998; Quinn y Keough, 2004).⁵

Aunado a lo anterior, se determinaron los patrones de actividad diaria por especie para

³ Cfr. Brichieri-Colombi (2012).

⁴ Cfr. Brichieri-Colombi 2012 y Heinemeyer *et al.*, 2008.

⁵ Cfr. apartado 5. 1. 2, del Capítulo II. 5.

el uso de puentes y drenajes en relación con la temperatura, hora y el sitio de muestreo, de acuerdo con los registros realizados por el fototrampeo.

4. Resultados y discusión

El estudio comprendió un total de 96 días de "recorridos en carretera y monitoreo de huellas," las cuatro estaciones anuales y el intervalo de lluvias (junio-octubre) y secas. De las 14 cámaras trampa colocadas en los distintos sitios de muestreo, se obtuvo un total de 75,869 fotografías en 2,413 trampas noche (Cada cámara funcionó, en promedio, 200 noches efectivas). Del total de fotos tomadas, 3,463 fueron de fauna silvestre, lo que corresponde a un 4.56 % de fotos efectivas. Este bajo porcentaje se debió a que las cámaras utilizadas cuentan con sensores de movimiento de alta receptividad (Lozano, 2010; Noss *et al.*, 2013), los cuales fueron activados en su mayoría por el movimiento de vegetación aledaña, así como el paso de personas y animales domésticos. Además, se registraron falsos disparos debido al tiempo que tarda en activarse la cámara y dentro del cual el animal se aparta del campo de visión de la misma (Brichieri-Colombi (2012). El bajo porcentaje de fotos funcionales es similar al reportado por Lozano (2010) (2.37 %) y Mata *et al.* (2006), quienes de 7,223 fotos solo obtuvieron 564 imágenes efectivas. Nuestros resultados fueron sensiblemente menores a los obtenidos por Terrones Contreras *et al.* (2008), cuyo estudio arrojó que de 175 capturas realizadas, 93.6 % fueron efectivas.

Con base en los resultados de las cámaras trampa y en las huellas registradas en las entradas de las estructuras se identificaron un total de 10 especies de mamíferos silvestres que utilizan los drenajes y puentes como pasos no selectivos de fauna (tabla 2, figura 3).

Tabla 2. Listado de mamíferos registrados en puentes y drenajes.

Orden	Familia	Especie/autor
Xenarthra	Dasypodidae	<i>Dasyopus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)
Rodentia	Agoutidae	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i> (Gray, 1842)
Carnivora	Canidae	<i>Urocyon cinereoargenteus</i> (Schreber, 1775)
	Procyonidae	<i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1766)
		<i>Procyon lotor</i> (Linnaeus, 1758)
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i> (Linneo, 1758)
	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)
Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1785)	
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i> (Linnaeus, 1758)



Figura 3. Mamíferos y sus respectivas huellas registrados durante el estudio.

4.1. Efectividad del monitoreo

La aplicación de la prueba U de Mann-Whitney mostró diferencias significativas en la comparación de las técnicas de fototrampeo y trampas huellas ($p = 0.000001$, $Z = 4.907636$ y $U = 1597.0$). En términos de porcentaje, la técnica de fototrampeo fue la más eficiente para el rastreo de los mamíferos, generando el 82.78 % de los registros, mientras que las

estaciones de huellas registraron un total de 17.21 % de los datos. Estos resultados son similares a los obtenidos por Charre-Medellín *et al.* (2015), quienes, al utilizar tres métodos en su estudio sobre distribución de felinos en el centro-occidente de México, obtuvieron que el más eficaz fue el de las cámaras trampa con un 74.3 %, seguido por la identificación de huellas con 11.3 % y entrevistas (9.5 %). En este mismo sentido, Bricchieri-Colombi (2012), determinaron que el uso de cámaras trampa y trampas de huellas fueron efectivas para el estudio del efecto de la carretera 186 en la actividad de la fauna silvestre. Sin embargo, investigadores como Garrote *et al.* (2014), en su estudio sobre la comparación entre el método de excretas y el fototrampeo para determinar la abundancia del lince ibérico, concluyeron que el método de conteo de excretas fue el más efectivo y barato.

4.2. Actividad relativa

El análisis del índice de la AR por sitio arrojó un mayor uso del drenaje D10 (km 89+000) por los mamíferos ($AR = 11.557$; tabla 3, figura 4). Esto puede deberse a que el drenaje D10 se ubica en una zona mayormente conservada como se observa en la figura 1 y concuerda con los resultados obtenidos por Rodríguez *et al.* (1996). En nuestro estudio, el análisis estadístico de la AR por sitio arrojó diferencias significativas, Kruskal-Wallis ($p = 0.0000$); chi-cuadrado de 64.51699 y $df = 8$. Rodríguez *et al.* (1996) hallaron efectos significativos en el uso, por parte de carnívoros, de las estructuras no específicas para fauna con respecto a la vegetación aledaña. Obtuvieron que las estructuras cercanas a vegetación natural fueron seis veces más usadas que aquellas que se encuentran cerca de bordes de vegetación, y veinte veces más usadas en comparación con las estructuras cercanas a tierras de cultivo. Sin embargo, descubrieron que los mamíferos pequeños tienden a utilizar más las estructuras cercanas a bordes de vegetación. Torres (2011) encontró que la utilización de estas estructuras por parte de mamíferos medianos se veía influenciada por la cobertura vegetal y por la precipitación. Aun cuando Rodríguez *et al.* (1996) no obtuvieron diferencias significativas en el uso de estructuras en relación con el diseño, otros estudios mencionan que este (forma, tamaño), así como la presencia-ausencia de vegetación, ubicación y los factores antrópicos presentes (localidades cercanas, paso de personas), condicionan su uso como pasos no específicos de fauna (Gurrutuxga y Lozano, 2007; Borrajo, 1999).

El tepezcuintle (*Cuniculus paca*) presentó una mayor actividad relativa ($AR = 9.4013$) en el uso de pasos no específicos de fauna en comparación con el zorrillo manchado sureño (*Spilogale angustifrons*) y el cabeza de viejo (*Eira barbara*), ambas con un valor de AR igual a 0.0112. Desde el punto de vista estadístico, la prueba de Kruskal-Wallis arrojó diferencias significativas en la AR por especie, con un valor de p de 0.0089 (chi-cuadrado = 15.27049 y $df = 9$). Estas diferencias pueden deberse a los patrones de actividad de cada especie,

Tabla 3. Índice de AR de mamíferos por cada sitio de muestreo.

Clave	<i>Cuniculus paca</i>	<i>Dasyprocta punctata</i>	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	<i>Spilogale angustifrons</i>	<i>Dasybus novemcinctus</i>	<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Eira barbara</i>	<i>Didelphis marsupialis</i>	<i>Nasua narica</i>	<i>Procyon lotor</i>	TOTAL
P04	0.0695	0	0.2295	0	0	0	0	0	0	0.0437	0.3427
D10	6.6237	3.5578	1.1902	0.0112	0.0730	0	0	0.1011	0	0	11.557
D06	0.1052	0.2881	0.1694	0	0	0.0847	0	0.2641	1.0613	0	1.9728
P01	0	0.0198	0	0	0	0	0	0.0198	0	0	0.0396
D01	1.3629	0.5310	0.1047	0	0	0.4511	0.0168	0.0613	0.0730	0	2.6008
D03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D04	0.9648	1.159	0.2382	0	0.0085	0.1776	0	0.0617	0.0213	0	2.6311
D05	0.1743	0.0358	0.0871	0	0	0	0	0.2256	0	0	0.5228
P03	0.1009	0	0.0366	0	0	0	0	0.0366	0	0	0.1741
Total	9.4013	5.5915	2.0557	0.0112	0.0815	0.7134	0.0168	0.7702	1.1556	0.0437	19.8409

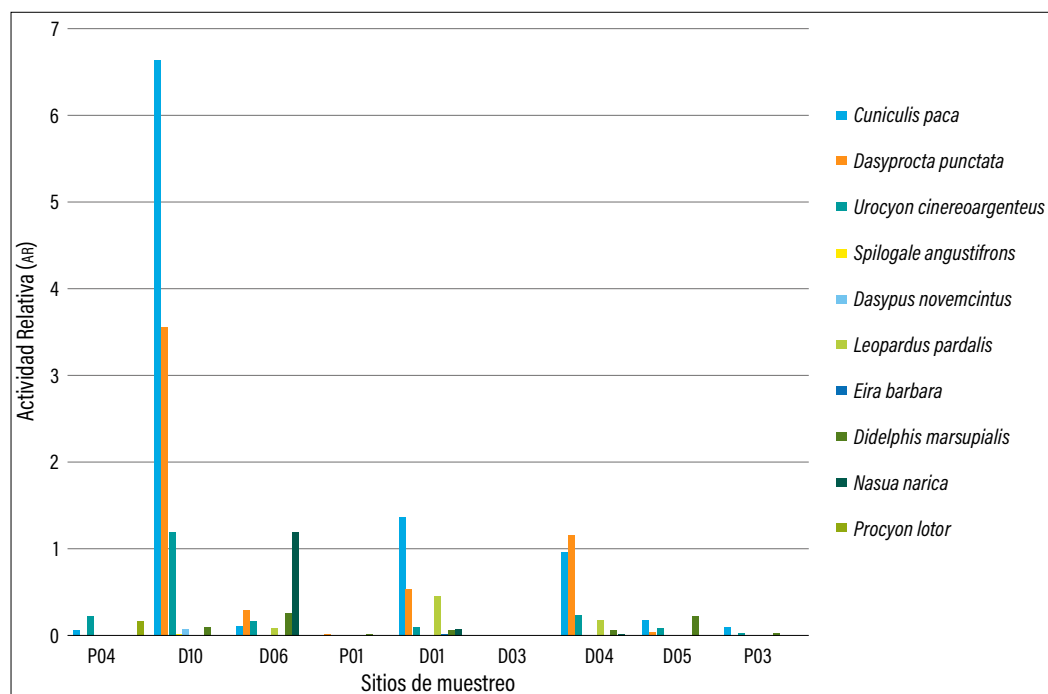


Figura 4. Se expone la AR de las especies por sitio de muestreo.

tales como el horario de salida en búsqueda de alimento, los sitios y la temporada de apareamiento, así como las preferencias en la ocupación del hábitat, entre otros.

El uso de puentes y alcantarillas de la zorrilla gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el ocelote (*Leopardus pardalis*), reportadas en el presente estudio, concuerdan con los resultados de Brichieri-Colombi (2012), quienes en su estudio sobre la distribución de la fauna a diferentes distancias de la carretera 186 registraron a dichas especies a 50 m de la vialidad, aun cuando la preferencia del hábitat del ocelote se halla a 750 m de la misma.

4.3. Patrones estacionales (primavera, verano, otoño, invierno) y por épocas climáticas (lluvias y secas) en la AR

En cuanto al patrón estacional, tres especies (*Cuniculus paca*, *Dasyprocta punctata* y *Leopardus pardalis*) utilizaron las estructuras en las cuatro estaciones anuales, en contraste con especies como *Procyon lotor*, *Spilogale angustifrons*, *Nasua narica* y *Eira barbara*, que solo ocurrieron en primavera o verano (tabla 4). En términos generales, las especies mostraron una AR mayor en los meses de primavera (AR = 8.0) y verano (AR = 8.3) (figura 5). Este patrón fue particularmente cierto para el tepezcuintle (*Cuniculus paca*) con una AR de tres y 4.5, respectivamente. Estos resultados se contraponen con los obtenidos por Santos-Moreno y Pérez-Irinea (2013), quienes obtuvieron la máxima tasa de avistamientos de esta especie en el mes de noviembre (otoño).

Al agrupar los datos en las dos épocas climáticas dominantes (tabla 5, figura 6), se observó que la mayor AR ocurrió en el periodo de lluvias (junio-octubre) con una actividad de 13.1918, comparada con una AR de 5.07 ocurrida en secas (octubre-marzo). Estos resultados pueden

Tabla 4. Índice de AR para cada especie en las cuatro estaciones anuales.

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
<i>Cuniculus paca</i>	3.0863	4.5507	1.1407	0.5542
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	1.6255	0.3045	0	0.0298
<i>Procyon lotor</i>	0	0.0437	0	0
<i>Dasyprocta punctata</i>	1.2764	2.9227	1.4182	0.0099
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0.0449	0.0365	0	0
<i>Spilogale angustifrons</i>	0	0.0112	0	0
<i>Didelphis marsupialis</i>	0.674	0.1025	0	0
<i>Leopardus pardalis</i>	0.1493	0.3521	0.0261	0.1859
<i>Nasua narica</i>	1.1556	0	0	1.0721
<i>Eira barbara</i>	0.0168	0	0	0
AR total	8.0288	8.3239	2.5850	1.8519

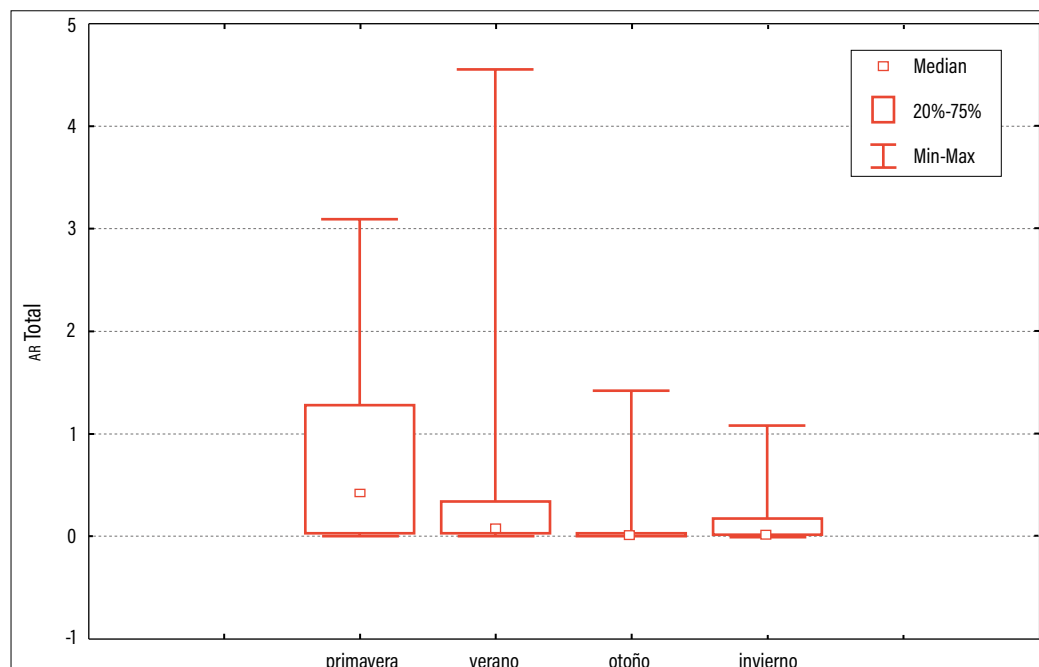


Figura 5. Índice total de la AR por estación anual.

deberse a factores conductuales como época reproductiva, búsqueda de alimento o a factores externos como el crecimiento de vegetación cerca de las estructuras (Rodríguez *et al.*, 1996; Santos-Moreno y Pérez-Irineo, 2013). En este mismo sentido, Santos-Moreno y Pérez-Irineo (2013) encontraron relación entre la utilización de los pasos por parte del tepezcuintle y la temperatura interior de las estructuras.

Tabla 5. Índice de AR para cada especie en época de lluvias y secas.

	Lluvias	Secas
<i>Cuniculus paca</i>	6.2056	3.1267
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	0.5370	0.0366
<i>Procyon lotor</i>	0.0437	0
<i>Dasyprocta punctata</i>	4.7060	1.0069
<i>Dasybus novemcinctus</i>	0.0815	0
<i>Spilogale angustifrons</i>	0.0112	0
<i>Didelphis marsupialis</i>	0.1565	0.4704
<i>Leopardus pardalis</i>	0.3782	0.3353
<i>Nasua narica</i>	1.0721	0.0835
<i>Eira barbara</i>	0	0.0168
AR total	13.1918	5.0762

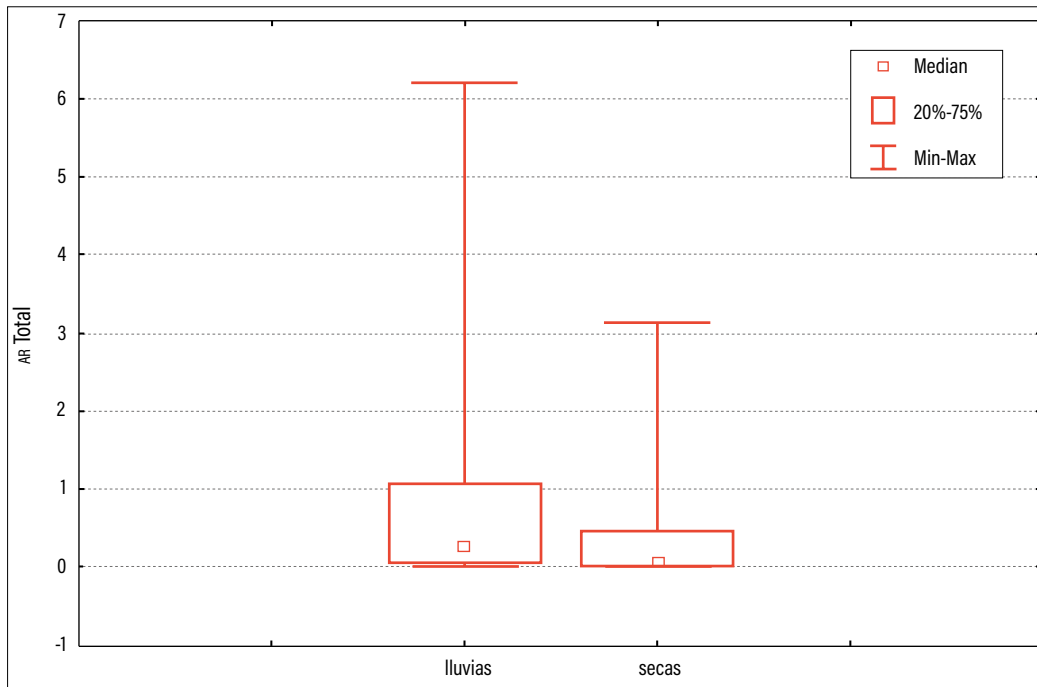


Figura 6. Porcentaje total de la AR por época del año para las especies que atravesaron los puentes y drenajes estudiados.

Por otro lado, la prueba de Kruskal-Wallis no arrojó diferencias significativas en cuanto a la AR de cada especie por estación anual (primavera, verano, otoño, invierno) con respecto a los métodos utilizados (tabla 6). Este resultado es semejante a lo encontrado en la misma área de estudio por Brichieri-Colombi (2012) y puede deberse a que la región no cuenta con un patrón estacional muy diferenciado. Al igual que en el patrón estacional, el análisis estadístico por época climática (lluvias y secas) indicó que no existen diferencias significativas ($p = 0.4192$, $\chi^2 = 0.0968491$ y $df = 1$).

La prueba U de Mann-Whitney (tabla 7), que comparó la actividad relativa por especie y las técnicas de fototrampeo e identificación de huellas por época climática (lluvias y secas), observó que únicamente la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) presentó diferencias significativas en el método de huella por época. Estos resultados son contrarios a los obtenidos por Brichieri-Colombi (2012), quienes al comparar ambos métodos para las épocas de lluvias y secas reportaron resultados significativos del método de cámaras trampa para esta especie. Sin embargo, debe señalarse que dicha observación corresponde a una cámara colocada a una distancia de 50/100 m de la carretera.

Tabla 6. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis para estaciones anuales (primavera, verano, otoño, invierno), con respecto a cada especie y los métodos de fototrampeo y huellas, $df = 3$.

Especie	Valores	Cámaras	Huellas
<i>Dasypus novemcinctus</i>	chi-cuadrado	3	0
	<i>p</i>	1	1
<i>Eira barbara</i>	chi-cuadrado	0	0
	<i>p</i>	1	1
<i>Procyon lotor</i>	chi-cuadrado	0	4
	<i>p</i>	1	0.2615
<i>Leopardus pardalis</i>	chi-cuadrado	3.3333	1.5
	<i>p</i>	0.343	0.6823
<i>Nasua narica</i>	chi-cuadrado	0	4.9583
	<i>p</i>	1	0.1749
<i>Cuniculus paca</i>	chi-cuadrado	3.31111	3
	<i>p</i>	0.3461	0.3916
<i>Didelphis marsupialis</i>	chi-cuadrado	0	0
	<i>p</i>	1	1
<i>Dasyprocta punctata</i>	chi-cuadrado	2.014815	0.875
	<i>p</i>	0.5693	0.8315
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	chi-cuadrado	3.285714	1.954286
	<i>p</i>	0.3496	0.5819
<i>Spilogale angustifrons</i>	chi-cuadrado	0	0
	<i>p</i>	1	1

Tabla 7. Resultados de la prueba *U* de Mann-Whitney para época climática (lluvias-secas) respecto de cada especie, y el método de fototrampeo y trampas huella.

Secas-lluvias <i>U</i> Mann-Whitney			
Especie	Valores	Cámaras	Huellas
<i>Cuniculus paca</i>	<i>U</i>	31	6
	<i>Z</i>	1.1431	1.511858
	<i>p</i>	0.253	0.130571
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	<i>U</i>	14.5	2.5
	<i>Z</i>	-1.27775	2.666667
	<i>p</i>	0.201337	0.007661
<i>Procyon lotor</i>	<i>U</i>	0	0
	<i>Z</i>	0	0
	<i>p</i>	1	1
<i>Dasyprocta punctata</i>	<i>U</i>	8	0
	<i>Z</i>	1.85714	0
	<i>p</i>	0.063292	1
<i>Dasypus novemcinctus</i>	<i>U</i>	0	0
	<i>Z</i>	0	0
	<i>p</i>	1	1

<i>Spilogale angustifrons</i>	U	0	0
	Z	0	0
	p	1	1
<i>Didelphis marsupialis</i>	U	22	0
	Z	0.2582	0
	p	0.796254	1
<i>Leopardus pardalis</i>	U	0	0
	Z	1.85164	0
	p	0.064078	1
<i>Nasua narica</i>	U	1	0
	Z	0.7746	0
	p	0.438579	1
<i>Eira barbara</i>	U	0	0
	Z	0	0
	p	1	1

4.4. AR de mamíferos en relación con el horario y la temperatura

De acuerdo con la hora en que fueron tomadas las fotos efectivas (figura 7), los horarios en que se registró la mayor actividad en drenajes y puentes fueron el de las 02:00 h (n = 26) y el de las 22:00 h (n = 26). Estos resultados coinciden con los realizados por Lozano (2010) y Terrones Contreras *et al.* (2008), quienes respectivamente encontraron una mayor actividad de los mamíferos en el periodo de las 02:00 h y 21:00 h, señalando que, durante las primeras horas de la noche, los mamíferos desarrollan su máxima actividad.

Dentro de las especies de mamíferos, el tepezcuintle presentó la mayor actividad en estos dos horarios: 02:00 y 22:00 h, lo cual coincide con lo reportado por Santos-Moreno y Pérez-Irineo (2013), quienes registraron la mayor observación de *Cuniculus paca* entre las 18:00 y las 02:00 h. La presencia de esta especie cerca de la carretera 186 puede deberse a un comportamiento de evasión de sus depredadores (Heinemeyer *et al.*, 2008), ya que, tal como lo señala Brichieri-Colombi (2012), los depredadores del tepezcuintle (jaguares, ocelotes y pumas) son sensibles a las perturbaciones de la carretera y se sitúan entre los 750 y 2,000 m de distancia de la vialidad.

Respecto a los patrones de actividad en relación con la temperatura, se obtuvo que la mayor actividad de mamíferos en los puentes y drenajes ocurrió entre los 20 y 25°C, pero el mayor registro ocurrió a los 23°C, siendo las especies *C. paca*, *P. lotor*, *D. marsupialis*, *U. cinereoargenteus* y *D. punctata* las que ocurrieron con más frecuencia alrededor de este valor (figura 8). Estos resultados son similares a los obtenidos por Charre-Medellín *et al.* (2015), quienes en su estudio del centro-occidente de México obtuvieron un mayor registro en sitios donde se presentaba una temperatura media de 24°C.

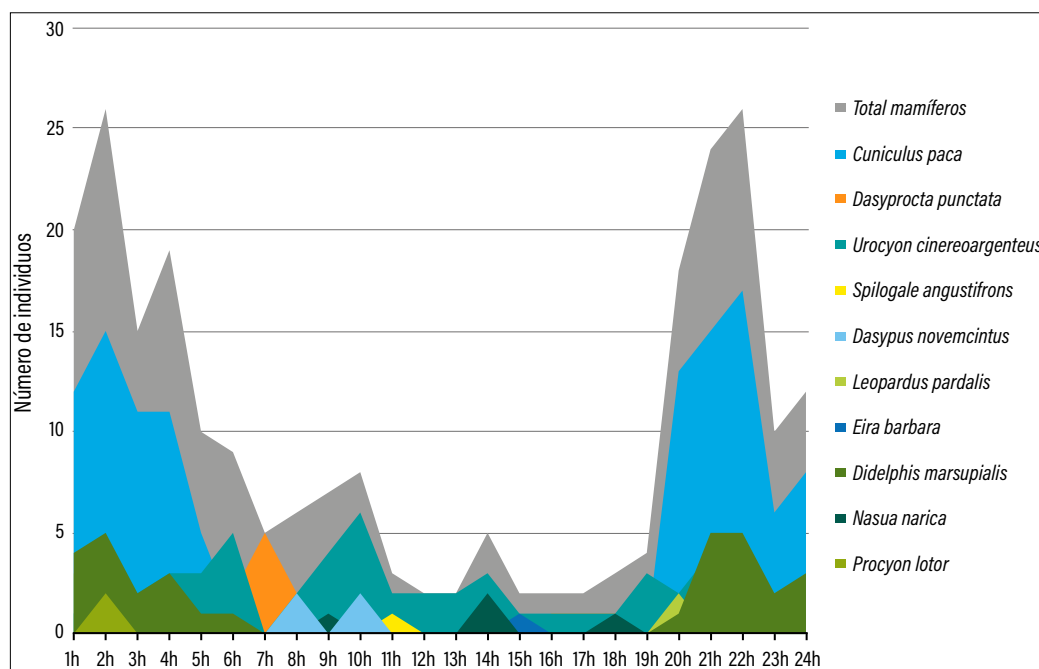


Figura 7. Se representa el número total de individuos por especies identificadas con base en los horarios continuos de registro. En azul claro se muestra el total de individuos de las especies controladas.

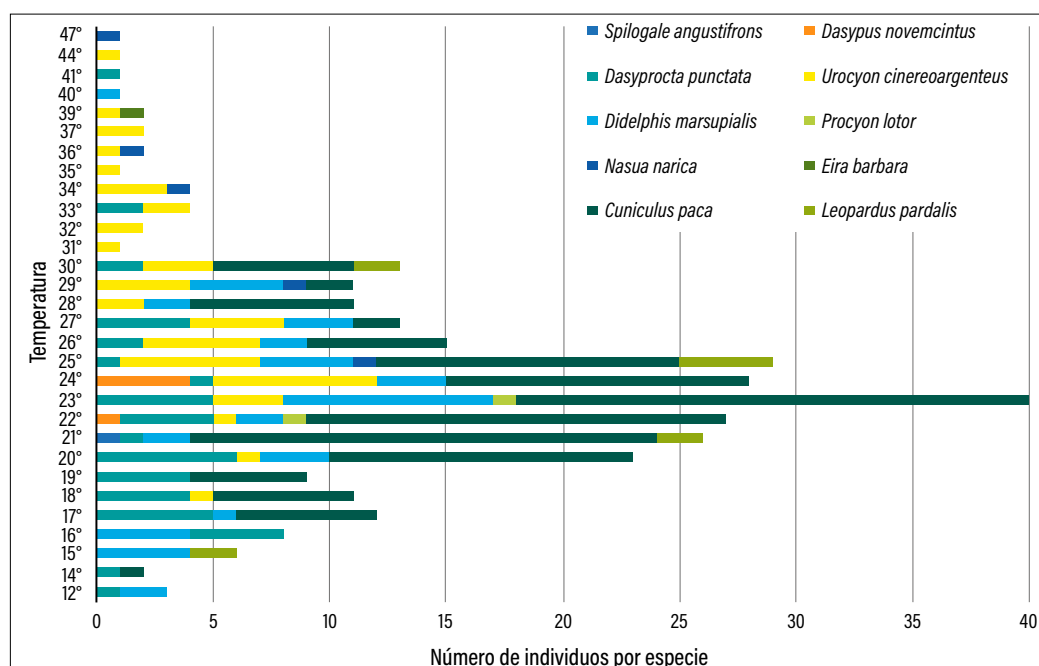


Figura 8. Valores de temperatura en que las especies utilizaron los pasos de fauna y la contribución de cada especie al total de cada valor.

5. Conclusiones

Se identificaron 10 especies de mamíferos que utilizan los drenajes y puentes de la carretera 186 como pasos no específicos de fauna para cruzar hacia ambos lados de la carretera.

La especie con mayor AR fue la *Cuniculus paca*, seguida por la *Dasyprocta punctata*, las cuales ocurrieron con mayor frecuencia en el drenaje D10.

Dentro del sitio de estudio, la temporalidad y las estaciones anuales no son factores manifiestos que condicionen el movimiento de especies a través de las estructuras (no se presentaron diferencias significativas). Sin embargo, la AR fue mayor en los meses de primavera-verano (temporada de lluvias), lo que puede deberse a la continua actividad de las especies dentro de la región.

La fauna presentó mayores patrones de actividad en horarios específicos (02:00 y 22:00 h) y un rango de temperatura ambiental de 20 a 25°C.

Los métodos de fototrampeo y trampas huella fueron útiles para la identificación de las especies que utilizan los pasos no específicos de fauna, así como para la determinación de la actividad relativa de las especies a través de los mismos por estación y época anual.

6. Recomendaciones

El uso de drenajes, puentes y alcantarillas por parte de la fauna disminuye la probabilidad de que esta sea atropellada al cruzar la carretera.⁶ En este contexto, incrementar el número de estructuras por kilómetro y aumentar sus dimensiones (más allá de los requerimientos de ingeniería) contribuyen sensiblemente a la preservación de las poblaciones de fauna silvestres (Cano, 2016; Torres, 2011 y Ministerio de Medio Ambiente, 2006). Con base en los resultados de la presente contribución, se recomienda ampliamente el uso de tales estructuras como medidas correctivas para disminuir la mortandad de fauna en puntos críticos de la región de Calakmul,⁷ así como medidas de mitigación para futuros proyectos de vías de comunicación que atraviesen áreas naturales protegidas.⁸

⁶ Vid. Capítulo III. 1. Medidas de mitigación para la fauna silvestre aplicables a la construcción de carreteras en áreas naturales protegidas.

⁷ Vid. Capítulos II. 5 Mortalidad de fauna por atropello sobre la carretera 186, en las reservas de Calakmul y Balam-kú, Campeche, México, y II. 7 Impacto por atropellamiento cerca de la cueva el Volcán de los Murciélagos, en Calakmul, Campeche, México.

⁸ Vid. Capítulo III. 6 Impacto de la vía férrea y del crecimiento turístico asociado al Tren Maya: medidas de mitigación y cambios al diseño para las reservas de Calakmul y Balam-kú.

7. Agradecimientos

El presente estudio fue financiado por la asociación civil Ecología Aplicada del Sureste, bajo la dirección del doctor Jorge Benítez. Agradezco su apoyo, paciencia y la oportunidad de realizar el proyecto. A Gilberto Ismael Díaz, por su amistad y por su apoyo como guía de la región. A Marco Bazán Téllez, por su ayuda para la identificación de los anfibios.

8. Literatura citada

- Alcérrec, C.; Robles de Benito, R.; Pereira Lara, L. y Antochiw Alonzo, D. M.** (2009). *Mamíferos de la península de Yucatán. Guía Completa*. Editorial Dante, 2.ª edición: Mérida.
- Arroyave, M.; Gómez, C.; Gutiérrez, M. E.; Múnera, D. P.; Zapata, P. A.; Vergara, I. C.; Andrade, L. M. y Ramos, K. C.** (2006). Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA*, 5, pp. 45-57.
- Borrajo, J.** (1999). *Efectos ambientales de la construcción de carreteras. Curso de dirección de obras*. Colegio de Ingenieros de Caminos, canales y puertos.
- Brichieri-Colombi, T.** (2012). Use of non-invasive methods to examine species distribution relative to a highway in the Calakmul region, Mexico: <https://prism.ucalgary.ca/handle/1880/105569>
- Canó, C. A.** (2016). *Pasos de Fauna* [tesina para obtener el grado de especialista en vías terrestres, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Programa Único de Especializaciones de Ingeniería. Ciudad de México]. <https://cutt.ly/TydnAxM>
- Carr, L. y Fahrig, L.** (2001). Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology*, 15(4), pp. 1071-1078.
- Ceballos, G. y Olivia, G.** (2002). Los mamíferos silvestres de México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 9, pp. 21-71.
- Charre-Medellín, J. F.; Monterrubio-Rico, T. C.; Guido-Lemus, D. y Mendoza, E.** (2015). Patrones de distribución de felinos silvestres (*Carnivora: Felidae*) en el trópico seco del Centro-Occidente de México. *Revista Biología Tropical*, 63(3), pp. 783-797.
- Diario Oficial de la Federación (DOF).** (2014, 14 de noviembre). Nom-012-SCT-2-2014, sobre el peso y dimensiones máximas con los que pueden circular los vehículos de autotransporte que transitan en las vías generales de comunicación de jurisdicción federal. *Diario Oficial de la Federación*. Secretaría de Comunicaciones y Transportes: México.
- _____. (2006, 15 de noviembre). Reglamento sobre el peso, dimensiones y capacidad de los vehículos de autotransporte que transitan en los caminos y puentes de jurisdicción federal. *Diario Oficial de la Federación*. Presidencia de la República: México.
- Garrote, G.; Pérez de Ayala, R.; Pereira, P.; Robles, F.; Guzmán, N.; García, F. J.; Iglesias, M. C.; Hervás, J.; Fajardo, I.; Simón, M. y Barroso, J. L.** (2011). Estimation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) population in the Doñana area, SW Spain, using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *European Journal of Wildlife Research*, 57, pp. 355-362.
- Garrote, G.; Pérez de Ayala, R. y Tellería, J. L.** (2014). A comparison of scat counts and camera trapping to assess Iberian lynx abundance. *European Journal of Wildlife Research*, 60, pp. 885-889
- Gurrutuxga, M. y Lozano, P. J.** (2007). Criterios para contemplar la conectividad del paisaje en la planificación territorial y sectorial. *Investigaciones Geográficas*, 44, pp. 75-88.
- Heinemeyer, K. S.; Ulizio, T. J. y Harrison, R. L.** (2008). Natural sign: tracks and scats. En: Long, R. A.; MacKay, P.; Zielinski, W. J. y Ray, J. C. (eds.). *Non-invasive survey methods for carnivores* (pp. 45-74). Island Press: Washington D. C.
- Iglesias, C.** (2008). Definiciones para una norma española sobre pasos de fauna. *Revista Montes*, 93, pp. 31-36.
- Karanth, K. U. y Nichols, J. D.** (1998). Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79(8), pp. 2852-2862.
- Lozano, L. A.** (2010). *Abundancia relativa y distribución de mamíferos medianos y grandes en dos coberturas vegetales en el santuario de fauna y flora Otún Quimbaya mediante el uso de cámaras trampa* [tesis de licenciatura, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá]. <https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/8505>

- Manifestación de impacto ambiental para la modernización de la carretera federal núm. 186, Escárcega-Chetumal, tramo Escárcega-Xpujil, del km. 2+680 al 153+700, en el Estado de Campeche.** (2004, 5 de febrero).
- Martínez, I.** (2017). *Estudio de la siniestralidad y análisis de alternativas para la construcción de pasos de fauna para grandes mamíferos en carreteras de Asturias* [trabajo de fin de grado, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria]. <http://hdl.handle.net/10902/10792>
- Mata, C.** (2007). *Utilización por vertebrados terrestres de los pasos de fauna y otras estructuras transversales de dos autovías del centro-noreste peninsular* [tesis de doctorado, Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias. Departamento de Ecología].
- Mata, C.; Hervás, I.; Suárez, F.; Herranz, J.; Malo, J.; Cachón, J. y Varela, J.** (2006). Análisis de la efectividad de los pasos de fauna en un tramo de la autovía de las Rías Bajas (A-52). *Ingeniería Civil*, 142, pp. 1-9.
- Ministerio de Medio Ambiente.** (2006). *Prescripciones Técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructura de transportes.* Número 1. O. A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 108 pp.
- Morales, J. J.; Peris, S. y Pedraza, E.** (2000). Utilización de pasos específicos de fauna y mortandad asociada en un canal de los páramos del norte de España (Guardo, Palencia). *Galemys*, 12(1), pp 25-40.
- Noss, A.; Polisar, J.; Maffei, L.; García, R. y Silver, S.** (2013). *Evaluando densidades de jaguares con trampas cámara. Programa para la conservación del jaguar. Programa para Latinoamérica y el Caribe.* Wildlife Conservation Society: Bronx, New York. <https://cutt.ly/cdM6IvG>
- Quinn, G. P. y Keough, M. J.** (2004). *Experimental design and data analysis for biologists*, Cambridge University Press: Cambridge.
- Rico, A.; Kindlmann, P. y Sedláček, F.** (2007). Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zool*, 56(1), pp. 1-12, 2007.
- Rodríguez, A.; Crema, G. y Delibes, M.** (1996). Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 33(6), pp. 1527-1540.
- Rosell, C.; Álvarez, G.; Cahill, C.; Campeny, C.; Rodríguez, A. y Seilor, A.** (2002). *COST 341. La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España* [Informe inédito]. Ministerio de Medio Ambiente: Madrid.
- Ruiz, M.** (2017). *Estudio para la construcción de pasos de fauna y aplicación de medidas complementarias de gestión de la fauna en el entorno de la carretera. Aplicado en el sur de Cantabria* [trabajo de fin de grado, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria]. <http://hdl.handle.net/10902/10792>
- Santos-Moreno, A. y Pérez-Irinea, G.** (2013). Abundancia de tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y relación de su presencia con la de competidores y depredadores en una selva tropical. *Therya*, 4(1), pp. 89-98.
- Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT).** (2005). *Anuario Estadístico del Sector Comunicaciones y Transportes 2005.* Secretaría de Comunicaciones y Transportes, Dirección General de Planeación, Sector Comunicaciones y Transportes: México. <http://www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGP/estadistica/Anuarios/Anuario-2005.pdf>
- _____. (2008). *Anuario Estadístico del Sector Comunicaciones y Transportes 2008.* Secretaría de Comunicaciones y Transportes. Dirección General de Planeación. Sector Comunicaciones y Transportes: México. <http://www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGP/estadistica/Anuarios/ANUARIO-2008.pdf>
- _____. (2017). *Estadística mensual del sector comunicaciones y transportes. Estadística del Sector.* Secretaría de Comunicaciones y Transportes, Dirección General de Planeación : México. <http://www.sct.gob.mx/planeacion/estadistica/estadistica-mensual/2017/>

- Subsecretaría de Gestión de Impacto y Riesgo Ambiental (SGPA).** (2004, 9 de julio). Dictamen a través del cual se ordena el inicio de evaluación del proyecto “Modernización de la carreta federal 186, Escárcega-Chetumal, tramos Escárcega-Xpujil, del km 2+680 al 153+700, en el estado de Campeche. Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental. Dirección General de Impacto y Riesgo Ambiental. S.G.P.A./DGIRA. DEL.1676.04: México.
- Terrones Contreras, B.; Bonet Jornet, A. y Cantó Corchado, J. L.** (2008). El uso de cámaras trampa en el estudio de la fauna: primeros resultados obtenidos en el P. N. de la Font Roja. *IBERIS* 6, pp. 29-38.
- Torres, M.** (2011). *Funcionalidad de estructuras subterráneas como pasos de fauna en la Carretera Interamericana norte que cruza el área de conservación Guanacaste, Costa Rica* [tesis de Magister Scientiae, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Escuela de Posgrado]. <http://hdl.handle.net/11554/2200>
- Yanes, M.; Velasco, J. M. y Suárez, F.** (1995). Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation*, 71(3), pp. 217-222.
- Yasuda, M. y Kawakami, K.** (2002). New method of monitoring remote wildlife via the Internet. *Ecological Research*, 17, pp. 119-124. <https://cutt.ly/mydmE24>

Monitoreo preobra como información base para la mitigación de los impactos ambientales sobre la fauna silvestre en áreas naturales protegidas: el caso del libramiento Atasta, en Campeche, México

Gilberto Pozo-Montuy | Biología Integral en Impacto Ambiental, S. A. de C. V., Conservación de la Biodiversidad del Usumacinta, A. C., Grupo de Biología para la Conservación, S. de R. L. de C. V., TECNM Campus de los Ríos-Academia de Ingeniería Ambiental

Gabriel Téllez Torres | Biología Integral en Impacto Ambiental, S. A. de C. V.

Carlos C. Guzmán Aguirre | Biología Integral en Impacto Ambiental, S. A. de C. V., Grupo de Biología para la Conservación, S. de R. L. de C. V., Garra Jaguar Soluciones Forestales

Mario A. Gómez Ponce | Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, estación El Carmen

Resumen

El presente estudio consistió en el monitoreo de diversidad dentro del sistema ambiental para el proyecto libramiento Atasta, el cual se localiza dentro del área natural protegida denominada área de protección de flora y fauna (APFF) Laguna de Términos. Por las altas especificaciones de construcción de dicho libramiento, la evaluación y el monitoreo del

G. Pozo-Montuy

email: gmontuy@gmail.com

Academia de Ingeniería Ambiental, Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico Superior de los Ríos
Km 3 Carretera Balancán-Villahermosa, Balancán, Tabasco

Teléfono: 934 344 9000

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

estado de la biodiversidad (aves, mamíferos, reptiles, anfibios, peces y crustáceos) fueron parte fundamental para conocer la situación del área y establecer las estrategias de mitigación necesarias para reducir los diversos impactos ambientales que ocasionará el proyecto.

Palabras clave: monitoreo biológico, impacto ambiental, área natural protegida, biodiversidad.

Abstract

The present study consisted of monitoring diversity within the Atasta bypass project's environmental system, located within the protected natural area called the Laguna de Terminos flora and fauna protection area (APFF). Due to the high construction specifications of this bypass, the evaluation and monitoring of the state of biodiversity (birds, mammals, reptiles, amphibians, fish, and crustaceans) were a fundamental part of knowing the situation of the area and establishing the necessary mitigation strategies to reduce the various environmental impacts that the project will cause.

Keywords: biological monitoring, environmental impact, protected natural area, biodiversity.

1. Introducción

Los proyectos viales han sido considerados de manera general obras que representan un beneficio social y económico para las regiones y mejoran la calidad de vida de los habitantes, por lo tanto, se les considera un elemento fundamental de desarrollo (Arroyave *et al.*, 2006). Sin embargo, la apertura de carreteras y de otro tipo de infraestructura y actividades humanas puede causar diferentes efectos sobre el ambiente, en donde la evaluación de estas construcciones y el monitoreo de componentes ambientales es importante y se realizan con el fin de diseñar estrategias que eviten, mitiguen y compensen estos impactos.

Una de las consecuencias causadas por las construcciones viales es la fragmentación de las áreas naturales, la cual ocurre cuando un hábitat grande y continuo se reduce subdividiéndose en una o varias fracciones (Primack, 1998). Este fenómeno está casi siempre asociado a la deforestación (*v. g.* dragados, desecación de humedales) por su conversión en otros usos del suelo, pero también ocurre cuando el área es atravesada por una carretera, canal, línea de transmisión u otra obra de infraestructura que divida el área (Primack, 1998). La fragmentación del hábitat tiene dos efectos principales que amenazan la persistencia de las especies denominados "efecto barrera" y "efecto de borde", estos sin duda pueden mitigarse si previamente se monitorea la zona que se va a impactar.¹

¹ Vid. Capítulos I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global, y I. 2 Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

El monitoreo es un registro periódico que genera información con la que se pueden detectar las tendencias y entender el comportamiento de un sistema a través del tiempo, lo que permite modificar las acciones (número, especificaciones y ubicación de pasos de fauna), en caso de detectar trayectorias no deseadas. Además, el monitoreo es necesario para entender los efectos de las políticas sociales, económicas, demográficas y ambientales, como es el caso de evaluaciones de impacto ambiental y la implementación de medidas de prevención, mitigación y compensación (Kremen *et al.*, 1994; Margoluis y Safalsky, 1998).

Existen varios niveles de organización biológica que es necesario evaluar y monitorear periódicamente, desde la dinámica del uso del suelo (pérdida de cobertura forestal) a nivel regional (Sandler, 1997), hasta aspectos genéticos (Noss, 1990). A nivel de especies, es importante monitorear a aquellas que están siendo utilizadas económicamente (cedro, caoba, xate, guano, fauna cinegética) reguladas o no por el Convenio Internacional para el Tráfico de Especies Silvestres (CITES, 2019); de especies exóticas (Semarnat, 2016) (cerdos, ganado, tilapia, etc.); de grupos prioritarios o bajo protección (primates, ungulados, felinos), según la Nom-059-Semarnat-2010 (Semarnat, 2016, 2010) y de especies indicadoras que proporcionen información inmediata sobre cambios que de otra manera no serían detectados (Kremen, 1992). En este sentido, el monitoreo preobra del libramiento Atasta se ha centrado en estudiar la riqueza y composición de mamíferos, aves, herpetofauna, peces y crustáceos con el fin de sentar una línea base de información biológica.

Finalmente, la evaluación y el seguimiento del estado de la biodiversidad de Atasta (estudio de caso) forman un componente fundamental de cualquier estrategia de conservación y mitigación, que servirá para valorar la situación actual y conocer la efectividad de las estrategias de mitigación que se aplicarán en los diversos impactos ambientales que ocasione la construcción del libramiento Atasta.

2. Método

2.1. Área de estudio

Para poder realizar un estudio enfocado en monitorear la fauna silvestre en relación con el impacto de un proyecto carretero fue necesaria la generación de un área de influencia (AI), que se define como la extensión máxima de afectaciones directamente provocadas por las actividades del proyecto. En el caso de proyectos carreteros, la etapa de mayor afectación es la preparación del sitio y la construcción de la infraestructura, pero de igual forma existirán tanto un efecto acumulativo como residual en la etapa de operación y mantenimiento, puesto que el impacto será permanente con el paso de vehículos en general y tractocamiones

en particular. Para ello, es necesario que en esa misma AI se realicen los trabajos de monitoreos previos antes de la construcción para contar con datos de línea base.

Para la delimitación del AI de este proyecto se tomaron en cuenta las guías de elaboración de evaluaciones de impacto ambiental en modalidad regional de la Semarnat (2020), el cual sugiere el uso de criterios técnico-ambientales tales como el impacto del ruido y la luz generados por lo que será la nueva circulación vehicular, independientemente de lo que indican las normas sobre límites permisibles. La luz y el ruido impactarán directamente sobre el comportamiento y distribución de las aves acuáticas. Se construyó de inicio una zona de amortiguamiento de 1,500 m hacia el norte, a favor del viento, y de 1,000 m hacia el sur, en contra del viento, tomando de referencia el eje para abarcar todos los impactos descritos en Forman y Alexander (1998), sobre los impactos ecológicos de las carreteras (figura 1). Esta metodología establece distancias a partir de las carreteras, para indicar hasta dónde pueden llegar los impactos a diferentes componentes del ecosistema. Se establecen condiciones como pendiente abajo, pendiente arriba; a favor del viento, contra el viento; hábitat menos adecuado y hábitat más adecuado.

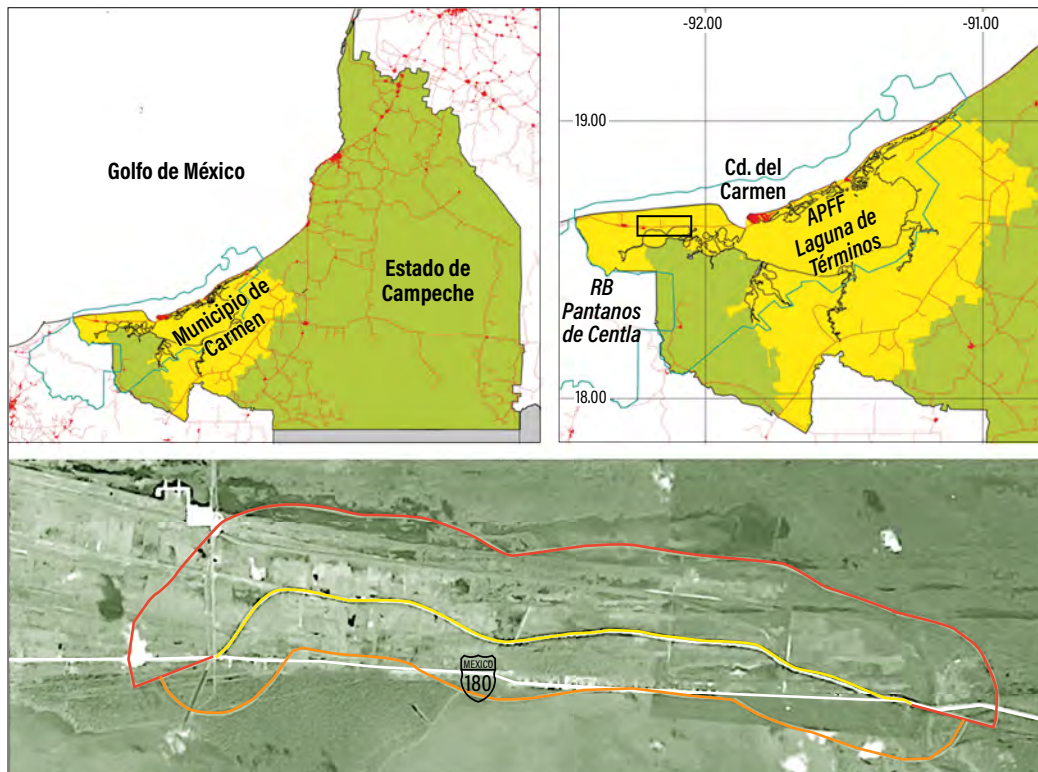


Figura 1. Zonas de amortiguamiento de 1,500 m (línea roja) y 1,000 m (línea naranja), a cada lado del eje del proyecto (línea amarilla).

Los criterios seleccionados por su nivel de medición en el área de estudio fueron los siguientes: efectos hidrológicos, salinidad en ecosistemas acuáticos, arrastre de sedimentos, arrastre de nutrientes desde la carretera o de materia orgánica, daño a zonas forestales, daño a aves en carreteras ruidosas, efectos sobre mamíferos en zonas forestales, invasión de especies y acceso humano para la afectación de la vida silvestre, por fuego, cacería y deforestación (figura 2).

Para la delimitación del AI se tomaron en cuenta las dimensiones del derecho de vía y eje del proyecto, y los factores ambientales sobre los cuales el cambio de uso de suelo incidirá directamente, como flora y fauna. Para el caso particular del proyecto del libramiento Atasta, se consideraron los efectos indirectos al ecosistema de manglar. La existencia de cruces de cuerpos de agua y escurrimientos por el eje del proyecto determina la extensión del AI en estos puntos (aguas abajo), considerando que por tratarse de un relieve plano, incluso con niveles por debajo del nivel del mar, las velocidades de arrastre son bajas y los efectos no superan distancias mayores a los 1,500 m a cada lado del eje.

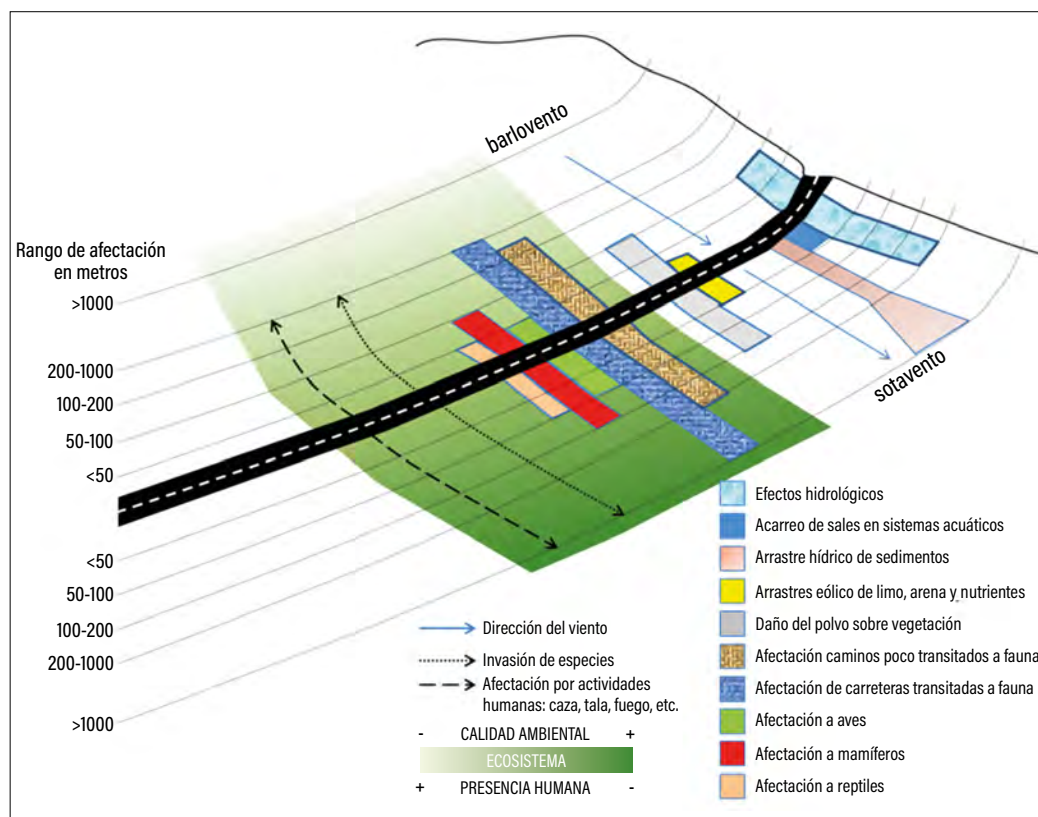


Figura 2. Criterios para establecer las áreas de influencia por medio del probable impacto de la carretera a construir. (Versión basada en el modelo de Forman y Alexander, 1998.)

Posteriormente se establecieron las distancias de impacto hacia otros componentes para el proyecto de Atasta, considerando los muestreos de campo y el recorrido de todo el proyecto vía aérea y terrestre. Se estableció, para los efectos hidrológicos, un impacto hasta de 250 m, incluyendo el arrastre de sedimentos, y de 50 m para los efectos de salinidad de ecosistemas acuáticos. Para el efecto a favor y en contra del viento, se tiene una incidencia por arrastre de nutrientes de 50 m y de ruido de hasta 1,500 m. Para los efectos en hábitat más adecuados y menos adecuados, se contempla que, como el área de estudio está dividida en dos (en zonas de pastizales y en zonas de manglar), la invasión por especies se ve limitada en los manglares por las condiciones que impone esta especie a una distancia de 100 m. Sin embargo, en la zona de pastizales, la distancia de invasión de especies se extiende hasta 500 m. Todas estas distancias caen dentro de la establecida para la zona de amortiguamiento de 1,500 m hacia el norte y 1,000 m hacia el sur. De igual forma, por los efectos sobre la fauna,² el área de influencia alcanzó los límites de 1,000 m a cada lado del eje del proyecto. Dentro de esta zona se han detectado áreas de tránsito, refugio, reproducción, anidación y alimentación de distintas especies.

Una vez establecidas, dichas distancias de afectación se trasladaron con los puntos de impacto ambiental cercanos, como lo es la carretera existente y el propio poblado de Atasta, en donde se enmascaran los impactos del proyecto con los generados por estos sitios. Es por ello que en esta zona se acotó la franja de amortiguamiento, para quedar un AI del proyecto de 2,423.63 ha (figura 3).

El área de estudio determinada como AI se localiza en el estado de Campeche, en la región que corresponde a la Laguna de Términos, la cual se sitúa en el golfo de México, inmediatamente al oeste de la península de Yucatán y frente a la Sonda de Campeche (INE, 1997). De forma específica, el área de estudio determinada para el trazo proyectado (libramiento Atasta) queda situada en la región occidental del APFF Laguna de Términos, en particular en la zona de la localidad de Atasta y en la región de influencia del complejo lagunar Pom-Atasta, el cual se sitúa en el flanco oriental de un amplio complejo sedimentario, constituido por deltas de ríos y caracterizado por un conjunto de lagunas litorales, formando parte de un grupo de cuerpos de agua costeros que tienen comunicación con el golfo de México, a través de la Laguna de Términos, vía la boca del Carmen.

Por otra parte, en el área de estudio se presentan distintas asociaciones vegetales terrestres y acuáticas tales como vegetación de dunas costeras, manglares, vegetación de pantano como tular, carrizal y popal, selva baja inundable, selva espinosa inundable, palmar inundable, matorral inerme inundable, vegetación riparia, selva alta y mediana subperennifolia y vegetación secundaria.

² Por ejemplo, el impacto de aves en carreteras ruidosas, impacto sobre mamíferos en zonas forestales y el acceso humano para la afectación de la vida silvestre, por fuego, cacería y deforestación.

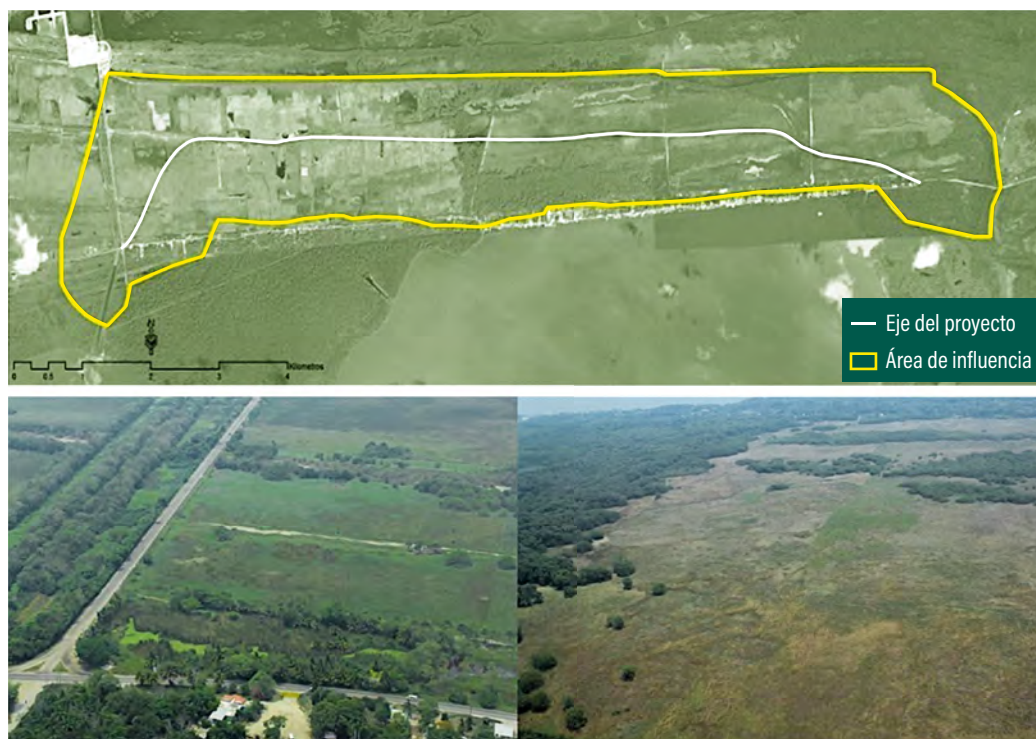


Figura 3. Área de influencia del proyecto carretero libramiento Atasta. En la imagen superior se muestran el área dentro del polígono amarillo y el trazo del libramiento con línea blanca. En las imágenes inferiores es posible observar los tipos de vegetación predominantes. (Fotografías de los autores.)

2.2. Monitoreo preobra de fauna silvestre

Se realizó un monitoreo de mayo a diciembre de 2013, con el fin de poder levantar información antes de la construcción del libramiento Atasta para tener datos base que sirvan en la elaboración de programas ambientales preventivos y para mantener bajo monitoreo los impactos que cause el proyecto a diferentes grupos de fauna silvestre a lo largo de sus etapas (preparación, construcción, operación y conservación). A continuación, se describe la metodología utilizada por grupo taxonómico.

2.2.1. Ornitofauna

El monitoreo de aves se realizó mediante el método de conteo por puntos de radio fijo (Hutto *et al.*, 1986). Se establecieron cuatro subtramos respecto al eje del proyecto carretero, para realizar los monitoreos en toda el área de estudio (A1) (figura 4).

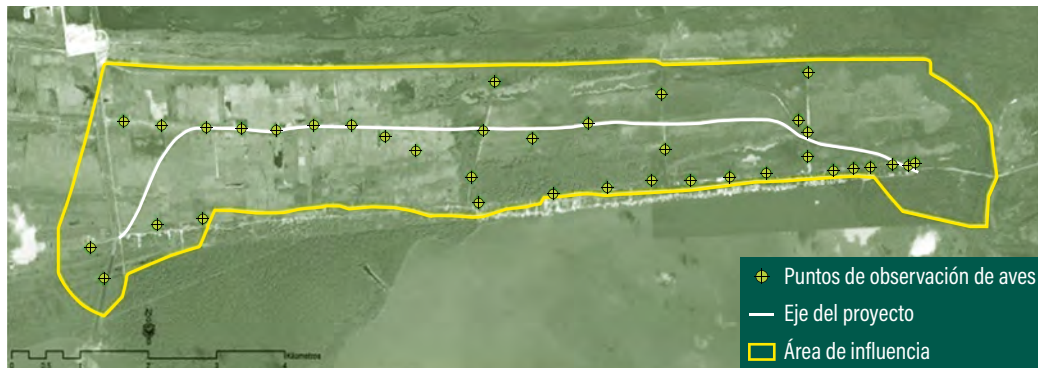


Figura 4. Puntos de observación de aves dentro del área de estudio (AI del proyecto).

Para los registros visuales se emplearon binoculares graduados de 8 x 50 y 10 x 20 y con la ayuda de las guías de campo de Peterson y Chalif (1989), Howell y Webb (1995) y National Geographic Society (2000), y en algunos casos a través del canto o llamado; permitiendo de esta manera obtener datos a nivel de especie, número de individuos, actividad y tipo de hábitat. Para los nombres comunes y científicos de las aves registradas se utilizó la lista actualizada para México (Berlanga *et al.*, 2019).

Los monitoreos se dividieron en dos etapas, con el objetivo de tener la mayor exactitud en el número de especies, iniciándose la primera a partir de las 7:00 hasta las 10:00 h y la segunda por la tarde, a partir de las 16:00 hasta las 19:00 h. También dependió de las condiciones ambientales que se presentaron en el momento del censo.

Los puntos de muestreo se determinaron de forma precisa con un GPS (Sistema de Posicionamiento Global, por sus siglas en inglés) digital portátil, marca Plus Garmin, con capacidad de captar 24 satélites y con la posibilidad de medición de la distancia de desplazamiento, memoria de almacenaje de datos, tomando la señal con una precisión de ± 4 m (figura 4). Dentro de la zona de estudio se presenta un aglomerado de diferentes tipos de ambientes y microambientes, en este caso se agruparon lo mejor posible para obtener unidades ambientales a lo largo de toda el área de monitoreo biológico (tabla 1).

Tabla 1. Puntos de muestreo por unidad ambiental.

Unidad ambiental	Puntos de muestreo
Pastizal y palmas	043, 044, 045
Pastizal inundable y tinto	047, 052, 055, 058
Pastizal inundable	053, 056, 057, 059
Mangle rojo, blanco y botoncillo	066, 067, 068, 069, 070, 072, 073
Mangle blanco y botoncillo	074, 075, 076, 077, 078, 079, 080

Unidad ambiental	Puntos de muestreo
Mangle rojo y blanco	085, 086, 089, 091, 106
Cerco vivo y huerto (cultivos)	093, 094, 096
Franja de mangle rojo y huerto (cultivos)	100, 101, 102, 103

2.2.2. Mamíferos

En el caso del monitoreo del grupo de mamíferos, el trabajo consistió en la colecta por medio del trapeo y colocación de redes de niebla, así como por observación directa y mediante los métodos indirectos (v. g. huellas, excretas) de los individuos. Estas técnicas se dividieron para mamíferos voladores (murciélagos) y no voladores. De igual manera, se contó con cinco cámaras trampa marca Bushnell Trophy Cam HD, las cuales fueron colocadas azarosamente en sitios más conservados dentro del AI.

En el caso de los mamíferos no voladores, utilizando métodos indirectos, se realizaron caminatas diurnas sobre el trazo carretero de las 7:00 a 13:00 h, haciendo un recorrido de 4 km en promedio por día sobre transectos (figura 5), se registró a cada individuo observado de manera directa o algún rastro (huella, madriguera, comedero, echadero, excreta, entre otros), conociendo así la presencia o ausencia de las especies en el área de estudio.

Para el caso de los mamíferos voladores, se abrieron dos redes de niebla de 12 x 3 m, las cuales se revisaron cada 20 min. Los individuos capturados se identificaron con la ayuda de la clave de campo de Medellín *et al.* (2008). Una vez capturados los individuos, se procedió a la identificación y toma de datos morfométricos, posteriormente fueron liberados en el mismo sitio de captura. Los horarios que se establecieron comprendieron de las 19:00 a las 22:00 h, con el fin de registrar la mayor cantidad de quirópteros que se encuentran en el área de muestreo dentro del tramo carretero.

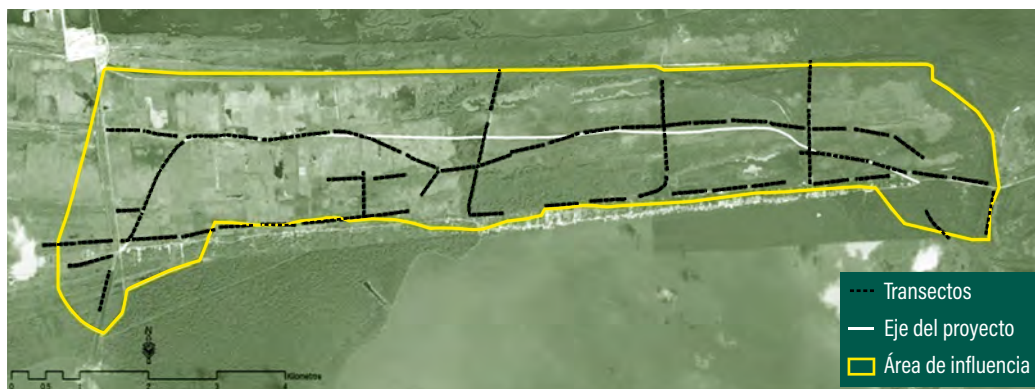


Figura 5. Transectos lineales para caminatas en busca de rastros y observaciones directas de mamíferos, anfibios y reptiles.

En el sitio de colecta y liberación fue registrada la posición de los individuos mediante el uso de GPS Garmin (vista HCx) series. Posteriormente, se determinó si estaba considerada en algún estatus de conservación en la Nom-059-Semarnat-2010 (Semarnat, 2010) o tratados internacionales relativos a fauna silvestre, así como listas de prioridad y de especie invasora (CITES, 2019; Semarnat, 2016, 2014).

Para la identificación de los mamíferos y sus rastros, además de la experiencia personal, se utilizó la guía de campo de Aranda (2000) y para determinar la taxonomía y nombres actuales se utilizó como base a Ramírez-Pulido *et al.* (2014).

2.2.3. Reptiles y anfibios

Durante las actividades de muestreo se realizaron varios recorridos en el área de estudio, con el objetivo principal de establecer los registros de la herpetofauna y así conocer las especies presentes. En lo que se refiere a las colectas y observaciones, estas se llevaron a cabo tanto en horarios diurnos como en nocturnos, con la finalidad de abarcar los principales picos de actividad de los animales y de tal manera obtener mayores registros de la fauna existente en el lugar.

El registro de las diferentes especies consistió básicamente en observaciones directas y captura manual o con apoyo de ganchos y pinzas herpetológicas, así como ligas de hule. En ocasiones, la distancia, la vegetación y, sobre todo, las condiciones del terreno no permitieron la captura de los organismos. Debido a las situaciones anteriores se reportó la presencia solo por observación. Los registros indirectos hacen referencia a la recolecta de exuvias e identificación de anuros por medio de vocalizaciones.

La identificación de los individuos colectados y liberados se realizó por experiencia personal, así como por la utilización de claves dicotómicas y guías de campo: Flores-Villela *et al.* (1995), Flores-Villela y Canseco-Márquez, 2004, Lee *et al.* (2007), Lee (1996), Calderón-Mandujano *et al.* (2005), Cedeño-Vázquez *et al.* (2006) y Pérez-Higareda y Smith (1991). En este reporte se incluyen los cambios taxonómicos y nombres comunes referidos en Liner (1994, 2007).

2.2.4. Peces

El muestreo de peces dependió del cuerpo de agua y las profundidades, donde se encontraron especies de tallas que nos permitieron identificarlas. En algunos cuerpos de agua pequeños usamos redes de cuchara, atarrayas y chinchorros de diferentes calibres. Apoyados en los pescadores de la localidad, se nos facilitó la captura de ciertas especies presentes en el área de estudio, georreferenciando las coordenadas (unidades UTM) de cada sitio de muestreo (figura 6).



Figura 6. Técnica de lanzamiento y apertura de la atarraya para captura de peces. (Fotografías de los autores.)

Para las colectas, utilizamos una lancha plana de fibra de vidrio tipo trimarán de 5.0 m de eslora, con un motor fuera de borda de 15 hp, desde la cual se operaron las siguientes artes de pesca: a) chinchorro playero, de 54.0 m de largo por 2.55 m de alto, con malla de hilo nailon y luz de 5 cm; alas de 1.7 m, con luz de malla de 3.3 cm; partes medias de 3.57 m, con luz de malla de 1.8 cm; atarraya de hilo nailon con 950 mallas, luz de 3.2 cm y 8.0 m de diámetro. Ocasionalmente se empleó una atarraya de hilo nailon con luz de malla de 1.2 cm y 4.18 m de diámetro.

Se efectuaron 25 muestreos en ocho diferentes estaciones seleccionadas y relacionadas con las colectas de peces más comunes y abundantes de esta zona de estudio (figura 7). En cada una de ellas se muestreó con los diferentes tipos de artes de pesca, tratando de cubrir de la mejor manera posible los hábitats, aumentando de esta forma la eficiencia de captura.

En el laboratorio se usaron diversos instrumentos para estudiar los ejemplares, tales como un actinómetro convencional de 50 cm de largo y graduado en mm; una balanza granataria marca Ohaus, con capacidad máxima de 2,610 g y con precisión de 0.1 g; un microscopio estereoscópico marca Carl-ZEISS con diferentes aumentos.

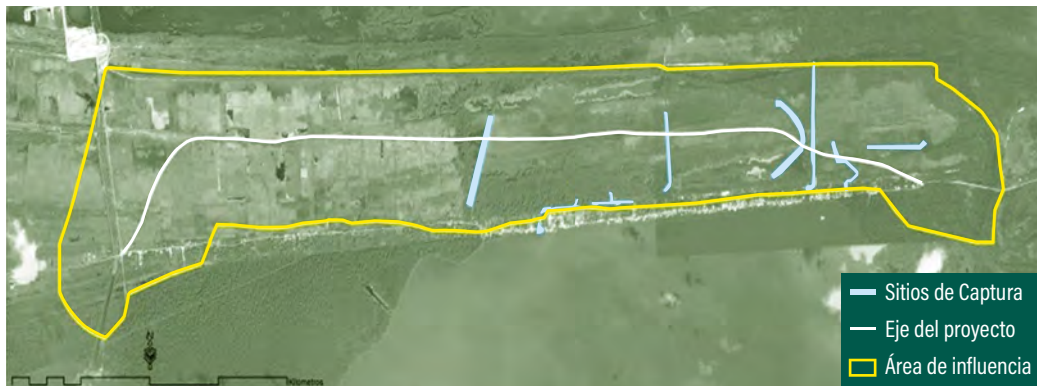


Figura 7. Sitios de captura para el monitoreo de peces.

Para efectuar las mediciones se usó la longitud furcal, entendida como la distancia comprendida entre la parte anterior del hocico y extremo posterior de los radios medios de la aleta caudal, que corresponden precisamente a la furca de la aleta (figura 8).

La determinación taxonómica de los peces se llevó a cabo hasta nivel de especie, utilizando claves especializadas tanto de grupos taxonómicos como de la zona: Schmitter-Soto (1998), Miller (2009) y McEachran y Fechhelm (2005). Para los diferentes estatus tanto de protección, prioridad, tráfico y residencia se revisaron las listas oficiales (McEachran y Fechhelm, 2005; Joel, 2016; Peter, 2017; Songrak *et al.*, 2013).



Figura 8. Medición longitudinal de la ictiofauna. (Fotografías de los autores.)

2.2.5. Crustáceos

Las áreas de muestreo se seleccionaron realizando una visita al lugar para conocer el sistema e identificar las diferentes zonas (*v. g.* humedal, manglar). De esta manera se eligió la forma más correcta para realizar la colecta de crustáceos y también se determinó el número de transectos y sitios de muestreo necesarios para que la porción fuera representativa estadísticamente.

Se realizaron muestreos de día (8:00 h-14:00 h) y en las horas de penumbra (entre las 16:00 h y 19:00 h, con una duración de cuatro a cinco horas de colecta), ya que los crustáceos presentan una mayor actividad nocturna (Joel, 2016). Las trampas se colocaban durante la noche y se revisaban al día siguiente (Peter, 2017), para recolectar a los organismos capturados.

Se recorrió la zona y se identificaron diferentes tipos de ambientes, los cuales fueron muestreados (humedal, pastizal, manglar y terrenos secos). Se realizaron inspecciones visuales sobre la fauna de crustáceos existentes y se recolectaron algunos organismos. También se aplicaron encuestas a la comunidad para conocer el tipo de fauna que los pobladores identifican por la zona y se indagó sobre los nombres comunes de los crustáceos que habitan en esa área. En la tabla 2 se presentan las coordenadas de las zonas identificadas como sitios de acceso para la colecta de crustáceos a lo largo del trazo carretero.

Para la captura de crustáceos decápodos acuáticos se utilizaron aros jaiberos (Schmitter-Soto, 1998), con diámetro de 55 cm, contruidos con alambre galvanizado de 4 mm ϕ y red multifilamento de hilo alquitranado del número 9, con una abertura de malla de nudo a nudo

Tabla 2. Ubicación de las áreas donde se realizaron los censos y capturas de crustáceos.

Sitio	Coordenadas
Primer kilómetro en construcción	18° 44' 39" N 91° 14' 00" W
Punto dos	18° 37' 08" N 92° 06' 43" W
Primera transversal	18° 37' 13" N 92° 06' 3" W
Segunda transversal	18° 37' 3" N 92° 05' 02" W
Tercera transversal	18° 37' 4" N 92° 06' 43" W
Curva, laguna Mata Grande	18° 37' 15" N 92° 06' 43" W
Arroyo Cerrillo	18° 37' 17" N 92° 02' 29" W

de 2.5 cm (figura 9). En estas trampas se colocaron cebos, los cuales consistieron en diferentes especies de peces capturados en el mismo sistema lagunar, esto con la finalidad de asegurar la atracción de los organismos. Los aros fueron puestos en profundidades que variaron entre los 20 cm hasta 1.5 m aproximadamente, dejando una distancia de 10 m entre cada trampa. Se utilizaban cinco aros jaiberos para cubrir un área aproximada de 50 x 50 m. Estos se dejaban alrededor de tres horas y se revisaban cada 20 minutos para colectar a los organismos capturados.

Para capturar crustáceos decápodos terrestres se utilizaron jaulas de 40 x 70 x 40 cm, construidas con alambazón de ¼ de pulgada y malla plástica (Songrak *et al.*, 2013) (figura 10). En las trampas se colocaron cebos atrayentes para los crustáceos (*v. g.* pescado, semilla). Asimismo, se realizaron colectas manuales con redes de cuchara y guantes de carnaza. Estas trampas se colocaron al inicio y al final del transecto durante toda la noche y se revisaban al día siguiente. Seleccionamos diferentes puntos de muestreo al azar a lo largo del trazo carretero y abarcamos distintos ambientes (acuático, terrestre, manglar). Los organismos capturados fueron preservados en alcohol al 70 %, se colocaron en frascos de 1 litro de capacidad y se etiquetaron con la fecha de colecta y posición geográfica, se trasladaron vía terrestre a la estación del Carmen (UNAM) en donde se separaron por



Figura 9. Aro jaibero artesanal utilizado para la captura de crustáceos decápodos acuáticos. (Fotografías de los autores.)



Figura 10. Jaula para la captura de crustáceos terrestres. (Fotografías de los autores.)

especie y se tomaron datos biométricos; en el caso de los camarones, se registró la longitud total en mm (Lt) (figura 11). En el caso de los cangrejos, se registró el ancho (Ac) y el largo (Lc) del caparazón (figura 11). Todos los organismos fueron separados por sexos e identificados hasta el mayor nivel taxonómico posible.

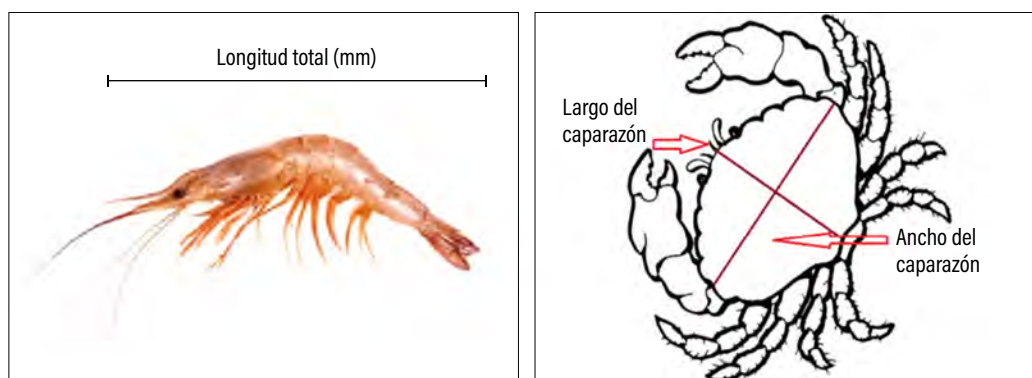


Figura 11. Registro de datos biométricos de los crustáceos con forma de camarón (izquierda) y de cangrejo (derecha).

Con la información obtenida se elaboraron mapas de distribución de especies, lo que nos permitió ubicar las áreas de mayor concentración y diversidad, las cuales posteriormente serán utilizadas para realizar el monitoreo durante y después de la construcción del tramo carretero y de esta manera evaluar los efectos ocasionados por la construcción.

Se utilizó el índice de Shannon (Pla, 2006) para estimar la diversidad en el área muestreada. Este índice se representa como H' y se expresa con un número positivo, que en la mayoría de los ecosistemas naturales varía entre 0 y 5, tiene límite superior 0, que en todo caso lo da la base del logaritmo que se utilice. Los ecosistemas con mayores valores son los bosques tropicales y arrecifes de coral, y los menores, las zonas desérticas.

La fórmula del índice de Shannon es la siguiente:

$$H' = -\sum_{i=1}^S \cdot P_i \log_2 p_i$$

Donde:

S = número de especies (la riqueza de especies)

P_i = proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (es decir, la abundancia relativa de la especie i): n_i/N

n_i = número de individuos de la especie i

N = número de todos los individuos de todas las especies

3. Resultados y discusión

3.1. Ornitofauna

Para el caso de las aves, Navarro y Benítez (1993) indican que este grupo animal es el más evolucionado entre los vertebrados, además de ser también uno de los componentes más carismáticos de la fauna que habita en los humedales. Las aves pueden hacer uso de estos ambientes durante solo una parte del año, para cubrir una determinada etapa de su ciclo anual, ya sea para la reproducción y como parte fundamental de su alimentación o de forma permanente, por lo que su monitoreo sería esencial para la determinación de sitios prioritarios para conservación, en donde un proyecto de infraestructura debiera no incidir (Kremen, 1992). También son buenas indicadores del estado de conservación y “salud” de los sitios que utilizan, y al monitorearlas periódicamente se contribuye a detectar alteraciones en sus poblaciones, lo que a su vez podría ser el resultado de cambios en el hábitat.

De un total de 5,839 individuos registrados, se obtuvo una riqueza de 75 especies, conformada por 21 órdenes, 38 familias y 67 géneros (tabla 3). En cuanto a las especies con alguna categoría de riesgo establecidas en la Nom-059-Semarnat-2010 (Semarnat,

2010) se encontraron un total de tres especies amenazadas (A), ocho especies sujetas a protección especial (Pr) y una en peligro de extinción (P) (figura 12). De las 75 especies, una se encuentra en el Apéndice I, del CITES (2019), 10 en el Apéndice II y dos especies en el Apéndice III. En cuanto a su prioridad para conservación, solo cinco tienen prioridad según la lista de especies prioritarias para conservación (Semarnat, 2014).



Figura 12. Aguililla canela, gavilán caracolero y loro cabeza blanca, en el área del proyecto. (Fotografías de los autores.)

Tabla 3. Listado de ornitofauna registrada dentro del AI del libramiento Atasta y su estatus de protección, categoría según el CITES, prioridad para conservación y residencia. Para los nombres comunes y científicos se utilizó como referencia a Berlanga *et al.* (2019).

N.º	Nombre común ^{Residencia}	Nombre científico	Núm. Ind.	Nom-059 ³	CITES	Prioritaria
1	Tordo sargento ^{R, MI}	<i>Agelaius phoeniceus</i>	205	sc	sc	No
2	Chocolatera ^{MI, R}	<i>Platalea ajaja</i>	123	sc	sc	Sí
3	Colibrí de cola rufa ^R	<i>Amazilia tzacatl</i>	2	sc	II	sc
4	Chupita ^R	<i>Amazilia yucatanensis</i>	23	sc	II	sc
5	Checha ^R	<i>Amazona albifrons</i>	37	Pr	II	Sí
6	Loro cabeza amarilla ^R	<i>Amazona oratrix</i>	4	P	I	Sí
7	Rascón nuca canela ^R	<i>Aramides albiventris</i>	1	sc	sc	sc
8	Carrao ^R	<i>Aramus guarauna</i>	59	A	sc	sc
9	Perico pecho sucio ^R	<i>Eupsittula nana</i>	109	Pr	II	Alta
10	Garza blanca ^{MI, R}	<i>Ardea alba</i>	211	sc	sc	sc
11	Garza morena ^{MI, R}	<i>Ardea herodias</i>	58	sc	sc	sc
12	Avetoro neotropical ^R	<i>Botaurus pinnatus</i>	1	A	sc	sc

³ Cfr. Peterson y Chalif, 1989.

N.º	Nombre común ^{Residencia}	Nombre científico	Núm. Ind.	Nom-059 ³	CITES	Prioritaria
13	Garza ganadera ^{EX, R, MI}	<i>Bubulcus ibis</i>	215	SC	SC	SC
14	Aguililla caminera ^R	<i>Rupornis magnirostris</i>	100	SC	II	SC
15	Garcita verde ^{R, MI}	<i>Butorides virescens</i>	39	SC	SC	SC
16	Playerito blanco ^{MI}	<i>Calidris alba</i>	101	SC	SC	SC
17	Carpintero pico plateado ^R	<i>Campephilus guatemalensis</i>	3	Pr	SC	SC
18	Matraca tropical ^R	<i>Campylorhynchus zonatus</i>	172	SC	SC	SC
19	Caracara ^R	<i>Caracara cheriway</i>	45	SC	II	SC
20	Zopilote aura ^R	<i>Cathartes aura</i>	39	SC	SC	SC
21	Zopilote sabanero ^R	<i>Cathartes burrovianus</i>	73	Pr	SC	SC
22	Martín pescador de collar ^R	<i>Megaceryle torquata</i>	120	SC	SC	SC
23	Martín pescador enano ^R	<i>Chloroceryle aenea</i>	54	SC	SC	SC
24	Garza cucharón ^R	<i>Cochlearius cochlearius</i>	134	SC	SC	SC
25	Paloma morada ^R	<i>Patagioenas flavirostris</i>	16	SC	SC	SC
26	Tortolita canela ^R	<i>Columbina talpacoti</i>	38	SC	SC	SC
27	Zopilote común ^R	<i>Coragyps atratus</i>	195	SC	SC	SC
28	Garrapatero pijuy ^R	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	164	SC	SC	SC
29	Chara pea ^R	<i>Psilorhinus morio</i>	160	SC	SC	SC
30	Chara yucateca ^R	<i>Cyanocorax yucatanicus</i>	51	SC	SC	SC
31	Pijije alas blancas ^R	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	157	SC	III	Sí
32	Chipe amarillo ^{MI, MV, T, R}	<i>Setophaga petechia</i>	27	SC	SC	SC
33	Tordo cantor ^R	<i>Dives dives</i>	46	SC	SC	SC
34	Carpintero lineado ^R	<i>Dryocopus lineatus</i>	42	SC	SC	SC
35	Garza azul ^{MI, R}	<i>Egretta caerulea</i>	49	SC	SC	SC
36	Garza dedos dorados ^{MI, R}	<i>Egretta thula</i>	127	SC	SC	SC
37	Garza tricolor ^{MI, R}	<i>Egretta tricolor</i>	53	SC	SC	SC
38	Ibis blanco ^{R, MI}	<i>Eudocimus albus</i>	164	SC	SC	SC
39	Eufonia garganta negra ^R	<i>Euphonia affinis</i>	2	SC	SC	SC
40	Fragata tijereta ^R	<i>Fregata magnificens</i>	9	SC	SC	SC
41	Mascarita común ^{MI, R}	<i>Geothlypis trichas</i>	10	SC	SC	SC
42	Halcón guaco ^R	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	5	SC	II	SC
43	Monjita americana ^{R, MI}	<i>Himantopus mexicanus</i>	23	SC	SC	SC
44	Calandria dorso negro menor ^{MI, MV, R}	<i>Icterus cucullatus</i>	25	SC	SC	SC
45	Calandria dorso negro mayor ^R	<i>Icterus gularis</i>	111	SC	SC	SC
46	Calandria cola amarilla ^R	<i>Icterus mesomelas</i>	7	SC	SC	SC
47	Jacana norteña ^R	<i>Jacana spinosa</i>	272	SC	SC	SC

N.º	Nombre común ^{Residencia}	Nombre científico	Núm. Ind.	Nom-059 ³	CITES	Prioritaria
48	Trepatroncos corona rayada ^R	<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	5	SC	SC	SC
49	Carpintero chejé ^R	<i>Melanerpes aurifrons</i>	220	SC	SC	SC
50	Cenzontle tropical ^R	<i>Mimus gilvus</i>	93	SC	SC	SC
51	Cigüeña americana ^{MI, R}	<i>Mycteria americana</i>	75	Pr	SC	SC
52	Papamoscas triste ^R	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	38	SC	SC	SC
53	Luisito común ^R	<i>Myiozetetes similis</i>	101	SC	SC	SC
54	Garza nocturna corona negra ^{R, MI}	<i>Nycticorax nycticorax</i>	50	SC	SC	SC
55	Chotacabras pauraque ^R	<i>Nyctidromus albicollis</i>	3	SC	SC	SC
56	Chachalaca ^R	<i>Ortalis vetula</i>	131	SC	III	SC
57	Cormorán neotropical ^R	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	122	SC	SC	SC
58	Cucillo canelo ^R	<i>Piaya cayana</i>	6	SC	SC	SC
59	Loro cabeza blanca ^R	<i>Pionus senilis</i>	35	A	II	Sí
60	Bienteveo común ^R	<i>Pitangus sulphuratus</i>	260	SC	SC	SC
61	Perlita azulgris ^{MI, R}	<i>Polioptila caerulea</i>	70	SC	SC	SC
62	Gallineta morada ^{R, MI}	<i>Porphyrio martinicus</i>	5	SC	SC	SC
63	Mosquero cardenal ^{R, MI}	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	15	SC	SC	SC
64	Zanate mexicano ^R	<i>Quiscalus mexicanus</i>	293	SC	SC	SC
65	Gavilán caracolero ^R	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	109	Pr	II	SC
66	Aguililla canela ^R	<i>Busarellus nigricollis</i>	3	Pr	II	SC
67	Saltator gris ^R	<i>Saltator coerulescens</i>	7	SC	SC	SC
68	Semillero rabadilla canela ^R	<i>Sporophila torqueola</i>	95	SC	SC	SC
69	Tangara azul gris ^R	<i>Thraupis episcopus</i>	10	SC	SC	SC
70	Garza tigre mexicana ^R	<i>Tigrisoma mexicanum</i>	88	Pr	SC	SC
71	Coa cabeza negra ^R	<i>Trogon melanocephalus</i>	60	SC	SC	SC
72	Mirlo café ^R	<i>Turdus grayi</i>	50	SC	SC	SC
73	Tirano pirirí ^R	<i>Tyrannus melancholicus</i>	202	SC	SC	SC
74	Paloma alas blancas ^R	<i>Zenaida asiatica</i>	11	SC	SC	Sí
75	Gallareta americana ^{R, MI}	<i>Fulica americana</i>	1	SC	SC	SC

Claves de la tabla:

• R = residente

• Ex = exótica e invasora

• P = peligro de extinción

• T = transitorio

• MV = migratorio de verano

• A = amenazada

• MI = migratorio de invierno

• SC = sin categoría

• Pr = protección especial

Las especies que se encuentran en peligro o amenaza son: el loro cabeza amarilla (*Amazona oratrix*) (P), el carrao (*Aramus guarauna*) (A), el avetoro neotropical (*Botaurus pinnatus*) (A) y el loro cabeza blanca (*Pionus senilis*) (A). Es relevante indicar que la garza ganadera es la única considerada exótica-invasora, aunque hay poblaciones residentes y algunas de migración de invierno (tabla 3).

Las especies de aves más comunes en el área son de hábitos generalistas e incluso tienen cierta flexibilidad de convivir de cerca con el ser humano en las áreas urbanas y suburbanas como la *Quiscalus mexicanus* y muchas especies de Passeriformes, como el orden más numeroso, destacando los de la familia Icteridae y Tyrannidae (tabla 4).

Pero, por tratarse de una zona inundable entre pastizales y manglar y con abundantes cuerpos de agua, es muy común observar altas abundancias de especies con esas afinidades acuáticas o de pantanos que están dentro del orden de los Pelecaniformes como la *Bubulcus ibis* y la *Ardea alba*, y otras especies como el caso de la *Jacana spinosa*, pertenecientes al orden Charadriiformes.

En cuanto a la época de migración de las aves, se reporta a la *Calidris alba* como la única especie migratoria de invierno. Diecinueve especies, aunque se reportan como migratorias de invierno, tienen poblaciones residentes, o viceversa, y solo dos especies realizan migraciones en verano: la *Setophaga petechia* y la *Icterus gularis*, que son consideradas también como migratorias de invierno y con poblaciones residentes; para el caso de la *S. petechia* se le ha considerado transitoria. Del total de especies, 53 son residentes del área de estudio.

Tabla 4. Las 10 especies más abundantes en el área de influencia del libramiento Atasta.

Especie	Individuos	Orden	Familia	Abundancia relativa
<i>Quiscalus mexicanus</i>	293	Passeriformes	Icteridae	5.01798253
<i>Jacana spinosa</i>	272	Charadriiformes	Jacanidae	4.65833191
<i>Pitangus sulphuratus</i>	260	Passeriformes	Tyrannidae	4.45281726
<i>Melanerpes aurifrons</i>	220	Piciformes	Picidae	3.76776845
<i>Bubulcus ibis</i> ^{EX}	215	Pelecaniformes	Ardeidae	3.68213735
<i>Ardea alba</i>	211	Pelecaniformes	Ardeidae	3.61363247
<i>Agelaius phoeniceus</i>	205	Passeriformes	Icteridae	3.51087515
<i>Tyrannus melancholicus</i>	202	Passeriformes	Tyrannidae	3.45949649
<i>Coragyps atratus</i>	195	Cathartiformes	Cathartidae	3.33961295
<i>Campylorhynchus zonatus</i>	172	Passeriformes	Tyrannidae	2.94570988

El orden que tuvo más predominancia fue el Passeriformes, con 13 familias y un total de 24 especies; seguido del orden Pelecaniformes, con dos familias y 13 especies; en tercer lugar, el orden Charadriiformes, con tres familias pero solo tres especies y, por último, el Gruiformes, con dos familias y cuatro especies. El resto de los órdenes solo tienen de dos a una familia.

En cuanto al uso de hábitat, el 70 % de las especies están dispersadas en toda el área de influencia del proyecto, de tal manera que el valor de similitud de la comunidad de especies por vegetación es alto entre el manglar y el pastizal inundable adyacente al manglar (Morisita = > 0.8).

Finalmente, la riqueza de especies de aves observadas en el área de influencia se considera bajo respecto a lo que se esperaba, ya que un análisis de probables ocurrencias en la zona del proyecto se tiene mediante el Global Facility Biodiversity –registro de más de 250 especies– y esto se vio reflejado en la curva de acumulación de especies al no alcanzar totalmente una asíntota (figura 13). Las especies que no fueron detectadas en campo son de sotobosque o bosques cerrados, lamentablemente en Atasta el sitio se encuentra en un proceso de degradación severo.

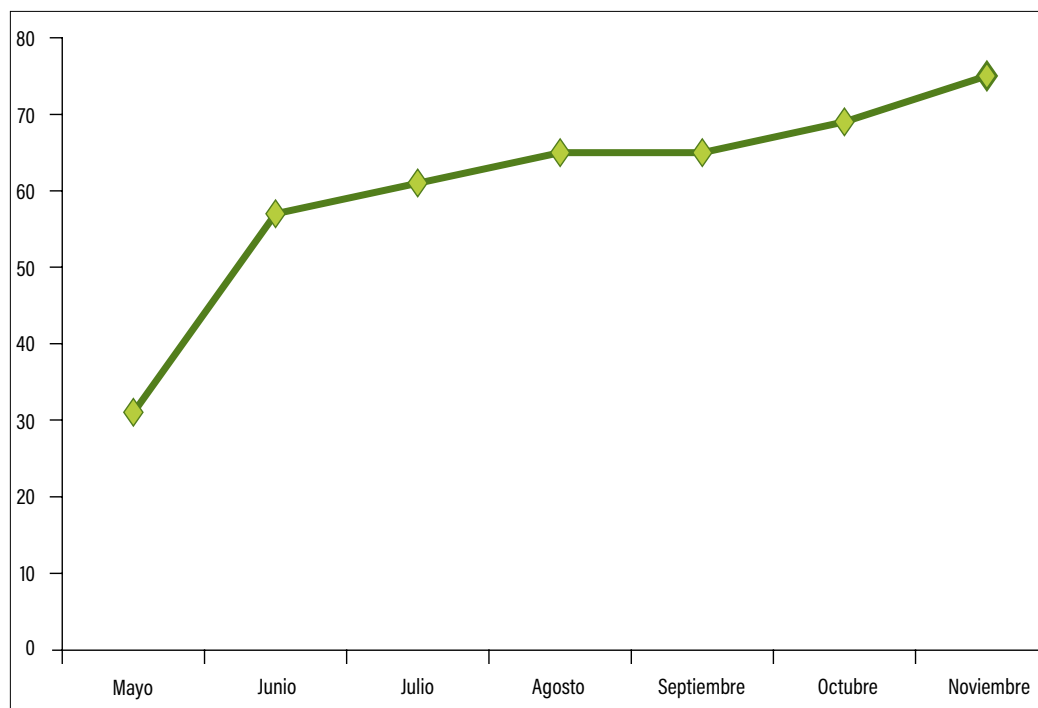


Figura 13. Curva de acumulación de la avifauna.

3.2. Mamíferos

Se ha considerado importante el monitoreo de las poblaciones de mamíferos debido a que son un grupo indicador de perturbación, en algunos de los casos es fácil detectar especies que se vean beneficiadas por las perturbaciones en el hábitat y es por eso que se podría detectar una alta abundancia de ellas. La fauna de mamíferos de la comunidad de Atasta está comprendida por una variedad de mamíferos terrestres y voladores, en su mayoría de hábitos generalistas por el grado de perturbación de la vegetación. A pesar de ello, también es importante la presencia de especies catalogadas en peligro de extinción o que son sensibles a la presencia y presión humanas, como los felinos, especies o poblaciones prioritarias de conservación y bajo control de tráfico o caza según el CITES (2019) (Semarnat, 2010, 2014, 2016).

Se determinaron seis órdenes, 12 familias, 18 géneros y 20 especies con un total de 916 individuos registrados. En cuanto a la clasificación taxonómica, dentro de los órdenes que tuvieron más familias está el Chiroptera, con tres familias y seis especies; seguida del orden Carnivora, con un total de tres familias y seis especies, y el orden Rodentia y Xenarthra, con tres familias y cinco especies, y los demás órdenes solamente una familia y una especie (figura 14 y tabla 5).

De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (Nom-059-Semarnat-2010) de las 20 especies, el tigrillo y el oso hormiguero se encuentran en peligro de extinción, el jaguarundi, junto con el puerco espín, se encuentran bajo el estatus de amenazadas (A), seguido del murciélago narigón en protección especial (Pr) (tabla 5). En el CITES se encuentran en el Apéndice I los dos felinos registrados y en el Apéndice III, el tejón, el puerco espín y la ardilla tropical. En cuanto a la prioridad de conservación, solo se ha considerado al venado cola blanca con prioridad alta.



Figura 14. Oso hormiguero, tigrillo y murciélago rayado mayor registrados en el área de influencia del libramiento Atasta. (Fotografías de los autores.)

Tabla 5. Listado de mamíferos registrados y observados. Nombres comunes y científicos basados en Ramírez-Pulido *et al.* (2014).

Familia	Especie	Nombre común	Núm. ind.	nom-059	CITES	Prioritaria
Cervidae	<i>Odocoileus virginianus</i>	Venado cola blanca	40	sc	sc	Sí
Felidae	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Jaguarundi	4	A	I	sc
	<i>Leopardus wiedii</i>	Tigrillo	1	P	I	sc
Canidae	<i>Canis latrans</i>	Coyote	8	sc	sc	sc
	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Zorra gris	2	sc	sc	sc
Procyonidae	<i>Procyon lotor</i>	Mapache	216	sc	sc	sc
	<i>Nasua narica</i>	Tejón	57	sc	III	sc
Emballonuridae	<i>Rhynchonycteris naso</i>	Murciélago narigón	54	Pr	sc	sc
	<i>Saccopteryx bilineata</i>	Murciélago rayado mayor	86	sc	sc	sc
Phyllostomidae	<i>Artibeus jamaicensis</i>	M. frutero de Jamaica	113	sc	sc	sc
	<i>Artibeus lituratus</i>	Murciélago frutero gigante	100	sc	sc	sc
	<i>Sturnira lilium</i>	Murciélago de charreteras menor	33	sc	sc	sc
Vespertilionidae	<i>Myotis keaysi</i>	Murciélago de piernas peludas	19	sc	sc	sc
Didelphidae	<i>Didelphis virginiana</i>	Tlacuache común norteco	62	sc	sc	sc
	<i>Didelphis marsupialis</i>	Tlacuache común sureño	35	sc	sc	sc
	<i>Philander opossum</i>	Tlacuache cuatro ojos	22	sc	sc	sc
Erethizontidae	<i>Coendou mexicanus</i>	Puerco espín tropical	7	A	III	sc
Sciuridae	<i>Sciurus deppei</i>	Ardilla tropical	13	sc	III	sc
Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Armadillo	10	sc	sc	sc
Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>	Oso hormiguero	34	P	sc	sc

Claves de la tabla:

• P = peligro de extinción

• A = amenazada

• Pr = protección especial

• sc = sin categoría

Dentro de los mamíferos terrestres que más presencia tuvieron durante los monitoreos y los cuales son los más comunes en esta zona encontramos al mapache (*Procyon lotor*), el tejón (*Nasua narica*) y el tlacuache común nortero (*Didelphis virginiana*), con abundancias relativas altas en un rango de 23.5 a 6.7. Mientras que de los mamíferos voladores destacan el murciélago frutero de jamaica (*Artibeus jamaicensis*), murciélago frutero gigante (*Artibeus lituratus*) y el murciélago rayado mayor (*Saccopteryx bilineata*), con abundancias relativas incluso mayores a la de los mamíferos terrestres a excepción del mapache (tabla 6). Es interesante observar que especies como el oso hormiguero y el venado cola blanca presentaron abundancias relativas medias, siendo frecuente su observación en los trabajos de campo, ya sea de forma directa o por medio de huellas y rastros.

En la figura 15 se muestra una curva de acumulación de especies, donde la riqueza de la zona de estudio presenta un incremento en el segundo mes y posteriormente la asíntota se normaliza hasta el mes de noviembre. Esto podría ser debido a la alta actividad antropogénica que se encuentra en la zona de muestreo. Sin embargo, el número de especies podría aumentar si se realizan monitoreos puntuales en zonas más conservadas.

La riqueza de mamíferos medianos y grandes registrada en el AI del libramiento Atasta (13 especies, excluyendo murciélagos y la ardilla tropical) es, a su vez, comparable con la registrada en otros bosques tropicales de Centro y Sudamérica, a pesar de ubicarse en un sitio perturbado. Por ejemplo, en la reserva de la biosfera río Plátano en Honduras, Gunthier y Castañeda (2013) registraron 14 especies de mamíferos medianos y grandes; en los bosques de San Lorenzo y Pagaibamba, en el norte de Perú, Jiménez *et al.* (2010) registraron ocho especies y De Souza *et al.* (2006), 16 en el Bosque Nacional Caxiutana, en Brasil. Solo las selvas de tierras bajas al oeste del Ecuador presentan alta riqueza con 23 especies de mamíferos grandes y medianos (Blake y Loiselle, 2018).

Tabla 6. Las 10 especies más abundantes de mamíferos en el área de influencia del proyecto.

Especie	Abundancia	Abundancia relativa
<i>Procyon lotor</i>	216	23.58
<i>Artibeus jamaicensis</i>	113	12.34
<i>Artibeus lituratus</i>	100	10.92
<i>Saccopteryx bilineata</i>	86	9.39
<i>Didelphis virginiana</i>	62	6.77
<i>Nasua narica</i>	57	6.22
<i>Rhynchonycteris naso</i>	54	5.90
<i>Odocoileus virginianus</i>	40	4.37
<i>Didelphis marsupialis</i>	35	3.82
<i>Tamandua mexicana</i>	34	3.71

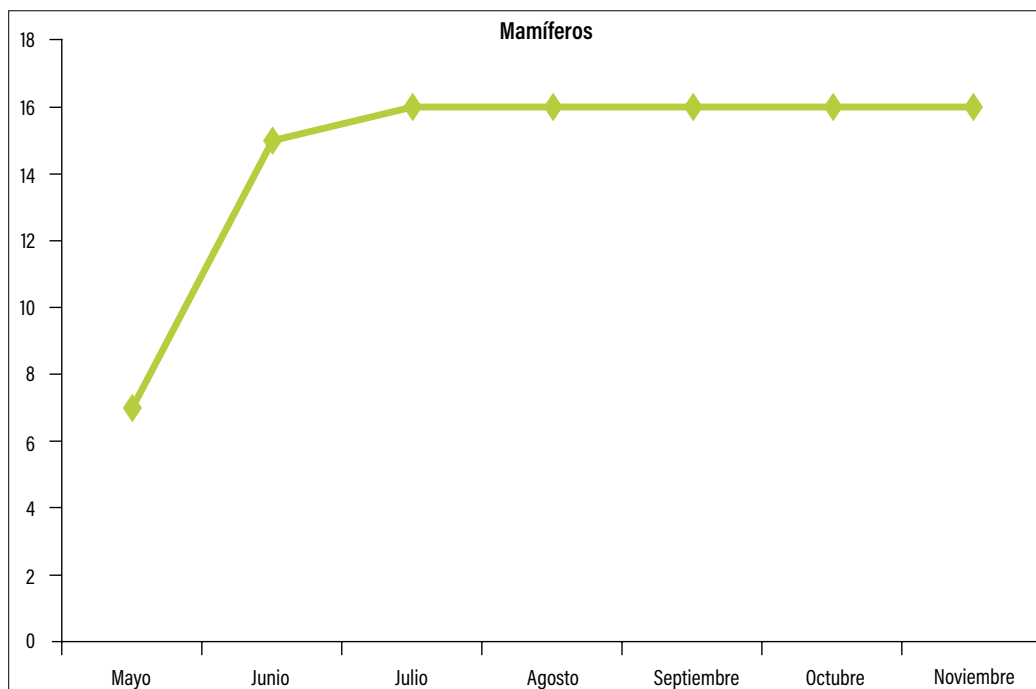


Figura 15. Curva de acumulación de especies de mamíferos.

De igual forma, la riqueza de mamíferos terrestres medianos y grandes registrada en este estudio es comparable a la encontrada en otras zonas de muestreos realizados en áreas protegidas en bosques tropicales del sur de México. Por ejemplo, en la zona núcleo I de la reserva de la biosfera el Triunfo se han reportado 16 especies (Cornejo-Solchaga, 2015); en los Petenes, en Campeche, 13 especies (Hernández-Pérez *et al.*, 2015). Asimismo, en la selva Lacandona, Chiapas, Chimalapas y el istmo de Tehuantepec, Oaxaca, regiones identificadas como de alta diversidad mastofaunística, se han registrado riquezas de mayor magnitud a la de Atasta –20 especies (Azulara, 2005), 19 especies (Cortés-Maciél y Briones-Salas, 2014) y 20 especies (Lira-Torres y Briones-Salas, 2012), respectivamente-. Sin embargo, aunque la riqueza algunas veces es similar, la composición sí puede variar al tener ausencias importantes de especies como el jaguar (*Panthera onca*) y tapir (*Tapirella bairdii*) y presencia de especies generalistas en el caso de Atasta.

3.3. Anfibios y reptiles

El estudio de la comunidad de los anfibios y reptiles en sus ecosistemas naturales es imprescindible para evaluar los impactos y establecer medidas de mitigación ante la

construcción de un proyecto carretero (Carr y Fahrig, 2001). Recientemente se ha considerado a los anfibios y reptiles como un grupo idóneo de bioindicadores de la salud y calidad de los ecosistemas, ya que por medio del estudio y conocimiento de ciertos aspectos de la biología de estos animales podemos evaluar el efecto que los cambios en el medio tienen sobre sus poblaciones y sobre el ecosistema en general, y así sugerir posibles medidas de conservación. Los motivos que hacen que estos animales sean más sensibles a las alteraciones del medio y que actúen como verdaderos bioindicadores son varios. Por citar algunos, tanto anfibios como reptiles resultan piezas fundamentales en las interacciones dentro de los ecosistemas, ya que son a la vez depredadores y presas de otros animales. Debido a su estrecha vinculación con el medio terrestre o acuático y su limitada capacidad de desplazamiento (ya que están ligados a sus biotopos de reproducción), son animales muy sensibles a las alteraciones locales del hábitat (Flores-Villela *et al.*, 1995; Flores-Villela y Canseco-Márquez, 2004).

Se obtuvieron un total de 779 registros, incluyendo anfibios y reptiles. Para el grupo de los anfibios se determinaron un orden, seis familias, nueve géneros y 11 especies. Respecto al grupo de reptiles se obtuvieron un total de tres órdenes, 12 familias, 15 géneros y 17 especies (figura 16).

Se realizaron recorridos diurnos por el trayecto del tramo carretero. Las especies que más se registraron por medio de la observación directa fueron la iguana negra de cola espinosa (*Ctenosaura similis*) y el toloque rayado (*Basiliscus vittatus*) con 148 y 100 registros, respectivamente. La lagartija arcoíris (*Holcosus undulatus*) obtuvo el registro intermedio con 49 individuos, seguido por la iguana verde (*Iguana iguana*) con 37 individuos. Mientras que la serpiente coralillo del sureste (*Micrurus apiatus*) y la culebra ranera perico (*Leptophis ahaetulla*) tuvieron solo un registro (tabla 7).

Las especies de anfibios con mayor abundancia son el sapo costero (*Incilius valliceps*), con 75 registros, seguido por la rana leopardo (*Lithobates brownorum*), con 55 registros, y la rana arborícola mexicana (*Smilisca baudinii*), con 41 registros, siendo la rana verde (*Lithobates vaillanti*) y la de ojos rojos (*Agalychnis callidryas*) las que presentaron un solo registro (tabla 7).

De acuerdo con la Nom-059-Semarnat-2010, de las 17 especies registradas de reptiles, se catalogan cinco especies bajo el estatus de amenazada (A), seis en protección especial (Pr) y una en peligro de extinción (tabla 7). Para los anfibios, la rana leopardo y el sapo borracho o excavador son las únicas especies catalogadas en protección especial. Aun así, el grupo faunístico de la herpetofauna es el que posee mayor número de especies bajo protección. De forma general, de las 28 especies que conforman la herpetofauna, cuatro de ellas se encuentran en el Apéndice II del CITES y una en el Apéndice III. Finalmente, cuatro especies son prioritarias para su conservación.



Figura 16. Muestra fotográfica de la riqueza de anfibios y reptiles en Atasta. (Fotografías de los autores.)

Tabla 7. Listado de anfibios y reptiles registrados. Se considera su estatus de protección, categoría del CITES y prioridad de conservación.

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Núm. Individ.	Nom-059	CITES	Prioritaria
Testudines	Emydidae	<i>Trachemys scripta</i>	Hicotea	18	Pr	sc	No
		<i>Staurotypus triporcatus</i>	Guao tres lomos	11	A	sc	No
	Kinosternidae	<i>Kinosternon leucostomum</i>	Pochitoque labios quebrados	31	Pr	sc	No
		<i>Kinosternon acutum</i>	Pochitoque pecho quebrado	5	Pr	sc	No
	Geoemydidae	<i>Rhinoclemmys areolata</i>	Mojina	14	A	sc	No
		<i>Claudius angustatus</i>	Chiquiguao	12	P	sc	No
Squamata	Boidae	<i>Boa imperator</i>	Boa	4	sc	II	No
	Colubridae	<i>Leptophis ahaetulla</i>	Culebra ranera perico	1	A	sc	No
		<i>Leptophis mexicanus</i>	Culebra perico mexicana	3	A	sc	No
	Teiidae	<i>Holcosus undulatus</i>	Lagartija arcoíris	49	sc	sc	No
	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus chrysostictus</i>	Lagartija espinosa de puntos amarillos	33	sc	sc	No

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Núm. Individ.	Nom-059	CITES	Prioritaria
Squamata	Corytophanidae	<i>Basiliscus vittatus</i>	Toloque rayado	100	sc	sc	No
	Dactyloidae	<i>Norops rodriguezi</i>	Anolis liso del sureste	20	sc	sc	No
	Iguanidae	<i>Ctenosaura similis</i>	Iguana negra de cola espinosa	148	A	sc	Sí
		<i>Iguana iguana</i>	Iguana verde	37	Pr	II	Sí
	Elapidae	<i>Micrurus apiatus</i>	Serpiente coralillo del sureste	1	Pr	III	No
Crocodylia	Crocodylidae	<i>Crocodylus moreletii</i>	Cocodrilo de pantano	7	Pr	II	Sí
Anura	Bufonidae	<i>Incilius valliceps</i>	Sapo costero	75	sc	sc	No
		<i>Rhinella horribilis</i>	Sapo común	25	sc	sc	No
	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus fragilis</i>	Rana de bigotes	33	sc	sc	No
		<i>Leptodactylus melanonotus</i>	Ranita hojarasca	2	sc	sc	No
	Ranidae	<i>Lithobates vaillanti</i>	Rana verde	1	sc	sc	No
		<i>Lithobates brownorum</i>	Rana leopardo	55	Pr	sc	No
	Phyllomedusidae	<i>Agalychnis callidryas</i>	Rana de árbol ojos rojos	1	sc	II	Sí
Hylidae	<i>Smilisca baudinii</i>	Rana arborícola mexicana	41	sc	sc	No	
Anura	Hylidae	<i>Trachycephalus typhonius</i>	Rana arborícola lechosa	3	sc	sc	No
		<i>Tlalocohyla loquax</i>	Rana arborícola locuaz	34	sc	sc	No
	Rhinophrynidae	<i>Rhinophrynus dorsalis</i>	Sapo borracho	15	Pr	sc	No

Claves de la tabla:

• P = peligro de extinción

• A = amenazada

• Pr = protección especial

• sc = sin categoría

Se pudo observar que por ser un humedal, es muy frecuente localizar herpetofauna; 779 registros en proporción con la riqueza de especies indican que es un grupo faunístico abundante y los registros de crías y huevos de diferentes especies muestran que están teniendo una continuidad reproductiva. Se espera, mediante el monitoreo preobra, que los anfibios y reptiles sean el grupo con mayor afectación durante la construcción del libramiento.

3.4. Peces

En los proyectos de vías de comunicación que atraviesan cuerpos lagunares o zonas de humedales, se deben tomar en cuenta a los peces, ya que constituyen el grupo más numeroso de los vertebrados, los cuales representan más de la mitad en el mundo (Schmitter-Soto, 1998). México posee 2,122 especies (Schmitter-Soto, 1998; Miller, 2009), cifra que en los últimos años se ha incrementado considerablemente, representando 12.5 % aproximadamente del total de especies actuales, incremento que se debe a que habitan en cualquier tipo de ambiente acuático, tanto continental como marino, en altitudes mayores de hasta 5,200 msnm, así como en cuevas, en regiones húmedas o desérticas y son especies adecuadas para la evaluación del impacto en el agua o cambios generados. Los peces resisten amplios intervalos de salinidad, temperatura y oxígeno disuelto (Schmitter-Soto, 1998) y algunas especies son tolerantes o intolerantes a la presencia de contaminantes en el agua. Los monitoreos y censos de peces dentro de las áreas naturales protegidas de igual manera están estrechamente relacionados con la seguridad alimentaria de las comunidades en el área de influencia del proyecto.

De los 27 muestreos realizados en los diferentes cuerpos de agua de toda la zona de estudio, se obtuvo un total de 1,140 individuos, conformando un total de cinco órdenes, seis familias, ocho géneros y nueve especies, y fue el pez diablo (*Hypostomus plecostomus*) el que tuvo la mayor abundancia con 238 individuos, pero es considerado como una plaga para los pescadores; seguida por la carpa (*Cyprinus carpio*), con 160 individuos (tabla 8). Las especies nativas de mojarra se encuentran en una categoría media de abundancia con capturas que varían de 100 a 135 individuos. Lamentablemente, se pudo observar que de un tramo de 100 m de monofilamento o chinchorro, de cada 10 capturas, seis son de pez diablo, impactando fuertemente la economía de los pescadores.

La pesca de subsistencia se está llevando a cabo en un área cercana a la comunidad de Atasta a no más de 5 km (figura 17), mientras que para la pesca comercial los pescadores tienen que desplazarse hasta 10 km. Mucha de la economía de los pescadores se basa en la captura y venta de jaiba y no de peces.

Tabla 8. Composición taxonómica y abundancia de la ictiofauna.

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Núm. indiv.	CITES	Prioritaria	Valor Comercial
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i> *	Carpa común europea	160	sc	No	Bajo
Elopiformes	Megalopidae	<i>Megalops atlanticus</i>	Sábalo	143	sc	No	Medio
	Cichlidae	<i>Cichlasoma urophthalmus</i>	Castarrica	135	sc	No	Alto
		<i>Petenia splendida</i>	Tenguayaca	100	sc	No	Alto
Perciformes	Centropomidae	<i>Tilapia spp.</i> *	Tilapia	122	sc	No	Medio
		<i>Centropomus undecimalis</i>	Robalo blanco	61	sc	No	Alto
		<i>Centropomus parallelus</i>	Chucumite	114	sc	No	Alto
Semionotiformes	Lepisosteidae	<i>Atractosteus tropicus</i>	Pejelagarto	67	sc	No	Alto
Siluriformes	Mochokidae	<i>Pterygoplichthys pardalis</i> *	Pez diablo	238	sc	No	Sin Valor

* Es considerada exótica-invasora, según la lista oficial (Semarnat, 2016). sc = sin categoría.



Figura 17. La *Tilapia spp.* es mucho más abundante que las especies nativas como la *Cichlasoma urophthalmus*. (Fotografías de los autores.)

Es imprescindible, para un área en donde existen numerosos cuerpos de agua que serán intervenidos por un proyecto constructivo, tomar en cuenta a la ictiofauna para conocer el estado actual de la pesca y, de esta manera, tener datos base y evaluar el impacto del proyecto sobre este recurso. Respecto a las categorías de riesgo, ninguna de las especies registradas se encuentra en la Nom-059-Semarnat-2010 (Semarnat, 2010), tampoco están categorizadas en el CITES (2019) y ninguna tiene prioridad para conservación (Semarnat, 2014). Sin embargo, el valor comercial de la mayoría de las especies es de medio a alto. En el sistema lagunar de Atasta hay dos especies exóticas e invasoras que están mermando la pesca, como es el caso de la carpa común europea y el pez diablo.

3.5. Crustáceos

Como se ha observado, la mayoría de los trabajos reportados sobre impactos de zonas viales⁴ se han llevado a cabo principalmente sobre especies de aves, mamíferos, anfibios y reptiles, pero existen otros organismos como los crustáceos, que se han visto afectados por estas construcciones, sobre todo por aquellas que se sitúan en zonas cercanas a las playas. Actualmente existen algunos estudios que señalan como potencial efecto de las carreteras sobre las poblaciones de crustáceos la compactación del suelo y, por ende, la pérdida de hábitats y el derrumbe de sus cuevas (Cumberlidge *et al.*, 2009; Lucrezi y Schlacher, 2010). Específicamente, Lucrezi y Schlacher (2010) compararon playas cerradas para la circulación de vehículos con aquellas donde es frecuente que transiten los automóviles todo terreno (cuatrimotos) y encontraron que hay serios efectos tanto en la actividad de los cangrejos como en la arquitectura de sus cuevas, donde la mayor afectación es en las playas donde suelen desarrollarse y en muchas de las ocasiones deben de desplazarse sobre estas vías para llegar a otros sitios fundamentales para realizar sus actividades reproductivas o de alimentación.

3.5.1. Número de organismos capturados

Durante las colectas realizadas en los meses de octubre, noviembre y diciembre de 2013, se recogieron un total de 430 individuos pertenecientes a cinco familias, siete géneros y ocho especies (tabla 9, figura 18). La mayor colecta correspondió a las jaibas con un total de 190 individuos, de los cuales 110 fueron de *Callinectes sapidus* (40 hembras y 70 machos) y 70 individuos fueron identificados como *Callinectes rathbunae* (70 hembras). La siguiente especie en abundancia fue la *Procambarus llamasii* (camarón de popal) con 100 individuos, de los cuales 58 fueron hembras y 42 machos. Setenta y dos organismos de *Macrobrachium*

⁴ Vid. Capítulos I. 1 y I. 2, en este libro.

Tabla 9. Familias, géneros y especies capturadas en el proyecto de monitoreo de biodiversidad preobra en Atasta, Campeche. Ninguna de las especies está catalogada como invasora, en riesgo o prioritaria.

Familias	Géneros	Especies
Palaemonidae	<i>Procambarus</i>	<i>llamasi</i>
Portunidae	<i>Macrobrachium</i>	<i>acanthurus</i>
Ocypodidae	<i>Gecarcinus</i>	<i>lateralis</i>
	<i>Cardisoma</i>	<i>guanhumi</i>
Gecarcinidae	<i>Uca</i>	-
	<i>Callinectes</i>	<i>sapidus</i>
		<i>rathbunae</i>
Grapsidae	<i>Grapsus</i>	<i>sp.</i>

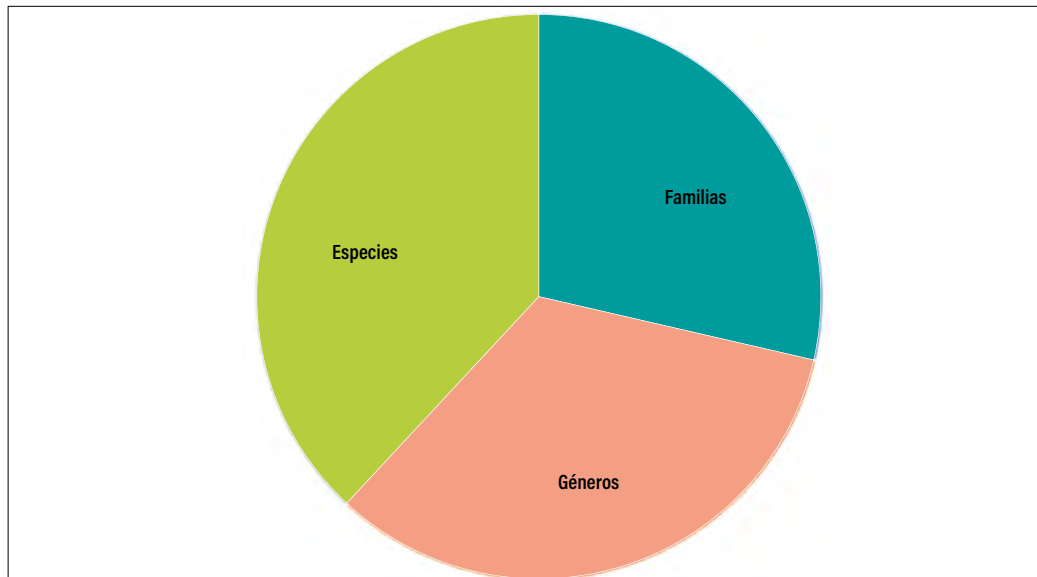


Figura 18. Porcentaje de grupos taxonómicos que se capturaron en el trazo carretero.

acanthurus (pigua) también fueron colectados, de los cuales, 34 correspondieron a hembras y 38 a machos. También en la colecta se capturaron 70 cangrejos violinista del género *Uca* (37 hembras y 33 machos). Finalmente, 18 individuos de cangrejo azul *Cardisoma guanhumi* fueron colectados (figura 19). Una vez que aplicamos la ecuación de diversidad obtuvimos un valor de $H' = 0.41$, lo que nos indica una baja diversidad de especies. Se encontraron dos individuos vivos de cangrejo rojo (*Gecarcinus lateralis*) y dos muertos del género *Grapsus sp.* los cuales no se tomaron en cuenta para los análisis, pero se reportan en la riqueza de especies.

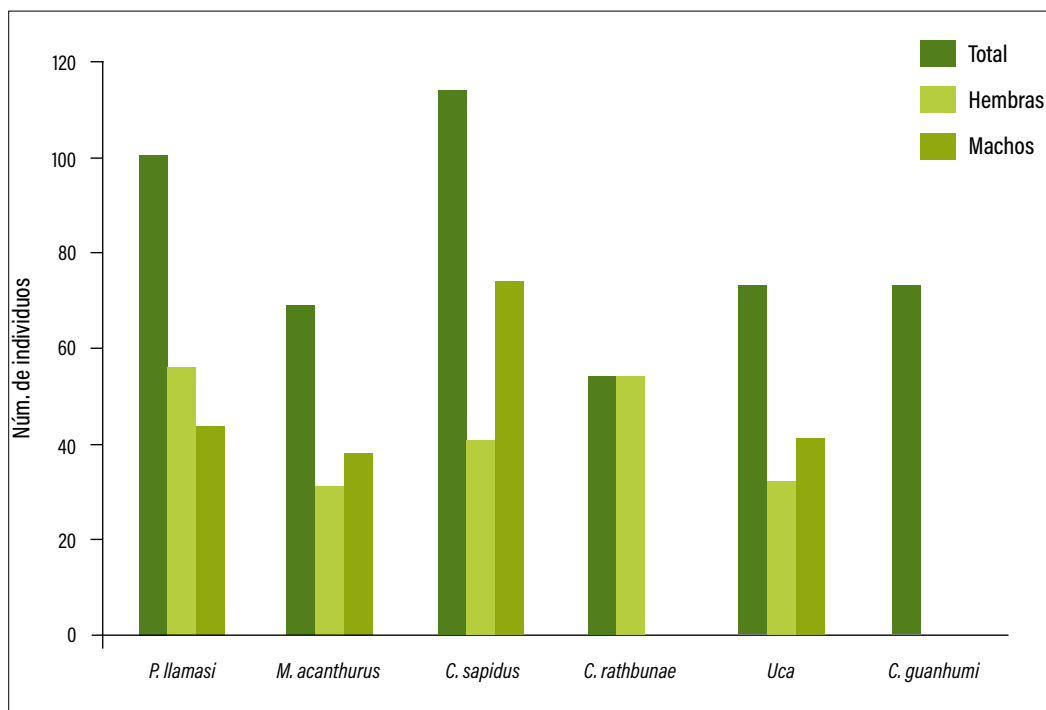


Figura 19. Número total de individuos colectados por especie y sexo.

3.5.2. Composición específica

Después de realizar las colectas, se identificaron seis organismos a nivel de especies y dos a nivel de género, con especies no identificadas de crustáceos que se distribuyeron en los alrededores del área propuesta para la construcción del libramiento Atasta-Ciudad del Carmen (figura 20). Los potreros inundados estuvieron representados por dos especies: *Procambarus llamasi* y *Macrobrachium acanthurus*. La *Procambarus llamasi* fue más dominante en los primeros 7 km y la *Macrobrachium acanthurus*, en las zonas influenciadas por las entradas de los arroyos. En las regiones de manglar inundado se capturaron jaibas de las especies *Callinectes sapidus* y *Callinectes rathbunae*. Asimismo, en las porciones de manglar no inundado se registraron individuos del cangrejo violinista de los géneros *Uca*, *Gecarcinus lateralis*, *Cardisoma guanhumí* y dos ejemplares del género *Grapsus*, los cuales se localizaron muertos. En el caso de los organismos pertenecientes al género *Macrobrachium* y *Uca*, se capturaron hembras ovígeras.



Figura 20. En orden de izquierda a derecha: *Macrobrachium acanthurus* o pigua, *Procambarus llamasii* o camarón de popal, *Cardisoma guanhumi* o cangrejo azul, *Callinectes sapidus / rathbunae* o jaiba, *Uca spp.* o cangrejo violinista y *Gecarcinus lateralis* o cangrejo rojo. (Fotografías de los autores.)

3.5.3. Distribución y abundancia

Para evaluar la distribución de crustáceos, se realizó un análisis físico químico del agua. Las áreas de Jagüey presentaron valores muy bajos de salinidad (0.4 ups) y oxígeno disuelto (0.88 mg/l). Las áreas de manglar presentaron valores de salinidad de 4.5 ups y valores de 1.23 mg/l de oxígeno. Las áreas conectadas con los arroyos presentaron salinidades de 0.3 ups y oxígeno disuelto de 2.3 mg/l. En las tres transversales (arroyos rodeados de manglar) encontramos canales asociados con vegetación de manglar. El flujo de corriente en el primer transversal es muy bajo, el agua está estancada, y presentó valores de oxígeno de 0.2 mg/l y la salinidad mostró valores de 1.3 ups. En el segundo transversal, los valores de oxígeno estuvieron bajos: 0.43, y la salinidad registrada fue de 3.4 ups. Finalmente, en el transversal tres, el flujo de la corriente es mucho más fluido con valores de oxígeno de 11.3 mg/l, lo que permite una buena oxigenación y una mayor presencia de organismos, ya que es una zona de distribución de jaiba y pigua. A continuación se muestra el desglose por especie.

Procambarus llamasii

Este pequeño camaroncito se conoce en la zona como camarón de popal y se le capturó con buena abundancia en todos los cuerpos de agua dulce que se localizaron en los primeros siete kilómetros del trazo del libramiento Atasta-Ciudad del Carmen, en las zonas de

potreros inundables. La abundancia registrada fue de 0.5 ind/m². La proporción de sexos registrada fue de 1.14 / 1 (M / H). La talla más pequeña registrada fue de 17 mm de longitud total (Lt) y la más grande correspondió a 65 mm. No se registraron hembras ovígeras.

Macrobrachium acanthurus

Este crustáceo se conoce como pigua; es un carideo de agua dulce, se capturó en los primeros siete kilómetros, con baja abundancia: 0.025 ind/m². Su mayor captura se registró después de las zonas de los arroyos con 0.66 ind/m². La proporción de sexos fue 1 / 1 (H / M). La talla más pequeña registrada correspondió a 12 mm de Lt y la más grande de 100 mm Lt. Se registraron hembras ovígeras de 29 mm de Lt. La fecundidad estimada fue de 3,500 huevecillos / hembra.

Uca

Este cangrejo es conocido en el área como cangrejo violinista, se capturó en la zona de manglar, principalmente. La abundancia obtenida fue de 17.5 ind/m². La talla más pequeña registrada fue de 17 mm de ancho de caparazón (Ac) y 12 mm de longitud de caparazón (Lc). La talla más grande capturada fue de 25 mm de Ac y 17 mm de Lc. La proporción de sexos correspondió a 1.02 / 1 (H / M). Se registraron hembras ovígeras de 25 mm Ac y 17 mm de Lc.

Callinectes (sapidus y rathbunae)

Este es un crustáceo acuático que se distribuye principalmente en los canales asociados en la zona de manglar y que están conectados a los arroyos de la laguna de Atasta. Se colectaron principalmente con aros jaiberos. El promedio de tallas fue de 108 mm de Ac y 66 mm de Lc. La talla mínima fue de 75 mm de Ac y 45 mm de Lc, la talla máxima correspondió a organismos con 140 mm de Ac y 76 mm de Lc. La abundancia promedio fue de 4.05 ind/m².

Cardisoma guanhumi

Este cangrejo es muy apreciado en la región, su distribución estuvo limitada hacia la zona litoral y asociada al manglar principalmente; es un cangrejo que construye madrigueras, las cuales se registraron entre cinco y seis madrigueras por cada 10 m².

La talla promedio registrada fue de 58 mm de Ac y 42 mm de Lc, la talla mínima fue de 50 mm de Ac y 35 mm de Lc, la talla máxima de 75 mm de Ac y 60 mm de Lc. Cabe señalar que en esta temporada se encontraron muchas madrigueras en hibernación, mismas que se abrirán durante la época de mayor abundancia correspondiente a los meses de julio a septiembre, temporada de lluvias. No se capturaron organismos vivos. Para realizar el mapa nos basamos en la distribución de madrigueras (figura 21).

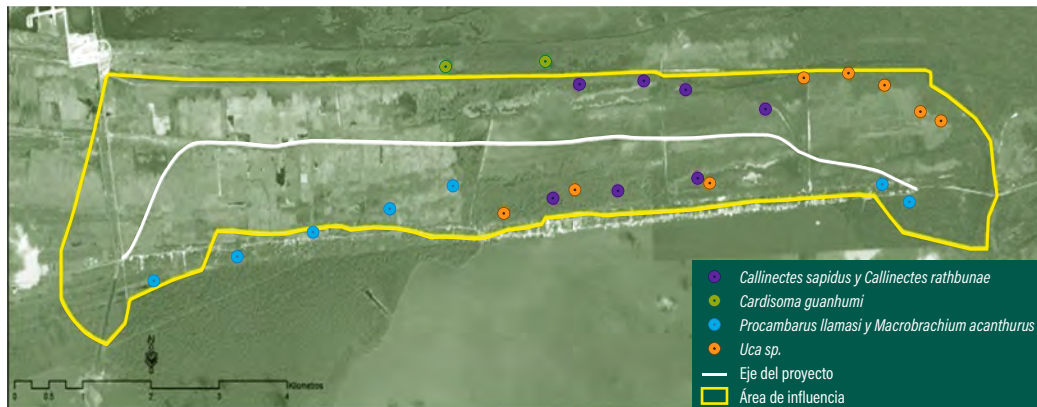


Figura 21. Distribución de los crustáceos dentro del AI.

3.5.4. Consideraciones finales del grupo de los crustáceos

Los primeros 7 km están representados por potreros, los cuales cuentan con cuerpos de agua dulce de temporal, la abundancia y diversidad de crustáceos en esta zona es muy baja, los cuerpos de agua no están interconectados entre sí, se conectan en la estación de lluvias y pueden llegar a secarse en estación de secas. Los pocos crustáceos distribuidos en esta zona son utilizados para la pesca de consumo local (mojarra). Las dos especies capturadas en esta área son conocidas comúnmente como pigua (*Macrobrachium acanthurus*) y el camarón de popal (*Procambarus llamasii*). Estos organismos no presentan una explotación comercial en la región y son utilizados localmente por los lugareños. Con base en esta información podemos decir que, en esta zona, la carretera no ejercerá un impacto importante sobre los crustáceos, debido a la baja abundancia y diversidad presente. Después de los primeros siete kilómetros encontramos los arroyos y los transversales de manglar, que permiten el ingreso de agua por parte de la laguna de Atasta a las lagunas que se encuentran distribuidas cerca del trazo carretero. En esta zona se capturaron y registraron crustáceos de importancia comercial como las jaibas (*Callinectes sapidus* y *Callinectes rathbunae*). Estos crustáceos presentan una reproducción constante a lo largo del año y son capturados abundantemente en las lagunas presentes en el área, esta actividad representa una actividad económica para los pobladores de Atasta, mismos que se dedican a la venta de pulpa de jaiba. Las jaibas utilizan las lagunas como áreas de alimentación y se distribuyen en el área por medio del flujo de las corrientes de marea. El área del trazo carretero pasa cerca de la laguna denominada Mata Grande; la presencia y abundancia de estas especies de crustáceos depende fuertemente del flujo hídrico de los arroyos y del material orgánico

proporcionado por el manglar, por lo que es de vital importancia para la especie conservar los flujos y la presencia de manglar en la zona.

Por otra parte, otros de los crustáceos que se distribuyen en el área son el cangrejo azul (*Cardisoma guanhumi*) y el cangrejo rojo (*Gecarcinus lateralis*), estos se dispersan en la zona de manglar, sitio en el que construyen sus madrigueras. El área de reproducción de estos crustáceos se registró hacia la porción noroeste de la población, muy lejos del trazo carretero y cerca del litoral marino. Estas especies son explotadas principalmente en la época de lluvias (junio-septiembre), cuando alcanzan las tallas más grandes e inician su migración hacia la zona marina para llevar a cabo el apareamiento. Para estos crustáceos la carretera no representaría una amenaza importante, debido a que su principal abundancia se encuentra alejada del trazo carretero y durante su actividad de migración hacia el litoral marino no habría posibilidad de cruzar por la carretera. Sin embargo, en esta zona los cuerpos de agua lagunares presentes están interconectados por canales, por lo que es muy importante no cortar el flujo hídrico, cuya función primordial es la distribución de las jaibas que transitan por la zona, además de que ayudan a la sobrevivencia del manglar asociado, que sirve de área de alimento y crianza para estos organismos y para otras especies de diferentes taxones. La propuesta general en esta zona es mantener los flujos hídricos proporcionados por los arroyos, cuidar el manglar y construir los pasos de fauna necesarios como medida preventiva. Como medidas compensatorias, es necesario tomar acciones de reforestación de manglar y desazolve de los canales.

3.6. Ventajas de realizar el monitoreo preobra

Cuando se planea un proyecto de infraestructura carretera, es raro que se consideren, desde el principio, labores de monitoreo del sistema ambiental. Es muy frecuente que tanto la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT) como contratistas y constructores ignoren la importancia de realizar monitoreos y, sobre todo, que no contemplen un presupuesto para estas actividades y las medidas de mitigación. En la mayoría de los casos, el impacto que causan estas obras se hace evidente, a primera vista, sobre la fauna silvestre.

Este proyecto demuestra la importancia estratégica de mantener labores de monitoreo antes de iniciar la obra y que, sobre todo, esta información sirve para hacer las adecuaciones necesarias de cambios de rutas, evaluar alternativas y preparar programas de mitigación. Cabe destacar que el proyecto del libramiento Atasta tiene una alta importancia desde el punto de vista económico, pero que, como en muchos casos, en ecosistemas tropicales el sistema ambiental se contrapone a una alta biodiversidad y, en específico, contiene uno de los entornos protegidos más importantes del país: el manglar.

Las ventajas del monitoreo pudieron experimentarse cuando la SCT decide iniciar la ampliación del primer kilómetro del libramiento Atasta sobre la carretera existente. Este primer tramo poseía solo pastizales y vegetación ruderal y un pequeño cuerpo de agua “préstamo” a orillas de la carretera. En muchas ocasiones, las decisiones sin el respaldo de monitoreos preobra conllevan a descartar la presencia de especies de fauna, como ha ocurrido en otras áreas del sureste de México, y ocasiona un grave impacto con la mortalidad de un número importante de especies en general o con alguna categoría de riesgo.

En este caso, al conocer la biodiversidad y su distribución en el área de influencia del proyecto, se activó el rescate de fauna a pesar de que la vegetación aparentemente no mereciera atención. El resultado fue que en los primeros cuatro días de la puesta en marcha de la construcción se pudieron rescatar 291 individuos de 21 especies, entre los que destacan los anfibios y reptiles (figura 22). Se rescató una especie en peligro de extinción, cinco especies en amenaza y cuatro en protección especial. Prácticamente todas estas fueron recuperadas a orillas de la carretera existente y en el cuerpo de agua llamado “préstamo” (figura 22). El rescate de especies consideradas como depredadores “tope”, como el cocodrilo de pantano, es un signo de que los monitoreos preobra ofrecen la ventaja de poder tomar mejores decisiones de manejo y, sobre todo, contribuir verdaderamente a la conservación de la biodiversidad mexicana.



Figura 22. Labores de limpieza del sitio de rescate y de captura de ejemplares en categoría de protección, bajo la Nom-059-Semarnat-2010. (Fotografías de los autores.)

Finalmente, otra de las ventajas de tener monitoreo preobra es que el equipo de rescate no entra en acción de forma ciega en el sistema ambiental, sino que conoce ampliamente el ecosistema y puede, de manera inmediata, detectar sitios de hábitat adecuados para la liberación directa de los ejemplares rescatados. Con este caso podemos afirmar que el 70 % de la responsabilidad de conservación recae en el grupo de biólogos que en el campo realizan este tipo de monitoreos y el rescate en el sitio del proyecto. Cualquier negación, omisión o falsedad de información puede acarrear grandes consecuencias en la biodiversidad local.

4. Conclusiones

1. En el área de influencia del proyecto bajo monitoreo preobra se pudieron detectar 75 especies de aves, 20 de mamíferos, 11 de anfibios, 17 de reptiles, nueve de peces y siete especies de crustáceos, siendo evidente la riqueza del sitio a pesar del grado de perturbación actual. En total se obtuvieron 9,104 individuos.
2. Es el primer esfuerzo conocido en donde se efectúa monitoreo preobra un año previo a la construcción del proyecto.
3. Se determinaron los sitios de distribución y especies bajo alguna categoría de riesgo, así como las especies más abundantes y el uso que las personas les dan a los recursos bióticos, como a peces y crustáceos.
4. Gracias al monitoreo preobra, se realizó el rescate de casi 300 individuos de 21 especies, de las cuales el 84 % de ellas se encuentran bajo alguna categoría de riesgo, según la Nom-059-Semarnat- 2010.
5. La SCT y sus aliados deben de considerar en toda obra realizar monitoreos previos con duración variable, según la complejidad del ecosistema, esto como una regla para todos los constructores, y supervisar que los biólogos responsables estén debidamente capacitados y realicen los trabajos con participación comunitaria, cuando los sitios de intervención sean propiedades ejidales, bienes comunales, minifundios o de pueblos originarios.

5. Literatura citada

- Aranda, M.** (2000). *Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Instituto de Ecología: Xalapa.
- Arroyave, M. P.; Gómez, C.; Gutiérrez, M. E.; Múnera, D. P.; Zapata, P. A.; Vergara, I. C.; Andrade, L. M. y Ramos, K.** (2006). Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA*, 3, pp. 45-57.
- Azuara, S. D.** (2005). Estimación de abundancia de mamíferos terrestres en un área de la selva Lacandona, Chiapas [tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México]. <https://repositorio.unam.mx/contenidos/446835>
- Berlanga, H.; Gómez de Silva, H.; Vargas-Canales, V. M.; Rodríguez-Contreras, V.; Sánchez-González, L. A.; Ortega-Álvarez, R. y Calderón-Parra, R.** (2019). *Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes*. Conabio: México.
- Blake, J. G. y Loiselle, B. A.** (2018). Annual and spatial variation in composition and activity of terrestrial mammals on two replicate plots in lowland forest of eastern Ecuador. *PeerJ*, 6:e4241. <https://doi.org/10.7717/peerj.4241>
- Calderón-Mandujano, R.; Bahena-Basave, H. y Calmé, S.** (2005). *Guía de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an y zonas aledañas*. Grupo Editorial Keer: Quintana Roo.
- Carr, L. W. y Fahrig, L.** (2001). Effects of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology*, 15(4), pp. 1071-1078.
- Cedeño-Vázquez, J. R.; Calderón-Mandujano, R. R. y Pozo, C.** (2006). Anfibios de la Región de Calakmul, Campeche, México. Conabio / Ecosur / Conanp / PNUD-GEF / SMH, A. C.: Quintana Roo.
- Convenio Internacional para el Tráfico de Especies Silvestres (CITES).** (2019, 26 de noviembre). *Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres*. Apéndices I, II y III. <https://www.cites.org/esp/app/appendices.php> [consultado el 15 de abril de 2020].
- Cornejo-Solchaga, A.** (2015). *Un análisis de la diversidad y abundancia de mamíferos terrestres en la Reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas* [tesis de licenciatura, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México].
- Cortés-Maciél, M. y Briones-Salas, M.** (2014). Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en una selva seca del istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 62(4), pp. 1433-1448.
- Cumberlidge, N.; Ng, P. K. L.; Yeo, D. C. J.; Magalhães, C.; Campos, M. R.; Álvarez, F.; Naruse, T.; Daniels, S. R.; Esser, L. J.; Attipoe, F. Y. K.; Clotilde-Ba, F. L.; Darwall, W.; McIvor, A.; Baillie, J. E. M.; Collen, B. y Ram, M.** (2009). Freshwater crabs and the biodiversity crisis: Importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Conservation*, 142(8), pp. 1665-1673.
- De Souza Martins, S.; Sanderson, J. G.; De Sousa, J. y Silva, J.** (2006). Monitoring mammals in the Caxiuna National Forest, Brazil-First results from the Tropical Ecology, Assessment and Monitoring (TEAM) program. *Biodiversity and Conservation*, 16, pp. 857-870.
- Flores-Villela, O. y Canseco-Márquez, L.** (2004). Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 20, pp. 1-31.
- Flores-Villela, O. A.; Mendoza, Q. y González, G.** (1995). *Recopilación de claves para la determinación de anfibios y reptiles de México*. UNAM: México.
- Forman, R. T. y Alexander, L. E.** (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, pp. 207-231.
- Gunthier, D. J. y Castañeda, F. E.** (2013). Large- and medium-sized mammal survey using camera traps in the Sikre River in the Río Plátano Biosphere Reserve, Honduras. *Tropical Conservation Science*, 6, pp. 584-591.

- Hernández-Pérez, E. L.; Reyna-Hurtado, R.; Castillo Vela, G. E.; Sanvicente-López, M. y Moreira-Ramírez, J. F.** (2015). Fototrampeo de mamíferos terrestres de talla mediana y grande asociados a petenes del noroeste de la península de Yucatán, México. *Therya*, 6, pp. 559-574.
- Howell, S. N. y Webb, S.** (1995). *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press, Oxford.
- Hutto, R. L.; Pletschet, S. M. y Hendricks, P.** (1986). A Fixed-radius Point Count Method for Nonbreeding and Breeding Season Use. *The Auk: Ornithological Advances*, 103(3), pp. 593-602.
- Instituto Nacional de Ecología (INE).** (1997). *Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos*. Universidad Autónoma del Carmen / Unidad Coordinadora de Áreas Naturales Protegidas / Dirección General de Ordenamiento Ecológico e Impacto Ambiental: México.
- Jiménez, C. F.; Quintana, H.; Pacheco, V.; Melton, D.; Torrealva, J. y Tello, G.** (2010). Camera trap survey of medium and large mammals in a montane rainforest of northern Peru. *Revista Peruana de Biología*, 17(2), pp. 191-196.
- Joel, W. M.** (2016). Collecting and Processing Crustaceans: An Introduction. *Journal of Crustacean Biology*, 36(3), pp. 393-395.
- Kremen, C.** (1992). Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications*, 2(2), pp. 203-217.
- Kremen, C.; Merenlender, A. M. y Murphy, D. D.** (1994). Ecological Monitoring: A vital need for integrated conservation and development programs in the tropics. *Conservation Biology*, 8(2), pp. 388-397.
- Lee, J. C.** (1996). *The amphibians and reptiles of the Yucatan peninsula*. Cornell University Press: New York.
- Lee, M. S., Hugall, A. F.; Lawson, R. y Scalon, J. D.** (2007). Phylogeny of snakes (*Serpentes*): combining morphological and molecular data in likelihood, Bayesian and parsimony analyses. *Systematics and Biodiversity*, 5(4), pp. 371-389.
- Liner, E. A.** (1994). Scientific and common names for the amphibians and reptiles of Mexico in english and spanish. *SSAR. Herpetological Circular*, 23, pp. 1-113.
- _____. (2007). A checklist of the amphibians and reptiles of Mexico. *Occasional Papers of the Museum of Natural Science*. Louisiana State University, 80, pp.1-60.
- Lira-Torres, I. y Briones-Salas, M.** (2012). Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 28, pp. 566-585.
- Lucrezi, S. y Schlacher, T.** (2010). Impacts of Off-Road Vehicles (ORVs) on Burrow Architecture of Ghost Crabs (*Genus Ocypode*) on Sandy Beaches. *Environmental Management*, 45, pp. 1352-1362.
- Margoluis, R. y Safalsky, N.** (1998). *Measures of success: designing, managing, and monitoring conservation and development projects*. Island Press: Washington D. C.
- McEachran, J. D. y Fechhelm, J. D.** (2005). *Fishes of the Gulf of Mexico*. Vol. 2. University of Texas Press: Austin.
- Medellín, R. A.; Arita, H. T. y Sánchez, O.** (2008). *Identificación de los murciélagos de México, clave de campo*. 2.ª ed., Instituto de Ecología, UNAM: México.
- Miller, R. R.** (2009). *Peces dulceacuícolas de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: México.
- National Geographic Society.** (2000). *Field guide to the birds of North America*. 3.ª ed. National Geographic Society: Washington D. C.
- Navarro, y Benítez, H.** (1993). Patrones de riqueza y endemismo de las aves. *Ciencias*, 7: 45-54.
- Noss, R. F.** (1990). Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4), pp. 355-364.
- Pla, L.** (2006). Biodiversidad: inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8):583-590.
- Pérez-Higareda, G. y Smith, H.** (1991). Ofidiofauna de Veracruz: análisis taxonómico y zoogeográfico. Instituto de Biología, UNAM: México.

- Peter, K. L. Ng.** (2017). Collecting and processing freshwater shrimps and crabs. *Journal of Crustacean Biology*, 37(1, 1), pp. 115-122.
- Peterson, R. T. y Chalif, E. L.** (1989). *Aves de México*. Diana: México.
- Primack, R.** (1998). *Essentials of conservation biology*. 2.^a ed. Sinaeur.
- Ramírez-Pulido, J.; González-Ruiz, N.; Gardner, A. L. y Arroyo-Cabrales, J.** (2014). List of recent land mammals from Mexico. *Special Publications Museum of Texas*. Tech University, 63, pp. 1-69.
- Sandler, T.** (1997). *Global Challenges: An approach to environmental, political and economic problems*. Cambridge University Press.
- Semarnat.** (2010). Nom-059-Semarnat-2010. Protección ambiental de 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. Segunda Sección. *Diario Oficial de la Federación: México*.
- _____. (2014). Lista de especies y poblaciones prioritarias para la conservación. *Diario Oficial de la Federación: México*.
- _____. (2016). Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. *Diario Oficial de la Federación: México*.
- _____. (2020). Guías de Impacto Ambiental. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/121011/Guia_MIA-Regional.pdf
- Schmitter-Soto, J. J.** (1998). *Catálogo de los peces continentales de Quintana Roo*. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas. [Col. Guías Científicas Ecosur.]
- Songrak, A.; Bodhisuwan, W. y Thapanand, T.** (2013). Selectivity of Traps for Blue Swimming Crab in Trang Province. *Maejo International Journal of Science and Technology*, 7(special Issue), pp. 36-42.

Medidas de mitigación para la protección de fauna terrestre en la carretera Cedral-Tintal-Playa del Carmen, en Quintana Roo, México

Mircea G. Hidalgo-Mihart | División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

Alberto González-Gallina | Red de Ambiente y Sustentabilidad, Instituto de Ecología, A. C.

Freddy Pérez-Garduza | División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Centro de Cambio Global y la Sustentabilidad, A. C.

Jesús A. Iglesias-Hernández | Sistemas Estratégicos para la Gestión Ambiental SEGA, S. A. de C. V.

Adán Oliveras de Ita | Sistemas Estratégicos para la Gestión Ambiental SEGA, S. A. de C. V.

Andrés Chacón-Hernández | Sistemas Estratégicos para la Gestión Ambiental SEGA, S. A. de C. V.

Octavio Vázquez-Zúñiga | Sistemas Estratégicos para la Gestión Ambiental SEGA, S. A. de C. V.

Resumen

La carretera Cedral-Tintal-Playa del Carmen fue planeada para operar 28 pasos superiores de fauna (PSF) como una medida para reducir el atropellamiento de mamíferos. Este capítulo describe el proceso para determinar la ubicación final de los PSF y evaluar su efectividad. El trabajo consistió en monitoreo con cámaras trampa y el seguimiento satelital de grandes felinos para determinar hábitats importantes para mamíferos medianos y grandes.

M. G. Hidalgo-Mihart

correo: mhidalgo@yahoo.com

División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 s/n, entronque a Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco, México, C. P. 86150

Teléfonos: (993) 3581500 ext. 6400, 3581579 o 354 43 08

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Los resultados indicaron que era necesaria la modificación del proyecto original y el cambio de ubicación de 14 de los PSF. El monitoreo de estos pasos durante la operación de la carretera documentó eventos de cruce de 12 especies de mamíferos. Este proyecto es el primero en México en el cual el trabajo entre academia, consultores ambientales y constructora logró el establecimiento de medidas de mitigación para disminuir atropellamientos de mamíferos.

Palabras clave: efecto de barrera, atropellamiento, pasos de fauna, carreteras, medidas de mitigación.

Abstract

The Cedral-Tintal-Playa del Carmen highway planned to operate 28 wildlife underpasses (WU) to reduce the roadkill of medium and large-sized mammals. This chapter describes the process to determine the final location of WU and its effectiveness evaluation. The project consisted of camera trap monitoring and satellite tracking of big cats to determine important habitats for medium and large mammals. Our results indicated that it was necessary to relocate 14 of the WU. The monitoring of the WU during the highway's later operation documented that at least 12 mammalian species were crossing the road using the WU. This project was the first in Mexico where the academia, environmental consultants, and a construction company achieved mitigation measures to reduce the roadkill of wildlife species.

Keywords: barrier effect, roadkill, wildlife passages, roads, mitigation measures.

1. Introducción

La cantidad y calidad de la infraestructura carretera son impulsores del crecimiento de la actividad económica, que incrementa el acceso de los habitantes a servicios de salud y educación, además de contribuir en la reducción de la pobreza (Bird *et al.*, 2011). Sin embargo, existen numerosos estudios referentes al efecto negativo que las carreteras tienen sobre los ecosistemas naturales y la fauna silvestre, pues transforman el hábitat donde se construyen, ya que favorecen la entrada de nuevos pobladores humanos y, con ello, el cambio del uso de suelo y el incremento en la cacería, fenómenos que limitan o impiden el paso de las especies originarias del hábitat; además, los vehículos en circulación generan perturbaciones por el ruido y provocan la mortalidad de animales debido a los atropellamientos.¹

En el caso particular de las colisiones con vehículos, se ha documentado que millones de organismos mueren por atropellamientos cada año (Laurence *et al.*, 2009), ocasionando efectos tan importantes que las carreteras se consideran las principales causas de mortalidad

¹ Vid. Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global.

de muchas especies (Ceia Hasse *et al.*, 2017) y una barrera que limita el movimiento de los animales entre ambos lados de la vía, lo cual disminuye, en algunos casos, la accesibilidad a los recursos y el intercambio genético interpoblacional (Ceia Hasse *et al.*, 2017; Epps *et al.*, 2005; Strasburg, 2006).

Entre los mamíferos, los carnívoros son el grupo que resulta negativamente más afectado por los atropellamientos (Ceia Hasse *et al.*, 2017; Ritwinski y Fahrig, 2015). El hecho de que este grupo de mamíferos presente ámbitos hogareños grandes, largas distancias de dispersión, además de bajas densidades poblacionales, incrementa la vulnerabilidad de estas especies a los efectos del emplazamiento de la vía de comunicación y de su tráfico vehicular asociado (Grilo *et al.*, 2015). Existen pocos datos en México sobre el efecto que las carreteras tienen sobre los carnívoros (González-Gallina y Benítez Badillo, 2013), pero en general se considera que las estimaciones del impacto han sido subestimadas (González-Gallina e Hidalgo-Mihart, 2018) y se han centrado en pocas especies, particularmente en el jaguar (*Panthera onca*) (Colchero *et al.*, 2011; Pallares *et al.*, 2015).

En el caso de los jaguares en México, se han encontrado registros de atropellamientos de la especie (González-Gallina y Benítez Badillo, 2013), además de que las carreteras ejercen un efecto de barrera importante para la movilidad interpoblacional y podrían, a largo plazo, ser el factor más importante para aislar a los diferentes grupos de especies que aún persisten en la región (Colchero *et al.*, 2011; Rabinowitz y Zeller, 2010). Debido a esta situación, en el Plan de Acción para la Conservación de la Especie (Conanp, 2009) se consideró que cualquier nuevo proyecto de infraestructura, particularmente carreteras, deberá de tomar en cuenta la presencia de la especie y llevar a cabo acciones específicas para reducir el efecto de barrera y favorecer la conectividad entre las poblaciones.

2. La carretera Nuevo Xcan-Playa del Carmen

La Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT), a través de estudios de movilidad, determinó que facilitar el flujo de personas y bienes en el norte de la península de Yucatán, específicamente entre Playa del Carmen-Mérida y Playa del Carmen-Holbox, a través de un ramal de la autopista Kantunil-Cancún, era económica y socialmente viable (SCT, 2011), por la reducción de tiempos de recorrido en más de una hora, el ahorro en los gastos de combustible y desgaste de los vehículos, así como por el incremento de la seguridad de los usuarios (Consorcio del Mayab, S. A. de C. V., 2011).

Ante esta perspectiva, en el año 2011 la SCT otorgó a ICA infraestructura (ICA i), a través de la subsidiaria Consorcio del Mayab, el diseño, construcción y operación del proyecto carretero denominado “Ramales Cedral-Tintal, Tintal-Playa del Carmen con una longitud de 54 km en el estado de Quintana Roo” (llamada en este texto a partir de aquí Nuevo

Xcan-Playa del Carmen), el cual contaría con las características de una autopista de altas especificaciones tipo A2, con un carril de circulación por sentido, amplios acotamientos y en la que se pudiera circular con seguridad a una velocidad máxima promedio de 110 km/h.

El proyecto carretero Nuevo Xcan-Playa del Carmen se ubica en el noroeste del estado de Quintana Roo (figura 1). El área donde se desarrolló el proyecto corresponde a una región principalmente plana con una altitud de 5-10 msnm, que presenta un clima cálido-subhúmedo y una precipitación media anual de 1,300 mm (Inegi, 2017). La vegetación natural del área es el bosque húmedo (selva mediana subperennifolia) (Rzedowski, 2006); sin embargo, debido a la recurrencia de huracanes, quemadas con fines agrícolas y la urbanización del área, en la actualidad se encuentra cubierta principalmente de bosques secundarios en diferentes etapas de sucesión y áreas de agricultura de temporal (Ellis *et al.*, 2017). El área de desarrollo del proyecto es cercana a la ciudad de Playa del Carmen, donde, debido al incremento de la industria turística, se experimentó una de las urbanizaciones más rápidas del mundo, con un crecimiento de la población mayor al 20 % anual (Ellis *et al.*, 2017; González-Gallina *et al.*, 2017).



Figura 1. Localización de la carretera Nuevo Xcan-Playa del Carmen, en el noroeste del estado de Quintana Roo, México. El objetivo de este nuevo desarrollo carretero es reducir el tiempo de tránsito y facilitar la comunicación entre la vía Mérida-Cancún con Playa del Carmen y favorecer la comunicación entre Playa del Carmen y la región norte del estado de Quintana Roo, principalmente Holbox.

La zona a través de la cual corre el trazo del proyecto cruza por una región fuera del área natural protegida en la que se ha detectado la presencia de una población residente de jaguares (González-Gallina *et al.*, 2017) y también comprende áreas que han sido reconocidas como corredor para jaguares y que permiten que las poblaciones de la especie del norte de la península de Yucatán (principalmente Yum-Balam y Ría Lagartos) se conecten con las poblaciones del centro y sur de la Península (Rabinowitz y Zeller, 2010). La Manifestación de Impacto Ambiental del proyecto (MIA) detectó la existencia de jaguares y la importancia de la zona como corredor para la especie (Consortio del Mayab, S. A. de C. V., 2011). Asimismo, identificó la presencia de ocelote (*Leopardus pardalis*), margay (*Leopardus wiedii*) y viejo de monte (*Eira barbara*) (Consortio del Mayab, S. A. de C. V., 2011); todas ellas son especies enlistadas en la categoría de “en peligro de extinción”, de acuerdo con la Nom-059-Semarnat-2010, y por ello se encuentran protegidas por la legislación nacional (Semarnat, 2010).

Ante la posibilidad de impactos por la carretera en las poblaciones de jaguares y otras especies de mamíferos en peligro de extinción, debido al atropellamiento y a la interrupción del corredor que unía a las poblaciones del norte y sur de la península de Yucatán, en la MIA se propuso como una medida de mitigación la construcción de 28 pasos superiores de fauna (PSF)² para animales terrestres (Consortio del Mayab, S. A. de C. V., 2011). Este tipo de estructuras de cruce de vida silvestre se ha convertido en una estrategia común para la mitigación de impactos carreteros y es frecuentemente utilizada en los proyectos de vías de comunicación terrestre a nivel global.

Las estructuras de cruce de fauna pueden tomar una gran variedad de formas, entre las que se incluye una amplia gama de tipos de pasos inferiores y superiores (Clevenger y Ford, 2010). Estas estructuras ayudan a los animales a cruzar carreteras de manera segura y, por lo tanto, desempeñan un papel importante en la conservación de la biodiversidad, al aumentar la permeabilidad de las carreteras y reducir el riesgo de colisiones entre vehículos y vida silvestre (Smith *et al.*, 2015).

La autoridad ambiental aprobó el proyecto a finales de 2011, condicionado a que se garantizara la funcionalidad de los pasos de fauna; en caso de que no fueran funcionales durante la operación de la carretera, se tendría que subsanar la falla en la realización de obras complementarias para lograr su correcto funcionamiento (Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental *et al.*, 2011). Asimismo, el proyecto fue condicionado a la implementación de monitoreos de cuatro especies terrestres de importante conservación:

² En este caso se usa la nomenclatura de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes, donde de manera convencional se llaman Pasos Superiores Vehiculares a las estructuras que están bajo la carretera. En términos del presente libro, estas estructuras corresponden a pasos inferiores de fauna, en concordancia con el término en inglés *Wildlife underpass*.

jaguar, ocelote, margay y viejo de monte, y registrar los efectos de la carretera provocados en dichos individuos; así como el monitoreo, a través de radiotelemetría satelital, de los efectos causados por el proyecto específicamente sobre jaguares (Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental *et al.*, 2011).

3. Desarrollo del proyecto carretero Nuevo Xcan-Playa del Carmen

Hasta el desarrollo de este proyecto, según la información obtenida, únicamente en Argentina se había construido un paso de fauna para jaguares (Duarte, 2012). La experiencia existente en México consiste en la identificación de los mejores sitios para la construcción de las estructuras de cruces, basándose en el modelado del hábitat (Colchero *et al.*, 2011; Matthews *et al.*, 2015). La MIA del proyecto señaló en forma general la localización de los PSF a través de la modelación de la dispersión de jaguares entre las poblaciones de Yum-Balam y Sian Ka'an (Consortio del Mayab, S. A. de C. V., 2011). Sin embargo, ante la condicionante de garantizar la funcionalidad de los pasos (Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental *et al.*, 2011), fue necesario evaluar la ubicación de los PSF, pero con datos de campo generados en el área de influencia directa del proyecto.

En cumplimiento de la autorización del proyecto en materia de impacto ambiental, en octubre de 2012 (varios meses antes del inicio de la construcción del proyecto carretero), el Consortio del Mayab, en colaboración con los Sistemas Estratégicos para la Gestión Ambiental (SEGA) y la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT), inició la captura de jaguares y pumas para colocarles collares de radioseguimiento satelital (figura 2). De igual manera, en ese momento se inició el monitoreo de mamíferos importantes para conservación en el proyecto (jaguares, margay, ocelote y viejo de monte), por medio de 60 cámaras trampa colocadas en las inmediaciones del trazo del futuro proyecto carretero (figura 3). A través de un esfuerzo combinado de más de 10 personas –entre biólogos, capturadores profesionales y veterinarios–, en marzo de 2013, fecha en la que formalmente se iniciaron las primeras obras para la construcción del proyecto, se habían capturado y se monitoreaba a tres jaguares y un puma, cuyos trayectos brindaban información sobre las áreas más importantes y críticas para el establecimiento de pasos de fauna. En ese momento se contaba ya con más de 150 registros fotográficos de las cuatro especies de importancia para el proyecto, además de cientos de registros de otras especies de mamíferos y aves que también son susceptibles de atropellamientos en la carretera.

Con base en los datos biológicos existentes de jaguares, pumas, cabeza de viejo, ocelote y margay, se modelaron los movimientos de las diferentes especies a lo largo del trazo del proyecto carretero, en combinación con características temporales y permanentes del



Figura 2. A) Colocación de radiocollar satelital a uno de los cuatro jaguares capturados durante el proyecto. (Fotografía: Alejandro Jesús de la Cruz.) B) Imagen obtenida de cámara trampa de un jaguar que porta un radiocollar satelital. (Fotografía: SEGA, S. A. de C. V.) El objetivo del radioseguimiento fue determinar las áreas de mayor tránsito de los jaguares, para establecer los sitios más adecuados para la construcción de los PSF en la carretera Nuevo Xcan-Playa del Carmen.

paisaje en segmentos de 25 m, a lo largo de los 54 km del proyecto. A partir de los resultados obtenidos, se evaluó la localización propuesta en la MIA de los 28 PSF que habían sido aprobados por la SCT e incorporados dentro del proyecto ejecutivo de la carretera. La evaluación de los PSF propuestos con los nuevos valores indicaba que 14 de los pasos podían incrementar su efectividad si se modificaba su localización.

A través del trabajo conjunto entre el Consorcio del Mayab, SEGA y la UJAT, en el cual se consideró tanto la información biológica obtenida de los esfuerzos de monitoreo como las particularidades topográficas y costos de construcción, y bajo la premisa de que se mantuvieran las especificaciones técnicas de la SCT para el tipo de carretera propuesta, se logró la modificación del proyecto ejecutivo para reubicar 14 PSF hacia nuevos sitios, en donde, de acuerdo con los resultados del modelo, se incrementaría su efectividad. Como parte de la conciliación entre los aspectos ecológicos y los de ingeniería de la carretera, en algunos casos fue necesario modificar la ubicación propuesta por SEGA y la UJAT hasta en 100 m, derivado de las condiciones topográficas e hidrológicas prevalientes en los sitios inicialmente propuestos según los resultados del modelo. Ante esta situación, y para mantener la efectividad de los PSF, se propuso y aprobó por el Consorcio del Mayab la instalación de mallados inductivos en el derecho de vía de la carretera, los cuales permitirían que los animales, al salir al camino, fueran conducidos directamente al PSF. La nueva propuesta de proyecto ejecutivo fue sometida y aprobada por la SCT, de tal forma que el proyecto carretero se convirtió en el primer caso a nivel nacional en el que, con base en criterios de facilitación de cruce carretero por la fauna, se modifica un proyecto ya aprobado.

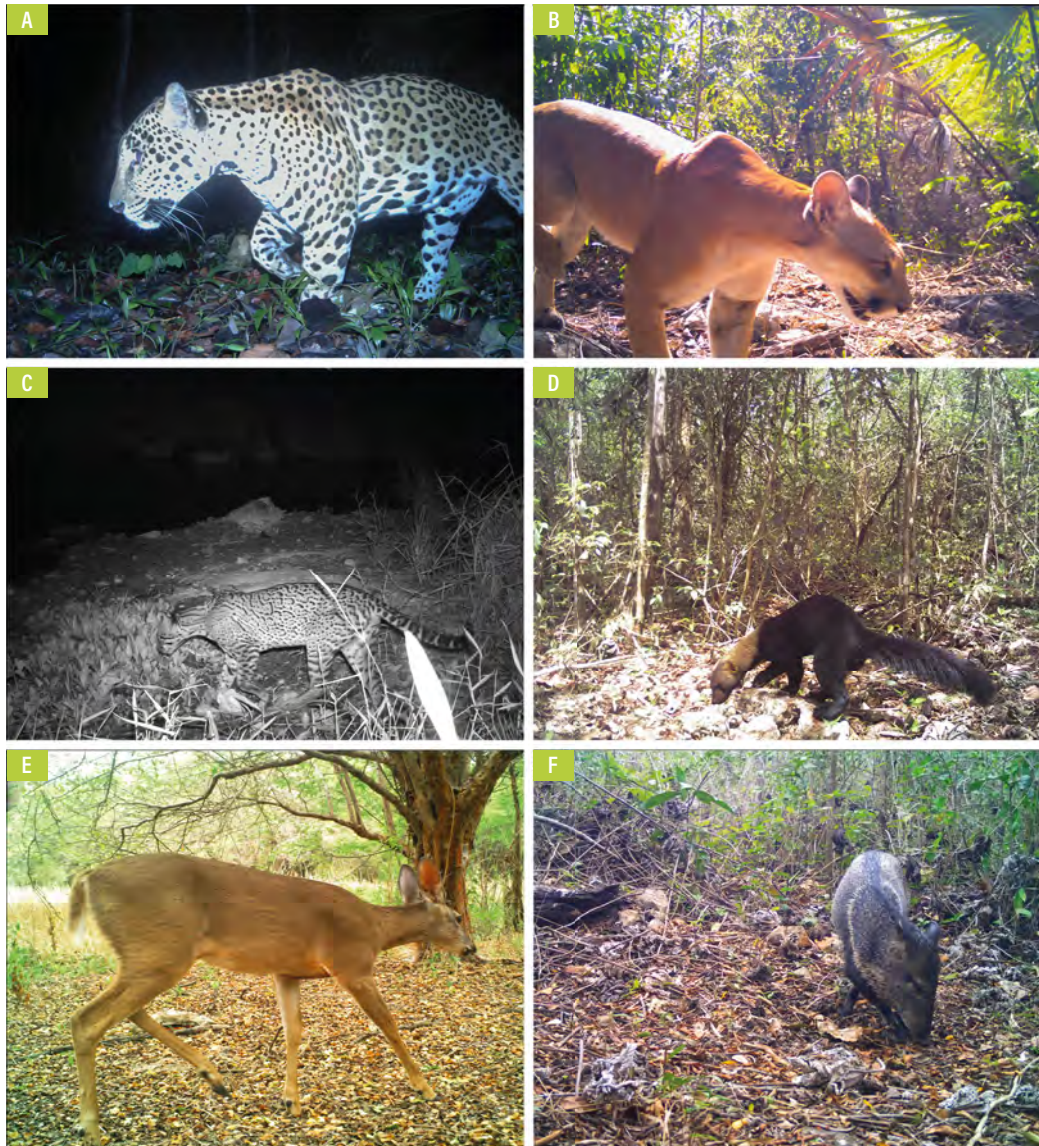


Figura 3. Fotografías obtenidas por medio de cámaras trampa de mamíferos silvestres en el área de influencia del proyecto Nuevo Xcan-Playa del Carmen, en el estado de Quintana Roo, México. El objetivo de la colocación de las cámaras fue determinar las áreas de mayor uso por parte de especies de mamíferos silvestres, y así determinar los mejores sitios para la ubicación de los PSF. A) Jaguar (*Panthera onca*). B) Puma (*Puma concolor*). C) Ocelote (*Leopardus pardalis*). D) Cabeza de viejo (*Eira barbara*). E) Venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*). F) Pecarí de collar (*Dicotyles tajacu*). (Fotografías: Alberto González-Gallina-UJAT.)

4. Supervisión de la construcción de los pasos de fauna

La construcción del proyecto (incluyendo los PSF) continuó durante el resto del año 2013 y culminó en agosto de 2014. Cada uno de los 28 PSF construidos consiste en una estructura de hormigón de 3 m de ancho y 4.5 m de altura, con piso de suelo natural, el cual pasa por debajo de los 12 m del ancho de corona de la carretera. Cada PSF tiene cercas de inducción de 2 m de altura en ambos lados de la carretera, que recorren aproximadamente 100 m en cada dirección para dirigir a la fauna silvestre hacia el paso. Los PSF se encuentran localizados a lo largo de toda la longitud del proyecto carretero Nuevo Xcan-Playa del Carmen y están separados a una distancia media de aproximadamente 1,800 m entre ellos (mínimo 200 m y máximo 2,500 m).

Durante el periodo de construcción, SEGA y la UJAT continuaron con la supervisión de obra en los 28 PSF (figura 4) y emitieron numerosas recomendaciones a la empresa constructora para maximizar la eficiencia de las estructuras de cruce. Durante este periodo se presentaron diversas situaciones, entre ellas: la eliminación de obstáculos para el paso de los animales por efecto de material vegetal o escombros en la proximidad de las entradas de los PSF; la instalación de cercos inductivos y la eliminación del cerco ganadero en las áreas de los PSF (el cual fue sustituido por cercos inductivos, que cubrían con creces la función de evitar la entrada de fauna a la carpeta asfáltica de la carretera); el abatimiento de taludes y la adecuación de rampas en algunos accesos a los PSF.

La longitud y ubicación de las mallas de inducción de cada uno de los 28 PSF fueron diseñadas individualmente con el objetivo de proteger estructuras específicas del paisaje circundante a la carretera, los cuales fueron identificados como sitios con mayor probabilidad de uso por parte de mamíferos silvestres.

A la par de la construcción del proyecto carretero, y como parte del cumplimiento de su autorización en materia de impacto ambiental, se continuó con el monitoreo de los movimientos de jaguares y pumas en relación con el trazo. Los datos obtenidos permitieron determinar la respuesta de los organismos seguidos radiosatélitalmente, así como el proceso constructivo y la instalación de los PSF. Debido a la importancia de esta información, durante el año 2014 se capturaron dos jaguares adicionales para colocarles collares de radioseguimiento y, como parte del monitoreo sobre los demás mamíferos, se continuó con el fototrampeo, con intensidad y detalle para que se permitiera determinar si algunas especies, como pequeños felinos –identificables a nivel individual por su patrón de manchas–, ocelotes y margays, cruzaban el proyecto en construcción, y también para reconocer cambios en las abundancias asociadas al proyecto en otras especies.



Figura 4. Imágenes del seguimiento de la construcción de los PSF en la carretera Nuevo Xcan-Playa del Carmen, en el estado de Quintana Roo, México. (Fotografía: SEGA.) A) Evaluación de la ubicación de los PSF, así como de aspectos del hábitat circundante al PSF. B y C) Supervisión de la construcción de los PSF para determinar las necesidades de adecuaciones específicas para mejorar su funcionalidad. (Fotografías: SEGA.) D) Evaluación de las adecuaciones en rampas de acceso a los PSF para facilitar el cruce seguro de fauna silvestre a través de ellos. (Fotografía: SEGA.) E) Supervisión de la instalación de mallas de inducción que dirigen a la fauna silvestre hacia la entrada de los PSF. (Fotografía: Alejandro Jesús de la Cruz.) F) Finalización de la instalación de la malla de inducción. (Fotografía: Alejandro Jesús de la Cruz.)

5. Operación de la carretera y monitoreo de los pasos de fauna

El proyecto carretero inició operaciones en septiembre de 2014 y se convirtió en el único proyecto vial en el sur de México, en el cual operan estructuras de cruces específicos para mamíferos terrestres medianos y grandes. Desde el inicio de la operación de la carretera, el Consorcio del Mayab ha dado mantenimiento a los PSF con el fin de evitar su obstrucción y facilitar el cruce seguro de fauna silvestre. Entre las actividades del mantenimiento rutinario (por lo menos una vez cada dos meses), ejecutado por las cuadrillas de mantenimiento de la carretera, se contempla el de retirar la vegetación herbácea y arbustiva de las entradas y del interior de los PSF, así como remover rocas, troncos y basura que pudieran obstruir el tránsito de los organismos (figura 5).

Igualmente, a partir del inicio de operaciones del proyecto, con el apoyo en un principio de SEGA y, a partir del segundo año, por las fundaciones Panthera México y Rufford Small Grants, se ha llevado a cabo el monitoreo de los PSF a través de cámaras trampa (figura 6). En la primera etapa del monitoreo se establecieron cámaras trampa en todos los PSF. Sin embargo, debido al hurto de numerosos equipos, se decidió continuar el monitoreo únicamente en 10 PSF. A través de este seguimiento se ha registrado que en un año, en estos 10 PSF, han cruzado 653 mamíferos silvestres, de 12 especies (González-Gallina *et al.*, 2018).



Figura 5. Imágenes de los PSF que operan en la carretera Nuevo Xcan-Playa del Carmen. A) PSF en el que se observa el mantenimiento llevado a cabo por la concesionaria de la carretera, que consiste en el retiro de vegetación arbustiva, rocas y troncos. (Fotografía: Alberto González-Gallina.) B) Interior de un PSF en el que se observa el retiro de vegetación arbustiva hasta el derecho de vía, llevado a cabo por la concesionaria de la carretera. (Fotografía: Alberto González-Gallina.)



Figura 6. Fotografías de cámaras trampa obtenidas como parte del monitoreo de los PSF ubicados en la carretera Nuevo Xcan-Playa del Carmen, en el estado de Quintana Roo, México. A y B) Jaguar (*Panthera onca*). C) Ocelote (*Leopardus pardalis*). D) Cabeza de viejo (*Eira barbara*). E) Venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*). F) Tepezcuintle (*Cuniculus paca*). (Fotografías: Alberto González-Gallina-UJAT.)

Los PSF fueron construidos originalmente para el cruce de ocelote, margay, jaguar y cabeza de viejo. En la actualidad sabemos que, al menos en los PSF monitoreados, con excepción del margay, las otras tres especies utilizan recurrentemente los pasos (González-Gallina *et*

al., 2018). En el caso de los jaguares, los PSF han sido utilizados en 24 ocasiones por al menos seis individuos diferentes (machos y hembras) (González-Gallina *et al.*, 2018). En 2015 se estimó que la densidad de jaguares en la región era de 5.5 jaguares/100 km² (Ávila Nájera *et al.*, 2015), lo que podría indicar que el número observado de individuos que cruzan por los PSF podría corresponder a una fracción importante de la población de jaguares que habita el área cercana a la carretera.

En el caso particular de este proyecto carretero, se espera que el número de cruces y especies se incremente con el paso del tiempo, al igual que ocurre en otras carreteras, donde el uso de pasos de fauna ha sido monitoreado como resultado de la habituación de los organismos que viven en los alrededores de estas obras de infraestructura (Gagnon *et al.*, 2011). Sin embargo, es importante mencionar que la infraestructura construida constituye una obra de mitigación de los impactos de la carretera y no evita que pudieran llegar a ocurrir atropellamientos de animales (incluso de jaguares).

A pesar de la construcción de 28 PSF, a los que se adicionaron 4,500 m de malla (9,000 m totales si se considera que la malla se colocó en ambas salidas), el porcentaje de la carretera habilitada para el cruce de fauna es de apenas el 14 %. Pese a ello, y gracias al trabajo biológico previo, se espera que este 14 % de la carretera, en la que tienen influencia directa las estructuras instaladas, corresponda al área donde ocurre el mayor número de cruces de fauna, por lo que existe la confianza en que la infraestructura construida permitirá reducir el número de atropellamientos en la carretera.

6. Consideraciones finales

El proyecto carretero Nuevo Xcan-Playa del Carmen es el primero a nivel nacional en el que se lleva a cabo, con extremo detalle y compromiso, un seguimiento para mitigación y reducción de atropellamientos. Constituye un ejemplo de lo que la coordinación entre autoridades ambientales y de comunicaciones, operadores y constructores de carreteras interesados en llevar a cabo mejores proyectos, empresas serias de consultoría ambiental y la academia, puede lograr para resolver problemáticas que implican la construcción de infraestructura y la conservación de la vida silvestre de manera conjunta.

Es necesario que la construcción de nuevos proyectos carreteros y ferroviarios en México tengan el mismo nivel de exigencia ambiental planteado por las autoridades en este proyecto, de forma tal que, en un futuro, la construcción y operación de estas vías generales de comunicación impliquen un menor riesgo de atropellamiento de fauna silvestre, que hoy en día representa una seria amenaza para la conservación de distintas poblaciones de especies vulnerables.

7. Agradecimientos

Este estudio fue posible gracias al apoyo y los fondos otorgados por la empresa de Sistemas Estratégicos para la Gestión Ambiental SEGA, S. A. de C. V., a cargo del estudio biológico para el proyecto vial “Ramales Cedral-Tintal, Tintal-Playa del Carmen con una longitud de 54 km en el estado de Quintana Roo, México”. El proyecto fue patrocinado por Ingenieros Civiles Asociados, División de Infraestructura (ICA i), a través del Consorcio Mayab. La fundación Panthera México, A. C. financió el seguimiento de los PSF durante 2016 y Rufford Small Grants Foundation, durante 2017. Agradecemos a la División Académica de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, por el apoyo logístico en la realización de este proyecto.

La captura de los jaguares se llevó a cabo a través de las autorizaciones SGPA/DGVS/9611/12 y SGPA/DGVS/00975/14, otorgados por la Dirección General de Vida Silvestre, a solicitud de Mircea G. Hidalgo-Mihart. Los autores de este trabajo agradecen a las autoridades de los ejidos de Benito Juárez, Agua Azul, Playa del Carmen, laguna Costa Rica, Guadalupe Victoria, Héroes de Nacozari y el Tintal, así como a los propietarios privados de los ranchos San Carlos y Arizona, por permitirnos el acceso a sus propiedades para llevar a cabo este trabajo. Agradecemos a R. Juárez-López; A. Jesús de la Cruz; A. Rivera; F. Zavala; E. López; A. de la Torre de Lara; S. Carrillo; M. Tobler; D. Simpson; I. Cassaigne; S. Ortiz Amador; S. Ilescas; O. Lofér y B. Portillo, por el apoyo en el trabajo de campo.

8. Literatura citada

- Ávila Nájera, D. M.; Chávez, C.; Lazcano-Barrero, M. A.; Pérez-Elizalde, S. y Alcántara-Carbajal, J. L. (2015). Estimación poblacional y conservación de felinos (*Carnivora: Felidae*) en el norte de Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical*, 63(3), pp.799-813.
- Bird, K.; McKay, A. y Shinyekwa, I. (2011). *Isolation and poverty the relationship between spatially differentiated access to goods and services and poverty*. Overseas Development Institute, ODI Working paper, 322: Londres, Reino Unido.
- Ceia Hasse, A.; Borda de Água, L.; Grilo, C. y Pereira, H. M. (2017). Global exposure of carnivores to roads. *Global Ecology and Biogeography*, 26(5), pp. 592-600.
- Clevenger, A. P. y Ford, A. T. (2010). Wildlife crossing structures, fencing, and other highway design considerations. En: Beckmann, J. P.; Clevenger, A. P.; Huijser, M. y Hilty, J. A. *Safe Passages, Highways, Wildlife, and Habitat Connectivity* (pp. 17-49). Island Press: Washington D. C.
- Colchero, E.; Conde, D. A.; Manterola, C.; Rivera, A. y Ceballos, G. (2011). Jaguars on the move: modeling movement to mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. *Animal Conservation*, 14, pp.158-166.
- Conanp. (2009). *Programa de acción para la conservación de la especie: Jaguar (Panthera onca)*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales / Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas: México.
- Consorcio del Mayab, S. A. de C. V. (2011). *Resumen Ejecutivo MIA-Regional "Ramales Cedral-Tintal, Tintal-Playa del Carmen con una longitud de 54 km en el estado de Quintana Roo"*. Mérida, Yucatán, México. <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/qroo/resumenes/2011/23QR2011V0021.pdf>
- Duarte, J. C. (2012, 22-26 de octubre). *La integración de las obras viales y el medio ambiente en Misiones*. XVI Congreso Argentino de Vialidad y Tránsito, Córdoba, Argentina. <http://congresodevialidad.org.ar/congreso2012/conferencias-especiales/medioambiente/duarte.pdf>
- Ellis, E. A.; Romero-Montero, J. A. y Hernández-Gómez, I. U. (2017). Deforestation processes in the state of Quintana Roo, Mexico: the role of land use and community forestry. *Tropical Conservation Science*. <https://doi.org/10.1177/1940082917697259>
- Epps, C.; Palsboll, P.; Wehausen, J.; Roderick, G.; Ramey, R. y McCullough, D. (2005). Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters*, 8(10), pp. 1029-1038.
- Gagnon, J. W.; Dodd, N. L.; Ogren, K. S. y Schweinsburg, R. E. (2011). Factors associated with use of wildlife underpasses and importance of long-term monitoring. *Journal of Wildlife Management*, 75(6), pp. 1477-1487.
- González-Gallina, A. y Benítez Badillo, G. (2013). Road ecology studies for México: a review. *Oecologia Australis*, 17(1), pp. 175-190.
- González-Gallina, A. e Hidalgo-Mihart, M. G. (2018). A Review of Road-killed Felids in Mexico. *Therya*, 9(2), pp. 147-159.
- González-Gallina, A.; Hidalgo-Mihart, M. G. y Castelazo-Calva, V. (2018). Conservation implications for jaguars and other neotropical mammals using highway underpasses. *PLoS ONE*, 13(11): e0206614
- González-Gallina, A.; Hidalgo-Mihart, M. G.; Pérez-Garduza, F.; Iglesias-Hernández, J. A.; De Ita, A. O.; Chacón-Hernández, A. y Vázquez-Zúñiga, O. (2017). Home range of a male jaguar spatially associated with the landfill of the city of Playa del Carmen, Mexico. *Mammalia*, 82(1), pp. 54-61.
- Grilo, C.; Smith, D. J. y Klar, N. (2015). Carnivores: Struggling for survival in roaded landscapes. En: Van der Ree R.; Smith, D. J. y Grilo, C. *Handbook on Road Ecology* (pp. 300-312). Wiley-Blackwell: West Sussex, Reino Unido.

- Inegi.** (2017). *Anuario estadístico y geográfico de los Estados Unidos Mexicanos*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía: Aguascalientes, México. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825097912>
- Laurence W. F.; Goosem, M. y Laurance, S. G. W.** (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(12), pp. 659-669.
- Matthews, S. M.; Beckmann, J. P. y Hardy, A. R.** (2015, 22 de septiembre). *Recommendations of road passage designs for jaguars: A final submission to the U.S. Fish and Wildlife Service. Final report for the U.S. Fish and Wildlife Service in response to F14PX00340*. Wildlife Conservation Society: Nueva York.
- Pallares, E.; Manterola, C.; Conde, D. A. y Colchero, F.** (2015). Case study: Roads and Jaguars in the Mayan Forests. En: Van der Ree R.; Smith, D. J. y Grilo, C. *Handbook on Road Ecology* (pp. 313-316). Wiley-Blackwell: West Sussex, Reino Unido.
- Rabinowitz, A. y Zeller, K. A.** (2010). A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar *Panthera onca*. *Biological Conservation*, 143(4), pp. 939-945.
- Ritwinski, T. y Fahrig, L.** (2015). The impacts of roads and traffic on terrestrial animal populations. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. *Handbook on Road Ecology* (pp. 237-246). Wiley-Blackwell: West Sussex, Reino Unido.
- Rzedowski, J.** (2006). *Vegetación de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: México.
- sct.** (2011). Segunda modificación al título de concesión otorgado el 5 de diciembre de 1990 por el Gobierno Federal, por conducto de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes, a favor de Consorcio del Mayab, S. A. de C. V. para construir, explotar y conservar el tramo Kantunil-Cancún de 250 kilómetros de longitud de la carretera Mérida-Cancún, en los estados de Yucatán y Quintana Roo. México. http://www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGDC/Titulos/doctos/28_2.pdf
- Semarnat.** (2010). Norma Oficial Mexicana 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*. Volumen 658/23: México.
- Smith, D. J.; Van der Ree, R. y Rosell, C.** (2015). Wildlife crossing structures: an effective strategy to restore or maintain wildlife connectivity across roads. En: Van der Ree R.; Smith, D. J. y Grilo, C. *Handbook on Road Ecology* (pp. 172-183). Wiley-Blackwell: West Sussex, Reino Unido.
- Strasburg, J. L.** (2006). Conservation biology: roads and genetic connectivity. *Nature*, 440, pp. 875-876.
- Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental, Dirección General de Impacto y Riesgo Ambiental, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales,** (2011). Resolutivo S.G.P.A./G.G.I.R.A./D.G./9495 del 14 de diciembre de 2011 sobre el Proyecto "Ramales Cedral-Tintal, Tintal-Playa del Carmen con una longitud de 54 km en el estado de Quintana Roo", presentado por Consorcio del Mayab, S. A. de C. V. México. <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/qroo/resolutivos/2011/23QR2011V0021.pdf>

Elementos de evaluación ambiental estratégica para el proyecto Tren Maya

Jorge A. Benítez | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Shelley M. Alexander | Universidad de Calgary, Canadá

Resumen

La construcción y funcionamiento del Tren Maya generará impactos negativos sobre la biodiversidad de la región que pueden acumularse a los impactos de otras estructuras lineales ya existentes. Mediante la implementación de un SIG a escala 1:50,000 se identificaron, evaluaron y regionalizaron los impactos más relevantes. Con base en la evaluación de los efectos de barrera y de borde, se proponen diversas medidas de prevención y mitigación, tales como el incremento de la conectividad de la vegetación, la construcción de pasos de fauna, la reducción de ruido y vibraciones, así como modificaciones al trazo para evitar áreas críticas.

Palabras clave: evaluación ambiental estratégica, Tren Maya, fauna, áreas naturales protegidas.

J. A. Benítez

email: info@easac.org.mx

Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Andador Caracol mz. D, lt. 1, fraccionamiento Lavalle Urbina,
San Francisco de Campeche, Campeche, C. P. 24087

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

The Tren Maya's construction and operation will generate adverse impacts on the region's biodiversity, which can exacerbate the impacts of other existing linear structures. Through the implementation of a GIS, scale 1:50,000, we identified, evaluate, and regionalized the most relevant impacts. Based on the evaluation of both the barrier and the edge effect, we proposed a wide range of mitigation measures, such as an increase of forest connectivity, the construction of wildlife passages, the reduction of noise and vibrations, as well as modification to the path line to avoid critical areas.

Keywords: strategic environmental assessment, Mayan Train, fauna, protected natural areas.

1. Introducción

La integración económica del sureste mexicano, a través de vías de comunicación terrestres, no es una idea nueva. Desde finales de la década de 1980, cuando las ciudades de Villahermosa, Ciudad del Carmen, Campeche, Mérida y el corredor Cancún-Tulum alcanzaron niveles de desarrollo por arriba del promedio nacional, ha existido la intención de diversificar y hacer más eficiente la movilidad de mercancías, personas y el intercambio entre estos centros urbanos y de sus atractivos turísticos. Como ejemplos de políticas públicas de dicha integración se pueden mencionar la construcción de las autopistas Mérida-Cancún y Campeche-Champotón a principios de los años 90 y las ampliaciones de las carreteras 180 y 186 en 2007, en el marco del proyecto Mundo Maya, así como las ampliaciones parciales de Villahermosa, Tabasco, a playas de Catazajá, Chiapas, y Aguacatal, Campeche.¹

Las obras de infraestructura que han buscado una mayor conexión entre la península de Yucatán y Tabasco no solo han tenido una justificación económica para el desarrollo de las ciudades más importantes, sino también un fundamento social inherente por los beneficios que podrían extenderse a las poblaciones menores de toda la región. En este contexto, hasta antes de 2014, cuando la Reforma Energética provocó la contracción económica de Villahermosa, Tabasco, y Ciudad del Carmen, Campeche, la mayoría de las grandes ciudades del sureste habían mantenido un crecimiento económico positivo; algunas de ellas como Mérida, Yucatán, y el corredor Cancún-Tulum, en Quintana Roo, con un crecimiento mayor al nacional (Inegi, 2014). Como consecuencia de este progreso económico, en la primera mitad de la presente década, el índice de desarrollo humano (IDH) de los cinco centros más importantes de la península de Yucatán y Tabasco era similar al de las urbes de Europa (IDH > 0.766). En contraparte, algunos municipios de la región, como

¹ Vid. Capítulo I.5 Vías de comunicación, reordenamiento territorial y reconfiguración de las (in)movilidades humanas en la península de Yucatán y la frontera sur de México.

Calakmul, localizado al sur del estado de Campeche, presentaba un IDH de 0.465, similar a los encontrados en países de África subsahariana (PNUD, 2014). Por lo tanto, los proyectos encaminados a una mejor comunicación entre los principales centros urbanos se han justificado como mecanismos de distribución de materiales, bienes y riquezas para toda la población del sureste mexicano.

Como se verá más adelante, el proyecto Tren Maya tiene antecedentes en otros proyectos ferroviarios turísticos que han sido propuestos para la península de Yucatán en los últimos 10 años. El ejemplo más reciente es el del Tren Transpeninsular, de Mérida a Punta Venado, el cual fue cancelado a principios de 2015 (Cámara de Diputados, 2017). El proyecto actual del Tren Maya planea la conexión desde Cancún hasta Palenque por dos rutas, cubriendo cinco veces más la distancia del Tren Transpeninsular y con una inversión estimada de entre 6,500 y 8,000 millones de dólares (*La Verdad*, 2018).

Considerando todas las reservas estatales y federales, el nuevo proyecto ferroviario atravesará o pasará por el área de influencia de 15 áreas naturales protegidas (ANP), incluyendo a la reserva de la biosfera de Calakmul, Bien Mixto inscrito en la lista del patrimonio mundial de la Unesco, las cuales fueron diseñadas para la conservación de la biodiversidad en general y para preservar en particular a especies de fauna silvestre amenazadas o en peligro de extinción. Debido al carácter prioritario que tiene la conservación de la biodiversidad en el sureste de México, es necesario que el proyecto del Tren Maya sea congruente con los objetivos de protección y conservación de dichas áreas.² En este contexto, la ruta planeada para el sur de Campeche requerirá de la construcción de una vía férrea completamente nueva, que afectará directamente a las áreas protegidas de Calakmul y Balam-kú e, indirectamente, a las ANP de Sian Ka'an y Uaymil. Además, la adecuación de los tramos ferroviarios ya existentes requerirá la instalación de cercas perimetrales que afectarán a diversos corredores biológicos.

La construcción y funcionamiento de la nueva vía, así como las adaptaciones de la ya existente, generarán impactos negativos sobre los hábitats y sobre el movimiento de la fauna silvestre, los cuales pueden acumularse a los impactos de otras estructuras lineales ya existentes. Por esta razón, el presente capítulo hace una serie de consideraciones ambientales como un primer ejercicio para prever los problemas que deberán ser discutidos en el diseño de la obra y minimizar así los impactos ambientales negativos.

² El primer borrador del presente capítulo fue realizado en octubre de 2018 y actualizado en febrero de 2019. Al momento de concluir la integración del presente libro (julio de 2020), la obra del tren ya ha sido licitada en una primera fase y la MIA de dicho proyecto se ha sometido para evaluación ante la Semarnat. En este contexto, los autores han mantenido la redacción del presente capítulo con pocas actualizaciones, como un ejercicio de lo que debió de realizarse en materia de impacto ambiental.

2. Alcances y objetivos

La intención de que el diseño del proyecto del Tren Maya incorpore los aspectos ambientales de manera temprana es para evitar que cuando se elabore la Manifestación de Impacto Ambiental (MIA) de la obra, esta tenga un carácter muy rígido y favorezca la aceptación por parte de la sociedad, así como de las autoridades ambientales que deberán autorizar el proyecto. Es importante señalar que, para poder realizar una evaluación ambiental completa del proyecto, se requiere conocer los detalles del trazo, los procedimientos de construcción y de funcionamiento, así como las obras complementarias asociadas, junto con sus necesidades de materias primas (y su origen), energía y mano de obra, caminos de acceso, bancos de materiales y de tiro, entre otros insumos. Esta información normalmente se tiene hasta el momento que se va a realizar la MIA, que por ley debe de ser autorizada previa a la obra (artículo 28 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, 2018). Sin embargo, con base en la experiencia de proyectos similares, cuando se solicita la MIA para proyectos de gran alcance, habitualmente el presupuesto ya fue asignado y la obra licitada, por lo que queda poco margen de maniobra para realizar cambios al diseño (Ahumada *et al.*, 2012; Noble, 2000) o, en su caso, efectuar incrementos al presupuesto asignado para las medidas ambientales compensatorias. Esta situación es particularmente cierta para los megaproyectos del Gobierno federal que constituyen la columna vertebral de sus políticas públicas para el desarrollo económico de una determinada región.

Aunado a lo anterior, la viabilidad ambiental del proyecto dependerá no solo de sus particularidades, sino que además deberá relacionarse con los impactos generados por otras estructuras lineales y con las diferentes propuestas de desarrollo del nuevo gobierno, tales como los desarrollos urbano-turísticos asociados al tren, como el propuesto para Calakmul,³ y la movilización de secretarías y dependencias del Gobierno federal, con sus propias necesidades de infraestructura y servicios asociados, tales como las oficinas de Petróleos Mexicanos (Pemex) a Ciudad del Carmen, las secretarías de Energía a Villahermosa, Tabasco; de Turismo a Chetumal, Quintana Roo; la de Medio Ambiente a Mérida, Yucatán, así como la construcción de una refinería en Dos Bocas, Tabasco (*El Economista*, 2018, 10 de julio), lo cual requerirá reactivar varios proyectos carreteros, aeroportuarios y puertos marítimos para mejorar la comunicación de estas ciudades. Como se verá en la discusión del presente capítulo, al menos dos de estos proyectos ya han sido planteados con anterioridad y afectan a las ANP de Centla y Laguna de Términos (*El Sur*, 2017, 23 de noviembre; *Página Abierta*, 2014, 9 de octubre), por lo que también deberían considerarse dentro de la planeación ambiental estratégica de la región.

³ Vid. Capítulo III. 6. Impacto de la vía férrea y del crecimiento turístico asociado al Tren Maya: medidas de mitigación y cambios al diseño para las reservas de Calakmul y Balam-kú.

Bajo el escenario descrito en los dos párrafos anteriores, las expectativas políticas, sociales y económicas del Tren Maya pueden ejercer una gran presión para que el proyecto sea aprobado por la autoridad ambiental, mientras que, por otro lado, las medidas no consideradas en el diseño original para reducir los impactos negativos podrían encarecer sustancialmente la obra, reduciendo su viabilidad económica. Todo esto dará como resultado que las medidas de mitigación, protección y compensación que se deriven de la MIA no influyan sustancialmente en el diseño final del proyecto. Esta situación es característica cuando la dimensión ambiental se aplica y se limita al último nivel en la planeación del desarrollo, omitiendo la Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) que debe realizarse en los planes de desarrollo de una determinada región (Ahumada *et al.*, 2012). Por esta razón se realiza el presente capítulo con los siguientes objetivos:

- Presentar un marco general preventivo para la protección de la fauna silvestre de ANP ante proyectos con estructuras lineales (carreteras, ferrovías y líneas de transmisión eléctrica).
- Generar conciencia que permita incorporar de manera temprana las acciones necesarias para evitar, mitigar o compensar el impacto que el proyecto del Tren Maya tendrá sobre la fauna de las ANP de la región.
- Proporcionar elementos para una EAE de obras similares que se realicen en la región, así como aportar algunos elementos puntuales para la MIA del nuevo proyecto ferroviario.

3. Metodología

En primer lugar se realizó una revisión de los antecedentes del proyecto, para describir sus alcances en la región. Esta revisión se basó en los estudios de factibilidad económica y ambiental de proyectos ferroviarios anteriores, así como lo reportado para el nuevo proyecto en la prensa nacional y regional.

Debido a que ya existen elementos lineales de obras previas, en segundo lugar se realizó una evaluación ambiental del proyecto ferroviario junto con otros proyectos carreteros y de transmisión eléctrica (figura 1), identificando los principales impactos derivados del proyecto. Este análisis se basó principalmente en las experiencias de proyectos lineales en otras partes del mundo,⁴ en los impactos identificados para el sureste mexicano,⁵ así como en una base de datos georreferenciada de carreteras, vías férreas y líneas de transmisión de la península de Yucatán y Tabasco.

⁴ Vid. Capítulos I. 1. Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global, y I. 2 Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

⁵ Vid. Los 11 capítulos de la sección II, de este libro (II. 1-II. 11).

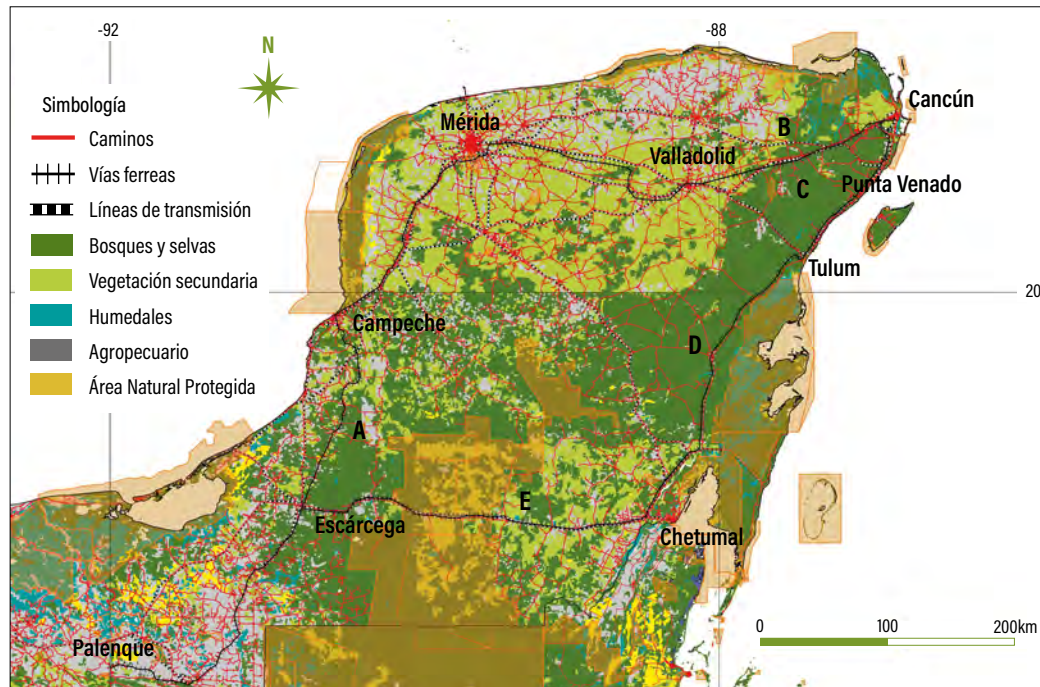


Figura 1. Uso del suelo y vegetación, áreas naturales protegidas y vías de comunicación terrestres. Las letras en mayúscula se refieren a ramales ferroviarios: A) Palenque-Valladolid (vía existente), B) Valladolid-Cancún (en proyecto), C) Valladolid-Punta Venado (no incluida en el Tren Maya), D) Cancún-Tulum (en proyecto) y E) Escárcega-Chetumal (en proyecto).

Posteriormente, se realizó una regionalización del proyecto, considerando los elementos lineales asociados a la vía propuesta del tren (carreteras, líneas de transmisión) e identificándose las características de cada ramal. Para evaluar la importancia de los impactos que podrían ocurrir en los diferentes ramales del proyecto, se aplicó la metodología simplificada de Fernández-Vitora (1993), la cual es ampliamente utilizada en la evaluación de impacto ambiental para valorar los daños que se derivan de un proyecto. De los 10 criterios del algoritmo original, se seleccionaron los cuatro que se consideraron más importantes para el proyecto, tanto por la revisión bibliográfica realizada, como por la información disponible para la región de estudio. El algoritmo aplicado fue el siguiente:

$$Ma = (3I + 2Ex + Si + Rc)$$

Donde,

Ma = magnitud del impacto

I = intensidad del impacto

Ex = extensión del impacto

Si = sinergia

Rc = recuperabilidad del ambiente ante el impacto

La ponderación y justificación de cada factor de este algoritmo se describe más adelante, en el apartado 4.2.4. Evaluación regional de los impactos.

A partir de la evaluación específica de los impactos analizados, se plantearon las posibles adecuaciones que se deberán considerar para el diseño de la obra. Estas sugerencias se realizaron con base en la literatura⁶ y tomando en cuenta los 11 estudios de caso presentados en la sección II de este libro.

4. Resultados y discusión

4.1. Antecedentes y descripción general del proyecto Tren Maya

El proyecto del Tren Maya busca impulsar la conectividad del turismo en la región para aprovechar la riqueza cultural y natural que se concentra en la zona sureste del país. Tal y como se mencionó en la introducción de este capítulo, dicho proyecto ferroviario tiene como antecedente más reciente el proyecto del Tren Transpeninsular del Gobierno federal, que finalmente fue cancelado en 2015. Sin embargo, la propuesta de conectividad e integración de los atractivos turísticos del sureste tiene por lo menos tres décadas de haberse planteado. En este contexto, la iniciativa del Mundo Maya, apoyada por el Banco Interamericano de Desarrollo, propuso aprovechar los recursos arqueológicos, naturales y culturales de México, Guatemala, Belice, Honduras y El Salvador, a través de los sitios arqueológicos de Uxmal, Chichén Itzá, Bonampak, Palenque y Tikal (Zorrilla-Martínez, 2011). Posteriormente, en 1992, los cinco países firmaron el Convenio Constitutivo de la Organización Mundo Maya (OMM). Como parte de las actividades de la OMM, en 1996 se propuso que cada país diseñara un plan de inversión de caminos, aeropuertos y otras alternativas de transporte para el acceso a destinos turísticos. En este contexto, la Sectur, la SCT, la CFE y la Conagua, iniciaron una serie de obras en 2005 para el desarrollo urbano-turístico entre Escárcega y Xpujil, el cual forma parte del corredor ecoturístico de Río Bec, de la OMM. Como parte de este programa estatal, en 2007 se realizó la ampliación de dos a cuatro carriles de la carretera 186, se construyó una línea de transmisión eléctrica de 160 km, con una subestación de 230 kv, así como un acueducto de 120 km, con capacidad de 120 l/s, con origen en la laguna de Silvituc.

⁶ Vid. capítulos I. 1 y I. 2.

La iniciativa formal de una vía férrea con fines turísticos en la península de Yucatán nació a finales de 2007, con el proyecto de un tren bala entre las ciudades de Mérida y Cancún, el cual fue propuesto por el gobierno de Yucatán y respaldado por el gobierno de Quintana Roo (Cámara de Diputados, 2017). Para 2010, al término de los primeros estudios de factibilidad financiera, el proyecto cambió el nombre de tren bala a tren rápido y se estimó una inversión de entre 403 y 565 millones de USD. Para finales de 2012 y principios de 2013, el proyecto fue adoptado por el Gobierno federal entrante, cambiando de nombre a Tren Transpeninsular y modificando el trazo para colocar como destino a Punta Venado, Quintana Roo, con un recorrido de 278 km y una inversión estimada de 1,500 millones de USD. De igual forma, en ese entonces creció la expectativa del proyecto y se comenzó a manejar la ampliación de la ruta para conectar Uxmal, Campeche y Cancún (Cámara de Diputados, 2017).

Durante el año 2013 se realizaron los estudios de factibilidad y topográficos para el diseño del Tren Transpeninsular, cuya MIA regional fue sometida a la autoridad ambiental a finales de ese año. A principios de 2014, la Semarnat rechazó la MIA del proyecto. Un año después, el Gobierno federal anunció la cancelación de la obra argumentando inviabilidad financiera, especialmente porque no reunía el aforo mínimo necesario para ser autosuficiente en su operación y en un momento dado iba a resultar demasiado caro para los usuarios (Cámara de Diputados, 2017). Cabe señalar que el argumento de cancelación fue tardío y débil, ya que se dio después de cuatro años de estudios, que costaron cerca de 100 millones de USD. Además, no se consideró que, incluso, en la mayoría de los países europeos el costo operativo de los trenes de pasajeros se encuentra subsidiado, dada la función social que representan. Además del Tren Transpeninsular, en la última década se han propuesto otros proyectos ferroviarios, como el de pasajeros de Cancún-Tulum y el de carga entre Campeche y Mérida. De estos proyectos no se tienen estudios de factibilidad.

Tanto en sus objetivos como en su justificación, el proyecto Tren Maya es similar a los que le han precedido. Con el nuevo plan ferroviario se busca potenciar el turismo en el sur de México, integrando los principales centros arqueológicos de la cultura maya (figura 1). Además de las zonas arqueológicas de Chichén Itzá (Yucatán), Calakmul (Campeche) y Tulum (Quintana Roo), el tren tocará puntos turísticos como Campeche, Mérida, Izamal y Valladolid. Entre las probables estaciones ferroviarias están, por un lado, las de Palenque, Candelaria, Escárcega, Calakmul, Bacalar, Tulum, Cancún y, por el otro lado, Campeche, Mérida y Valladolid (Chichén Itzá).

En cuanto al trazo de la obra, actualmente se sabe muy poco. Solo se ha informado que utilizará vías férreas existentes, así como derechos de vía de carreteras y líneas de transmisión eléctrica. El nuevo tren no contempla la conexión Valladolid-Punta Venado

del Tren Transpeninsular⁷ (letra C, figura 1). Sin embargo, además de conectar a Cancún con Palenque vía Mérida y Campeche, propone una segunda ruta para comunicar toda la costa del Caribe mexicano con la región de Calakmul y Palenque. De esta manera, el proyecto tendrá 1,500 km de longitud, con un costo aproximado de entre 6,500 millones y 8,000 millones de USD, que serán cubiertos con financiación mixta y con un tiempo de construcción de cuatro años (Fuentes, 2018, 15 de noviembre).

4.2. Evaluación ambiental comparada frente a otras estructuras lineales

Las ANP de la región producen una serie de servicios ambientales que van más allá de sus fronteras, lo cual es particularmente cierto para la fauna silvestre que, a partir de estas áreas, coloniza y ocupa otros hábitats adyacentes con calidad paisajística adecuada. Dado que las ANP de la península de Yucatán forman parte de un corredor biológico natural más amplio, el problema no se reduce a evaluar el proyecto ferroviario de manera aislada, sino que el impacto debe contextualizarse con otras obras de infraestructura y medirse allende los límites de las áreas protegidas.

4.2.1. Eficiencia energética y emisiones

Debido a su rentabilidad, eficiencia energética y bajos niveles de contaminación, en el ámbito mundial existe la tendencia de convertir a los ferrocarriles en la columna vertebral del transporte público (Sadler, 2015), especialmente en distancias intermedias (~1,000 km), donde estos vehículos son superiores en efectividad con respecto al automóvil, autobuses y aviones de pasajeros (Barrientos *et al.*, 2017; Dulac, 2013). En los últimos 40 años, el consumo de energía por pasajero y las emisiones de contaminantes de los trenes interurbanos disminuyeron en más de un 60 %, reduciéndose a 67 kJ/pasajero-km y 10 g CO₂/pasajero-km, respectivamente (Borda-de-Água *et al.*, 2017; IEA, 2015). Esta eficiencia es dos veces mayor que la obtenida por un autobús de pasajeros y siete veces mayor que la de un automóvil (Givoni *et al.*, 2009). Debido a estas ventajas ambientales, los ferrocarriles han sido propuestos como una medida eficiente para reducir las emisiones directas de gases de efecto invernadero y otros contaminantes atmosféricos (Sadler, 2015; Barrientos *et al.*, 2017; IEA, 2015).

⁷ Con fecha posterior a la redacción del presente capítulo, la propuesta del proyecto cambió y se consideró sustituir el tramo Valladolid-Cancún por uno entre Valladolid y Tulum, pasando por Cobá, el cual, en términos ambientales, es similar a lo planeado para Valladolid-Punta Venado. De manera reciente, ninguna de las opciones de conectar Valladolid directamente con la Riviera Maya prosperó y se regresó a la propuesta original de conexión Valladolid-Cancún.

Tomando en cuenta lo descrito en el párrafo anterior, el proyecto del Tren Maya estaría acorde con la tendencia mundial de implementar un transporte público más amigable con el medio ambiente. Además, con el itinerario propuesto del nuevo proyecto ferroviario se complementará la comunicación actual de más de 4,000 km de carreteras federales pavimentadas que comparten la península de Yucatán, Tabasco y parte de Chiapas. De igual forma, el proyecto se vinculará con los aeropuertos internacionales de Cancún, Mérida y Villahermosa, así como las terminales aéreas de Chetumal, Campeche y Palenque, las cuales, aunque tienen el carácter de internacionales, actualmente se encuentran subutilizadas y solo reciben vuelos nacionales. Todos estos factores refuerzan la pertinencia de la obra como un mecanismo de comunicación *verde* que distribuya la riqueza alcanzada de ciertos núcleos urbanos. Especialmente la registrada para el corredor turístico de Quintana Roo, donde durante 2017 se registró una derrama económica de poco más de 8,000 millones de USD (Sedetur, 2017).

Aunque la eficiencia energética y bajos niveles de contaminación de la nueva vía férrea son innegables, el proyecto pasa por zonas de alta biodiversidad en estado vulnerable. Además, la propuesta del Tren Maya no nace de la necesidad de mejorar el transporte público entre los centros urbanos de la región, sino de distribuir la derrama económica de la Riviera Maya hacia los demás estados, utilizando los atractivos coloniales y arqueológicos del sureste. Por lo tanto, los beneficios ambientales deben tomarse con reserva. El tren potenciará el crecimiento económico y demográfico de ciudades intermedias, lo que a su vez incrementará el tránsito por las carreteras ya existentes. Tal y como se vio en capítulos previos de la sección tres de este libro, dichos factores son los responsables de los efectos de fragmentación inducida, de barrera y de borde que impactan severamente la fauna de la región. Por esta razón, el impacto debe evaluarse de manera holística y a largo plazo para que las medidas de mitigación sean correctas y suficientes en su alcance espacial y temporal.

4.2.2. Identificación de los impactos sobre la fauna silvestre

Aunque los ferrocarriles tienen ventajas ambientales, en términos de consumo de energía y emisiones de contaminantes, con respecto a otros medios de transporte, su construcción y funcionamiento no están exentos de problemas para los hábitats y la fauna silvestre (Barrientos *et al.*, 2017). Los impactos generados por las vías de comunicación terrestres incluyen la mortalidad por atropello, el efecto de barrera, la introducción de especies exóticas y varias formas de contaminación, además de incentivar la caza y extracciones furtivas, así como impulsar el cambio de uso de suelo para actividades agropecuarias y asentamientos humanos.⁸ Sin embargo, dichos impactos son minimizados o ampliados por factores

⁸ Vid. Capítulo I. 1, de este libro.

ecológicos, antropogénicos y ambientales, los cuales son específicos para cada especie, obra y región.⁹ Por lo tanto, es difícil determinar qué tipo de proyecto tendrá más impacto sobre la fauna de una determinada zona. Aunado a lo anterior, las vías férreas suelen construirse adyacentes a otras infraestructuras lineales, como carreteras y líneas de transmisión, por lo que en su evaluación ambiental deben considerarse los impactos sinérgicos y acumulados (Barrientos *et al.*, 2017).

Tomando en cuenta lo mencionado en el párrafo anterior, en primer lugar se realizó un análisis general de las similitudes y diferencias que tienen las estructuras lineales para realizar, posteriormente, una evaluación comparada de sus impactos. El orden en el que se efectuó este análisis obedece al mismo orden en el que fueron construidas dichas estructuras en el área de estudio, primero la carretera, posteriormente la línea de transmisión eléctrica y finalmente el proyecto ferroviario.

Pérdida de hábitat

En términos de espacio, el impacto de las estructuras lineales dependerá del tipo de obra. Para el caso de las carreteras, la pérdida directa va de 0.5-2.0 ha/km para el caso de terracerías y carreteras de cuatro carriles, respectivamente. Además, la pérdida inducida de hábitat por las carreteras es aún mucho mayor, ya que la vía proporciona acceso a la colonización de tierras.¹⁰

Aunque el ancho del corredor de una línea de transmisión eléctrica puede ser similar al de una carretera, el terreno no se nivela ni pavimenta, lo que evita la pérdida inducida de hábitat y aumenta el efecto de atracción para la fauna. Además, dependiendo de la elevación de los cables, la vegetación puede regenerarse a cierta altura dentro del corredor, recuperándose espacio para la fauna (Alexander *et al.*, 2005).

De las tres estructuras lineales, las vías férreas son las que menos espacio ocupan y, debido a que el tránsito sobre las vías es limitado, la pérdida inducida de hábitat es mucho menor que la de la carretera. Sin embargo, dicha pérdida ocurre a partir de las estaciones ferroviarias, por lo que su ubicación puede potenciar el crecimiento poblacional local y, consecuentemente, inducir fuertemente el cambio de uso del suelo y el tráfico vehicular.¹¹

Las tendencias de cambio de uso del suelo de la península de Yucatán y Tabasco son estudiadas en los capítulos I. 5 y II. 1, de este libro.¹² Dentro de los resultados relevantes de

⁹ *Vid.* Capítulo I. 2, de este libro.

¹⁰ *Vid.* Capítulo II. 1 Escenarios de pérdida de cobertura arbórea en la cuenca baja del Usumacinta, en Tabasco: impactos demográficos y de las vías de comunicación en la región.

¹¹ *Vid.* Capítulo III. 6, en este libro.

¹² *Vid. Supra* notas 1 y 9, en este capítulo.

dicho diagnóstico, sobresale el carácter crítico que conlleva conservar la conectividad de la vegetación en toda la región. Como puede observarse en la figura 2, el gran macizo de vegetación natural se extiende desde Chiapas, Guatemala y Belice hasta la porción noreste de la península, creando importantes corredores para la fauna.

El alto grado de conservación de esta vegetación ha sido, en gran medida, por el decreto de áreas protegidas en los tres países. Sin embargo, las vías de comunicación terrestres han sido el conductor de los procesos de deforestación que amenazan la biodiversidad de la región, promoviendo fuertemente el cambio de uso del suelo, inclusive dentro de las fronteras de las áreas protegidas. En este contexto, la nueva vía férrea comunicará numerosas localidades, cuyas principales actividades económicas están altamente relacionadas con el cambio de uso del suelo.

Efecto de barrera

Tal y como se señaló en los capítulos I. 1 y I. 2 de este libro,¹³ el efecto de barrera tiene dos componentes principales, el bloqueo del movimiento de la fauna silvestre y la mortandad por atropello. Actualmente el movimiento de fauna se ve afectado por tres factores principales: las carreteras y caminos que comunican los centros de población, las líneas de transmisión eléctrica y la fragmentación del hábitat causada por actividades agropecuarias a lo largo de las carreteras. Todos estos factores actúan sinérgicamente causando efectos de barrera y de borde que restringen el libre tránsito de esta fauna. A continuación se discuten dichos impactos para cada elemento lineal.

Al igual que en la pérdida de hábitat, las carreteras representan un mayor impacto en términos de bloqueo y mortalidad que el resto de las estructuras lineales. Estos impactos están ampliamente documentados en la literatura¹⁴ y son descritos para el sureste mexicano en los estudios de caso del presente libro.¹⁵ Dicho efecto de barrera suele ser mayor a medida que aumentan tanto el ancho de la vía como la densidad y velocidad del tráfico (Alexander *et al.*, 2005; Alexander, 2008). Por lo tanto, la carretera puede constituirse como una barrera impermeable para muchas especies de fauna.

Para el caso de las líneas de transmisión, al no presentar ningún tipo de tráfico y una vez que la obra se concluye, el efecto de barrera se minimiza y solo se presenta ocasionalmente durante los periodos de mantenimiento del derecho de vía. Sin embargo, si no se colocan dispositivos marcadores como medida de mitigación, ocasionalmente se puede presentar

¹³ Vid. *Supra* nota 4, en este capítulo.

¹⁴ Vid. Capítulos I. 1 y I. 2, en este libro.

¹⁵ Vid. Capítulos II. 1 al II. 11.

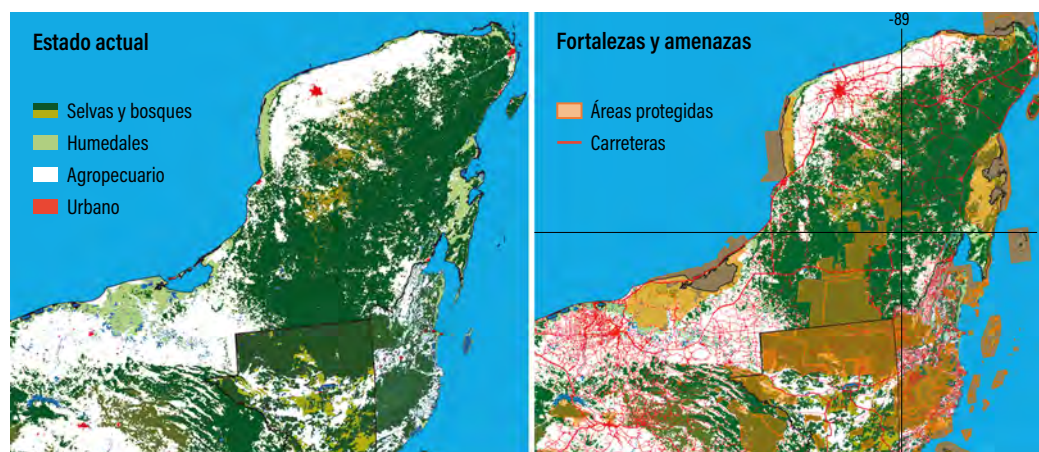


Figura 2. Cobertura actual de la vegetación natural y su relación con las vías de comunicación terrestres y áreas naturales protegidas.

mortandad en aves que colisionan con los cables de alta tensión (Quinn *et al.*, 2011; RACC, 2011). Por lo tanto, las líneas de transmisión se consideran barreras semipermeables para la gran mayoría de esta fauna.

En términos generales, las vías férreas presentan efectos de barrera similares a las carreteras, pero con diferencias importantes. Por ejemplo, el tráfico en las carreteras puede ser bidireccional, mientras que los trenes se aproximan en una sola dirección y el ancho de una carretera es mayor al de una vía férrea. Aunado a lo anterior, para algunas especies, como las serpientes, los ferrocarriles causan una menor mortalidad, ya que las vibraciones de los trenes (Heske, 2015) les advierten de su presencia y los reptiles logran salir de la vía evitando ser atropellados (Crome y Richards, 1988; Santos *et al.*, 2017). Todos estos factores pueden provocar un menor índice de atropellamientos para las vías férreas. Sin embargo, algunos trenes pueden alcanzar velocidades cercanas a los 200 km/h y no se detienen cuando se encuentran con animales en los rieles (Borda-de-Água *et al.*, 2017). Esto provoca un alto índice de mortalidad en los ferrocarriles que podría evitarse más fácilmente en las carreteras (Heske, 2015; Dorsey *et al.*, 2015; Goosem, 2001). Por esta razón, la tasa de atropellamiento promedio es de 36.5 vertebrados/km/año, para trenes convencionales, y de 92 vertebrados/km/año para los ferrocarriles de alta velocidad (Santos *et al.*, 2017). Por lo tanto, el impacto de una vía férrea es más de tipo agudo, comparado con el impacto crónico de una carretera, y el factor que determina las tasas de mortandad de la ferrovía es la velocidad de operación del tren.

Al igual que las líneas de transmisión eléctrica, las vías férreas se consideran barreras semipermeables para la mayoría de la fauna, aunque para ciertas especies (*v. g.* tortugas)

pueden representar un obstáculo infranqueable.¹⁶ La mortandad de fauna generada por las vías férreas no siempre está asociada a las colisiones directas con el tren. Para el caso de las aves y murciélagos, esta mortalidad puede deberse a las colisiones con los cables y la electrocución de los trenes eléctricos, así como el barotrauma inducido por el movimiento del tren (Santos *et al.*, 2017; Dorsey *et al.*, 2015). Además, algunas especies de pequeño tamaño corporal pueden quedar atrapadas entre los rieles y morir por deshidratación o hambre (Santos *et al.*, 2017; Dorsey *et al.*, 2015; Budzic y Budzic, 2014; Kornilev *et al.*, 2006). Por lo tanto, la mortalidad de la fauna también dependerá de la fuente de energía de la locomotora, sus características aerodinámicas, su velocidad y los horarios de operación, entre otras particularidades. Un caso específico lo representan los trenes de alta velocidad, los cuales, como medida de seguridad para evitar colisiones (especialmente con ganado vacuno), suelen instalar cercas perimetrales a lo largo de la vía (RACC, 2011). Estas cercas convierten a la ferrovía en una barrera impermeable para la mayoría de la fauna, eliminando los atropellamientos, pero evitando completamente el movimiento de la fauna terrestre.

Considerando la diversidad de grupos taxonómicos que frecuentemente mueren en los ferrocarriles, los mamíferos son de los más afectados, con proporciones de 26-38 % de todos los vertebrados muertos (Heske, 2015; Dorsey *et al.*, 2015; Van der Grift y Kuijsters, 1998). Entre los mamíferos destaca el número de ungulados y carnívoros muertos por los ferrocarriles, superando en ocasiones las tasas de mortalidad de las carreteras (Belant, 1995; Boscagli, 1987; Modafferi y Becker, 1997). Por lo tanto, la mortandad ocasionada por el tren puede tener un gran impacto en las poblaciones de mamíferos, particularmente en especies que ya están en peligro, especies con grandes áreas de distribución y poblaciones de baja densidad y especies con baja tasa de reproducción (Van der Grift y Kuijsters, 1998). En las áreas por donde atravesará la vía férrea se han reportado seis especies de mamíferos protegidas por la Nom-059-Semarnat-2010, de las cuales ya se tienen registros por atropello en las carreteras del sureste.¹⁷ Aunado a lo anterior, las altas tasas de mortalidad de los trenes se encuentran generalmente en las secciones donde se cruzan con hábitats importantes o rutas de migración (Child, 1983; Gundersen y Andreassen, 1998; Van der Grift, 1999), como las encontradas en las inmediaciones de las ANP de la región.

Un factor importante al evaluar la mortandad por atropellamiento de la nueva vía férrea es el efecto sinérgico que tendrá con otras estructuras lineales. En caso de que la nueva línea corra paralela a las carreteras, el ancho del corredor completamente modificado sería de alrededor de 30 m. Dicha amplitud sería suficiente para interrumpir el movimiento de

¹⁶ Vid. Capítulo I. 1.

¹⁷ Vid. capítulos II. 1 al II. 11; III.2. y IV.1.

anfibios, reptiles, mamíferos terrestres menores (roedores) y aves (Goosem, 2001; Fenderson *et al.*, 2014; Goosem y Marsh, 1997; Crome y Richards, 1988). En este mismo contexto, en los puntos donde coincidan los tres elementos lineales (carretera, línea de transmisión y tren), junto con áreas deforestadas, la franja perturbada con baja conectividad podrá ser de al menos 100 m de ancho. Esta amplitud podría restringir también el movimiento de algunas aves y mamíferos mayores (ungulados y felinos).

De particular importancia para evaluar el efecto de barrera del tren será la coincidencia de la vía férrea con carreteras de alta velocidad. Con base en estudios de otras partes del mundo, se sabe que cuando ambas vías corren cercanamente entre sí, el movimiento de la fauna es diferente que cuando se tiene el efecto aislado de cada una de ellas. Por ejemplo, en un estudio realizado en Estados Unidos (Waller y Servheen, 2005) se encontró que los osos tendían a cruzar una autopista por la noche, para evitar el alto tráfico diurno de la misma, pero cuando el tránsito ferroviario se volvió más pesado por la noche, las tasas de mortalidad en el ferrocarril fueron mayores que en la carretera. Aparentemente, los osos habían aprendido a evitar los períodos de mayor riesgo en las carreteras, pero en el proceso quedaron más expuestos a las colisiones ferroviarias (Waller y Servheen, 2005). En otro estudio realizado en Canadá (Clevenger y Waltho, 2005), se encontró que los osos y los pumas solían cruzar las carreteras en pasos de fauna alejados de las vías férreas, mientras que los lobos preferían cruzar estructuras cercanas al ferrocarril.

Otro factor importante a considerar para evaluar el efecto de barrera es el crecimiento económico y poblacional que generará el proyecto ferroviario para ciertas localidades, lo que a su vez aumentará el tráfico local y foráneo sobre las carreteras.¹⁸ Tal y como se ha demostrado en los parques nacionales de Canadá, la permeabilidad de las carreteras para el movimiento de fauna está directamente relacionada con el volumen de tráfico vehicular (Alexander, 2008). De acuerdo con los resultados de este estudio, el impacto del tráfico sobre especies sensibles, como los felinos, puede ser significativo aun con volúmenes de tránsito bajo (300-500 vehículos/día) (Alexander, 2008). Por tal motivo, el crecimiento poblacional y del tráfico vehicular impulsados por la nueva vía férrea pueden tener un efecto negativo inmediato sobre el movimiento de especies de fauna sensibles.

Disminución de la calidad del hábitat

Tanto en las etapas de construcción como de funcionamiento, las carreteras presentan los impactos más relevantes en términos de cambios microambientales, producción de

¹⁸ *Vid.* Capítulo III. 6.

contaminantes y ruido.¹⁹ Para el caso de las líneas de transmisión eléctrica, estos impactos son muy bajos o están ausentes.

Por su parte, los impactos microambientales de las vías férreas son menores debido a lo reducido del corredor, mientras que la contaminación puede ser nula para el caso de los trenes eléctricos. Sin embargo, en términos de ruido, el impacto generado por las vías férreas puede ser aún mayor que el de las carreteras (Barrientos y Borda-de-Água, 2017). Dicha contaminación acústica puede ser debida al ruido transmitido en el aire o inducida por la vibración como resultado del tráfico (Czop y Mendrok, 2011; Palacin *et al.*, 2014; Lucas *et al.*, 2017). La principal fuente de ruido proviene de las locomotoras, del sistema de frenado de los vagones y de las vibraciones por la fricción de las ruedas con el riel (Clausen *et al.*, 2010), mientras que los de alta velocidad generan entre 85.5 y 97 dB(A) cuando la velocidad del tren fluctúa entre 250 y 350 km/h (Gautier *et al.*, 2008). En cuanto a los sistemas de advertencia del tren (silbatos/cornetas), los niveles de ruido fluctúan entre 85 y 100 dB(A) (Garza *et al.*, 2001); similares a los que presenta un tracto-camión al activar su sistema de frenado por compresión (Velasco-Sánchez, 2014).²⁰ La amplitud del impacto por el ruido varía según el paisaje y el clima. En áreas abiertas y planas, el ruido viaja más lejos que en las áreas con bosques o con topografía abrupta. En las zonas montañosas, el efecto del ruido es mayor dentro de los valles, cuando su ancho es menor que la altura de sus paredes, lo que magnifica el efecto del ruido.²¹

Efecto de atracción

En términos de formación de hábitats y corredores, así como en la dispersión de especies, los tres elementos lineales analizados comparten características similares, con la diferencia de que el efecto de atracción de carreteras y ferrovías puede generar mortandad por atropellamiento. Sin embargo, el uso de cercas perimetrales a lo largo de las vías de trenes de alta velocidad elimina el efecto de formación de corredores para fauna terrestre.

4.2.3. Evaluación comparada de los impactos

Con base en la descripción de las diferencias y similitudes de las estructuras lineales descritas en los párrafos anteriores, se realizó una calificación de sus impactos sobre la fauna bajo los siguientes criterios. En primer lugar, se analizó si existía suficiente evidencia en la literatura para asociar un determinado impacto con alguna de las estructuras lineales.

¹⁹ Vid. capítulos II. 2 Fuentes de contaminación atmosférica de la carretera 186 y efecto de borde en las áreas naturales protegidas de Calakmul y Balam-kú, y II. 3 Contaminación por ruido de fuentes fijas y móviles en el área de protección de flora y fauna Laguna de Términos.

²⁰ Vid. Capítulo II. 3, de este libro.

²¹ Vid. Capítulo I. 2, de este libro.

Para tal fin se utilizó la revisión de los capítulos I. 1 y I. 2 de este libro, que contienen poco más de 330 referencias bibliográficas sobre el tema; si no existió suficiente evidencia, el impacto se calificó como “nulo”. Posteriormente, cuando dos o más estructuras lineales compartían el mismo impacto, se asignaron las categorías de “bajo”, “medio” y “alto” en función de lo reportado en la literatura y comparando una estructura con respecto a la otra. Cuando la evidencia científica no era suficiente para asignar una de estas tres categorías, se asignaron las dos categorías más probables (v. g. bajo-medio o medio-alto). De igual forma, en este análisis se diferenció si un determinado impacto se presentaba en la etapa de construcción, en la de funcionamiento o en ambas.

Como puede apreciarse en la tabla 1, tomando en cuenta el número de impactos y su magnitud, las carreteras son el elemento lineal que mayores repercusiones causa sobre el hábitat y la fauna de un determinado lugar, seguido en orden de importancia por las vías férreas y las líneas de transmisión eléctrica. Algunos de los impactos ambientales generados por estructuras lineales se presentan en la etapa de construcción, mientras que otros son exclusivos del funcionamiento de las mismas. En este sentido, los impactos generados durante las etapas de construcción y funcionamiento de las vías férreas suelen ser parecidos al de la elaboración de otras infraestructuras lineales. Sin embargo, los alcances de estos impactos no son de la misma magnitud.

Derivado de este primer análisis, las vías férreas aventajan a las carreteras como una vía de comunicación verde, que genera un menor impacto ambiental sobre los hábitats y la fauna. Sin embargo, el proyecto del Tren Maya no se está proponiendo como alternativa a la construcción o mejora de una determinada carretera, ya que los corredores viales por los que circulará el tren de manera paralela corresponden a carreteras ampliadas y mejoradas recientemente. Por lo tanto, las ventajas ambientales de la vía férrea con respecto a la carretera no aplican de manera directa.

Otra conclusión basada en el análisis de la tabla 1 es la referente al bajo impacto que tienen las vías de transmisión eléctricas durante su etapa de funcionamiento, en comparación con las otras dos estructuras. Sin embargo, con base en la literatura consultada, este bajo impacto puede cambiar si dicha infraestructura se construye paralela a una vía de comunicación (Alexander *et al.*, 2005; Waller y Servheen, 2005; Clevenger y Waltho, 2005). De hecho, la concurrencia de estructuras lineales es un aspecto importante para tomar en cuenta, ya que la respuesta de la fauna a una infraestructura (como una carretera) puede condicionar la respuesta de la otra estructura (como la vía de un tren) (Borda-de-Água, *et al.*, 2017). Tal y como se mencionó con anterioridad, el Tren Maya se pretende construir sobre los derechos de vía de carreteras y líneas de transmisión, por lo que su configuración puede modificar el impacto de la estructura ya existente. Por este motivo, cuando exista la concurrencia con otros proyectos lineales, la nueva vía debe analizarse como un impacto acumulado y no de manera aislada.

Tabla 1. Evaluación comparativa de impactos derivados de estructuras lineales sobre la fauna. C = construcción; F = funcionamiento; U = uso de cercas perimetrales.

Impacto	Tipo	Carretera	Línea de transmisión	Ferrovía	Ferrovía alta velocidad
Pérdida de hábitat	Directa	2.0 ha/km Alto (C)	1.2 ha/km Medio (C)	0.7 ha/km Bajo (C)	0.7 ha/km Bajo (C)
	Inducida	Alto (F)	Bajo (F)	Medio (F)	Medio (F)
Efecto de barrera <i>Restricción del movimiento</i>	Bloqueo del movimiento	Alto (F)	Bajo (F)	Medio (F)	Alto (F)
	Mortalidad por atracción	Alto (F)	Nulo	Bajo-Medio (F)	Nulo (U)
	Mortalidad incidental	Alto (F)	Bajo (F)	Medio (F)	Nulo-Bajo (F)
Disminución de la calidad del hábitat <i>Disuasión del movimiento</i>	Cambios ambientales	Alto (C y F)	Bajo (C y F)	Medio (C y F)	Medio (C y F)
	Contaminación	Alto (C y F)	Bajo (C)	Medio-Alto (C y F)	Medio-Alto (C y F)
<i>Disuasión del movimiento</i>	Ruido	Alto (C y F)	Medio (C)	Medio-Alto (C y F)	Medio-Alto (C y F)
	Iluminación	Medio (F)	Nulo	Bajo (F)	Bajo (F)
Efecto de atracción <i>Persuasión del movimiento</i>	Formación de hábitats	Alto (F)	Alto (F)	Alto (F)	Alto (F)
	Formación de corredores	Alto (F)	Alto (F)	Alto (F)	Nulo (U)
	Dispersión de especies	Alto (F)	Alto (F)	Alto (F)	Bajo (F)

Aunado a lo descrito en el párrafo anterior, cerca del 50 % del Tren Maya utilizará vías férreas existentes, donde ocurrirán relativamente pocos impactos derivados de una etapa de construcción. Sin embargo, habrá nuevos tramos que se agregarán a los existentes y sus efectos serán de escala regional. Por lo tanto, aparte de los impactos acumulativos que resultarán sobre un determinado corredor, también es importante revisar cómo la longitud total del proyecto impactará la conservación y la biodiversidad a escala regional, lo cual es esencial para comprender las necesidades de mitigación en cada ramal del proyecto. Dicho análisis se describe a continuación.

4.2.4. Regionalización de impactos

Para la regionalización y evaluación del impacto que generará el Tren Maya se consideraron tres factores. En primer lugar, se identificaron los tramos donde ya existe vía férrea y se

separaron de las partes nuevas que requerirán una etapa de construcción. En segundo lugar, se aislaron las porciones donde se planea construir la ferrovía paralela a una carretera existente o línea de transmisión, donde se espera un impacto acumulado de estas estructuras. En tercer lugar, se identificaron los tramos que pasarán o atravesarán por áreas de alta biodiversidad, corredores biológicos o por ANP. Con base en estos tres factores, se establecieron cinco ramales y 15 fracciones con características propias.

Ramal Palenque -Valladolid

Este ramal presenta una vía férrea de ~700 km, con un ancho del terraplén de ~7 m. Cerca del 80 % de este ramal transita alejado de carreteras principales y líneas de transmisión eléctrica, por lo que sus impactos no se acumulan con otras vías de comunicación. Al estar actualmente en funcionamiento, los impactos esperados a la fauna solo serían mayores en caso de que dicho tramo requiera adecuaciones o el tránsito se incremente considerablemente. El grado de conservación de la biodiversidad y de los hábitats que este ramal atraviesa va de muy bajo (en la mayor parte de los tramos entre Palenque y Escárcega, y Mérida y Valladolid) a medianamente conservado (en las porciones entre Escárcega y Mérida). De particular relevancia ambiental son las fracciones Chacamax-Balancán, Miguel Colorado-Felipe Carrillo Puerto y Tenabo-Bécal (figura 3), las cuales presentan paisajes altamente funcionales para la fauna y, por lo tanto, actúan como corredores biológicos entre las ANP de la región.

El tramo Chacamax-Balancán atraviesa alrededor de 50 km del corredor biológico que comunica al Petén de Guatemala con el ANP Pantanos de Centla. Además, 3.5 km de este tramo caen dentro del ANP Cañón del Usumacinta. Por su parte, el tramo Miguel Colorado-Felipe Carrillo Puerto es un trazo de 50 km que cae dentro del corredor biológico que comunica a las ANP de Calakmul y Balam-kú con la Laguna de Términos. Aunque esta porción de selva, donde corre la actual vía del tren, no es un área protegida,²² se ha reconocido como un sitio de especial importancia para mantener la conexión de las poblaciones de felinos (Hidalgo-Mihart *et al.*, 2017), así como de protección de la biodiversidad en general y de los recursos hídricos en particular (Benítez y Villalobos, 2010). Finalmente, el tramo Tenabo-Bécal es una sección de 60 km de gran importancia para la conexión de las selvas del norte de la península con el ANP los Petenes.

²² Actualmente, la ONG Panthera México A. C., la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco y la SEMABICC, promueven el establecimiento y reconocimiento legal del Corredor Biológico del Jaguar “Báalam’ Beh”, para garantizar la conectividad entre el APFF Laguna de Términos con las reservas estatales Balam Kin-Balam Kú y la reserva de la biosfera de Calakmul.

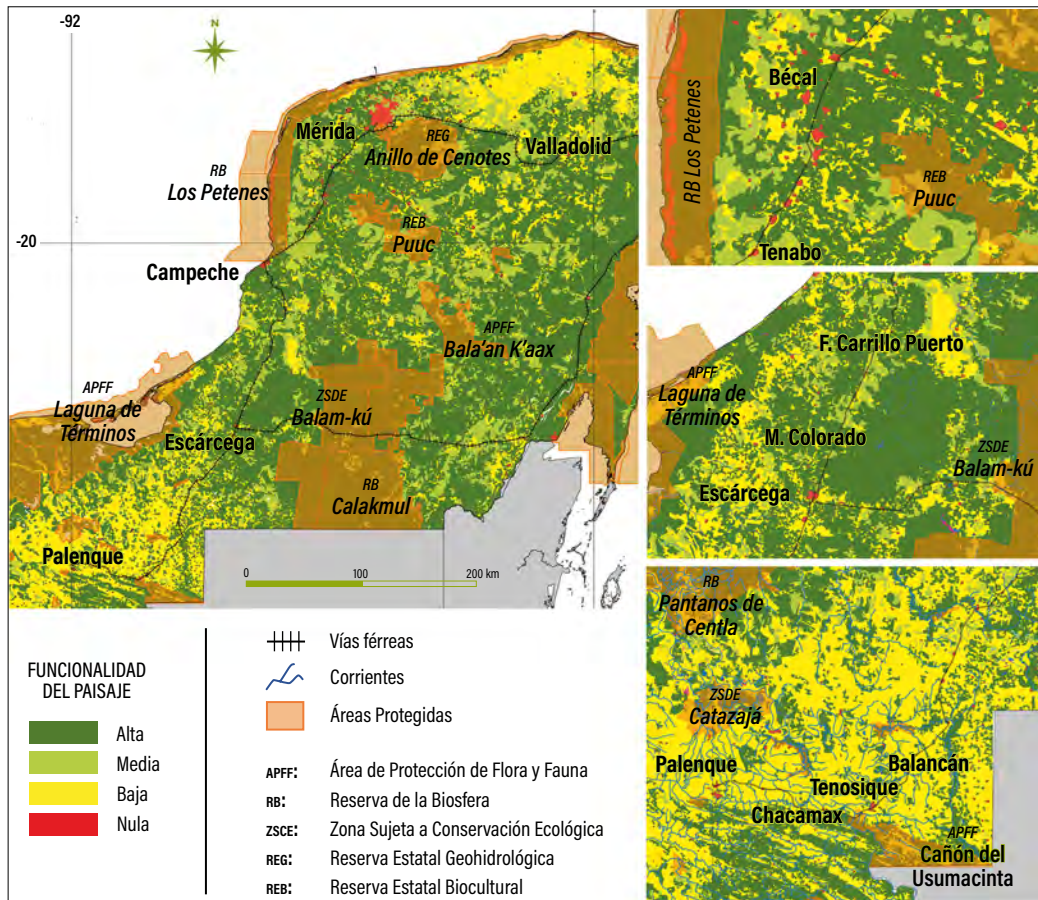


Figura 3. Tramos con relevancia ambiental del ramal Palenque-Valladolid. Los paisajes con funcionalidad alta y media, conjuntamente con los grandes ríos, actúan como corredores biológicos.

Ramal Valladolid-Cancún

Sin vía ferroviaria existente, se ha planteado la construcción de ~150 km de ferrovía sobre el derecho de vía de la carretera 180D, atravesando un 40 % de áreas perturbadas y un 60 % de áreas en buen estado de conservación. Los impactos esperados para este tramo serían mayores que en el anterior debido a que existirá una etapa de construcción. Sin embargo, no se prevén grandes modificaciones al paisaje dado que se propone utilizar el terraplén de uno de los carriles ya construidos de la autopista y la topografía de este ramal no es tan abrupta (figura 4). Cabe señalar que los efectos de barrera y de borde de la nueva vía se sumarán a los de la autopista ya existente y que este tramo atraviesa un corredor biológico importante de al menos 40 km de ancho (figura 5), por lo que las medidas de mitigación para el movimiento de fauna deberán considerar el efecto de ambas barreras.

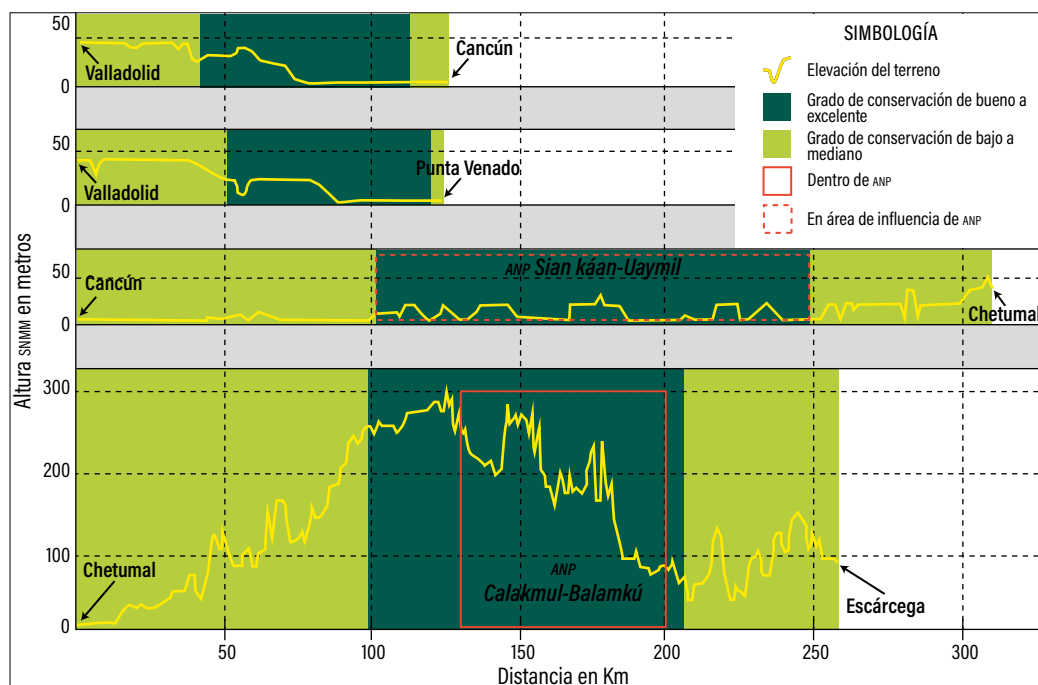


Figura 4. Perfil topográfico y grado de conservación de los ramales ferroviarios nuevos propuestos para el sureste: a) Valladolid-Cancún, b) Valladolid-Punta Venado (no incluido en el proyecto del Tren Maya), c) Cancún-Chetumal y d) Chetumal-Escárcega.

Ramal Valladolid-Punta Venado

Tal y como ya se mencionó con anterioridad, este tramo no está incluido en el proyecto Tren Maya. Sin embargo, debido a que la justificación económica para construirlo es alta, se describe como elemento de planeación ambiental estratégica de futuros proyectos. Este ramal actualmente no presenta ferrovía ni derecho de vía de otro tipo. Comprende un tramo de ~120 km, de los cuales el 70 % pertenece a áreas de vegetación que se encuentran conservadas. En caso de realizarse, este ramal será uno de los tramos con mayor número de impactos debido a que tanto la construcción como el funcionamiento causarán pérdida de hábitat, así como efectos de barrera y de borde en un corredor biológico que tiene gran relevancia para las ANP del norte de la península (figura 5).

Ramal Cancún-Chetumal

Sin vía ferroviaria existente, se tiene el plan de construir 350 km de vías férreas sobre el derecho de vía de la carretera 307, atravesando áreas con estado de conservación bajo-mediano (Cancún-Tulum y Cafetal-Chetumal) y áreas con estado de conservación alto (Tulum-Cafetal). Al igual que el ramal Valladolid-Cancún, los impactos esperados

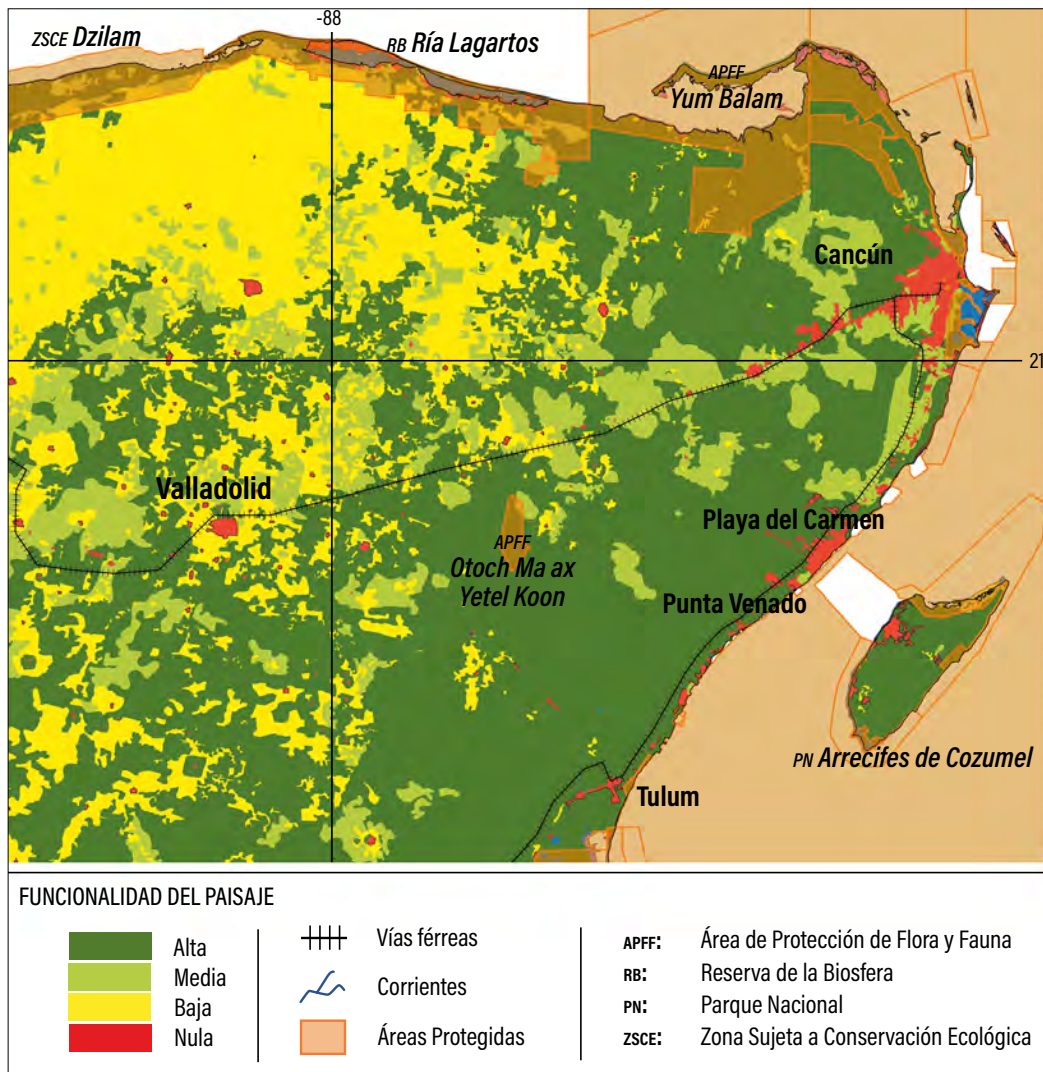


Figura 5. Ramal Valladolid-Cancún, indicando las ANP y los paisajes funcionales que actúan como corredores biológicos.

para esta parte serían importantes debido a que existirá una etapa de construcción, aunque la topografía plana de dicha porción evitará el movimiento de grandes volúmenes de materiales y agua (figura 4). Un punto importante en esta zona es que el paso de la ferrovía coincide con 150 km de corredores biológicos que conectan las áreas protegidas de Sian-Ka'an y Uaymil, con las ANP del centro de la Península (figura 6), por lo que los efectos de barrera y de borde de la nueva ferrovía se sumarán a los de la carretera ya existente. Por tal motivo, el nuevo tramo reducirá aún más la conexión entre las áreas protegidas y los hábitats adyacentes de selva en buen estado de conservación.

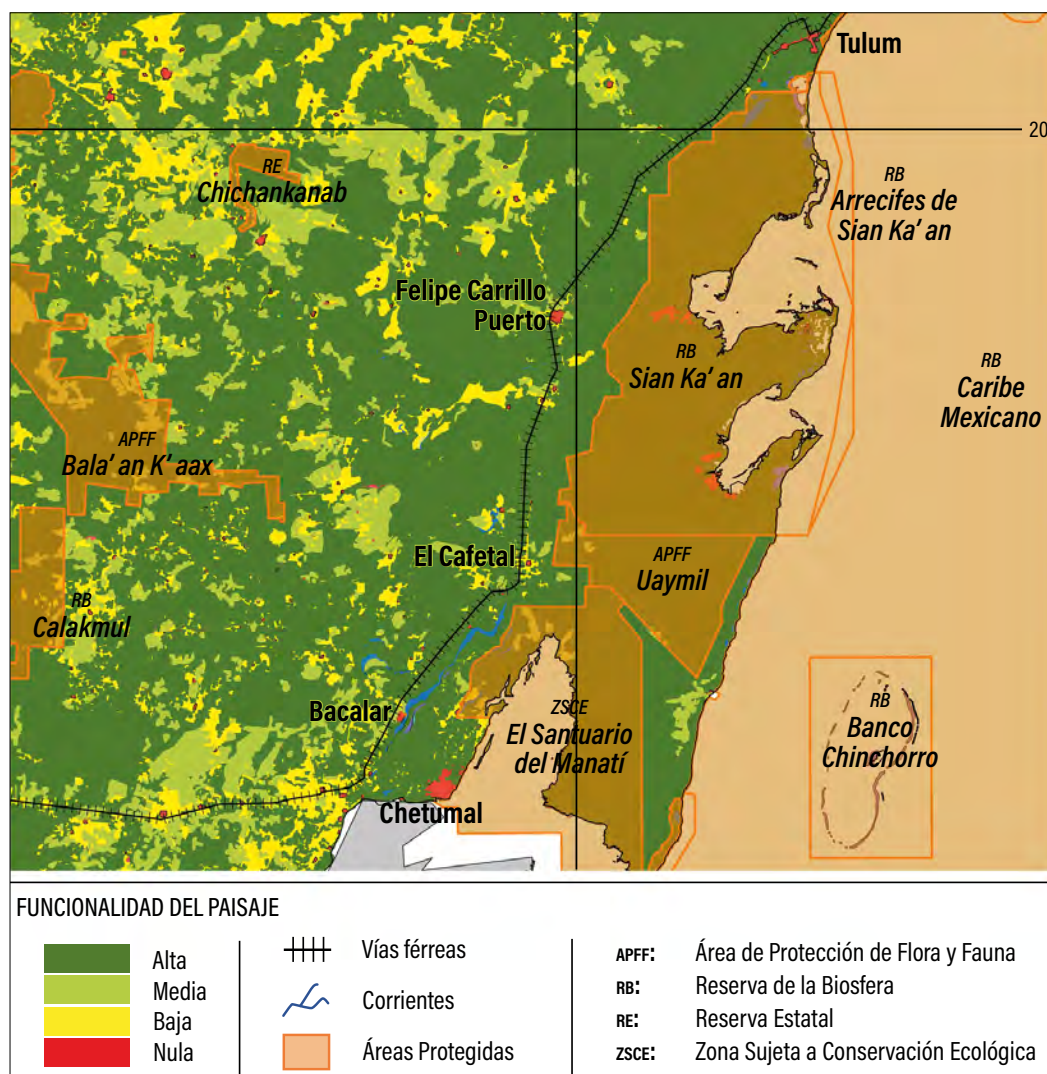


Figura 6. Tramo Tulum-Cafetal, en el que se indican las ANP y los paisajes funcionales que actúan como corredores biológicos.

Ramal Escárcega-Chetumal

Al igual que los dos ramales anteriores, entre Escárcega y Chetumal (figura 7) no existe ferrovía y se tiene el plan de construir sobre los derechos de vía de la carretera 186 o la línea de transmisión eléctrica, atravesando áreas con estado de conservación bajo-mediano (Chetumal-Los Laureles y Constitución-Escárcega) y áreas con excelente estado de conservación (Los Laureles-Constitución). En comparación con los ramales anteriores, los impactos esperados para este tramo serán los de mayor relevancia para el proyecto debido a que existirá una etapa de construcción, la cual requerirá del movimiento de

grandes volúmenes de materiales y agua debido a la topografía abrupta (figura 4). Los efectos de barrera y de borde de la nueva vía se sumarán a los de la carretera y línea de transmisión eléctrica ya existentes. Además, como se verá más adelante, la nueva vía tendrá efectos negativos sinérgicos sobre el movimiento norte-sur de la fauna, la cual es esencial para las selvas centrales de Mesoamérica. De igual forma, el aumento de ruido y vibraciones pondrá en peligro la integridad de la cueva el Volcán de los Murciélagos, la cual ya se encuentra impactada por las infraestructuras existentes.²³

A diferencia de los ramales anteriores, cuyas estaciones ferroviarias ocurrirán en centros urbanos existentes, para la porción Los Laureles-Constitución se plantea un desarrollo urbano-turístico, el cual incrementaría el número de visitantes al sitio arqueológico de Calakmul, pasando de 40,000 visitas anuales a tres millones con el nuevo desarrollo.

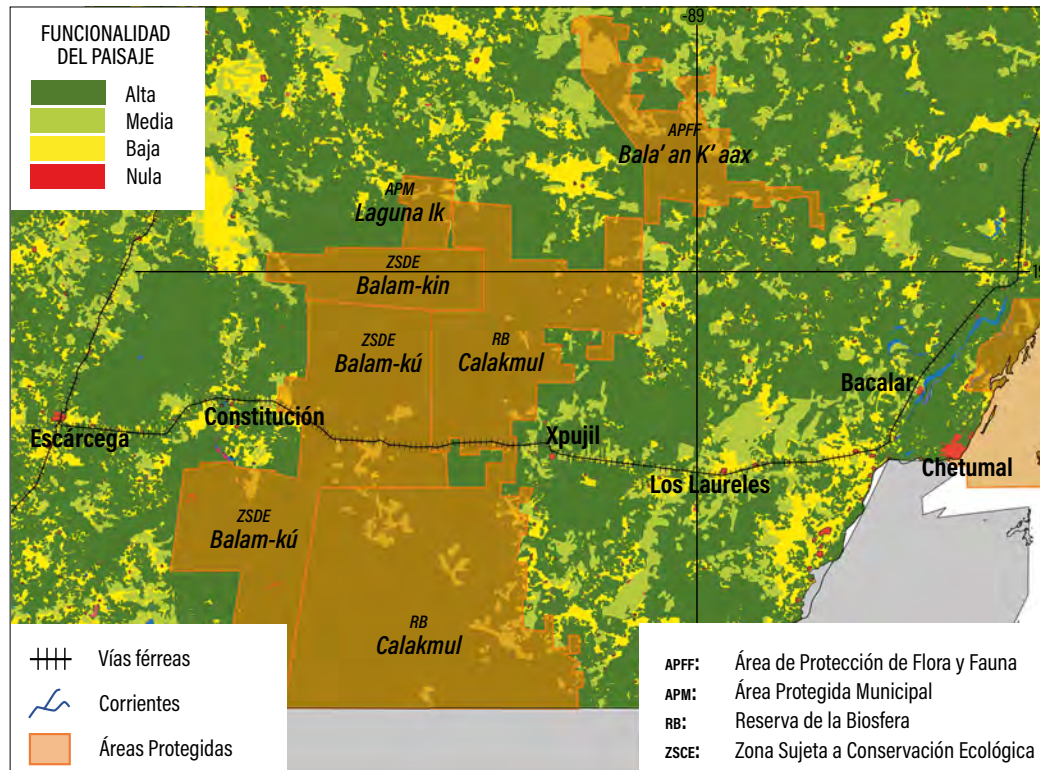


Figura 7. A: Ramal Escárcega-Chetumal. Se indican las ANP y los paisajes funcionales que actúan como corredores biológicos.

²³ Vid. Capítulo II. 7 Impacto por atropellamiento cerca de la cueva el Volcán de los Murciélagos, en Calakmul, Campeche, México.

Por su naturaleza y magnitud, el impacto de este desarrollo urbano-turístico se discute aparte.²⁴ Sin embargo, tanto el diseño del tren como el del desarrollo inmobiliario deberán ser analizados en su conjunto para definir el alcance de los impactos ambientales.

4.2.5. Evaluación regional de los impactos

Tal y como se señaló en el apartado de metodología, para evaluar la importancia de los impactos derivados del proyecto del tren se aplicó el algoritmo de Fernández-Vitora (1993): $Ma = (3I + 2Ex + Si + Rc)$. De la fórmula original se mantuvieron los valores para asignar un mayor peso a I y a Ex (3 y 2, respectivamente), reconociendo que ambos factores serán los más importantes en el proyecto del nuevo tren. La justificación de cada factor usado para medir la magnitud (Ma) de los impactos fue la que se explica en las siguientes líneas.

Se juzgó que los efectos negativos por la ejecución del proyecto sobre la fauna silvestre estarán directamente relacionados con aquellos que sufrirá la vegetación y el paisaje, dado que al retirar y disminuir la cobertura vegetal se reducirá el hábitat de la fauna silvestre. Del mismo modo, al disminuir la diversidad florística se restringirán los recursos alimenticios y las posibilidades de áreas de anidación y reproducción de las especies animales que habitan en la zona de interés. Por esta razón se consideró que la intensidad del impacto (I) y su extensión (Ex) dependerían de la presencia/ausencia de una etapa de construcción, de la integridad de los hábitats por los que atravesará el proyecto, así como el volumen de materiales necesarios para su realización. Aunado a lo anterior, se consideró que la presencia de una o más estructuras lineales determinaría el grado de sinergia de la obra (Si), y que la recuperabilidad (Rc) estaría en función de la complejidad de las medidas de mitigación necesarias para mantener la biodiversidad. Con base en estas pautas, a continuación se describe cada criterio con su valor numérico marcado entre paréntesis, el cual fue asignado a cada tramo de la ferrovía de acuerdo con sus características.

Intensidad (I): grado de incidencia de la acción sobre el factor en el ámbito específico en que actúa. (Los valores pueden estar comprendidos entre 1 a 12.)

- *Baja* (1). Vía férrea preexistente
- *Media* (2). No existe vía, pero atraviesa áreas perturbadas
- *Alta* (4). Existe vía, pero atraviesa corredores biológicos
- *Muy alta* (8). No existe vía, atraviesa corredores biológicos
- *Total* (12). No existe vía y atraviesa ANP

²⁴ Vid. Capítulo III. 6, de este libro.

Extensión (Ex): área de influencia teórica del impacto en relación con el entorno de la actividad. En este caso se consideró la transformación del paisaje y su conectividad.

- *Puntual* (1). No requiere modificar el paisaje
- *Parcial* (2). Requiere baja modificación del paisaje
- *Alta* (4). Requiere una modificación intermedia del paisaje
- *Muy alta* (8). Requiere una modificación alta del paisaje
- *Total* (12). Requiere una modificación alta del paisaje o atraviesa áreas críticas como corredores biológicos o ANP

Sinergia (Si): este atributo contempla el reforzamiento de dos o más efectos simples.

- Sin sinergia (1). No existen obras asociadas
- Sinérgico (7). Coincide con al menos otra estructura lineal
- Altamente sinérgico (14). Coincide con dos o más estructuras lineales

Recuperabilidad (Rc): se refiere a las posibilidades de reconstrucción, total o parcial, del factor afectado como consecuencia del proyecto, es decir, la posibilidad de retomar a las condiciones existentes previas a la actuación; por medio de la intervención humana (introducción de medidas correctivas).

- Recuperable de manera inmediata (1). Requiere medidas de mitigación básicas
- Recuperable a mediano plazo (4). Requiere medidas de mitigación intermedias
- Recuperable a largo plazo (9). Requiere medidas de mitigación complejas
- Recuperación incierta (18). Requiere medidas de mitigación complejas, tanto propias como de otros elementos lineales

De acuerdo con los criterios antes mencionados, el algoritmo utilizado comprendió valores de magnitud de 7 a 92, con un rango de 85 puntos. En función de cada valor, se aplicó nuevamente la metodología de Fernández-Vitora (1993) para asignar cuatro categorías de magnitud. De esta manera, los valores inferiores a 21 se consideraron de magnitud **baja**, los valores entre 21 y 42 se consideraron de magnitud **moderada**, los valores entre 42 y 63 se consideraron de magnitud **severa** y aquellos superiores a 63 se consideraron de magnitud **crítica**. Los resultados pueden apreciarse en la tabla 2.

La evaluación de la magnitud de los impactos de la tabla 2 señala a Los Laureles-Constitución y Tulum-Cafetal como las zonas más críticas que atravesará el proyecto. Les siguen en orden de importancia Chacamax-Tenosique, Miguel Colorado-Felipe Carrillo Puerto, Tenabo-Becán, Valladolid-Punta Venado (no incluido en el proyecto del Tren Maya) y Valladolid-Cancún.

Tabla 2. Magnitud de los impactos del Tren Maya sobre la fauna, para cada tramo del proyecto.

Tramo	Criterio				Magnitud (Ma)	MAGNITUD
	(I)	(Ex)	Si	Rc	(3i + 2Ex + Si + Rc)	
Palenque-Chacamax	1	1	1	1	(3+2+1+1) = 7	baja
Chacamax-Tenosique	4	12	1	9*	(12+24+1+9) = 46	severa
Tenosique-Escárcega	1	1	1	1	(3+2+1+1) = 7	baja
M. Colorado-F. C. Puerto	4	12	1	9*	(12+24+1+9) = 46	severa
F. C. Puerto-Tenabo	1	1	1	1	(3+2+1+1) = 7	baja
Tenabo-Becán	4	12	1	9*	(12+24+1+9) = 46	severa
Becán-Valladolid	1	1	1	1	(3+2+1+1) = 7	baja
Valladolid-Punta Venado	4	12	1	9*	(12+24+1+9) = 46	severa
Valladolid-Cancún	8	2	7	9*	(24+4+7+9) = 44	severa
Cancún-Tulum	2	2	7	4	(6+4+7+4) = 21	baja
Tulum-Cafetal	8	12	7	18*	(24+24+7+18) = 73	crítica
Cafetal-Chetumal	4	4	14	4	(12+8+14+4) = 38	moderada
Chetumal-Los Laureles	4	4	14	4	(12+8+14+4) = 38	moderada
Los Laureles-Constitución	12	12	14	18*	(36+24+14+18) = 92	crítica
Constitución-Escárcega	4	4	14	4	(12+8+14+4) = 38	moderada

* Implica medidas de mitigación para el efecto de barrera.

Con excepción de los tramos que presentan impactos de baja magnitud, la vía férrea atravesará alrededor de 600 km con vegetación en buen estado de conservación o señalados como corredores biológicos importantes para la conectividad de las ANP de la región (figuras 2, 4 y 5). Por tal motivo, muchas de las medidas para mitigar el efecto de barrera, discutidas en la siguiente sección, aplicarán para estos tramos, aunque en menor magnitud.

De las zonas señaladas con anterioridad, Los Laureles-Constitución es una de las más relevantes, ya que atraviesa las áreas protegidas de Calakmul y Balam-kú, además que presentará un proyecto urbano-turístico asociado.²⁵ Por tal motivo, el proyecto requerirá de medidas de mitigación integrales y más complejas para minimizar los impactos ambientales sobre la fauna.

²⁵ Vid. Capítulo III. 6, en este libro.

4.3. Medidas de mitigación

En el capítulo III. 1,²⁶ de este libro, se describen las medidas de mitigación generales aplicables a vías de comunicación terrestres. En el presente apartado se retoman dichas medidas con base en el diagnóstico realizado para los diferentes ramales del nuevo proyecto ferroviario.

4.3.1. Mitigación de la fragmentación

Uno de los impactos secundarios causados por la construcción de vías de comunicación terrestres es la fragmentación del hábitat adyacente al derecho de vía. Dicha fragmentación aumenta el efecto de barrera y restringe los sitios donde la fauna puede moverse hacia ambos lados de la vialidad. En este contexto, uno de los impactos esperados por la construcción y funcionamiento de la nueva vía férrea será el desarrollo económico y poblacional de las comunidades y ejidos donde se ubicarán sus estaciones. Este desarrollo ejercerá mayor presión sobre el uso del suelo, aumentando la fragmentación de la vegetación adyacente a los centros poblacionales y las carreteras. Tal y como se mencionó con anterioridad, incrementar la conectividad del paisaje es uno de los aspectos más relevantes para favorecer el libre movimiento de la fauna (Tischendor y Farig, 2000; Paquet *et al.*, 2006). Por lo tanto, una de las medidas de mitigación que deberá de considerar el proyecto es el refuerzo de las políticas de protección y restauración de los tramos Chacamax-Balancán, Miguel Colorado-Felipe Carrillo Puerto, Tenabo-Bécal, Valladolid-Cancún, Tulum-Cafetal y Los Laureles-Constitución.

De particular importancia serán las medidas de protección y restauración que se implementen para el tramo Los Laureles-Constitución, ya que el nuevo desarrollo urbanoturístico asociado al proyecto del tren incrementará sensiblemente la fragmentación del hábitat.²⁷ En este contexto, es necesario que el ordenamiento del municipio de Calakmul entre en vigor antes de la aprobación ambiental de la obra, para orientar y restringir las actividades productivas dentro de la franja que comprende las áreas protegidas de Balamkú y Calakmul. En este mismo sentido, antes de la construcción del proyecto, se requiere de las actualizaciones de los planes de manejo de las áreas protegidas de esta región, que les otorgue mayores lineamientos y herramientas de conservación. De igual forma, dichos planes de manejo deben reforzar el control de la cacería furtiva y de la fauna feral, los cuales contribuyen al deterioro de las poblaciones de fauna silvestre.

²⁶ Medidas de mitigación para la fauna silvestre aplicables a la construcción de carreteras en áreas naturales protegidas.

²⁷ Vid. Capítulo III. 6.

4.3.2. Mitigación de los efectos de barrera y borde

La construcción de la vía férrea incrementará los efectos de barrera y de borde de las estructuras lineales ya existentes, sobre todo si se construye sobre el derecho de vía de la carretera. Aunado a lo anterior, debido a que la carretera y la línea de transmisión carecen de medidas de mitigación para minimizar el efecto de barrera, la nueva vía requerirá establecer las medidas pertinentes que comprendan los tres proyectos. Entre las medidas requeridas destacan las siguientes:

Construcción de pasos selectivos de fauna

El uso de estructuras específicas para el paso de fauna (figura 8), en combinación con cercas de exclusión, es una medida de mitigación efectiva utilizada en corredores biológicos y áreas protegidas de todo el mundo para facilitar el movimiento de los animales a través de estructuras lineales (Alexander, 2008; Chruszcz *et al.*, 2003; Malo *et al.*, 2004). El diseño de estas obras no es sencillo de implementar, pues se requieren múltiples criterios y datos duros sobre el movimiento de la fauna, previos a la construcción de la vialidad (Alexander, 2008). En términos generales, la literatura científica denomina “pasos inferiores de fauna” (*wildlife underpass*) a las estructuras que facilitan el movimiento de fauna por debajo de la vialidad, mientras que aquellas que promueven el paso por encima de la misma se denominan “pasos superiores de fauna” (*wildlife overcrossing/overpass*) (Rodríguez *et al.*, 1996; McDonald y St. Clair, 2004; Ng *et al.*, 2004; Mata *et al.*, 2005; Bond y Jones, 2008). Sin embargo, en México la SCT denomina a estas estructuras “pasos superiores vehiculares” (p. s. v.), cuando la vialidad pasa encima de dichas estructuras, y “pasos inferiores vehiculares” (p. i. v.), cuando la vialidad se encuentra por debajo de las mismas (Cano, 2016). Una mayor descripción de estos pasos puede verse en el Capítulo III. 1²⁸.

Los estudios comparativos para medir la eficiencia entre pasos superiores e inferiores en un mismo sitio son muy escasos y las particularidades de cada lugar, tales como el ancho de la vía, el tipo de vegetación adyacente, las especies objetivo de fauna, entre otras, no permiten establecer la diferencia. Sin embargo, los estudios realizados sugieren que los pasos inferiores de fauna o los p. s. v. son usados con mayor frecuencia y por numerosas especies de mamíferos pequeños y medianos (Rodríguez *et al.*, 1996; McDonald y St. Clair, 2004; Ng *et al.*, 2004; Mata *et al.*, 2005; Bond y Jones, 2008), mientras que los pasos superiores de fauna o los p. i. v. son usados con menor frecuencia y por menos especies de mamíferos medianos y grandes, con variaciones importantes dependiendo de la amplitud del paso y del tipo de vegetación sobre el mismo (Bond y Jones, 2008; Cano, 2016).

²⁸ Vid. *Supra* nota 26 de este capítulo.



Figura 8. Fotografía A: ejemplo de paso superior de fauna (*wildlife overcrossing/overpass*) sobre una carretera y vía férrea, también llamados pasos inferiores vehiculares (P. I. V.). (Imagen tomada de <https://www.nparks.gov.sg>, con modificaciones.) Fotografías B y C: ejemplos de pasos inferiores de fauna (*wildlife underpass*), también llamados pasos superiores vehiculares (P. S. V.). (Imágenes tomadas de <http://www.aopandalucia.es>)

El número de pasos selectivos de fauna depende en gran medida de la calidad del hábitat adyacente a la vialidad, lo que a su vez determina la abundancia de la fauna silvestre. En términos generales, el estándar que se maneja para áreas de alta biodiversidad es de 1 paso/km para fauna vertebrada mayor y 1 paso/500 m para fauna vertebrada menor (Clevenger y Waltho, 2005; Mata *et al.*, 2005; Ministerio de Medio Ambiente, 2006), mientras que para el caso de áreas con perturbación humana, el número de pasos disminuye a 1/3-6 km y 1/1-3 km, respectivamente (Clevenger y Waltho, 2005; Mata *et al.*, 2005; Ministerio de Medio Ambiente, 2006). En este mismo sentido, de acuerdo con el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2015), la separación de los pasos de fauna no debe ser mayor a la media de la distancia de lo que recorre una especie diariamente o el máximo equivalente al valor de la raíz cuadrada del rango hogareño de la especie de referencia.

Tomando en cuenta lo descrito en el párrafo anterior, la tabla 3 muestra el número aproximado de pasos que deberán construirse en los diferentes tramos en función de su importancia como corredores para la fauna. Estos valores son solo ilustrativos, pudiendo variar en función de un análisis más detallado de la topografía, la vegetación y otros factores ambientales, así como del comportamiento de la fauna, los cuales determinarán la ubicación idónea de los pasos selectivos. Debido al alto costo de construcción y los estudios previos necesarios para su implementación, estas estructuras deben ser consideradas durante la etapa de diseño de la obra e implementadas antes de la construcción de la misma. Sin embargo, esta planeación será solo efectiva en los tramos donde la vía férrea corra separada de otras estructuras lineales. Por el contrario, en los puntos donde la vía corra paralela a la carretera o a la línea de transmisión, los pasos de fauna tendrán que ser integrales, lo que obligará a la adecuación y reconstrucción de las vialidades ya existentes, con el consecuente incremento del costo económico. En este mismo sentido, aunque el costo económico de los pasos superiores de fauna o p. i. v. es mayor y son menos eficientes para el paso de fauna que los pasos inferiores de fauna o p. s. v., la topografía de algunos puntos solo permitirá la construcción de los primeros, a menos que se opte por un nuevo derecho de vía.

Tabla 3. Número aproximado de pasos selectivos de fauna (mamíferos mayores), con base en la biodiversidad presente y el grado de conservación del hábitat de cada tramo.

Tramo	Biodiversidad	Pasos/km	Número de pasos para fauna mayor		
			Tren	Tren + carretera	Tren + carretera + L. transmisión
Palenque-Chacamax	baja	1/6	5		
Chacamax-Tenosique	Alta	1/3	15		
Tenosique-Escárcega	baja	1/6	20		
M. Colorado-F. C. Puerto	Alta	1/3	15		
F. C. Puerto-Tenabo	baja	1/6	15		
Tenabo-Becán	Alta	1/3	15		
Becán-Valladolid	baja	1/6	30		
Valladolid-Cancún	Alta	1/3		20	
Cancún-Tulum	baja	1/6		15	
Tulum-Cafetal	Muy Alta	1/1		120	
Cafetal-Chetumal	moderada	1/4		15	
Chetumal-Los Laureles	moderada	1/4		20	
Los Laureles-Constitución	Muy Alta	1/1			80
Constitución-Escárcega	moderada	1/4			25
		Total	115	190	105

Cualquiera que sea la opción para los pasos de fauna, es importante señalar que el uso de estas estructuras no es inmediato y en ocasiones la fauna mayor requiere de dos a cuatro años para adaptarse a su uso (Barrientos y Borda-de-Água, 2017; Cano, 2016). Por lo tanto, la ubicación y construcción de estos pasos, con sus respectivas cercas de exclusión, deberán preceder al funcionamiento de la nueva vía.

Construcción y alineación de pasos no selectivos de fauna

Los pasos no selectivos de fauna son todos aquellos que facilitan el paso de la misma, pero que no fueron construidos para tal fin. Tal y como se demostró en el Capítulo III. 2,²⁹ de este libro, los puentes y drenajes de las carreteras actualmente favorecen el paso de fauna hacia ambos lados de la vialidad, reduciendo la mortandad por atropellamiento. Por este motivo, en caso de que la vía férrea se construya sobre el derecho de vía de la carretera, los puentes y drenajes de la nueva obra deberían tener la alineación necesaria para conectarse con las ya existentes. Además, debido a que las estructuras de drenaje se construyen para proteger la integridad del terraplén ante eventos hidrológicos, y no como paso de fauna, es conveniente una revisión de sus dimensiones para que dichas estructuras se mantengan funcionales como pasos todo el año.

Disminución de ruido y vibraciones

El tráfico vehicular de las carreteras y las vías férreas constituyen las fuentes de ruido más importantes que causan el efecto de borde. Sin embargo, el ruido representa una señal de alarma para la fauna, por lo que contribuye a la reducción de mortandad por atropellamiento (Heske, 2015; Crome y Richards, 1988; Santos *et al.*, 2017). Por tal motivo, la reducción del ruido para evitar el efecto de barrera necesariamente tiene que ser acompañado por la presencia de pasos selectivos de fauna. En este contexto existen dos alternativas para minimizar el ruido y las vibraciones de dichas fuentes: a) reducir el ruido y b) reducir su propagación (Clausen *et al.*, 2010). La reducción de los niveles de ruido se puede lograr disminuyendo la velocidad de los vehículos y las locomotoras (Clausen *et al.*, 2010), con lo cual también se pueden reducir los atropellamientos. Aunado a lo anterior, existen soluciones de ingeniería propias para cada estructura, que permiten mitigar el ruido de la fuente:

Reducción de ruido y vibraciones en trenes. Actualmente, los fijadores de rieles (*rail fastenings*), los amortiguadores de rieles, las almohadillas debajo de los durmientes (*under-sleeper pads* o USP) son las técnicas más utilizadas para reducir directamente el

²⁹ Actividad relativa de mamíferos silvestres en pasos no específicos de fauna de la carretera 186, en la reserva de la biosfera de Calakmul y la zona sujeta a conservación Balam-kú, Campeche, México.

ruido y la vibración en los ferrocarriles (Clausen *et al.*, 2010). En términos generales, estos elementos aumentan la capacidad para absorber las vibraciones generadas en la interfaz rueda-riel y pueden reducir el ruido de 3 a 16 dB(A) (Garza *et al.*, 2001; Nelson, 1997), con una reducción en la vibración de hasta 9 dB (Benton, 2006; Koller *et al.*, 2012), siendo los USP la técnica más eficiente (Clausen *et al.*, 2010; Nelson, 1997).

Reducción del ruido en carreteras. La mayoría de los autos modernos han reducido con efectividad el ruido proveniente de los motores y sistemas de escape, por lo que se espera que dicha fuente de ruido aminore en la medida en que se actualice el parque vehicular. Por tal motivo, el descenso de la fricción de los neumáticos con la superficie del camino se ha convertido en el principal objetivo para atenuar el ruido de las carreteras (Nelson, 1997). Las diferencias en el nivel de ruido de los distintos tipos de neumáticos son de alrededor de 3 dB, mientras que las diferencias con diversos tipos de pavimento son de hasta 13 dB (NAE/NA, 2010). Por tal motivo, el mejoramiento de la superficie resulta una medida de mitigación más efectiva. En algunas carreteras de Estados Unidos, la aplicación de asfalto plastificado disminuyó la porosidad de la superficie y logró reducir de 6 a 12 dB el nivel de ruido original (Donavan, 2005).

Reducción de la propagación del ruido. Las barreras acústicas son elementos comúnmente utilizados para aislar el ruido de los ferrocarriles y carreteras. Estas estructuras pueden construirse con tierra, madera, hormigón o metal (Morgan y Peeling, 2012; FHWA, 2011) o pueden constituirse con vegetación densa a lo largo de las vialidades (Bashir *et al.*, 2015). Los taludes a lo largo de las carreteras y los ferrocarriles pueden reducir, en promedio, 3 dB más que los muros verticales de la misma altura. Sin embargo, la construcción de los taludes puede requerir un área enorme, especialmente si son muy extensos y elevados. La construcción de muros artificiales requiere menos espacio, pero por lo general se limitan a ocho metros de altura por razones estructurales y estéticas (FHWA, 2011).

Los estudios de Van Renterghem y Botteldooren (2012) muestran que los taludes de suelo pueden reducir, en promedio, los niveles de ruido de 11.1 dB, y las paredes pueden reducir, en promedio, 7.7-8.3 dB. De acuerdo con el Departamento de Transporte de EE. UU., las barreras de ruido efectivas normalmente pueden reducir los niveles de ruido en 5-10 dB (FHWA, 2011). Cuando se aplican sin planificación, las barreras de ruido pueden causar el aislamiento de las poblaciones, por lo tanto, se recomienda emplear estas barreras junto con pasos de fauna para promover los cruces entre los lados de la vialidad a fin de mantener los procesos de dispersión (Bank *et al.*, 2002; Anderson, *et al.*, 2018).

Construcción de barreras y muros de exclusión. El propósito de estas estructuras es evitar una confrontación directa entre la fauna y los vehículos en movimiento, conducir a los

organismos hacia los pasos de fauna, puentes y alcantarillas que les permitan cruzar las vialidades, así como incrementar la diversidad de hábitats (Vandeveldt y Penone, 2017, Karim y Mallik, 2008; Boughey *et al.*, 2011). Estas barreras pueden ser de materiales naturales (vegetación, terraplenes), sintéticos (vallas metálicas o plásticas), sonoras u olfatorias.

Construcción de puentes colgantes. De manera complementaria a la construcción y alineación de puentes y drenajes, la construcción de puentes colgantes favorecerá el paso de mamíferos medianos con hábitos arborícolas. Para su correcto funcionamiento, estos puentes requerirán de una adecuada conectividad de la vegetación en ambos lados de la carretera.³⁰

Restricciones de velocidad. La disminución en la velocidad de trenes y automóviles es una medida efectiva para reducir tanto el ruido y las vibraciones (Donavan, 2005) como el riesgo de atropellamiento, particularmente en áreas problemáticas (Dorsey *et al.*, 2017; Becker y Grauvogel, 1991). Por tal motivo, la reducción de la velocidad es una solución que interactúa espacial y temporalmente con otras medidas de mitigación, complementándolas significativamente.

Disminución del efecto de atracción. La disponibilidad de alimento y los cambios micro-ambientales en los márgenes de las vías de comunicación producen un efecto de atracción sobre diversas especies de fauna, las cuales pueden ser atropelladas y, a su vez, atraer animales carroñeros. En este contexto, habría que reducir el factor de atracción mediante un programa permanente que recoja diariamente los cadáveres presentes sobre la carretera y la vía férrea a lo largo del área natural protegida. Este programa evitaría el efecto cascada sobre otros animales y proporcionaría datos importantes sobre tasas de atropellamiento y puntos críticos del cruce de fauna.

4.3.3. Enfoque y calendarización de las medidas

Un aspecto fundamental para la viabilidad ambiental del proyecto ferroviario es reconocer el carácter acumulativo y sinérgico que tendrán los impactos de su construcción y funcionamiento. Tal y como se ha reiterado a lo largo de este capítulo, algunos tramos, como el de Los Laureles-Constitución, se encuentran sometidos a una serie de impactos adversos que amenazan la biodiversidad de las áreas de Balam-kú y Calakmul, por lo que, aun sin la construcción del proyecto ferroviario, este tramo requiere de múltiples medidas de mitigación con aplicación inmediata. El reconocimiento de esta situación obliga al nuevo proyecto a la corrección de los errores y omisiones ocurridas durante la ampliación de la carretera 186 y la construcción de la línea de transmisión eléctrica.

³⁰ Vid. Capítulo III. 7 Los sistemas agroforestales como medida de mitigación de la fragmentación causada por las vías de comunicación en la península de Yucatán.

El factor de fragilidad que actualmente presentan los tramos Los Laureles-Constitución y Tulum-Cafetal es especialmente relevante para la realización de la MIA del proyecto, la cual deberá tener especial énfasis en la evaluación de impactos acumulativos y sinérgicos. En este contexto, ni los planes de manejo de las ANP ni los ordenamientos ecológicos de los municipios por los que pasará la vía férrea contienen elementos de vinculación suficientes que obliguen al promovente a establecer medidas de mitigación y compensación para los impactos descritos en el presente capítulo. Esta carencia de lineamientos, leyes o normas específicas, junto con el hecho de que la construcción del tren se realizará sobre un derecho de vía ya otorgado, pueden dar una salida técnica y legal aparente para la aprobación del proyecto sin incluir las medidas necesarias para mitigar sus verdaderos impactos. Por lo tanto, se requiere una visión más amplia y estricta del proyecto e ir más allá de su viabilidad jurídica.

En relación con el párrafo anterior, la regionalización de los impactos realizada en el presente capítulo, la cual señala diferentes niveles de impacto para cada tramo, no debe ser usada como pretexto para fraccionar el proyecto con la finalidad de obtener las autorizaciones ambientales más fácilmente. Por los alcances que representa, el proyecto del Tren Maya debe de evaluarse de forma integral, por lo que la MIA no debe verse como un mero trámite administrativo para su ejecución. Por el contrario, debe observarse como lo que es: el procedimiento preventivo que permite tomar decisiones de cómo realizar un proyecto (o no realizarlo), colocando los aspectos ambientales al mismo nivel de los beneficios económicos. De esta manera, el proyecto no solo generará los beneficios económicos y sociales esperados, sino que además será un ejemplo de proyecto verde y sustentable que establecerá nuevos estándares de construcción para obras similares.

Otro aspecto importante para el éxito ambiental de la obra es la generación de estudios específicos que reduzcan la incertidumbre sobre el trazo de la vía y de las medidas de mitigación adoptadas. No obstante lo mencionado a lo largo de este capítulo, el detalle de las medidas de mitigación debe de tomarse con prudencia y abrirse a la discusión de otros especialistas, además de considerar los aspectos económicos y sociales. Tal y como se mencionó en la introducción de este estudio, no considerar las medidas de mitigación ambiental en la etapa de diseño puede traer problemas de sobrecostos para la obra, los cuales pueden ser difíciles de resolver una vez que se realice la licitación. Considerando que alrededor de un tercio de la longitud del proyecto ferroviario requerirá medidas de mitigación para aumentar la conectividad (reforestación), disminuir el efecto de barrera (pasos de fauna), reducir el efecto de borde (control del ruido) y evitar el paso por áreas críticas, el costo económico de tales medidas puede ser aproximadamente de un 5 % del costo del proyecto. En este contexto, es necesario que el proyecto tenga una partida económica específica para la aplicación de las medidas de mitigación, así como para el monitoreo y seguimiento de la efectividad de dichas medidas a mediano plazo.

4.4. Consideraciones finales

Reconociendo que la EAE es el instrumento aplicado a la evaluación de programas regionales y sus alternativas, de tal forma que garantice que las consecuencias ambientales sean consideradas desde las fases iniciales (Noble, 2000), esta investigación proporciona elementos importantes para los planes de desarrollo del sureste mexicano. Sin embargo, el análisis dista mucho de una EAE completa, pues no atiende los aspectos socioculturales ni los impactos positivos del proyecto ferroviario, lo cual llevaría a un análisis integral costo-beneficio (Ahumada *et al.*, 2012; Noble, 2000). Además, el análisis no incluye otras políticas de desarrollo que actualmente se manejan para la región. Por ejemplo, las propuestas del nuevo gobierno referentes a la descentralización de las dependencias van a tener un impacto en el sur del país, donde se instalarán varias secretarías, así como uno de los proyectos de mayor impacto económico como es la refinería en Dos Bocas, la cual estará ubicada en el municipio de Paraíso, Tabasco (*El Economista*, 2018, 10 de julio). Todas estas acciones requerirán reactivar varios proyectos carreteros para mejorar la comunicación entre estas tres ciudades. Uno de estos proyectos es el libramiento de Ciudad del Carmen, que atravesaría un hábitat crítico del área de protección de flora y fauna Laguna de Términos (*El Sur*, 2017) (figura 9).

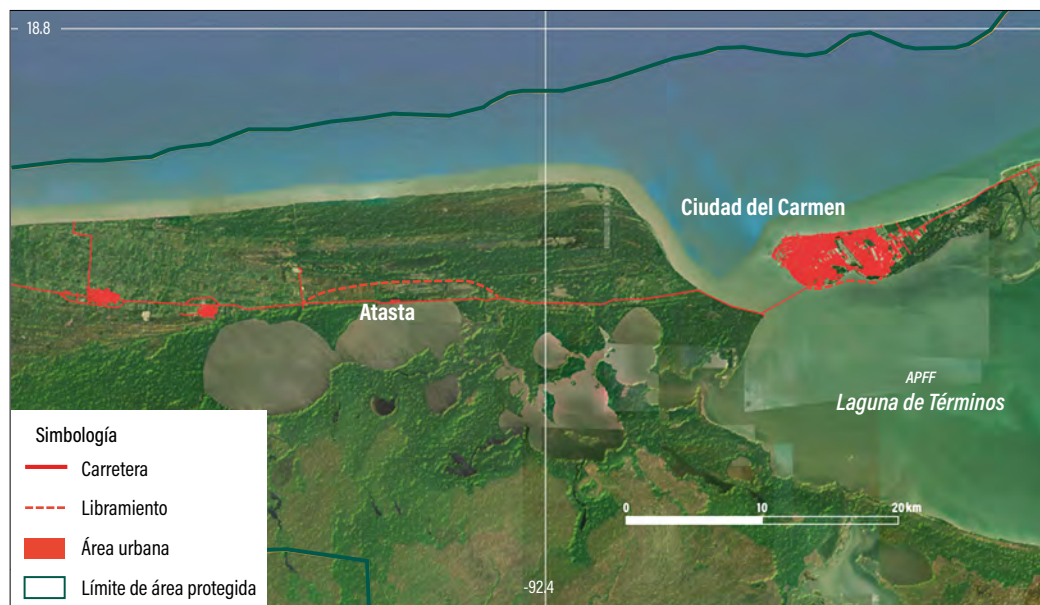


Figura 9. Vías de comunicación de la península de Yucatán y Tabasco. La línea roja punteada indica los proyectos de libramiento para el poblado de Atasta y Ciudad del Carmen.

Otro proyecto es el libramiento de Atasta, el cual, además de localizarse dentro del ANP Laguna de Términos, ha sido rechazado con anterioridad por los habitantes del sitio donde se lleva a cabo la obra (*Página Abierta*, 2014). Por lo tanto, para una EAE completa se tendrán que considerar acciones de reordenación urbana y ambiental, así como definir una estrategia de “complementariedad” bajo el viejo esquema de centros y subcentros de población basados en la oferta de infraestructura y servicios. Estas acciones no solo deberán quedar concretadas en planes y programas, sino también en la definición de políticas públicas relacionadas con la diversificación económica, la movilidad y el aprovechamiento sostenido de los recursos naturales.

La importancia de realizar una EAE completa para el sureste mexicano es que permitirá prevenir y mitigar las consecuencias ambientales en fases anteriores a la elaboración de proyectos específicos, mediante el reconocimiento oportuno de las alternativas que mejor se ajusten a los principios de sustentabilidad socioambiental. De esta manera la EAE, aplicada a los programas derivados del Plan Nacional de Desarrollo, facultaría a la dimensión ambiental permear hasta el último nivel de la planeación, incorporándola en las bases de diseño de los proyectos respectivos, que serán materia de la MIA (Noble, 2000). En este contexto, aunque el presente capítulo se ha escrito únicamente para el proyecto ferroviario y su efecto sobre la fauna, muchas de las recomendaciones vertidas aplican para futuros proyectos de vías de comunicación (incluyendo caminos secundarios), ya sean nuevos, de ampliación o de mantenimiento. Por lo tanto, los elementos que se tratan aquí deben verse como insumos de una EAE regional para la península de Yucatán y Tabasco en general, y para el sur del estado de Campeche en particular.

5. Conclusiones

El proyecto Tren Maya tiene antecedentes con otras políticas de integración del sureste, tales como el proyecto Mundo Maya de la década de 1990 y el Tren Transpeninsular de la presente década.

Aunque el Tren Maya presenta ventajas ambientales, en términos de consumo de energía y emisiones de contaminantes, con respecto a otros medios de transporte, su construcción y funcionamiento no están exentos de problemas para los hábitats y la fauna.

Con base en el análisis regional realizado, los tramos Los Laureles-Constitución, el cual atravesará las ANP de Calakmul y Balam-kú, y Tulum-Cafetal, que pasará por el área de influencia de las ANP de Sian ka'an y Uaymil, son las zonas más críticas que cruzará el proyecto, siguiendo en orden de importancia las zonas Chacamax-Tenosique, Miguel Colorado-Felipe Carrillo Puerto, Tenabo-Becán y Valladolid-Cancún.

La construcción de la nueva vía férrea exacerbará los problemas de fragmentación del hábitat, así como los efectos de barrera (bloqueo de movimiento y atropellamiento) y de borde (ruido), causados por las carreteras.

Las medidas de mitigación de la nueva vía deberán considerar la rectificación de los impactos generados por las otras estructuras lineales en funcionamiento y prever los escenarios de crecimiento de las próximas décadas.

Actualmente los planes de manejo de las áreas protegidas que afectarán el proyecto, así como los ordenamientos territoriales de los municipios, no contienen elementos vinculantes que eviten o minimicen los daños ambientales que generará dicho esquema de construcción, por lo que la MIA puede encontrar una salida técnica y legal para la aprobación del mismo, sin incluir las medidas necesarias para mitigar sus verdaderos impactos. Por lo tanto, se requiere una visión más sustentable y no solamente realizar la vinculación jurídica con los planes de manejo y programas de ordenamiento vigentes.

Por los alcances que representa, el proyecto del Tren Maya debe de evaluarse de forma integral, junto con otras estructuras lineales, y de manera regional, por lo que no debe fraccionarse en tramos para facilitar la obtención de los permisos ambientales.

Dentro de las medidas ambientales que se deberán tomar en cuenta para los tramos con impactos de magnitud severa y crítica (tabla 2) están: disminuir la fragmentación de la vegetación, la construcción de pasos selectivos de fauna, la construcción y alineación de puentes y drenajes, la reducción de ruido y vibraciones provenientes de la vía férrea y la carretera, la construcción de barreras y muros de exclusión, la aplicación de restricciones de velocidad y las adecuaciones al trazo de la obra para evitar los puntos más sensibles para la fauna.

Un aspecto relevante de las medidas de mitigación para Los Laureles-Constitución es el nuevo desarrollo urbano-turístico planteado para incrementar el número de visitantes al sitio arqueológico de Calakmul. Tal y como se describe en el capítulo III. 6, de este libro, la demanda de espacios y el crecimiento del tráfico vehicular requerirán de medidas de mitigación compatibles con las aplicadas a la vía férrea.

El costo económico de las medidas de mitigación puede representar alrededor de un 5 % del costo total de la obra y debe considerar una partida específica para el seguimiento de tales medidas.

Como estrategia para el financiamiento de las medidas de compensación a largo plazo, se puede considerar el pago por aprovechamiento de servicios ambientales dentro del boleto del tren, para que los recursos obtenidos se orienten a programas de monitoreo y de conservación de los hábitats silvestres de la región.

La aplicación de todas estas medidas requiere de estudios más puntuales y profundos, así como una calendarización cuidadosa de las actividades para minimizar los impactos ambientales.

Con la implementación de las medidas de mitigación propuestas a lo largo de este capítulo, el Tren Maya puede convertirse en un proyecto verde y sustentable que establecerá nuevos estándares de construcción para obras similares.

El presente capítulo proporciona insumos importantes para las manifestaciones de impacto ambiental regional, que tendrán que realizar los promoventes del Tren Maya. Asimismo, ofrece elementos de Evaluación Ambiental Estratégica para la península de Yucatán, Tabasco y Chiapas, en general, y para el sur del estado de Campeche, en particular, como parte del plan de desarrollo propuesto por el nuevo gobierno.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen a Luis Miguel del Villar, Gilberto Pozo-Montuy y Guillermo Villalobos-Zapata, por las observaciones realizadas al presente manuscrito.

7. Literatura citada

- Ahumada, B.; Pelayo, M. y Arano, A.** (2012). Sustentabilidad ambiental, del concepto a la práctica: una oportunidad para la implementación de la evaluación ambiental estratégica en México. *Gestión y política pública*, 21(2), pp. 291-332.
- Alexander, S. M.** (2008). Snow-tracking and GIS: using multiple species-environment models to determine optimal wildlife crossing sites and evaluate highway mitigation plans on the Trans-Canada Highway. *The Canadian Geographer*, 52(2), pp.169-187.
- Alexander, S.; Waters, N. y Paquet, P.** (2005). Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *The Canadian Geographer*, 49(4), pp. 321-331.
- Anderson, D.; Gautier, E.; Lida, M.; Nelson, J. T.; Thompson, D.; Tielkes, T.; Towers, D. A.; Vos, P. y De Nielsen, J. C. O. (eds.)**. (2018). *Noise and vibration mitigation for rail transportation systems. Proceedings of the 12th International Workshop on Railway Noise, 12-16 September 2016, Terrigal, Australia*. Springer.
- Bank, F. G.; Irwin, C. L.; Evink, G. L.; Gray, M. E.; Hagood, S.; Kinar, J. R.; Levy, A.; Paulson, D.; Ruediger, B. y Sauvajot, R. M.** (2002). *Wildlife habitat connectivity across European highways*. (No. FHWA-PL-02-011).
- Barrientos, R. y Borda-de-Água, L.** (2017). Railways as Barriers for Wildlife: Current Knowledge. En: Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P.; Pereira, H. M. (eds.). *Railway Ecology* (pp. 43-64.) (eBook). Springer Open. DOI 10.1007/978-3-319-57496-7.
- Barrientos, R.; Borda-de-Água, L.; Brum, P.; Beja, P. y Pereira, H. M.** (2017). What's Next? Railway Ecology in the 21st Century. En: Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P. y Pereira, H. M. (eds.). *Railway Ecology* (pp. 311-318) (eBook). Springer Open. DOI 10.1007/978-3-319-57496-7.
- Bashir, I.; Taherzadeh, S.; Shin, H. C. y Attenborough, K.** (2015). Sound propagation over soft ground without and with crops and potential for surface transport noise attenuation. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 137(1), pp. 154-164.
- Becker, E. F. y Grauvogel, C. A.** (1991). Relationship of reduced train speed on moose-train collisions in Alaska. *Alces*, 27, pp. 161-168.
- Belant, J. L.** (1995). Moose collisions with vehicles and trains in Northeastern Minnesota. *Alces*, 31, pp. 1-8.
- Benítez, J. A. y Villalobos, G.** (2010). Sitios Prioritarios para la conservación en el estado de Campeche. En: *La biodiversidad en Campeche: estudio de estado. 2010*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) / Gobierno del Estado de Campeche / Universidad Autónoma de Campeche / El Colegio de la Frontera Sur.
- Benton, D.** (2006). Engineering aspects of rail damper design and installation. Rail Noise 2006: Mitigazione del Rumore Ferroviario, GAA, Arpat news, Pisa, 179.
- Bond, A. R. y Jones, D. N.** (2008). Temporal Trends in Use of Fauna-Friendly Underpasses and Overpasses. *Wildlife Research*, 35(2), pp.103-112.
- Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P. y Pereira, H. M.** (2017). Railway Ecology. En: Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P. y Pereira, H. M. (eds.). *Railway Ecology* (pp. 3-9) (eBook). Springer Open. DOI 10.1007/978-3-319-57496-7
- Boscagli, G.** (1987). Brown bear mortality in central Italy from 1970 to 1984. *International Conference on Bear Research and Management*, 7, pp. 97-98.
- Boughey, K. L.; Lake, I. R.; Haysom, K. A. y Dolman, P. M.** (2011). Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biological Conservation*, 144(6), pp. 1790-1798.
- Budzic, K. A. y Budzic, K. M.** (2014). A preliminary report of amphibian mortality patterns on railways. *Acta Herpetologica*, 9, pp. 103-107.

- Cámara de Diputados** (2017). Versión de estenografía de la comparecencia del secretario de Comunicaciones y Transportes, maestro Gerardo Ruiz Esparza, ante las Comisiones Unidas de Infraestructura, de Comunicaciones y de Transportes de la Cámara de Diputados, LXIII Legislatura, llevada a cabo este martes en el salón Legisladores de la República. <https://shorturl.at/jnuHP>
- Cano, C. A.** (2016). *Pasos de Fauna* [tesina de grado de especialista en Vías Terrestres. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México]. <http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/jspui/bitstream/132.248.52.100/11084/1/PASOS%20DE%20FAUNA.pdf>
- Child, K.** (1983). Railways and moose in the central interior of BC: A recurrent management problem. *Alces*, 2519(19), pp. 118-135.
- Chruszcz, B.; Clevenger, A.; K. Gunson y Gibeau, M.** (2003). Relationships among grizzly bears, highways, and habitat in the Banff-Bow Valley, Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 81(8), pp. 1378-1391.
- Clausen, U.; Doll, C.; Franklin, F. J.; Franklin, G. V.; Heinrichmeyer, H.; Kochsiek, J.; Rothengatter, W. y Sieber, N.** (2010). *Reducing railway noise pollution*. Directorate General for Internal Policies, Policy Department B: Structural and cohesion policies. Transport and Tourism, European Parliament. Doi:10.2861/66417
- Clevenger, A. P. y Waltho, N.** (2005). Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121, pp. 453-464.
- Crome, F. H. J. y Richards, G. C.** (1988). Bats and gaps: microchiropteran community structure in a Queensland rain forest, *Ecology*, 69(6), pp. 1960-1969.
- Czop, P. y Mendrok, K.** (2011). A new method for operational monitoring of railway tracks to reduce environmental noise. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20(2), pp. 311-316.
- Donavan, P.** (2005). Quieting of Portland Cement Concrete Highway Surfaces with Texture Modifications. Proceedings of NOISE-CON 05. *The Journal of the Acoustical Society of America* 118(3):1915 <https://doi.org/10.1121/1.4780333>
- Donavan, P. R.; Schumacher, R. F. y J. R. Stott.** (1998). Assessment of tire/ pavement interaction noise under vehicle passby test conditions using sound intensity measurement methods (A). *Journal of the Acoustical Society of America*, 103(5), 2919. <https://doi.org/10.1121/1.422107>
- Dorsey B. P.; Clevenger, A. y Rew, L. J.** (2017). Relative Risk and Variables Associated with Bear and Ungulate Mortalities Along a Railroad in the Canadian Rocky Mountains. En: Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P. y Pereira, H. M. (eds.). *Railway Ecology* (pp. 135-155) (eBook). Springer Open. DOI 10.1007/978-3-319-57496-7
- Dorsey, B.; Olsson, M. y Rew, L. J.** (2015). Ecological effects of railways on wildlife. En: R. van der Ree; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 219-227). West Sussex: Wiley.
- Dulac, J.** (2013). Global land transport infrastructure requirements: Estimating road and railway infrastructure capacity and costs to 2050. *International Energy Agency*. <https://webstore.iea.org/global-land-transport-infrastructure-requirements>
- El Economista.** (2018, 10 de julio). El proyecto de AMLO para trasladar las dependencias a otros estados. <https://www.economista.com.mx/politica/El-proyecto-de-AMLO-de-trasladar-las-dependencias-a-otros-estados-20180710-0153.html>
- El Sur.** (2017, 23 de noviembre). Ejercerá SCT Campeche durante 2018, \$2,400 millones: Polanco. <http://www.elsur.mx/ejercera-sct-Campeche-2018-2400-millones-polanco/>
- Fenderson, L. E.; Kovach, A. I.; Litvaitis, J. A.; O'Brien, K. M.; Boland, K. M. y Jakuba, W. J.** (2014). A multiscale analysis of gene flow for the New England cottontail, an imperiled habitat specialist in a fragmented landscape. *Ecology and Evolution*, 4(10), pp. 1853-1875.

- Fernández-Vitora, C.** (1993). *Guía Metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental*. Editorial Mundi-Prensa.
- FHWA, Federal Highway Administration.** (2011). *Highway traffic noise barriers at a glance*. U. S. Department of Transportation: Washington D. C.
- Fuentes, Y.** (2018, 15 de noviembre). Tren Maya: así es el ambicioso proyecto que propone AMLO y tiene un costo de miles de millones de dólares. *BBC News. Mundo*. <https://www.bbc.com/mundo/noticias-america-latina-45254080>
- Garza, F.; Ramírez, R. y Ledezma, D.** (2001). Ruido producido por silbados de trenes. *Ingenierías V*, (14), 19-24.
- Gautier, P. E.; Poisson, F. y Letourneaux, F.** (2008). High speed trains external noise: A review of measurements and source models for the TGV case up to 360 km/h. En: *Proceedings of the 8th world congress on railway research* (pp. 1-1).
- Givoni, M.; Brand, C.; Christian y Watkiss, P.** (2009). Are Railways Climate Friendly? *Built Environment*, 35(1), pp. 70-86. <https://doi.org/10.2148/benv.35.1.70>
- Goosem, M.** (2001). Effects of tropical rainforest roads on small mammals: inhibition of crossing movements. *Wildlife Research*, 28(4), pp. 351-364.
- Goosem, M. y Marsh,** (1997). Fragmentation of a small mammal community by a powerline corridor through tropical rainforest. *Wildlife Research*, 24(5), pp. 613-629.
- Gundersen, H. y Andreassen, H. P.** (1998). The risk of moose *Alces alces* collision: A predictive logistic model for moose-train accidents. *Wildlife Biology*, 4(2), pp. 103-110.
- Heske, E. J.** (2015). Blood on the tracks: Track mortality and scavenging rate in urban nature preserves. *Urban Naturalist*, 4, pp. 1-13.
- Hidalgo-Mihart, M.; Contreras-Moreno, F. M.; De la Cruz, A. J. y Juárez-López, R.** (2017). Validation on the Calakmul-Laguna de Términos corridor for jaguars *Panthera onca* in south-eastern Mexico. *Oryx*. 52(2), pp. 1-8.
- IEA.** (2015). *Railway Handbook 2015*, IEA, Paris <https://www.iea.org/reports/railway-handbook-2015>
- Inegi.** (2014) Censos Económicos 2014. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. <https://www.inegi.org.mx/programas/ce/2014/>
- Karim, M. N. y Mallik, A. U.** (2008). Roadside revegetation by native plants: I. Roadside microhabitats, floristic zonation and species traits. *Ecological Engineering*, 32(3), pp. 222-237.
- Koller, G.; Kalivoda, M. T.; Jaksch, M.; Muncke, M.; Oguchi, T. y Matsuda, Y.** (2012). Railway noise reduction technology using a damping material. En: Maeda, T.; Gautier, P. E.; Hanson, C.; Hemsworth, B.; Nelson, J. T.; Schulte-Werning, B.; Thompson, D. y Vos, P. (eds.). *Noise and vibration mitigation for rail transportation systems* (pp. 159-166). Springer: Tokyo.
- Kornilev, Y.; Price, S. y Dorcas, M.** (2006). Between a rock and a hard place: Responses of eastern box turtles (*Terrapene carolina*) when trapped between railroad tracks. *Herpetological Reviews*, 37, pp. 145-148.
- La Verdad** (2018, 14 de agosto). Conoce la ruta del Tren Maya de Andrés Manuel López Obrador. <https://laverdadnoticias.com/politica/Conoce-la-ruta-del-Tren-Maya-de-Andres-Manuel-Lopez-Obrador-20180814-0029.html>
- Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección Al Ambiente.** Última reforma publicada DOF 05-06-2018: http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/148_180121.pdf
- Lucas, P. S.; De Carvalho, R .G. y Grilo, C.** (2017). Railway Disturbances on Wildlife: Types, Effects, and Mitigation Measures. En: Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P. y Pereira, H. M. (eds.). *Railway Ecology* (pp. 81-99) (eBook). Springer Open. DOI 10.1007/978-3-319-57496-7
- Malo, J.; Suárez, F. y Díez, A.** (2004). Can we mitigate animal vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology*, 41(4), pp. 701-710.

- Mata, C.; Hervas, I.; Herranz, J.; Suárez, F. y Malo, J. E.** (2005). Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation*, 124(3), pp. 397-405. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.044>
- McDonald, W. y St. Clair, C. C.**, (2004). Elements that promote highway crossing structure use by small mammals in Banff National Park. *Journal of Applied Ecology* 41(1), 82-93. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00877.x>
- Ministerio de Medio Ambiente.** (2006). *Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructura de transportes.* Número 1.O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente: Madrid.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.** (2015). *Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 1.* 2.ª ed. ampliada. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente: Madrid.
- Modafferi, R. D. y Becker, E. F.** (1997). Survival of radiocollared adult moose in lower Susitna river valley, southcentral Alaska. *Journal of Wildlife Management*, 61(2), pp. 540-549.
- Morgan, P. A. y Peeling, J.** (2012). *Railway noise mitigation factsheet 01: Overview of railway noise.* HS2 Rail Project Group.
- NAE/NA.** (2010). *Technology for a Quieter America.* The National Academy of Engineering / National Academies. DOI 10.17226/12928
- Nelson, J. T.** (1997). *Wheel/rail noise, control manual.* (No. Project C-3 FY'93). Washington D. C.
- Ng, S. J.; Dole, J. W.; Sauvajot, R. M.; Riley, S. P. D. y Valone, T. J.** (2004). Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation*, 115(3), pp. 499-507. doi:10.1016/S0006-3207(03)00166-6
- Noble, B.** (2000). Strategic Environmental Assessment: what is it? And What makes it strategic. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 2(2), pp. 203-224.
- Palacin, R.; Correia, J.; Zdziech, M.; Cassese, T. y Chitakova, T.** (2014). Rail environmental impact: Energy consumption and noise pollution assessment of different transport modes connecting Big Ben (London, UK) and Eiffel Tower (Paris, Fr). *Transport Problems: An International Scientific Journal* (pp. 9-27). 9(SE).
- Página Abierta.** (2014, 9 de octubre). Atraso de 10 años en libramiento de Atasta: SCT. <http://paginabierta.mx/atraso-de-10-anos-en-libramiento-de-Atasta-sct/>
- Paquet, P.; Alexander, S. M.; Swan, P. y Darimont, C.** (2006). The Influence of Natural Landscape Fragmentation and Resource Availability on Connectivity and Distribution of Marine Gray Wolf (*Canis lupus*) Populations on Central Coast, B. C. En: Kevin C. y Sanjayan, M. (eds.). *Connectivity Conservation.* Cambridge University Press.
- PNUD.** (2014). *Índice de Desarrollo Humano Municipal en México: nueva metodología.* Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo: México.
- Quinn, M.; Alexander, S.; Heck, N. y Chernoff, G.** (2011). Identification of Bird Collision Hotspots along Transmission Power Lines in Alberta: An Expert-Based Geographic Information System (GIS) Approach. *Journal of Environmental Informatics*, 18(1), pp. 12-21.
- RACC.** (2011). *Accidentes de tráfico con animales. Análisis de la situación a nivel europeo y español.* Ministerio del Interior, Dirección General del Tráfico: España.
- Rodríguez, A.; Crema, G. y Delibes, M.** (1996). Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 33(6), pp. 1527-1540. doi:10.2307/2404791
- Sadler, K.** (2015, 16 de septiembre). Rail to play key role in strategy for tackling climate change. *Global Railway Review.* <http://www.europeanrailwayreview.com/24816/rail-industry-news/rail-to-play-key-role-in-strategy-for-tackling-climate-change/>

- Santos S. M.; Carvalho, F. y Mira, A.** (2017). Current Knowledge on Wildlife Mortality in Railways. En: Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P. y Pereira, H. M. (eds.). *Railway Ecology* (pp. 11-22) (eBook). Springer Open. DOI 10.1007/978-3-319-57496-7
- Sedetur.** (2017). Reporte Anual de Turismo Quintana Roo 2017. <http://sedeturqroo.gob.mx/ARCHIVOS/REPORTE%20TURISMO%202017.pdf>
- Tischendorf, L. y Farig, L.** (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), pp. 7-19.
- Van der Grift, E. A.** (1999). Mammals and railroads: Impacts and management implications. *Lutra*, 42, pp. 77-98.
- Van der Grift, E. A. y Kuijsters, H. M. J.** (1998). Mitigation measures to reduce habitat fragmentation by railway lines in the Netherlands. En: Evink, G. L.; Garrett, P.; Zeigler, D. y Berry, J. (eds.). *Proceedings of the international conference on wildlife ecology and transportation*. Florida Department of Transportation, Tallahassee, Florida, pp. 166-170.
- Van Renterghem, T. y Botteldooren, D.** (2012). On the choice between walls and berms for road traffic noise shielding including wind effects. *Landscape and Urban Planning*, 105(3), pp. 199-210.
- Vandeveldde, J. C. y Penone, C.** (2017). Ecological Roles of Railway Verges in Anthropogenic Landscapes: A Synthesis of Five Case Studies in Northern France. En: Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P. y Pereira, H. M. (eds.). *Railway Ecology* (pp. 261-276) (eBook). Springer Open. DOI 10.1007/978-3-319-57496-7
- Velasco-Sánchez, E.** (2014). *Estudio del nivel de ruido emitido por los vehículos del parque automovilístico valenciano y su relación con la calidad acústica de nuestras ciudades*. Congreso Nacional del Medio Ambiente (Conama). <http://www.conama.org/conama/download/files/conama2014/CT%202014/1896711948.pdf>
- Waller, J. S. y Servheen, C.** (2005). Effects of transportation infrastructure on grizzly bears in northwestern Montana. *Journal of Wildlife Management*, 69(3), pp. 985-1000.
- Zorrilla-Martínez, A.** (2011). Mundo Maya: una marca con valor. *Cuadernos del Patrimonio Cultural y Turismo*, 18, pp. 151-159.

Impacto de la vía férrea y del crecimiento turístico asociado al Tren Maya: medidas de mitigación y cambios al diseño para las reservas de Calakmul y Balam-kú

Jorge A. Benítez | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Gilberto Pozo-Montuy | Conservación de la Biodiversidad del Usumacinta, A. C.

Shelley M. Alexander | Universidad de Calgary, Canadá

Jorge A. Vargas-Contreras | Facultad de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Campeche

Griselda Escalona-Segura | El Colegio de la Frontera Sur, Campeche

Marlen Sánchez-Acuña | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Alberto González-Gallina | Red de Ambiente y Sustentabilidad, Instituto de Ecología, A. C.

Sergio Prieto Díaz | Cátedra Conacyt-El Colegio de la Frontera Sur

Resumen

Se realizó una evaluación ambiental que incluyó: 1) el impacto de la construcción y funcionamiento de la vía férrea, 2) los impactos del nuevo centro urbano-turístico y 3) la definición de pronósticos ambientales y la evaluación de alternativas de diseño, en particular en áreas críticas como la cueva el Volcán de los Murciélagos y los pasos naturales de fauna. El desarrollo urbano-turístico tendrá una repercusión directa en la ocupación de espacios

J. A. Benítez

email: info@easac.org.mx

Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Andador Caracol mz. D, It. 1, fraccionamiento Lavalle Urbina,
San Francisco de Campeche, Campeche, C. P. 24087

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

naturales y exacerbará los efectos de barrera y de borde causados por la carretera y el tren, ambos perjudiciales para la calidad del hábitat. Para mitigar estos impactos se propone: a) la construcción de pasos de fauna, b) la reducción del ruido de la carretera y el tren, c) la construcción de un libramiento “verde” para la cueva el Volcán de los Murciélagos, d) controlar el número de visitantes a Calakmul y e) el desarrollo de un turismo de baja escala.

Palabras clave: impacto ambiental, fauna, desarrollo turístico, vías férreas.

Abstract

This chapter performs an environmental evaluation that included: 1) the impact of the construction and operation of the railroad, 2) the impacts of the new urban-tourist center, and 3) the definition of environmental forecasts and the evaluation of design alternatives, in particular in critical areas such as the Volcan de los Murcielagos cave and natural wildlife passages. The urban-tourist development will directly impact the occupation of natural spaces and exacerbate the barrier and edge effects caused by the road and train; both detrimental to the quality of the habitat. To avoid all these impacts, we proposed: a) the construction of passes of fauna, b) the reduction of road and train noise, c) the construction of a "green" bypass for the cave of bats, d) control on the number of visitors to Calakmul, and e) the development of a low-scale and sustainable tourism.

Keywords: environmental impact, fauna, tourism development, railways.

1. Introducción

Tal y como se señaló en el capítulo III. 5¹ de este libro, la construcción y funcionamiento del proyecto Tren Maya generará impactos negativos sobre la biodiversidad de la región, cuya magnitud estará en función del alcance de los efectos de barrera (bloqueo de movimiento y atropellamiento) y de borde (ruido), causados por la carretera 186 y la vía férrea. En este contexto, uno de los elementos más importantes que determinará la extensión de dichos impactos y, por lo tanto, la magnitud de las medidas de mitigación, es el crecimiento poblacional local y el número de visitantes esperados por el proyecto del tren, los cuales conjuntamente tendrán un efecto sobre el tráfico vehicular y la intensidad de uso de los recursos paisajísticos de las reservas de Calakmul y Balam-kú.

De acuerdo con las estimaciones preliminares del Fondo Nacional de Fomento al Turismo (Fonatur), que coordinará el proyecto ferroviario, se espera que en los próximos

¹ Elementos de evaluación ambiental estratégica para el proyecto Tren Maya.

10 años el Tren Maya genere alrededor de tres millones de visitantes por año a la zona arqueológica de Calakmul, lo que equivale a un incremento de 7,500 % con respecto al número de visitantes actual (40,000 personas al año). Para este fin, además de la construcción del tren y sus estaciones principales, el Fonatur propone un desarrollo urbano-turístico y un sistema de transporte ligero dentro de las áreas naturales protegidas de Balam-kú y Calakmul² para atender la demanda esperada de visitantes (figura 1). Por tal motivo, el presente capítulo analiza de manera integral los impactos derivados de la construcción de la vía férrea principal, así como la dinámica poblacional, los escenarios de crecimiento del tráfico de vehículos y la demanda de espacios naturales que ejercerá el proyecto turístico en su conjunto.

2. Metodología

La metodología se dividió en tres grandes apartados: 1) la evaluación del impacto de la construcción y funcionamiento de la vía férrea, 2) la evaluación de los impactos potenciales del nuevo centro urbano-turístico y 3) la definición de pronósticos ambientales y la evaluación de alternativas de diseño, tanto para el tren como para el desarrollo urbano-turístico.

2.1. Evaluación de los impactos de la vía férrea

Con base en los resultados del Capítulo III. 5 de este libro, donde se efectuó un análisis regional de los impactos del tren y sus medidas de mitigación, en el presente trabajo se realiza una evaluación específica del tramo Los Laureles-Constitución, el cual forma parte del “tramo selva” referido en el proyecto Tren Maya que atraviesa las ANP de Balam-kú y Calakmul. Para este fin, se realizó la integración de un SIG, escala 1:50,000, con las principales características ambientales de este tramo. Con base en este SIG se realizaron los siguientes análisis:

a) Descripción de las principales características ambientales y biológicas

Los temas cubiertos fueron: uso del suelo y vegetación, topografía y factores relevantes de la fauna e infraestructura existente.

² El primer borrador del presente capítulo fue realizado en febrero de 2019. Al momento de concluir la integración del presente libro (julio de 2020), la construcción del desarrollo turístico dentro del ANP ha sido descartado por el Fonatur debido a su inviabilidad ambiental, sin embargo, la propuesta general de recibir tres millones de visitantes se mantiene. En este contexto, los autores han conservado la redacción del capítulo con pocas actualizaciones, como un ejercicio de lo que la propuesta original significaba en materia de impacto ambiental y para dar elementos de evaluación aplicables al proyecto definitivo.

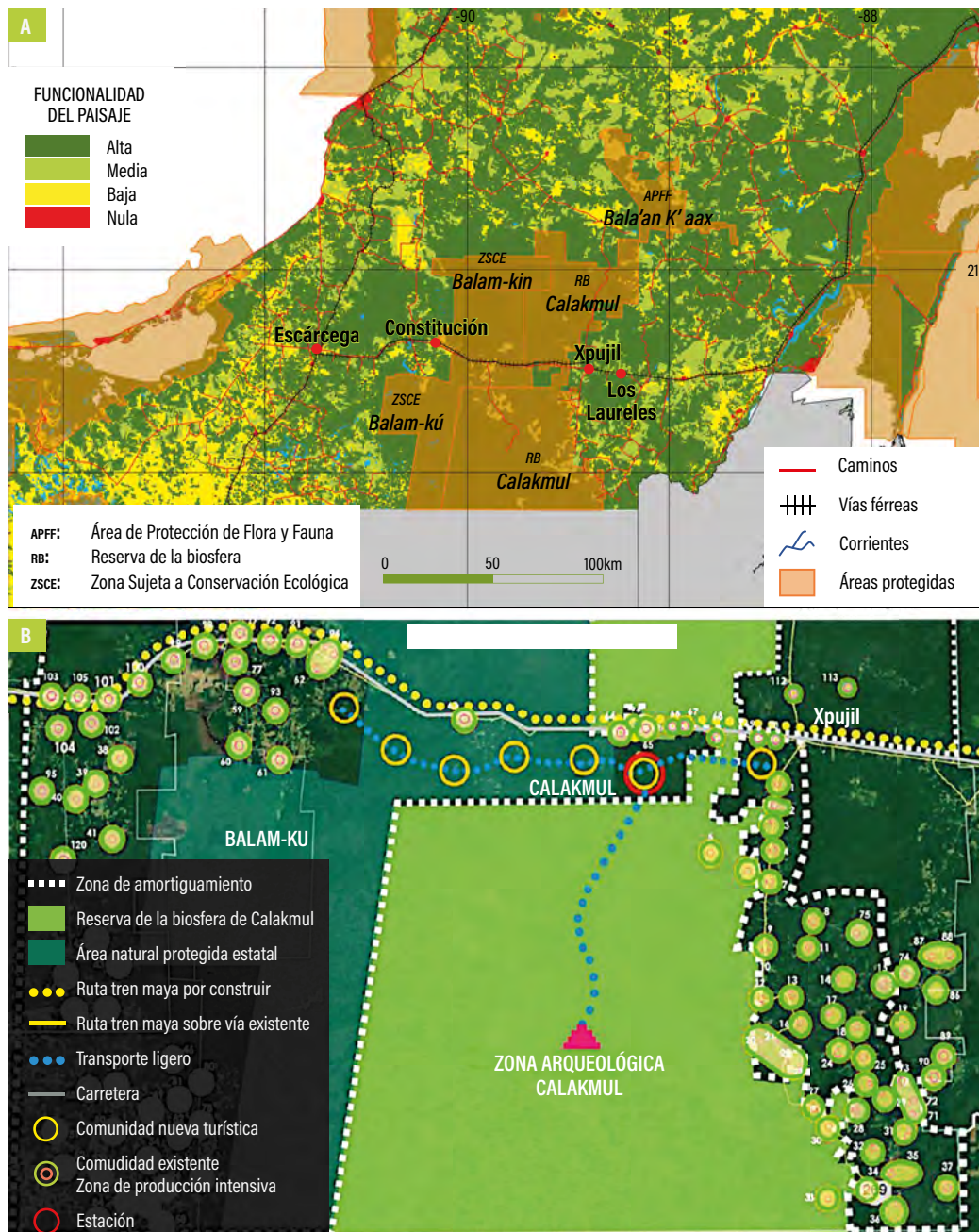


Figura 1. A) Contexto regional del proyecto del Tren Maya para el tramo selva, indicando las ANP y los paisajes funcionales que actúan como corredores biológicos. B) Estación central, tren ligero y nuevos centros de población propuestos por el Fonatur³ dentro de las ANP de Balam-kú y Calakmul.

³ Propuesta ejecutiva de noviembre de 2018.

b) Identificación de puntos críticos para el movimiento de la fauna

Se identificaron los sitios con mayor sensibilidad al desarrollo del proyecto. Esta identificación se basó en criterios similares a la definición de hábitat crítico, establecida en el artículo 63 de la Ley General de Vida Silvestre, que determina como tal a

Las áreas específicas en las que se desarrollen procesos biológicos esenciales, y existan especies sensibles a riesgos específicos, como cierto tipo de contaminación, ya sea física, química o acústica, o riesgo de colisiones con vehículos terrestres o acuáticos, que puedan llevar a afectar las poblaciones. (LGVS, p. 28, última reforma DOF 19 de enero de 2018.)

c) Evaluación de las tendencias de pérdida y fragmentación del hábitat

Considerando que el tren se construirá sobre el derecho de vía de la Secretaría de Comunicaciones y Transporte (SCT), se realizó un análisis a escala 1:5,000 para el área específica de la carretera 186. Para ello se estableció un polígono con límites de 10 km a cada lado de la carretera, cuyo derecho de vía será usado para el trazo del Tren Maya. Dentro de ese polígono se realizó la interpretación de uso del suelo y vegetación para los años 2000 y 2015. Con las coberturas obtenidas se analizó la tendencia de cambio y se extrapolaron escenarios para la década de 2030, usando el módulo MOLUSCE (Modules for Land Use Change Evaluation) del programa QGIS (v. 2.18). Posteriormente, se aplicó a cada año y escenario el módulo LecoS (Landscape ecology Statistics) (Jung, 2013), para la medición de estadísticas de fragmentación y conectividad.

d) Evaluación del efecto de barrera

Tomando en cuenta los elementos lineales asociados a la vía propuesta del tren (carretera 186, línea de transmisión y acueducto), se realizaron transectos perpendiculares para evaluar la anchura de los corredores en diferentes sectores, en el contexto de la topografía local. Para ello se utilizaron las herramientas de análisis espacial del programa QGIS. Asimismo, con base en las características estructurales de cada elemento lineal, se estimó el impacto de bloqueo y las tasas de atropellamiento reportadas en las áreas de Calakmul y Balam-kú.⁴

⁴ Cfr. Capítulos II. 5 Mortalidad de fauna por atropello sobre la carretera 186, en las reservas Calakmul y Balam-kú, Campeche, México, y III. 2 Actividad relativa de mamíferos silvestres en pasos no específicos de fauna de la carretera 186, en la reserva de la biosfera de Calakmul y zona sujeta a conservación Balam-kú, Campeche, México.

e) Evaluación del efecto de borde por ruido

Considerando las fuentes de la carretera y la vía férrea, en los puntos clave identificados en el inciso b, se realizó una evaluación de la dispersión del ruido generado por el tránsito vehicular y ferroviario. Para este fin, se utilizó el módulo SPreAD-GIS de la caja de herramientas Soundmapping de ArcInfo (v. 10.4) (Keyel *et al.*, 2017; Keyel y Reed, 2017; Harrison *et al.*, 1980; Harrison *et al.*, 1992; Dooling y Popper, 2007). Una descripción más amplia de este módulo puede encontrarse en el Capítulo II. 3⁵ de este libro.

2.2. Evaluación de los impactos del nuevo centro urbano-turístico

A partir de la propuesta oficial del nuevo desarrollo urbano-turístico se evaluaron los efectos de fragmentación, de barrera y de borde. Para tal fin, se plantearon los escenarios futuros (año 2030) del crecimiento poblacional, de la ocupación de espacios y del incremento del tráfico vehicular.

a) Dinámica poblacional y turismo

La principal fuente del turismo internacional y nacional, que se espera movilizar hacia Calakmul, tendrá su origen en los centros turísticos del estado de Quintana Roo, cuyo número de visitantes fue de poco más de 16.9 millones en el año 2017, con una derrama económica de 8,810 millones de dólares (Sedetur, 2017). Por tal motivo, se analizaron las tendencias históricas de crecimiento de Cancún, la Riviera Maya y Tulum, como modelos de lo que podría suceder en Calakmul, en términos de la ocupación de espacios y el tráfico vehicular. Para ello, se integró una base de datos histórica de los parámetros más relevantes, tales como número de habitantes, número de visitantes, número de cuartos de hotel, superficies urbanas, entre otros. Posteriormente, con base en una revisión bibliográfica de los estudios poblacionales de la región (McCoy, 2017; Cárdenas Gómez, 2014; Calderón Maya y Orozco, 2009; Rojas *et al.*, 2012; Vázquez Sosa *et al.*, 2015), se establecieron las hipótesis del comportamiento demográfico típico que han ocurrido en los centros turísticos más importantes. A continuación, se realizaron gráficos de correlación entre las variables demográficas para estimar los datos de población para Calakmul, considerando los tres millones de visitantes esperados por parte del Fonatur.

⁵ Contaminación por ruido de fuentes fijas y móviles en el área de protección de flora y fauna Laguna de Términos.

b) Ocupación de espacios

A partir del análisis de imágenes satelitales históricas de Google Earth, se estimó la superficie de ocupación de los principales centros turísticos de Quintana Roo (Cancún, Cozumel, Playa del Carmen y Tulum), en los últimos 30 años. Posteriormente, estas superficies se dividieron por la población de dichos centros turísticos (población local + número de visitantes), para obtener la superficie promedio por ocupante. Finalmente, esta superficie promedio se multiplicó por la suma de la población proyectada para Calakmul, y el número de visitantes esperados por parte del Fonatur, y así estimar la superficie necesaria para el nuevo desarrollo urbano-turístico. Esta superficie fue distribuida entre los nuevos centros de población propuestos por el Fonatur, utilizando las herramientas espaciales del SIG.

c) Crecimiento del tráfico vehicular

De manera similar a lo realizado para la población y el turismo, se efectuó un análisis del tráfico promedio diario anual (TPDA), reportado entre 2003 y 2017 por la SCT, de las carreteras que comunican los centros turísticos y ciudades de Quintana Roo. Posteriormente, se efectuaron extrapolaciones entre las variables demográficas y el TPDA, para estimar los escenarios posibles del tráfico que se presentaría en la región de Calakmul con la llegada de tres millones de visitantes.

d) Evaluación sinérgica de los efectos de fragmentación, barrera y borde

Para evaluar el efecto acumulado del crecimiento urbano-turístico sobre las tendencias de fragmentación de la región, al mapa generado en el inciso c, del apartado 2. 1, se le sobrepuso la ocupación de espacios de los nuevos centros de población propuestos por el Fonatur. Esto asumiendo que el crecimiento poblacional esperado sería estrictamente de carácter urbano y que las tendencias de cambio de uso del suelo se mantendrían por la dinámica de la población rural local.

Para el análisis del efecto de barrera, con base en los escenarios futuros del tráfico vehicular, se evaluó el impacto que se tendría sobre los elementos críticos de la región de Calakmul y Balam-Kú (identificados en el apartado 2. 1 mencionado), que son los pasos naturales de fauna y la cueva el Volcán de los Murciélagos. Para el caso de los pasos de fauna, se compararon las tendencias del tráfico vehicular con el modelo conceptual de Seiler (2003), modificado por Seiler y Heldin (2006), el cual estima el efecto de la intensidad del tráfico sobre la fauna. Para la cueva el Volcán de los Murciélagos, se utilizó el TPDA reportado a la altura de dicha cueva, junto con las tasas de atropellamiento de murciélagos cuantificadas

por Sánchez Acuña y Benítez,⁶ y Vargas-Contreras *et al.*,⁷ para estimar la probabilidad de colisiones contra autos. Con el cálculo de dicha probabilidad, se extrapolaron las tasas de atropellamiento futuras con base en tráfico vehicular estimado para Calakmul.

El efecto de borde del nuevo desarrollo urbano-turístico se estimó con los resultados promedio de la modelación de ruido elaborada en el apartado 2. 1 de este artículo, así como los resultados del Capítulo II. 3.⁸ Con base en estos promedios se generaron *buffers* de distancia alrededor de los nuevos centros de población, utilizando el módulo espacial del SIG.

2.3. Pronósticos ambientales y evaluación de alternativas

A partir de la valoración específica de los impactos evaluados en los apartados anteriores, se plantearon los escenarios para el año 2030 del tramo Los Laureles-Constitución: a) bajo las tendencias actuales, pero sin proyecto, b) bajo las tendencias actuales, con el proyecto del tren y el desarrollo urbano-turístico, pero sin medidas de mitigación y c) aplicando las medidas de mitigación para minimizar los efectos de fragmentación, de barrera y de borde.

Con base en los resultados de los escenarios para el año 2030, se plantearon las adecuaciones que se deben considerar para el diseño de la obra con la finalidad de eliminar impactos no-compensables, minimizar impactos indeseados y mejorar las condiciones actuales de la región. Estas sugerencias se realizaron con base en la literatura y tomando en cuenta los 11 estudios de caso presentados en la sección II de este libro.

3. Resultados y discusión

3.1. Evaluación de los impactos de la vía férrea

Tal y como se señaló en el Capítulo III. 5 de este libro, el tramo Los Laureles-Constitución es uno de los ramales más críticos por los cuales atravesará el proyecto del Tren Maya. A continuación se describen las principales características de este tramo, se identifican los puntos críticos para el movimiento de fauna y se evalúan los impactos de fragmentación, de barrera y de borde que generará el proyecto ferroviario.

⁶ Capítulo II. 5. *Supra*, nota 2.

⁷ Capítulo II. 7 Impacto por atropellamiento cerca de la cueva el Volcán de los Murciélagos, en Calakmul, Campeche, México.

⁸ Contaminación por ruido de fuentes fijas y móviles en el área de protección de flora y fauna Laguna de Términos.

a) Descripción de las principales características ambientales y biológicas

Vegetación

Los principales tipos de vegetación que se observan en el tramo Los Laureles-Constitución son: selva mediana subperennifolia, selva baja subperennifolia, vegetación hidrófila y vegetación secundaria (identificada en este estudio como vegetación en proceso de transición). Además de estas áreas de vegetación, se tienen pastizales y áreas agrícolas (figura 2).

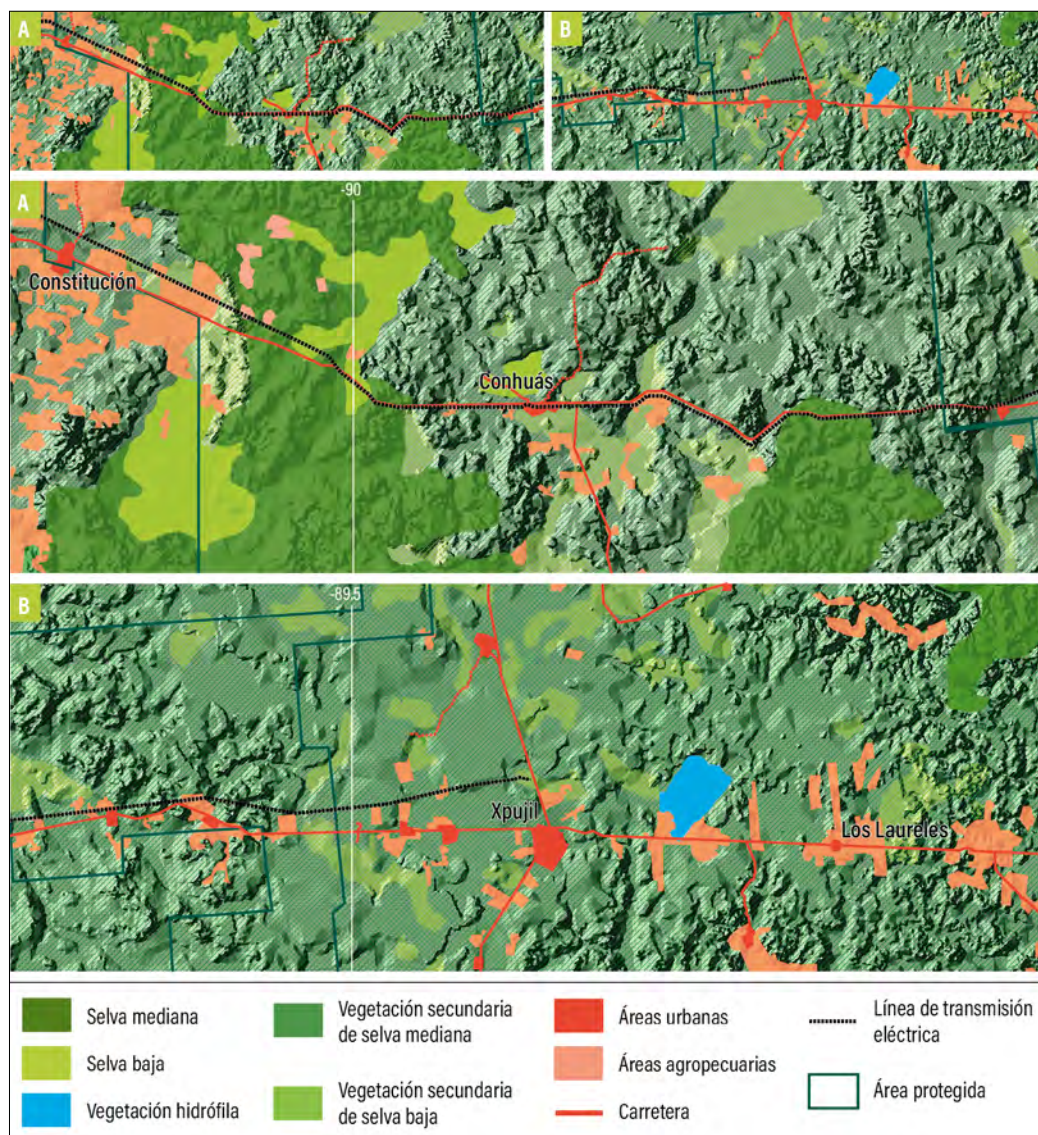


Figura 2. Uso del suelo y vegetación del tramo Los Laureles-Constitución.

Selva mediana subperennifolia. La altura de los árboles varía de 15 a 25 m y del 25 al 50 % de sus elementos pierden sus hojas durante la sequía. Se presentan en suelos pocos profundos, con buen drenaje, de tipo litosol y rendzinas. La altura de los árboles limita la entrada de la luz al suelo, por lo que la regeneración de especies en el sotobosque es baja. Por lo tanto, dentro de esta unidad ambiental, el estrato más representativo es el arbóreo, ya que la mayor parte de las especies muestreadas presentan alturas mayores a 7 m. El estrato arbustivo está compuesto principalmente por palmas del género *Chamaedorea sp.*, las cuales son indicadoras de hábitats conservados. Este tipo de selva cubre aproximadamente el 15 % del área y se ubica principalmente en la porción occidental del tramo, dentro del ANP de Balam-kú.

Selva baja subperennifolia. Se caracteriza por presentar árboles menores a los 15 m de altura. Se establece en suelos de tipo *Gleysol*, los cuales son profundos, con drenaje deficiente y acumulación periódica de agua durante las lluvias. La selva baja cubre alrededor del 12 % de la superficie, se encuentra en su mayor parte intercalada con vegetación en proceso de transición y algunos remanentes de selva mediana, lo que hace que se presente un estrato arbóreo en el cual predominan algunas especies mayores a los 8 m, como es el caso del ciricote (*Cordia anomocarpa*).

Vegetación hidrófila. Presenta una proporción muy pequeña en relación con las demás unidades vegetales (1 %). Está integrada por comunidades de plantas que viven en lugares pantanosos e inundables de aguas dulces o salobres poco profundas. Incluye los tipos de vegetación popal y tular.

Vegetación secundaria. Se deriva de las selvas medianas y bajas como resultado del manejo y aprovechamiento de las mismas. Cubre la mayor parte de la superficie del área de estudio (58 %) y se localiza principalmente en el extremo oriental del tramo. En este tipo de vegetación se observan diversas etapas sucesivas que van de 1 a 20 años, lo cual indica el uso y el abandono constante de las parcelas. La fisonomía de la vegetación en proceso de transición se presenta en función de la vegetación de la cual provienen, no obstante, es conveniente mencionar que la vegetación en proceso de transición en estados de sucesión serial joven no pierde el follaje en la época más seca del año en la misma magnitud que la comunidad de la cual provienen.

Áreas agropecuarias. Son terrenos con vegetación dominada principalmente por pastos dedicados a la ganadería y agricultura de temporal de granos básicos. La superficie que cubren es cercana al 15 % y se localiza principalmente en áreas cercanas a los centros de población ubicados a lo largo de la carretera.

Fauna

La trayectoria de la línea férrea cruzará las áreas protegidas de Calakmul y Balam-kú, las cuales sobresalen por su riqueza biológica en vertebrados, con cerca de 600 especies, de las cuales, 63 % corresponde a aves, 17 % a mamíferos y 16 % a anfibios y reptiles (Escalona-Segura *et al.*, 2002; González-Jaramillo *et al.*, 2016; Guzmán-Soriano *et al.*, 2013; Vargas-Contreras *et al.*, 2013; Colston *et al.*, 2015). Dentro de las especies protegidas, que son muy sensibles al impacto de las vías de comunicación, destacan el jaguar (*Panthera onca*), puma (*Puma concolor*), ocelote (*Leopardus pardalis*), tigrillo (*Leopardus wiedii*), tapir (*Tapirella bairdii*), mono araña (*Ateles geoffroyi*), mono aullador (*Alouatta pigra*), murciélagos (*Pteronotus mesoamericanus* y *Natalus mexicanus*⁹) culebra caracolera (*Dipsas brevifacies*), gecko enano (*Sphaerodactylus glaucus*), gecko cola de nabo (*Thecadactylus rapicauda*) y culebra labios blancos (*Symphimus mayae*), entre otras.

Topografía

La topografía del tramo Los Laureles-Constitución es el más abrupto de todo el recorrido que tendrá el trayecto del tren (figura 3), con elevaciones de 80 a 300 metros sobre el nivel del mar (msnm). En este tramo de aproximadamente 100 km, poco más de un tercio presenta pendientes de 1-5 % y cerca de un décimo presenta pendientes entre 5 y 10 %. Debido a estas condiciones del terreno, el trazo de la vía requerirá manejar importantes volúmenes de material y agua para la nivelación del terraplén. Con base en los trabajos de ampliación de la carretera 186, los cuales requirieron de cerca de 13,000 m³/km de materiales de relleno, se estima que para el tramo Los Laureles-Constitución se requerirán alrededor de un millón de m³ de materiales para la nivelación del terraplén. Por lo tanto, las modificaciones al paisaje serán las más severas de todo el proyecto, incluidas aquellas derivadas de la apertura y aprovechamiento de bancos de materiales.

b) Identificación de puntos críticos para el movimiento de la fauna

Cueva el Volcán de los Murciélagos

Un rasgo importante de la fauna presente en el área de influencia del proyecto es la cueva denominada “Volcán de los Murciélagos”, mencionada con anterioridad, la cual se localiza dentro de la zona de amortiguamiento de la reserva estatal de Balam-kú, a 250 m del kilómetro 107 de la carretera federal Escárcega-Chetumal. La relevancia de esta cueva estriba en que en su interior se han identificado a siete especies de quirópteros insectívoros, las cuales

⁹ Cfr. Capítulo II. 7.

representan el 23 % de las especies que viven en cavernas reportadas para el estado de Campeche. Por otro lado, se ha estimado que la población de murciélagos que alberga la cueva es de cerca de tres millones de individuos.¹⁰ Debido a estas características, con base en los criterios de diversidad y abundancia de murciélagos propuestos por Arita (1993), el Volcán de los Murciélagos de Balam-kú se clasifica como un refugio multispecífico con alta abundancia; muy pocas cuevas en México o en el mundo tienen siete o más especies de murciélagos, además de que los refugios de zonas tropicales con colonias de más de 50,000 murciélagos son verdaderamente raras. Lo cual implica que esta cueva sea única dentro de México y extraordinaria a nivel mundial.

Para la protección de esta cueva, Escalona-Segura *et al.* (2013) han propuesto excluir las actividades humanas en un área aproximada de 154 ha, delimitadas por un círculo de 700 m de radio alrededor de la entrada (figura 4). Sin embargo, ninguno de los proyectos de infraestructura previos ha tomado en cuenta la importancia y fragilidad de la cueva, por lo que dentro de esta área de protección se encuentran los derechos de vía de la carretera 186 y la línea de alta tensión de la CFE, así como el acueducto, la fibra óptica y una línea de baja tensión.

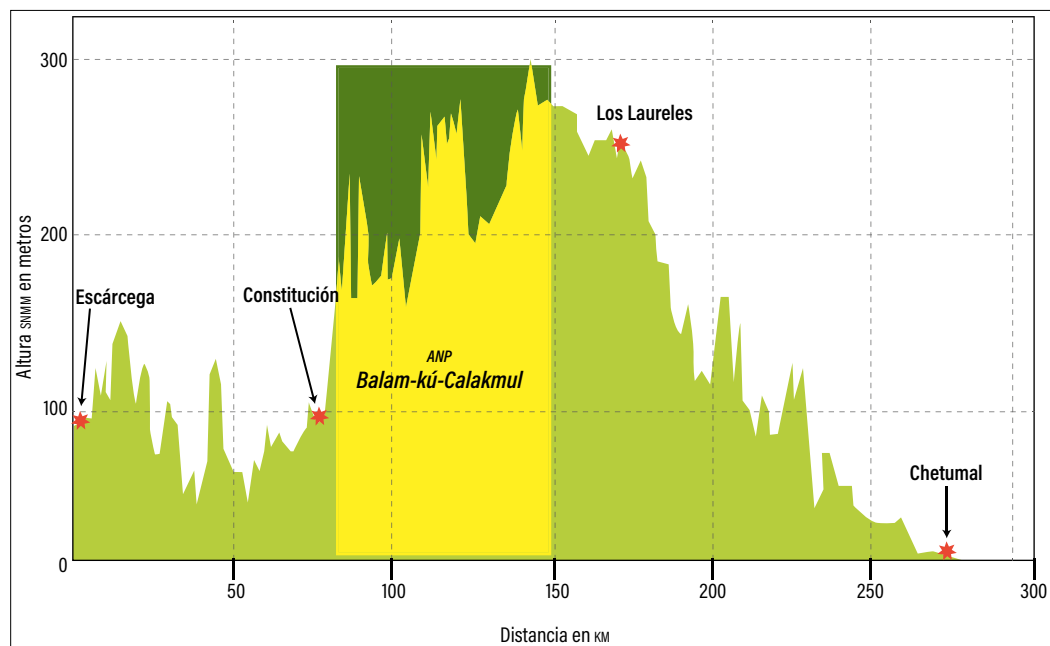


Figura 3. Elevación de la carretera Escárcega-Chetumal, con respecto al nivel medio del mar, señalando el tramo Los Laureles-Constitución y los límites de las ANP de Balam-kú y Calakmul.

¹⁰ *Idem.*

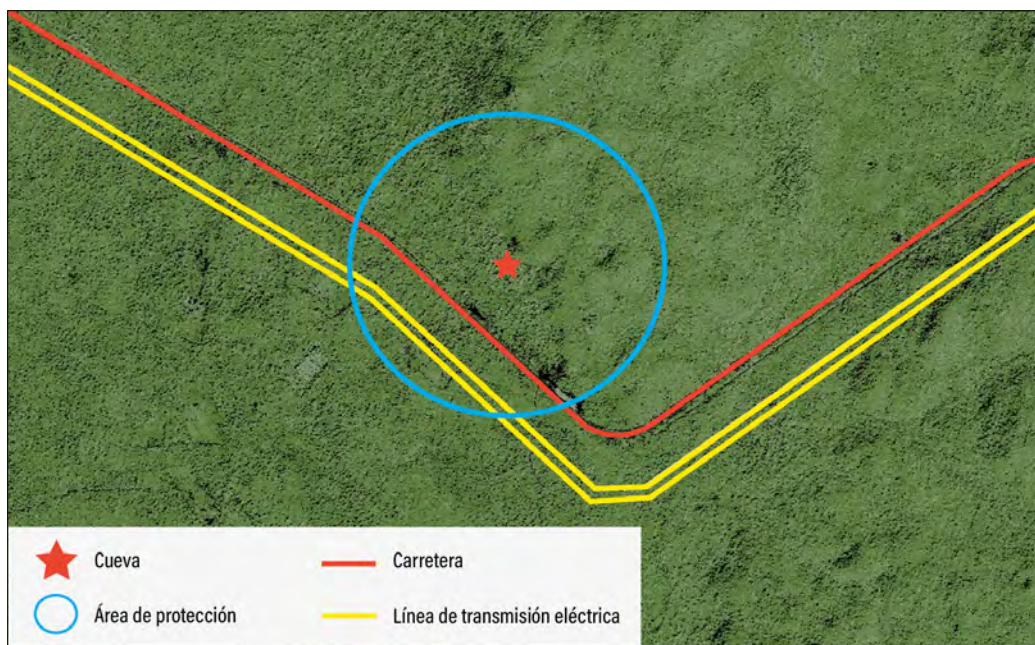


Figura 4. Área propuesta para la protección de la cueva el Volcán de los Murciélagos por Escalona-Segura *et al.* (2013).

La acumulación de impactos que actualmente presenta la hace especialmente vulnerable a la construcción de la nueva vía férrea, cuyo trazo se plantea paralelo a la carretera 186 (figura 5). Esta situación es crítica al considerar que el sitio ya ha tenido problemas de derrumbes y su trayectoria bajo el subsuelo va en dirección hacia la carretera. En este contexto, existe incertidumbre acerca de los efectos que tendrán sobre su estructura las vibraciones producidas tanto en la etapa de construcción como en la del funcionamiento del tren. Por lo tanto, la construcción del tren representa un impacto sinérgico que amenaza la integridad de la población de murciélagos.

Pasos naturales de fauna

Las áreas protegidas de Calakmul y Balam-kú forman parte de un corredor biológico natural que conecta a los ecosistemas de América central con la península de Yucatán. Dicho corredor es utilizado por especies de ámbito hogareño amplio para la dispersión de sus poblaciones. Dado el grado de conservación de este corredor, el movimiento de fauna que ocurre en este tramo es de gran importancia para la dispersión de especies en toda la península de Yucatán. A partir de los estudios realizados por la Universidad Autónoma de Campeche, la Universidad de Calgary, Wildlife Conservation Society y la asociación civil

Ecología Aplicada del Sureste (Brichieri-Colombi *et al.*, 2009; Brichieri-Colombi, 2012),¹¹ se han identificado cinco sitios importantes para el cruce de fauna a lo largo de la carretera (figura 6). Dos de estos cruces, a la altura de los kilómetros 80 y 100, han sido confirmados por otros estudios como críticos para el paso de jaguares hembra (Pallares *et al.*, 2015; Colchero *et al.*, 2011; Conde *et al.*, 2010). Uno de estos cruces coincide con la cueva el Volcán de los Murciélagos, lo que hace de esta zona en particular que sea objeto de atención y manejo para minimizar los impactos del proyecto ferroviario. De igual forma, recientemente se determinó a la selva de Calakmul como un área núcleo para el tapir centroamericano, señalando al corredor Petén-Calakmul como crítico para la distribución de esta especie en la península de Yucatán (Schank *et al.*, 2017).

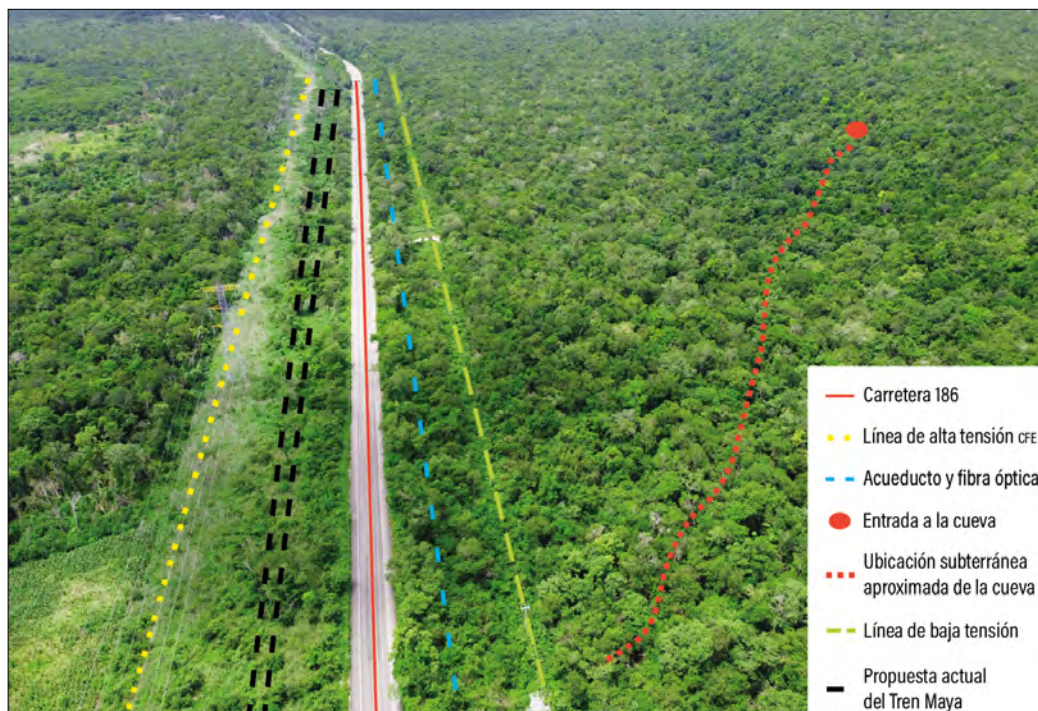


Figura 5. Área de ubicación de la cueva e impactos acumulados actuales. La propuesta del trazo de la vía férrea es la que actualmente maneja el Fonatur. (Fotografía: Jorge A. Benítez.)

¹¹ *Cfr.* capítulos II. 4 Distribución de especies en la zona de efecto de la carretera 186, en la región de Calakmul; II. 5 Mortalidad de fauna por atropello sobre la carretera 186, en las reservas de Calakmul y Balam-kú, Campeche, México, y III. 2 Actividad relativa de mamíferos silvestres en pasos no específicos de fauna de la carretera 186, en la reserva de la biosfera de Calakmul y la zona sujeta a conservación Balam-kú, Campeche, México.

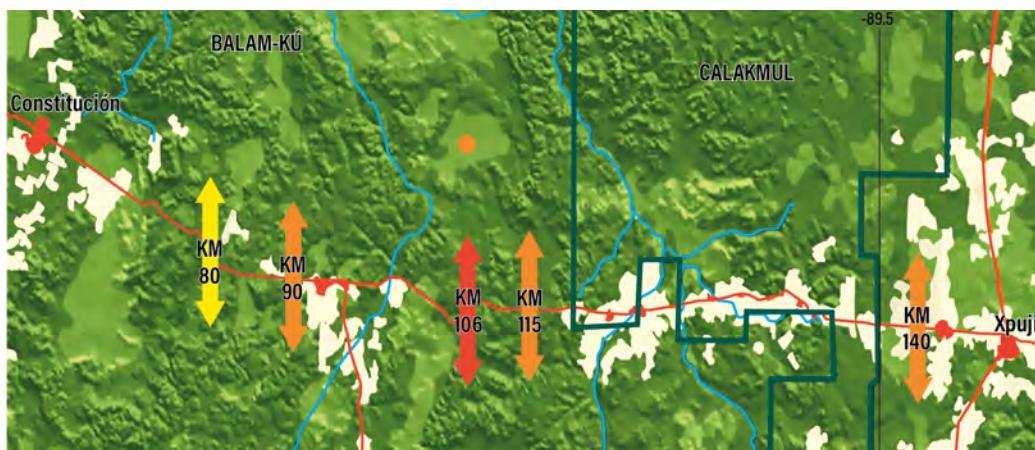


Figura 6. Principales pasos de fauna. Las flechas naranjas indican sitios ubicados con cámaras trampa, entrevistas y reportes de conductores. (Brichieri-Colombi *et al.*, 2009; Brichieri-Colombi, 2012.) Las flechas amarillas indican sitios ubicados por telemetría y modelaje. (Pallares *et al.*, 2015; Colchero *et al.*, 2011; Conde *et al.*, 2010.) La flecha roja indica el sitio donde todos los estudios realizados coinciden.

Debido a que el proyecto del tren puede incluir la construcción de una cerca perimetral en ambos lados del corredor ferroviario, si no se toman las medidas de mitigación necesarias, la nueva vía constituirá una barrera infranqueable para el movimiento de fauna, con consecuencias negativas para la dispersión de poblaciones, especialmente para las de rango hogareño amplio.

c) Evaluación de las tendencias de pérdida y fragmentación del hábitat

Para el caso específico del tramo Los Laureles-Constitución, el análisis del uso del suelo para los años 2005 y 2015 indica que un 15 % de la vegetación en ambos lados de la carretera ha sido sustituido por actividades agropecuarias y urbanas (figura 2). Con base en los resultados del módulo MOLUSCE (QGIS v. 2.18), de continuar dicha tendencia, para el año 2030 la vegetación natural a lo largo de la carretera disminuirá a menos del 20 % (figura 7).

De acuerdo con el módulo LecoS de QGIS, bajo estos escenarios el número de fragmentos pasará de ocho a 32, su tamaño medio se dividirá por ocho y la distancia entre ellos aumentará en un 75 %. La disminución del tamaño de los fragmentos estará asociada a un incremento de la relación perímetro-superficie, creando un efecto negativo de borde de las condiciones microclimáticas.

Cabe señalar que los resultados obtenidos por el módulo MOLUSCE solo consideran las tendencias actuales de cambio de uso del suelo y no incluyen el efecto del nuevo centro urbano-turístico asociado al proyecto del tren, por lo que los escenarios de deforestación

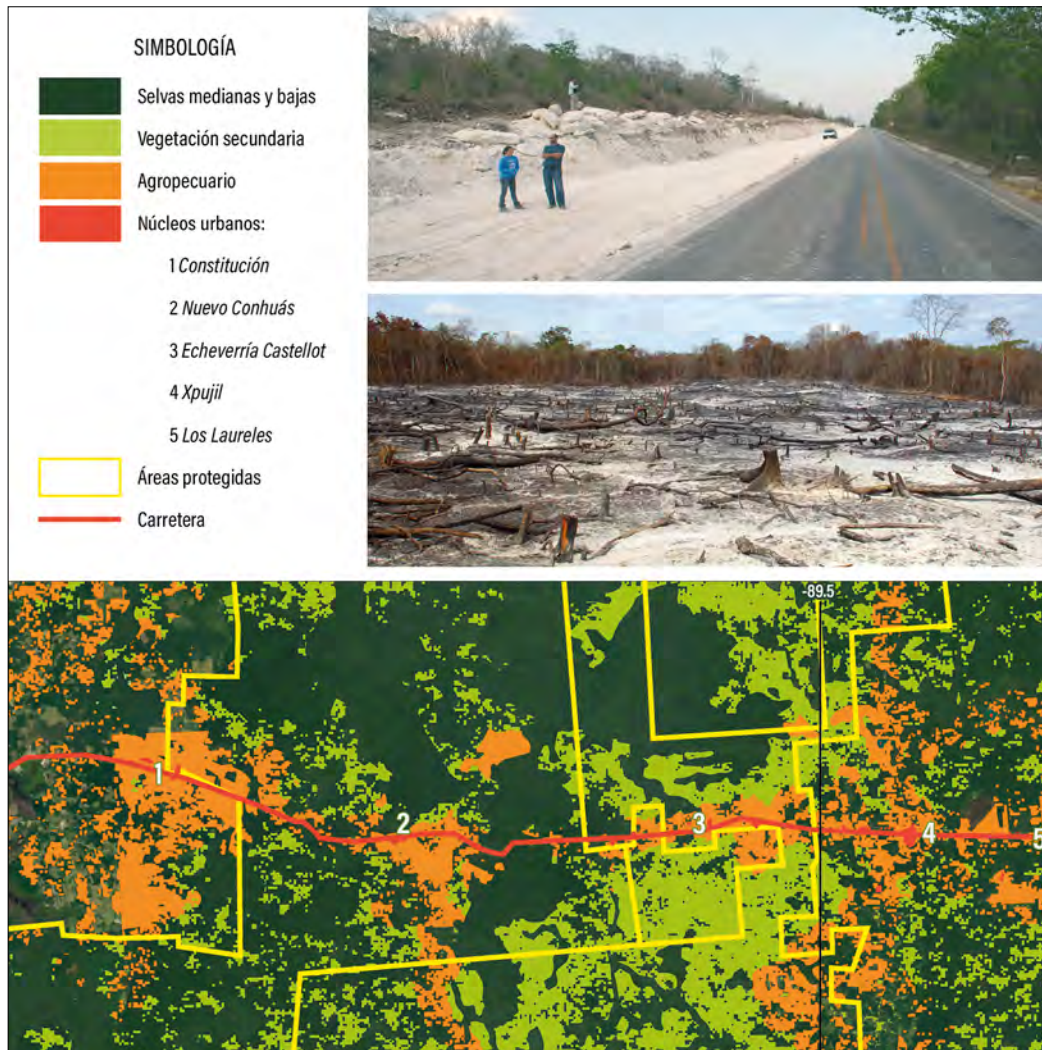


Figura 7. Proyección del uso del suelo y vegetación para el año 2030, del tramo Los Laureles-Constitución, tomando en cuenta las tendencias de cambio ocurridas entre 2005 y 2015. (Las fotografías corresponden a la ampliación de la carretera 186 y a actividades agropecuarias, ambas tomadas por los autores a la altura del km 95.)

pueden ser aún más graves. Esta reducción en la conectividad, como se verá en el siguiente apartado, incrementará el efecto de barrera para el paso de fauna silvestre que necesita trasladarse por tierra.

d) Evaluación del efecto de barrera

El efecto de barrera que generará el proyecto tiene dos componentes principales, el bloqueo del movimiento de la fauna y la mortandad por atropello. Actualmente el movimiento de

fauna se ve afectado por tres factores principales: la ampliación de la carretera 186, que pasó de dos a cuatro carriles en el año 2007 (figura 7), la construcción de la línea de transmisión realizada en 2007-2010 y la fragmentación del hábitat causado por actividades agropecuarias a lo largo de la carretera. Todos estos factores actúan sinérgicamente causando efectos de barrera y de borde que restringen el libre tránsito de la fauna. A continuación se discuten dichos impactos.

Bloqueo de movimiento

En relación con el estudio realizado en el Capítulo III. 5, uno de los aspectos a favor de los ferrocarriles con respecto a las carreteras es que tienen un menor ancho de vía. Sin embargo, el efecto acumulado de la carretera, de la línea de transmisión y de la ferrovía, potencialmente ampliará el ancho del corredor y, por lo tanto, el bloqueo del movimiento. Esta situación es particularmente importante para la zona central del tramo Los Laureles-Constitución, donde coinciden los puntos críticos de la cueva el Volcán de los Murciélagos y los pasos naturales de fauna (perfiles 1, 3 y 4 de la figura 8). Como ya se ha mencionado, la vegetación a lo largo de la carretera se encuentra sometida a procesos de deforestación y deterioro inducidos por la carretera y el crecimiento poblacional. Por tal motivo, la conectividad en esta porción central disminuirá aún más con el desarrollo socioeconómico generado por el proyecto ferroviario. En caso de que la nueva línea férrea corra paralela a la carretera, el ancho del corredor completamente modificado sería de alrededor de 30 m de ancho. Dicha amplitud sería suficiente para interrumpir el movimiento de anfibios, reptiles y mamíferos terrestres menores (Fenderson *et al.*, 2014; Goosem, 2001; Goosem y Marsh, 1997; Crome y Richards, 1988). Además, el lecho del ferrocarril puede ser letal para ciertas especies como las tortugas, las cuales pueden quedar atrapadas entre los rieles, donde son susceptibles a la depredación o al estrés fisiológico (Goosem, 2001). En este mismo contexto, en los puntos donde coincidan los tres elementos lineales, junto con áreas deforestadas, la franja perturbada con baja conectividad podrá ser de al menos 100 m de ancho (figura 8). Esta amplitud podría restringir también el movimiento de algunas aves y mamíferos mayores (ungulados y felinos). Al mismo tiempo, la construcción de la cerca perimetral, en ambos lados de las vías férreas, constituirá una barrera infranqueable para la mayoría de los animales terrestres no-voladores, restringiendo severamente su movimiento.¹²

¹² Una descripción más detallada del efecto que tiene el ancho de los corredores viales sobre el movimiento de fauna puede verse en este libro, en los Capítulos I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global, y I. 2 Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

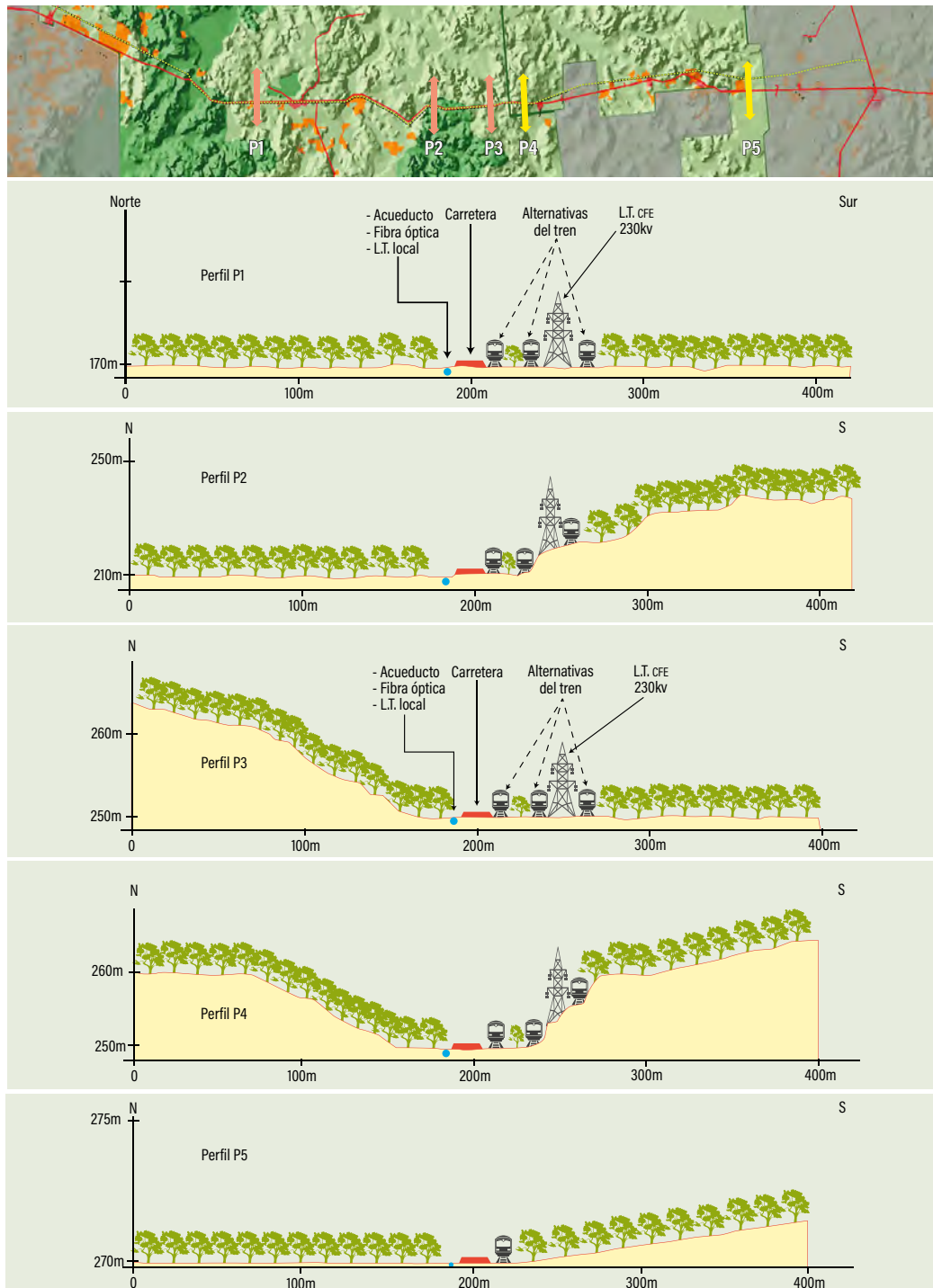


Figura 8. Perfiles topográficos a escala que muestran las estructuras lineales existentes y las alternativas de ubicación para la línea férrea. L. T. = Línea de Transmisión Eléctrica; CFE = Comisión Federal de Electricidad.

Mortandad por atropellamiento

En comparación con los automóviles, los trenes suelen ser menos frecuentes, más ruidosos, más grandes y, la mayoría de las veces, viaja de velocidades bajas a medias (Borda-de-Água *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2017; Morelli *et al.*, 2014), lo cual podría disminuir la vulnerabilidad de la fauna que cruza las vías férreas. Además, la construcción de la cerca perimetral del tren eliminará el atropellamiento de la fauna. Sin embargo, dicha cerca forzarán a la fauna a regresar hacia la carretera, lo que aumentará su probabilidad de ser atropellada.

En el tramo Los Laureles-Constitución, actualmente el tráfico vehicular sobre la carretera 186 es aproximadamente de 1,600 vehículos por día. Según los modelos conceptuales de Seiler (2003), modificados por Seiler y Heldin (2006),¹³ este volumen de tráfico teóricamente debería garantizar que cerca de 90 % de la fauna actualmente pueda cruzar sin ser atropellada. Sin embargo, con base en los resultados del Capítulo II. 5,¹⁴ para este tramo se estima una tasa de atropellamiento de $7.56 \text{ ind.}^{-1} \text{ km}^{-1} \text{ año}^{-1}$, con lo cual ya se tiene un impacto importante sobre las poblaciones de fauna en general. Asimismo, estudios realizados en Canadá muestran que el efecto de barrera se presenta en felinos a una menor densidad de tráfico (300-500 vehículos/día) (Alexander *et al.*, 2005). Por lo tanto, la ausencia de felinos atropellados para Calakmul puede estar enmascarando el bloqueo de movimiento (*avoidance*) de sus poblaciones. En este contexto, para la región de Calakmul se ha demostrado que la probabilidad de ocurrencia de los jaguares disminuye con la proximidad a las carreteras y que solo los machos muestran una mayor tolerancia a dicha infraestructura, lo cual explica, en parte, la mayor mortalidad por atropellamientos de machos que de hembras (Colchero *et al.*, 2011; Conde *et al.*, 2010).

Aunado a lo anterior, las tasas de atropellamiento de ciertos grupos son especialmente importantes, porque ocurren diariamente y existen periodos críticos para la población a lo largo del año. Tal es el caso de los murciélagos provenientes de la cueva de Balam-kú, cuya guarida se localiza a menos de 350 m de la carretera.¹⁵ En este punto de la vía ocurre diariamente el atropellamiento de individuos durante su salida en el crepúsculo vespertino (figura 9). Además, las tasas de atropellamiento de estos murciélagos tienden a aumentar durante la temporada reproductiva, cuando las hembras se encuentran en período de lactancia, lo cual puede tener efectos negativos a largo plazo sobre la población.

¹³ *Cfr.* figura 3, del Capítulo I. 2.

¹⁴ Mortalidad de fauna por atropello sobre la carretera 186, en las reservas de Calakmul y Balam-kú, Campeche, México.

¹⁵ *Cfr.* Capítulo II. 7.



Figura 9. Salida de los murciélagos y atropellamiento. (Benítez, 2011, 11 de febrero [video]. <https://www.youtube.com/watch?v=vHThGlvj80M>)

Aunque el marco teórico y los estudios de caso descritos en este libro dan una aproximación de los impactos potenciales de la nueva vía férrea, es importante reconocer la alta incertidumbre que se tiene sobre la forma en que interactuará con la carretera y la línea de transmisión, sobre todo porque las estructuras lineales ya existentes fueron construidas

sin ninguna medida para minimizar el efecto de barrera. Aunado a lo anterior, se espera que la puesta en marcha de esta vía detone el crecimiento poblacional y económico de la región. Como consecuencia, tanto el tráfico sobre la carretera como la deforestación tenderán a incrementar, exacerbando el efecto de barrera. Por lo tanto, las medidas de mitigación de la nueva vía deberán considerar la rectificación de los impactos generados por las otras estructuras lineales y prever los escenarios de crecimiento de las próximas décadas.¹⁶

e) Evaluación del efecto de borde por ruido

El ruido de tráfico, las vibraciones y la contaminación química generados por las vías férreas contribuyen al efecto de borde y mantienen alejada a la fauna de los sitios perturbados, restringiendo el hábitat y movimiento de la fauna (Dorsey *et al.*, 2015; Van der Grift, 1999). Por lo tanto, el efecto de borde debe entenderse como una extensión del efecto de barrera que disuade el movimiento de la fauna a diferentes distancias de la vialidad. Estos impactos se pueden dividir en aquellos relacionados con la construcción y los concernientes a la operación de la línea ferroviaria (De Santo y Smith, 1993). Los primeros normalmente se consideran de corto plazo, pero si ocurren en sitios y épocas críticas de migración, pueden afectar sensiblemente a la fauna (Santos *et al.*, 2017). En este contexto, la porción central del tramo Los Laureles-Constitución ha sido señalada como punto crítico para el paso de fauna con alta sensibilidad a la presencia humana (Brichieri-Colombi *et al.*, 2009; Brichieri-Colombi, 2012; Pallares *et al.*, 2015; Colchero *et al.*, 2011). Por lo que la etapa de construcción del tren debe de considerar medidas extraordinarias para minimizar el efecto de borde, principalmente el ruido. Los impactos por el funcionamiento se consideran de tipo permanente y requieren de medidas técnicas para minimizarlos.

Para el caso del tramo Los Laureles-Constitución, se realizaron modelaciones con SPreAD-GIS en el área de la cueva el Volcán de los Murciélagos y en el kilómetro 115, ambos sitios señalados como pasos naturales de fauna (figura 6). El modelado consideró un escenario extremo de ruido proveniente de la carretera [100 dB (A)], el cual podría provenir del paso de una locomotora o el de un tractocamión. Para evaluar el impacto de los niveles de ruido modelados mediante SPreAD-GIS, se contrastaron los resultados con la revisión realizada por Shannon *et al.* (2016), quienes elaboraron una síntesis global de las publicaciones realizadas referentes al efecto de ruido sobre fauna salvaje. De esta revisión se tomaron los valores de ruido que generaban respuestas biológicas de los diferentes grupos taxonómicos (tabla 1). Dichas respuestas incluían estrés fisiológico, daño auditivo, alteraciones genéticas o del sistema inmune, afectaciones a las tasas de supervivencia y fecundidad, así como alteraciones del comportamiento, movimiento, comunicación, entre otras.

¹⁶ *Infra*, apartado 3. 3. 3, de este capítulo.

Tabla 1. Magnitud de niveles de ruido en la cual se presentan respuestas biológicas de los diferentes grupos taxonómicos. Resumen a partir de Shannon *et al.* (2016).

Grupo		Rango (dB)	Promedio	# Estudios
Invertebrados		81	-	1
Reptiles y anfibios		60-81	70.1	7
Aves		40-80	58.3	40
Mamíferos	Murciélagos	80	80	3
	Roedores	68	-	1
	Ungulados	85-92	91.6	2
	Monos	92	-	1

A partir de los datos compilados en la tabla 1, se determinó el valor de 40 dB como el límite de la zona de no-efecto, agregándose posteriormente las categorías: impacto bajo, intermedio y total (tabla 2). Como puede apreciarse en la figura 10, el área de efecto total se extiende alrededor de 100 m al norte de la carretera y hasta 450 m al suroeste de la misma. Las zonas de no-efecto se presentan después de los 400 m al norte de la carretera y a 700 m al sur de la misma. Estos resultados en cierta manera son congruentes con lo reportado para esta zona por Brichieri-Colombi y Alexander,¹⁷ quienes señalan que la fauna en general es más activa alejada de la carretera (> 750 m), sobre todo los carnívoros, lo cual indicaría que el ruido es el parámetro principal que determina la zona de efecto de la carretera. En este patrón de dispersión, la topografía tuvo un efecto determinante en amortiguar la extensión del impacto, seguido de la densidad en la vegetación y la dirección del viento; el norte de la carretera, con pendiente ascendente, vegetación de selva primaria y ubicación de barlovento, presentó la mitad de la dispersión del ruido que el lado sur, con pendiente hacia bajo, vegetación secundaria arbustiva-herbácea y ubicación de sotavento.

Tabla 2. Categorías de impacto con base en las respuestas biológicas descritas en la tabla 3.

Categoría	Ruido dB	Descripción
<i>No-efecto</i>	< 40	No existen reportes de impacto a la fauna
<i>Impacto bajo</i>	40-60	Principalmente las aves se ven afectadas
<i>Impacto intermedio</i>	60-80	La mayoría de las aves, algunos anfibios, reptiles y mamíferos terrestres menores se ven afectados
<i>Impacto total</i>	> 80	La mayor parte de la fauna presenta algún nivel de respuesta biológica al ruido

¹⁷ Cfr. Capítulo II. 4.

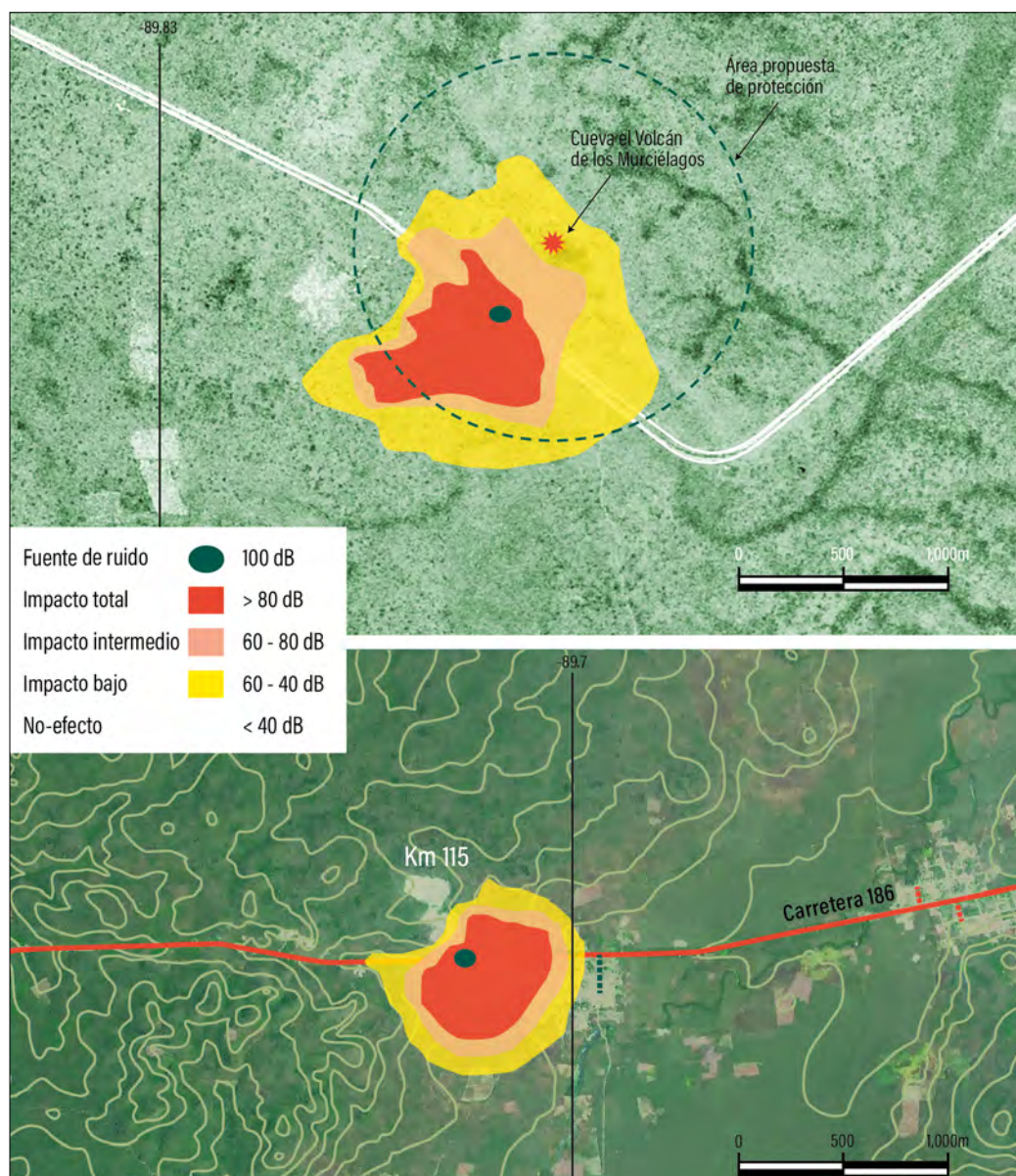


Figura 10. Modelación de la dispersión del ruido proveniente de la carretera, a la altura de la cueva el Volcán de los Murciélagos y del kilómetro 115.

Tal y como se ha demostrado a lo largo de este apartado, la construcción y funcionamiento del Tren Maya exacerbará los efectos de barrera (atropello y bloqueo) y de borde (ruido), causados actualmente por la carretera 186 en el tramo Los Laureles-Constitución. Tales impactos, junto con las tendencias de cambio de uso del suelo, la línea de transmisión eléctrica y otros elementos lineales (acueducto) actúan de manera sinérgica, disminuyendo

la calidad del hábitat en general y el movimiento de fauna en particular. Esta situación es específicamente crítica para la cueva el Volcán de los Murciélagos y los pasos de fauna identificados en estudios previos. A continuación se analizarán los impactos derivados por la propuesta del Fonatur del desarrollo urbano-turístico de Calakmul.

3.2. Evaluación de los impactos del nuevo centro urbano-turístico

Tal y como se señaló en la introducción de este capítulo, junto con la construcción del Tren Maya, el Fonatur está proponiendo un desarrollo urbano-turístico para atender la demanda esperada de tres millones de visitantes al sitio arqueológico de Calakmul. Por tal motivo, en primer lugar se analiza el efecto que tendrá la llegada de estos visitantes sobre la dinámica poblacional local, para posteriormente evaluar sus consecuencias sobre la ocupación de espacios y el incremento del tráfico vehicular.

a) Dinámica poblacional y turismo

La base de datos histórica recopilada para el presente capítulo muestra un patrón de incremento, donde el factor que detona la actividad turística es la construcción de cuartos (figura 11), lo que motiva el crecimiento poblacional por la demanda de mano de obra. Casi al mismo tiempo le sigue el ingreso de turismo, el cual a su vez requiere de servicios y motiva aún más la tasa de crecimiento poblacional.

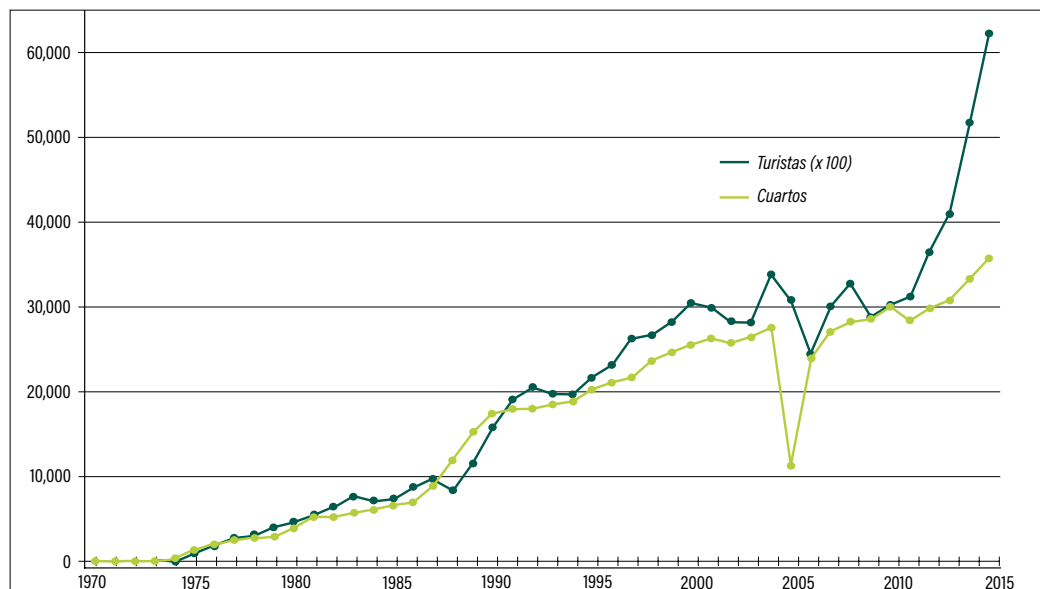


Figura 11. Crecimiento de cuartos y turistas (cientos) en Cancún. [Elaboración propia a partir de datos del Inegi (1993, 1995, 1997, 2005, 2010), Sector (s. f).]

Por tal motivo, de manera general, las tasas de crecimiento suelen ser muy altas en los primeros años del centro turístico (figura 12) y dicho crecimiento se debe principalmente a la inmigración de otros estados de la región, la cual puede representar alrededor del 60 % de la población (Cárdenas Gómez, 2014; Rojas *et al.*, 2012). Por ejemplo, de acuerdo con los estudios realizados por Vázquez Sosa *et al.* (2015) y Cárdenas Gómez (2014), alrededor de un tercio de la inmigración de los centros turísticos de Quintana Roo provino de Yucatán, seguidos por Ciudad de México (12.25 %), Tabasco (11.94 %) y Veracruz (8.7 %), las cuales llegaron mediante lazos de parentesco y redes de amistades. Tal y como se muestra en la figura 12, después de las altas tasas iniciales, tanto el crecimiento poblacional como la inmigración tienden a disminuir, pero se mantienen por encima del promedio nacional.

Como resultado de las altas tasas de crecimiento, el aumento acelerado de la población ha sido común para todos los centros urbanos vinculados al turismo, al punto de que han multiplicado su población original en corto tiempo (figura 13). Por ejemplo, siete de las nueve principales ciudades turísticas de Quintana Roo multiplicaron su población entre 1.6 y 3.7 veces en tan solo dos décadas; casos excepcionales han sido los de Tulum y Playa del Carmen, que multiplicaron su población 8.6 y 48.4 veces entre 1990 y 2010 (Rojas *et al.*, 2012).

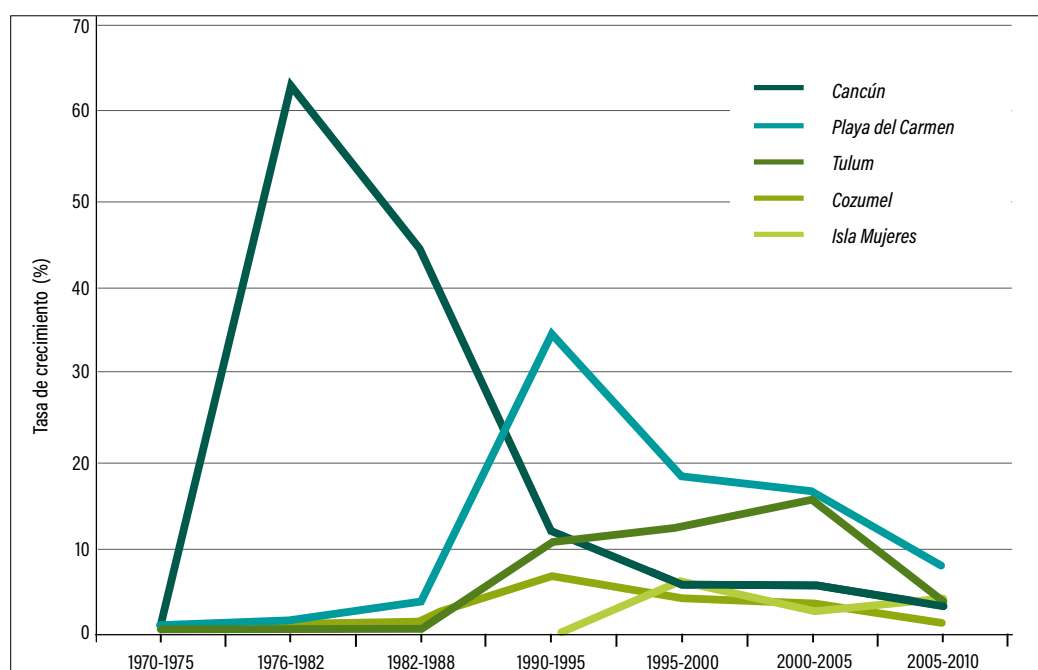


Figura 12. Tasas de crecimiento poblacional de los principales centros turísticos de Quintana Roo. [Elaboración propia a partir de datos del Inegi (1993, 1995, 1997, 2005, 2010), Sectur (s. f.).]

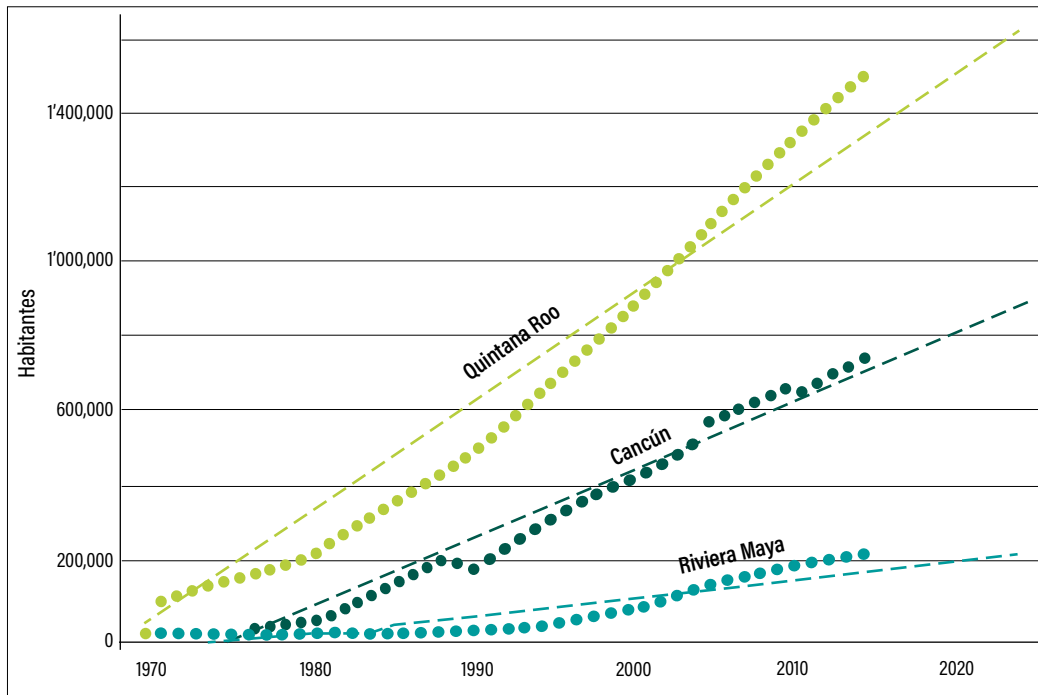


Figura 13. Crecimiento del número de habitantes de los principales centros turísticos de Quintana Roo. Las líneas rectas indican las tendencias. [Elaboración propia a partir de datos del Inegi (1993, 1995, 1997, 2005, 2010), Sector (s. f.).]

Como puede observarse en las gráficas de la 11 a la 13, el crecimiento demográfico responde directamente al del turismo, pues este último atrae inversiones y genera fuentes de empleo en varios sectores económicos (Cárdenas Gómez, 2014). En ese contexto de crecimiento, la base de datos recopilada muestra que el número de turistas que ingresa anualmente supera a la población en proporciones que van de cuatro hasta 10 turistas por habitante.

Un aspecto relevante para el incremento en el número de visitantes en la región es la capacidad de ingreso de personas al aeropuerto de Cancún y a la terminal marítima de Cozumel, ya que el 66 % del turismo internacional ingresa por el aeropuerto y 33 % más lo hace por vía marítima. Ambos puntos de entrada suman casi el 100 % de turistas internacionales y se localizan al norte del estado. Esta ubicación, como se verá más adelante, ha determinado un gradiente de ocupación norte-sur. Es decir, en la medida en que los centros del norte se saturan, han surgido nuevos centros hacia el sur y a mayor distancia del aeropuerto y de la terminal marítima. Debido a este patrón de distribución de los principales puntos de entrada de turistas, desde los años 90 Cancún resultó ser insuficiente para atender la demanda, por lo que se constituyó entonces la Riviera Maya.

Tomando en cuenta lo anterior, la “urbanización turística” se ha caracterizado al menos por tres aspectos: a) existe un rápido crecimiento de la población y de la fuerza de trabajo, b) la urbanización es diferente para los turistas y residentes (Cárdenas Gómez, 2014; Anton, 1998) y c) el ciclo de desarrollo, saturación y ocupación de nuevos espacios tiene una tendencia geográfica norte-sur.

Predicciones demográficas para el municipio de Calakmul

Considerando que el mercado de turismo estimado para Calakmul (tres millones año⁻¹) es prácticamente el mismo mercado que el de Quintana Roo, a partir de las estadísticas descritas en el apartado anterior, se tienen las siguientes predicciones:

Tasas de crecimiento

Debido a la alta demanda de mano de obra, tanto para la construcción de la vía férrea como de la zona hotelera, las tasas de crecimiento poblacional en la región en los primeros cinco años serán muy altas (cercasas al 50 %) y causadas en gran medida por inmigración de ciudades y estados del sureste del país.

Número de habitantes

Tomando en cuenta el número de visitantes esperado por el Fonatur y asumiendo un comportamiento lineal, en la relación turistas/población local observada en Quintana Roo (figura 14), el número de habitantes esperado para la región de Calakmul alcanzaría alrededor de 460,000 habitantes en aproximadamente 15 años. Actualmente el municipio cuenta con alrededor de 30,000 habitantes.

b) Ocupación de espacios

Tal y como se señaló en la descripción de la metodología, la tendencia en la ocupación de espacios se basó en el crecimiento de las áreas urbano-turísticas de la costa norte de Quintana Roo (figura 15), dividida por el número de ocupantes (población local + promedio diario de visitantes). En este contexto, la superficie urbana ha crecido en función de la demanda de vivienda, hoteles y servicios, pasando de 7 m²/ocupante en 1980 a 16 m²/ocupante en 2015.

Al igual que los parámetros demográficos, la distribución de espacios está determinada en gran parte por la ubicación del aeropuerto de Cancún, el cual es el punto de entrada principal de turismo en la región. Dicho aeropuerto es el segundo más importante a nivel nacional por el traslado de pasajeros, después del de Ciudad de México (Cárdenas Gómez, 2014). En el año 2017 trasladó poco más de 7.2 millones de pasajeros internacionales y 4.1 millones de nacionales (Sedetur, 2017). Por esta razón, los centros turísticos más cercanos al aeropuerto son también los más grandes, estableciéndose un gradiente norte-sur.

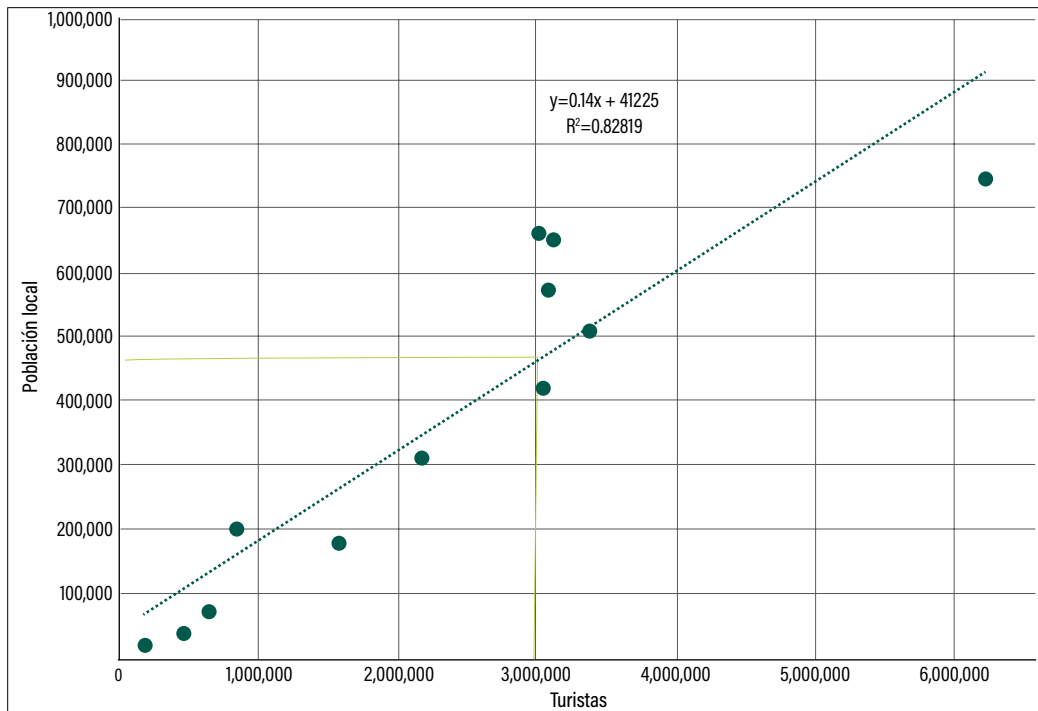


Figura 14. Relación entre el número de turistas y la población local para los centros turísticos de Cancún y la Riviera Maya. Elaboración propia a partir de datos del Inegi (1993, 1995, 1997, 2005, 2010), Sectur (s. f.).

Aunado a lo anterior, de acuerdo con los estudios realizados por Calderón Maya y Orozco (2009), Manuel-Navarrete (2012a, 2012b) y Vázquez Sosa *et al.* (2015), la urbanización turística tiende a concentrarse en núcleos (v. g. Cancún, Playa del Carmen y Tulum), formándose una división espacial entre las áreas turísticas y los llamados “pueblos de apoyo”, donde residen los trabajadores. Para el caso de Quintana Roo, la ubicación de los pueblos de apoyo puede ser cercana, como es el caso de Puerto Aventuras y Akumal, que se localizan dentro de los primeros 20 km de la Riviera Maya; o puede ser remota, como Chemax, que se localiza a 75 km del centro turístico más cercano. Desde un principio, el crecimiento de los núcleos turísticos motiva la progresión de los centros urbanos-pueblos de apoyo y la separación geográfica entre ellos motiva las necesidades de transporte, servicios básicos e infraestructura (Calderón Maya y Orozco, 2009).

Predicciones sobre la distribución de espacios en Calakmul

Hasta el momento, coincidente con la escritura del presente capítulo, se desconoce la densidad de ocupación que se proyecta para la zona hotelera de Calakmul, por lo tanto, no es posible determinar con exactitud la superficie de ocupación que tendrá el área

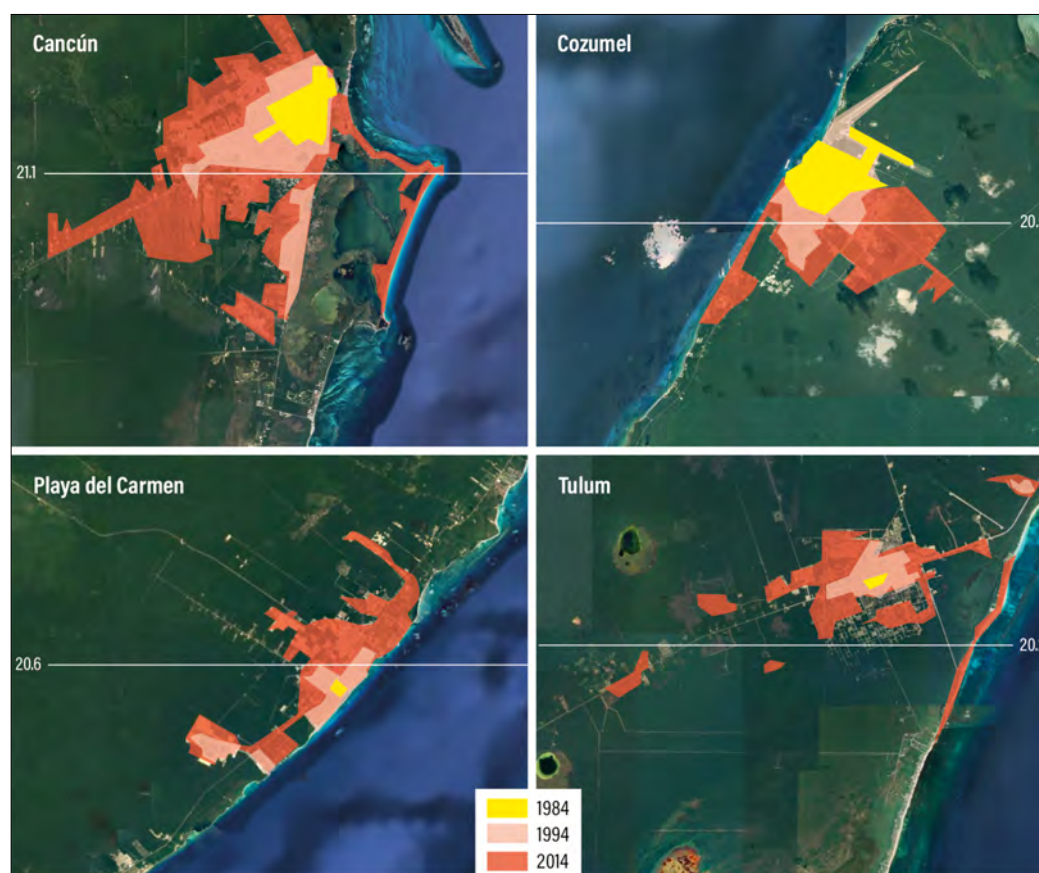


Figura 15. Expansión urbana de los principales centros turísticos de Quintana Roo. (Elaboración propia a partir de imágenes históricas de Google Earth.)

urbana-turística. Si los criterios de construcción se ajustan a las características del lugar y armonizan con el paisaje, los edificios esperados no serán más altos que la vegetación natural (15-25 m), por lo que se espera un desarrollo extensivo más que intensivo. En ausencia de información más detallada sobre el plan de desarrollo ligado al proyecto del tren, se multiplicó la población esperada para Calakmul (población local + número de visitantes) por la superficie de ocupación de los centros turísticos de Quintana Roo (16 m^2 ocupante⁻¹), lo que resultó en una extensión de 5,500 ha. De acuerdo con lo observado para las zonas turísticas de Quintana Roo, esta superficie urbana se disgregará en las zonas hoteleras que se construyan para recibir a los tres millones de visitantes y los llamados pueblos de apoyo al turismo.

El desconocimiento del plan de desarrollo turístico definitivo no permite realizar predicciones concretas sobre los posibles patrones espaciales que se presenten en la región de Calakmul y Balam-kú. Sin embargo, la propuesta inicial del Fonatur sigue el patrón

encontrado en Quintana Roo, que ubica a los centros turísticos apartados de los centros urbanos y lo más cerca posible de los sitios arqueológicos de la región (figura 16). Tomando en cuenta esta propuesta, las localidades de Xpujil, Conhuás, Constitución y Centenario, junto con otras poblaciones menores, se perfilan como los principales pueblos de apoyo a los nuevos centros turísticos.

Repetir en Calakmul el patrón de distribución de áreas urbanas y turísticas del norte de Quintana Roo tendrá efectos indeseados sobre la ocupación de espacios. El primero de ellos tiene que ver con una mayor reducción de hábitats, ya que los nuevos centros turísticos demandarán espacios naturales, así como infraestructura (agua y caminos de acceso, entre otros), que reducirán aún más la conectividad del tramo Los Laureles-Constitución. Esta transformación del paisaje dará lugar a una alta demanda de mano de obra, la cual provocará una inmigración que repercutirá sobre el crecimiento poblacional de la región y, por ende, aumentará la ocupación de espacios de todas las comunidades afectadas, sobre todo, las cercanas a los centros turísticos, la estación del tren y la carretera. Como se verá más adelante, la alineación este-oeste de la ocupación de espacios incrementará el efecto de barrera y de borde para la fauna de la región.

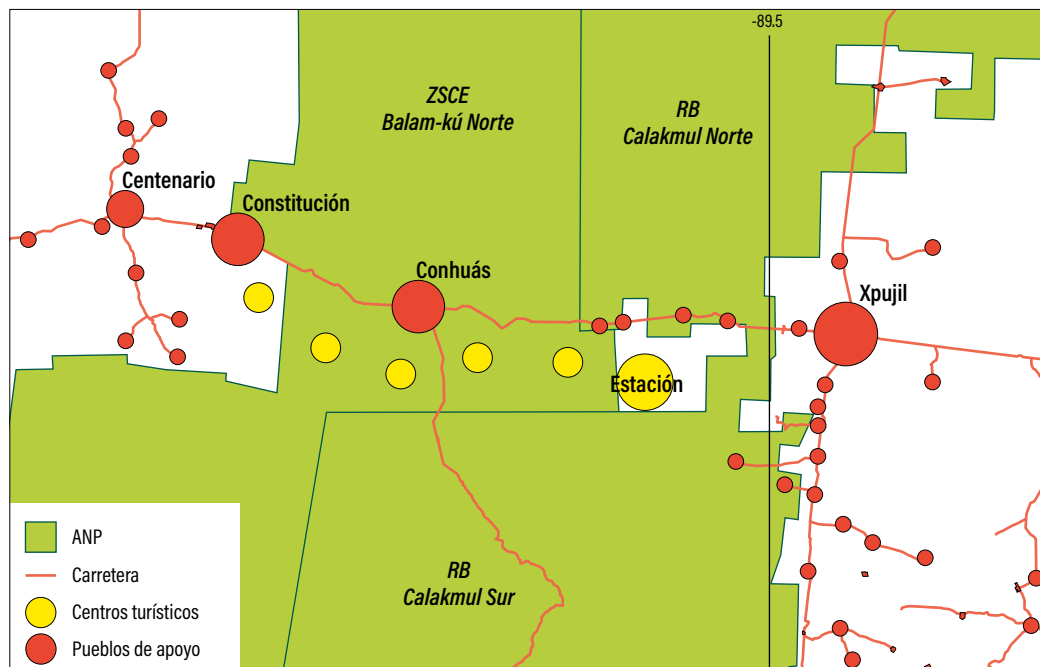


Figura 16. Región central de Calakmul, donde se muestra la superficie de 5,500 ha estimadas como necesarias para la población local y la atención de tres millones de visitantes anuales. La ubicación de los centros turísticos es la propuesta hecha por el Fonatur.

c) Crecimiento del tráfico vehicular

A partir de las variables demográficas y el TPDA, se estimaron los escenarios posibles del tráfico que se presentaría en la región de Calakmul con la llegada de tres millones de visitantes. En este contexto, las estadísticas de la SCT solo están disponibles para las carreteras de Quintana Roo a partir del año 2003 (SCT, 2018), cuando el crecimiento exponencial de Cancún y la Riviera Maya ya había ocurrido. Por lo tanto, no es posible delinear las tendencias del tráfico de estos centros turísticos en sus etapas iniciales. No obstante, los datos disponibles indican que el tráfico vehicular ha aumentado de manera constante, con tendencias muy pronunciadas a partir del año 2010 y especialmente en Cancún y Playa del Carmen (figura 17).

El incremento del TPDA ha sido superior al crecimiento poblacional (tabla 3), mientras que en el año 2003 era de 2.3 por cada 100 habitantes locales, diez años después aumentó de dos a tres veces dicho valor. Guardando las proporciones para cada caso, esta tendencia se mantiene con pocas modificaciones, ya sea considerando solo el número de visitantes, o si al número de turistas se le suma la población local.

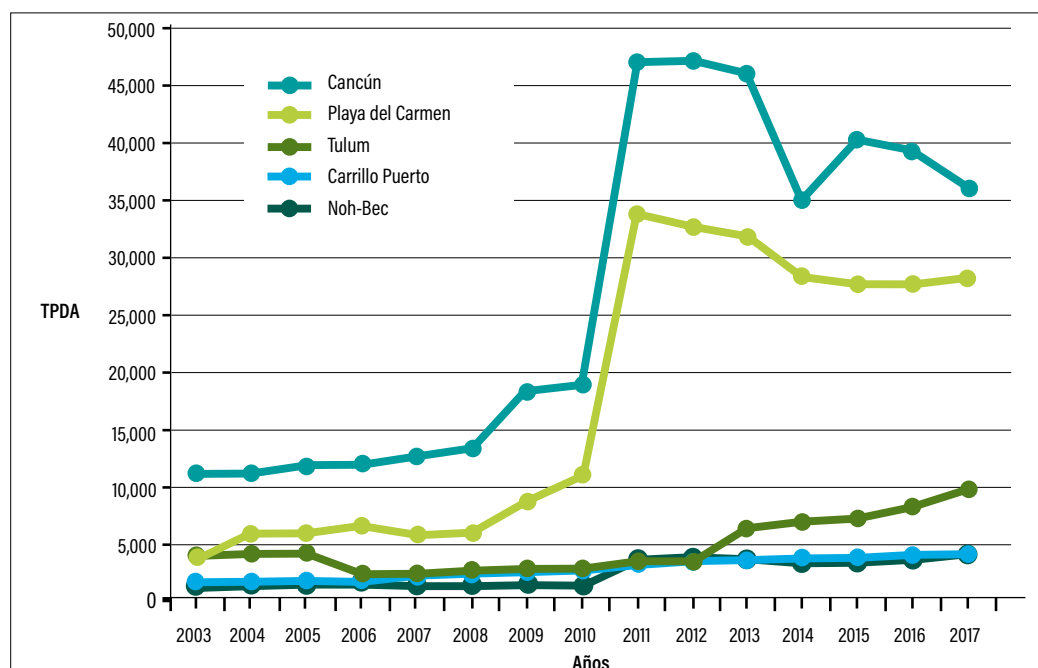


Figura 17. Tendencias de crecimiento del TPDA en centros turísticos y ciudades de la costa norte de Quintana Roo.

Tabla 3. Número de habitantes locales, turistas, población total (locales + turistas) y su relación con el TPDA.

Año	Habitantes locales (HL)	Turistas	Población total (PT)	TPDA	TPDA 100 HL ⁻¹	TPDA 100 turistas ⁻¹	TPDA 100 PT ⁻¹
2003	486,703	2,814,022	3,300,725	11,208	2.30	0.40	0.34
2004	509,000	3,376,300	3,885,300	11,254	2.21	0.33	0.29
2005	572,973	3,074,400	3,647,373	11,822	2.06	0.38	0.32
2006	590,613	2,431,700	3,022,313	12,005	2.03	0.49	0.40
2007	608,253	3,004,800	3,613,053	12,743	2.10	0.42	0.35
2008	625,893	3,265,500	3,891,393	13,368	2.14	0.41	0.34
2009	643,533	2,878,811	3,522,344	18,389	2.86	0.64	0.52
2010	661,176	3,015,690	3,676,866	18,854	2.85	0.63	0.51
2011	651,629	3,115,172	3,766,801	46,952	7.21	1.51	1.25
2012	675,141	3,642,449	4,317,590	47,041	6.97	1.29	1.09
2013	698,653	4,093,942	4,792,595	45,908	6.57	1.12	0.96
2014	722,165	5,161,497	5,883,662	34,955	4.84	0.68	0.59
2015	745,679	6,229,052	6,974,731	40,220	5.39	0.65	0.58

De la misma forma que en la distribución de la población y en el número de visitantes, el tráfico vehicular tiene un gradiente norte-sur y disminuye sobre la carretera 307 a medida que se aleja del área de Cancún y Cozumel (figura 18). Tal y como se mencionó en los apartados sobre demografía y ocupación de espacios, este gradiente obedece a que ambos municipios son los principales puntos de entrada de visitantes, sobre todo del turismo internacional. De igual forma, en la figura 18 puede apreciarse que el TPDA tiende a disminuir en ambas direcciones de la carretera, en la medida que se aleja de los centros turísticos, creando un área de influencia de tráfico intenso de aproximadamente 25 km para centros grandes (v. g. Cancún), de 20 km para centros intermedios (v. g. Playa del Carmen) y de 15 km para centros en desarrollo (v. g. Tulum).

Debido a que muchos de los llamados pueblos de apoyo al turismo se localizan sobre la carretera 307, o muy cerca de ella, la forma en que contribuyen al tráfico es difícil de separar de la causada por el turismo. De igual forma, el tráfico de los centros turísticos como Cancún es difícil de desagregar debido a que los pueblos de apoyo ya forman parte del área conurbada de las zonas hoteleras. Además, las estaciones de medición del TPDA de la SCT no tienen una distribución homogénea. Todo ello dificulta la determinación de los factores que más contribuyen al tráfico. Sin embargo, el análisis de los tramos carreteros que corren perpendiculares a la costa puede dar una idea del tráfico ocasionado por la atracción turística principal. El análisis de estas carreteras para el año 2017 es el siguiente:

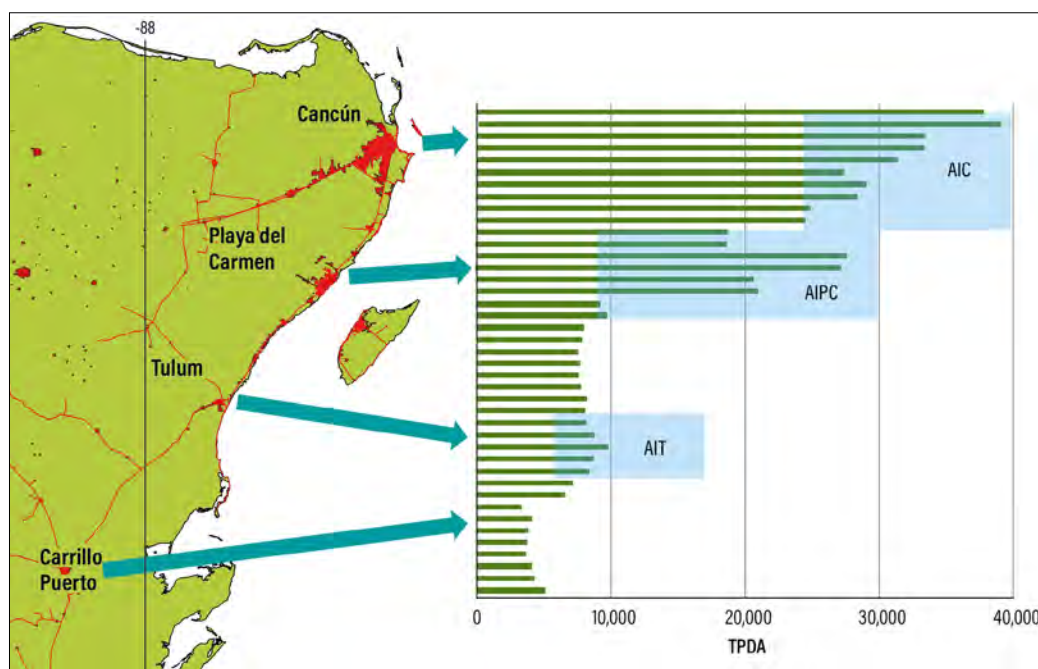


Figura 18. TPDA para el año 2017 a lo largo de la costa de Quintana Roo. Los polígonos azules indican las áreas de influencia de Cancún (AIC), Playa del Carmen (AIPC) y Tulum (AIT).

Leona Vicario-Cancún. Autopista de cuatro carriles que incluye el tráfico proveniente de Yucatán (TPDA = 5,225), más el de los pobladores de Leona Vicario que viajan hacia Cancún (TPDA = 894), para un total de 6,119 TPDA. El tráfico proveniente de Yucatán representa cerca del 15 % del TPDA reportado para Cancún (35,927), mientras que el de Leona Vicario representa el 2 %.

El Cedral-Playa del Carmen. Carretera angosta utilizada principalmente para comunicar los pueblos de apoyo turístico, tierra adentro de Playa del Carmen. El TPDA reportado fue de 602, lo que representa el 2.1 % del TPDA de Playa del Carmen (28,158).

Chemax-Tulum. Carretera intermedia que incluye el tráfico proveniente de Yucatán (vía Valladolid), más el de los pobladores de Chemax, junto al de los visitantes a Cobá y Cenotes intermedios. De acuerdo con los datos de SCT, el tráfico combinado proveniente de Yucatán, y el de Chemax, es de 4,000 TPDA, de los cuales aproximadamente 2/3 proviene de Valladolid. A la altura de Cobá, este valor se incrementa a 4,550. Por lo que podemos inferir que el turismo de Yucatán que ingresa por esta carretera representa cerca del 30 % del TPDA en el acceso a Tulum, el tráfico de Chemax representa un 10 % y la visita al sitio arqueológico el 6 %.

Con base en el análisis anterior, se observa que los principales atractivos turísticos de la costa de Quintana Roo que motivan tránsito vehicular son los destinos sol y playa, caracterizados por los hoteles *todo incluido*. Estos destinos se localizan a lo largo del litoral, desde Punta Sam hasta Tulum, conectándose a través de la carretera 307. Como atractivos secundarios a las playas de la región se encuentra una serie de sitios arqueológicos, cenotes y pueblos de estilo colonial que motivan los viajes hacia el interior de la península.

Esta actividad hacia el interior genera un tráfico vehicular que se mezcla con la de los pueblos de apoyo al turismo de localización remota, así como el ingreso del turismo regional, principalmente de Yucatán. En este contexto, entre el 15 y el 30 % del tráfico observado en los centros turísticos corresponde al ingreso del turismo regional y entre el 2 y el 10 % al de los llamados pueblos de apoyo. Por lo que la dinámica interna de los destinos sol y playa genera entre el 60 y el 80 % del TPDA.

Proyecciones del tráfico vehicular para Calakmul

Para estimar el tráfico de Calakmul, generado por los visitantes esperados por el Fonatur, se utilizaron en primer lugar las proporciones del TPDA 100 HL⁻¹, TPDA 100 turistas⁻¹ y TPDA 100 PT⁻¹ de la tabla 4. Debido a que el TPDA por habitante no se ha mantenido constante y se incrementó considerablemente a partir de 2011, se utilizaron los valores promedio de los últimos cinco años de datos (2011-2015). El número de habitantes locales se tomó del estimado en el apartado 3. 1. 1. El número de turistas correspondió a lo esperado por el Fonatur (tres millones) y la población total resultó de la suma de los habitantes locales más los turistas. Los resultados pueden verse en la tabla 5.

Un segundo cálculo para el tráfico de Calakmul fue la relación encontrada entre el TPDA y el número de visitantes de Cobá (figura 19). Esta relación se consideró ideal para extrapolar a Calakmul debido a que Cobá se encuentra lo suficientemente alejado de los centros turísticos principales (45 km de Tulum y 100 km de Playa del Carmen) e ilustra el potencial de atracción del sitio.

Tabla 4. TPDA estimado para Calakmul, con base en los valores promedio de las proporciones de la tabla 1.

Proporción	Valor promedio	TPDA estimado
TPDA 100 habitantes locales ⁻¹	6.20	27,880
TPDA 100 turistas ⁻¹	1.05	31,458
TPDA 100 población total ⁻¹	0.89	30,806

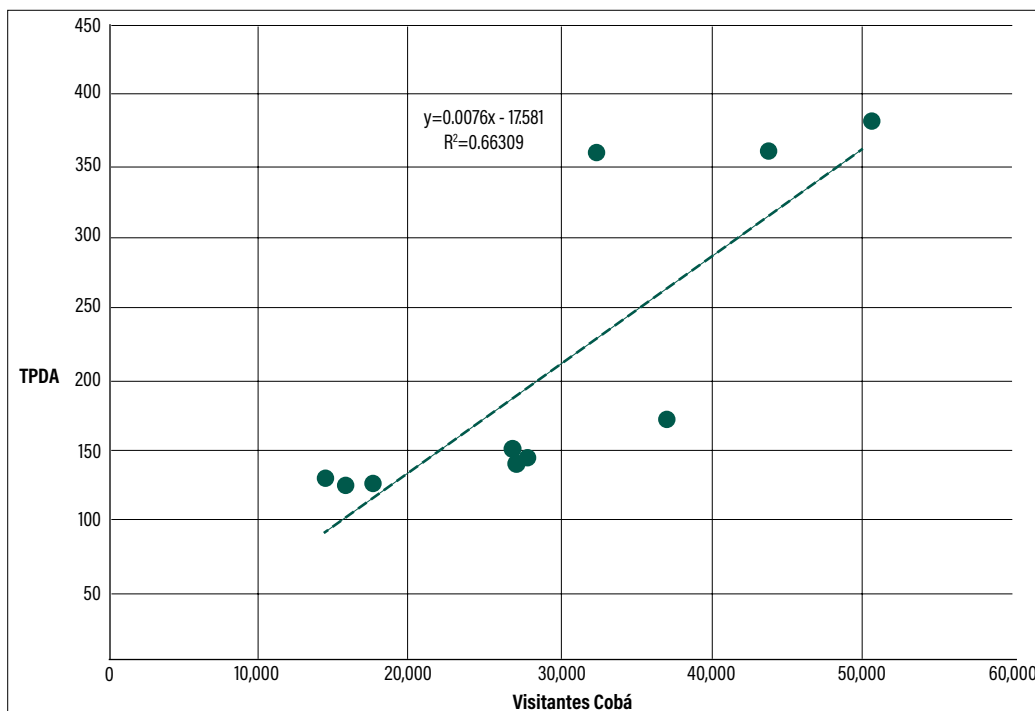


Figura 19. Relación entre el TPDA y el número de visitantes de Cobá (2003-2013). (Elaboración propia a partir de las estadísticas de SCT e INAH.)

Con base en la figura 19, asumiendo un comportamiento lineal entre las dos variables, con tres millones de visitantes tendríamos un TPDA de 22,782, el cual es ligeramente menor al calculado mediante la relación TPDA 100 habitantes locales⁻¹ de la tabla 4. De acuerdo con los cálculos anteriores (tabla 4 y figura 19), el TPDA promedio estimado para la carretera 186, a la altura de las áreas protegidas de Balam-kú y Calakmul será de alrededor de 30,000 vehículos diarios. Este valor es similar a lo reportado para Cancún y Playa del Carmen en el año 2011 y para Puerto Morelos en el año 2013.

Tal y como se describió en el apartado anterior, la propuesta de desarrollo del Fonatur sigue un patrón de ocupación similar al de Quintana Roo, separando las actividades turísticas y creando los llamados pueblos de apoyo. La única diferencia importante es que la llegada del turismo proveniente de Quintana Roo será a través del Tren Maya y que el ingreso de este turismo hacia la zona arqueológica de Calakmul, que es el atractivo principal, se planea realizar mediante un sistema de “transporte ligero” (figura 1). Por tal motivo, de los 30,000 vehículos diarios estimados, se espera una reducción del 50 % por el funcionamiento del tren, mientras que el tráfico restante corresponda al generado por el turismo regional y por los pueblos de apoyo, así como las visitas a otros atractivos

turísticos como la cueva el Volcán de los Murciélagos y los demás sitios arqueológicos (Xpujil, Becán, Chicanná, Hormiguero, Balam-kú, Nadzcaan, entre otros).

Si consideramos que los principales centros de actividad de Calakmul lo representarán la terminal del tren, las zonas hoteleras y los pueblos de apoyo al turismo, y si asumimos que dicha actividad generará el 50 % del tráfico estimado, las áreas urbanas o turísticas núcleo tendrán un TPDA aproximado de 10,000 autos, mientras que las áreas periféricas, alejadas a más de 10 km de la actividad núcleo, tendrían un TPDA de alrededor de 6,500 automóviles (tabla 5, figura 20). Estos valores serán utilizados en el apartado siguiente, cuando se evalúen las medidas de mitigación.

Tabla 5. TPDA estimado en el centro turístico de Calakmul y su periferia (> 25 km), con base en el número de visitantes esperados.

Año	Número de visitantes	Población local	TPDA promedio	
			Centro	Periferia
2015	31,474	3,984	1,538	1,025
2024	500,000	40,322	1,936	1,291
2029	1,500,000	220,104	5,152	3,435
2034	3,000,000	461,225	9,774	6,516

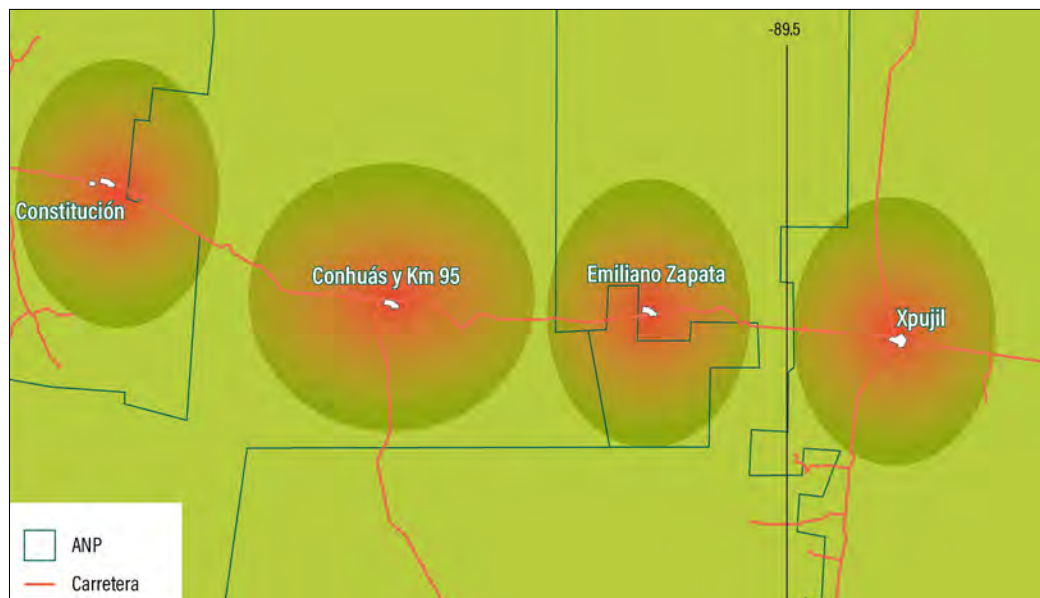


Figura 20. Áreas de influencia donde se esperan los valores más altos de TPDA (colores rojos y naranjas). El traslape del poblado de Conhuás con el km 95, intersección de la carretera al sitio arqueológico de Calakmul, generará la acumulación del tráfico en esta zona.

d) Evaluación sinérgica de los efectos de fragmentación, barrera y borde

Fragmentación

Para evaluar el efecto acumulado del proyecto sobre la conectividad de la vegetación, al mapa de tendencias de uso del suelo de la región se le sobrepuso la ocupación de espacios de los nuevos centros de desarrollo urbano-turísticos (figura 21). Como resultado, la acción combinada de ambos factores incrementaría hasta en un 30 % la tasa de deforestación, con consecuencias negativas sobre la conectividad del hábitat. Una vez que ocurra el crecimiento poblacional, derivado de la actividad turística, el cambio de uso del suelo será irreversible y continuo.

Efecto de barrera

Las tendencias del tráfico vehicular, estimadas en el apartado anterior, se compararon con el modelo conceptual de Seiler (2003), modificado por Seiler y Helling (2006),¹⁸ el cual determina el efecto de la intensidad del tráfico sobre la fauna. Con base en estos resultados, los valores de TPDA actuales hipotéticamente permitirían que cerca del 90 % de la fauna

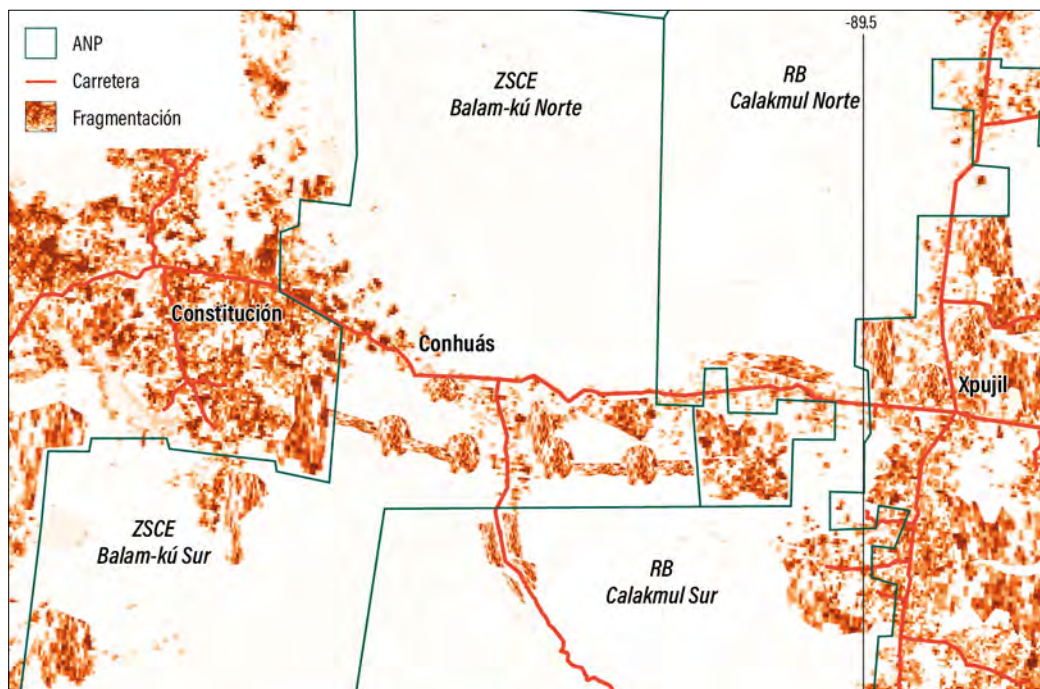


Figura 21. Fragmentación del hábitat causado por las tendencias de cambio de uso del suelo y los efectos combinados de los proyectos del Tren Maya y el nuevo desarrollo urbano-turístico.

¹⁸ Cfr. figura 3, en el Capítulo I. 2.

pueda pasar la carretera sin ser atropellada, por lo que la disuasión del movimiento se restringiría a las especies más sensibles a las perturbaciones, sobre todo al ruido y la contaminación lumínica. En este contexto, de acuerdo con las estadísticas de la SCT (2018) el tráfico vehicular tiende a descender entre la media noche y las 5:00 am, hasta representar un 20 % del TPDA, por lo que el éxito de paso aumenta en este lapso. Este patrón ha sido corroborado para la carretera 186 por Sánchez Acuña y Benítez,¹⁹ quienes señalan que este horario cuenta con una mayor actividad relativa de la fauna.

De acuerdo con el mismo modelo, a medida que incremente el TPDA, el porcentaje de pasos exitosos disminuirá y la fauna atropellada llegará a un máximo en una década, en la cual morirá cerca del 25 % de la fauna que intente cruzar la carretera. Al extrapolar las tasas actuales de atropellamiento en la zona de Balam-kú y Calakmul ($7.56 \text{ ind. km}^{-1} \text{ año}^{-1}$),²⁰ sobre el modelo de Seiler y Holding (2006), la tasa máxima esperada sería de $23.8 \text{ ind. km}^{-1} \text{ año}^{-1}$. A partir de ese punto, la fauna se verá disuadida de cruzar, por lo que la tasa de mortandad por colisiones disminuirá, pero el efecto de barrera llegará a su máximo.

Un factor importante por destacar es el cambio en los patrones del tráfico vehicular que podría ocurrir con el nuevo desarrollo turístico. De acuerdo con lo observado en la costa norte de Quintana Roo, debido al incremento del tránsito local y la vida nocturna, el tráfico vehicular se mantiene hasta altas horas de la noche, con las consecuentes perturbaciones del ruido y la probabilidad de atropellamiento, lo que reduce la ventana de oportunidad para el paso de la fauna de un lado a otro de la carretera. Este cambio de patrones del tráfico vehicular puede explicar el creciente número de atropellamiento de fauna de mamíferos mayores (como los felinos), cuya agilidad y hábitos nocturnos aseguraban, hasta hace algunos años, su paso a través de las carreteras de la costa norte de Quintana Roo (figura. 22).

Un caso especial sobre el efecto de barrera esperado, lo constituye el atropellamiento de murciélagos a la altura de la cueva, donde se reportan actualmente mortalidades de $466 \text{ ind. km}^{-1} \text{ año}^{-1}$.²¹ Si estas tasas se extrapolan sobre el modelo de Seiler y Holding (2006), la mortandad de murciélagos para el año 2025 sería aproximadamente de $1,165 \text{ ind. km}^{-1} \text{ año}^{-1}$. De acuerdo con este mismo modelo, la mortandad de los murciélagos debería descender y el porcentaje de la fauna disuadida sería mayor. Sin embargo, el desplazamiento diario de los murciélagos ocurre principalmente hacia el sur,²² donde se localiza la carretera, por lo que no se sabe si las tasas de atropellamiento seguirán ascendiendo o el tráfico vehicular forzará a los individuos que vuelan al ras del suelo a cambiar la dirección de sus movimientos.

¹⁹ Cfr. Sánchez-Acuña y Benítez, Capítulo II. 5.

²⁰ *Idem*.

²¹ Cfr. Vargas-Contreras *et al.*, Capítulo II. 7, en este libro.

²² Cfr. *Ibidem*, y Capítulo II. 7.

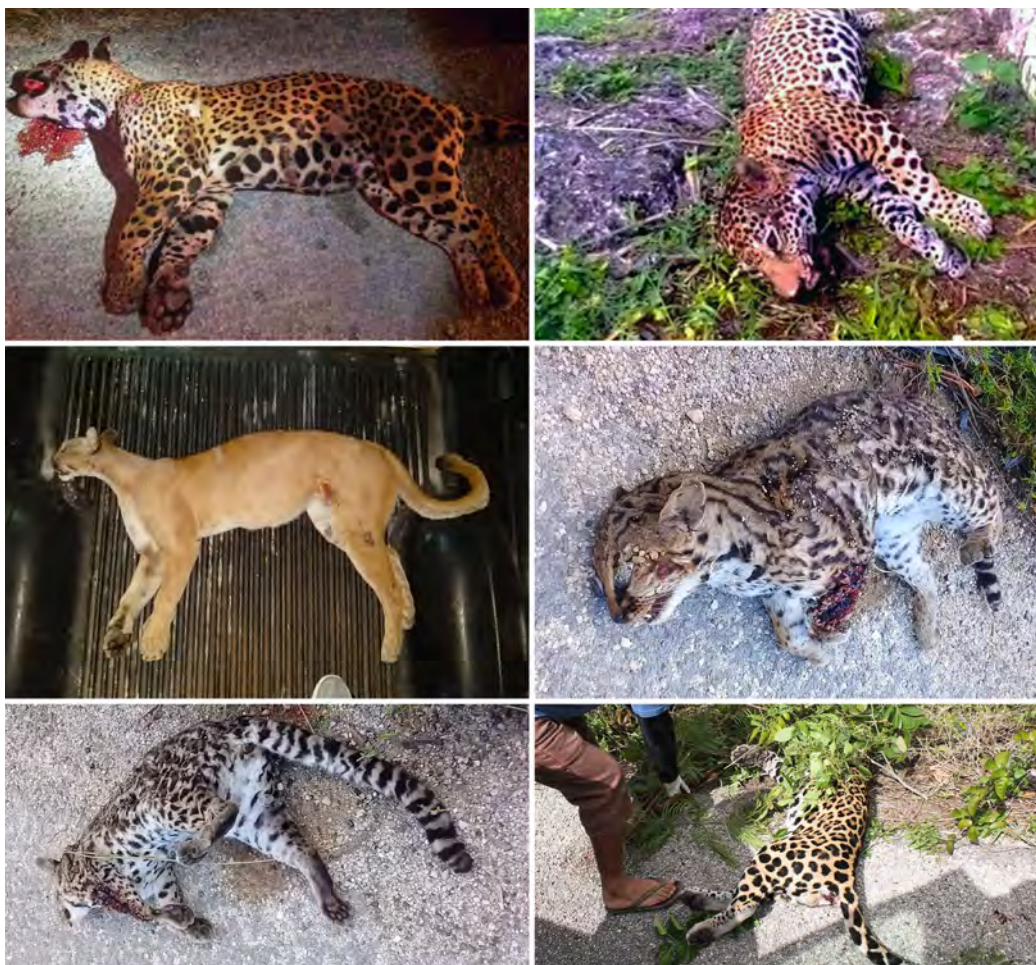


Figura 22. Felinos atropellados en la costa norte del estado de Quintana Roo. Las fotografías superiores fueron tomadas de redes sociales. Las fotografías inferiores fueron tomadas por personal de la Conanp y corresponden a las inmediaciones del parque natural Tulum.

Aunado a lo anterior, dentro de los impactos de la cueva se debe considerar el incremento del número de visitantes que tendrá este sitio, así como el efecto de las vibraciones por la operación de la carretera y el tren. Actualmente no se tienen registros oficiales del número de visitantes, pero existen observaciones que indican la presencia de al menos 4,000 personas año⁻¹, es decir, el equivalente a un 10 % de lo que recibe el sitio arqueológico de Calakmul. Si este porcentaje se mantiene con la llegada de tres millones de visitantes al sitio arqueológico de Calakmul, el número de visitantes potenciales para la cueva sería de 300,000 por año, o sea, 822 personas diarias. Bajo las condiciones actuales, es imposible que el sitio pueda recibir tantos visitantes. La carretera no tiene acotamiento y el tráfico esperado para la zona es muy alto.

Efecto de borde

Al momento de escribir el presente capítulo no se tenían los detalles del diseño urbano de los centros turísticos ni de los servicios básicos asociados (suministro de agua y caminos secundarios) ni de las características del llamado transporte ligero, que permitirían estimar correctamente el efecto de borde que podría causar toda esta infraestructura. Debido a estas limitantes, se estimó por conveniencia un efecto de barrera por ruido del 50 % esperado por la vía férrea y la carretera. Como puede visualizarse en la figura 23, la alineación este-oeste de las áreas turísticas y el transporte ligero forman un efecto de borde paralelo al creado por la carretera 186 y el proyecto del Tren Maya. En algunos puntos del tramo Los Laureles-Constitución, los impactos ocurren a menos de dos kilómetros entre sí, acumulando sus efectos de manera sinérgica. Se vislumbra que este efecto doble afecte significativamente al movimiento de fauna, separando las poblaciones de las especies más sensibles.

Aunado a los efectos de barrera y de borde, la ubicación de los nuevos centros urbano-turísticos dentro de las ANP ejercerá atracción para las especies de fauna tolerantes a la perturbación y con hábitos oportunistas, las cuales se acercarán a los centros en busca de alimento, agua y hábitats artificiales. La interacción de esta fauna salvaje con la fauna feral y los humanos puede provocar la transmisión de enfermedades y ataques agresivos.

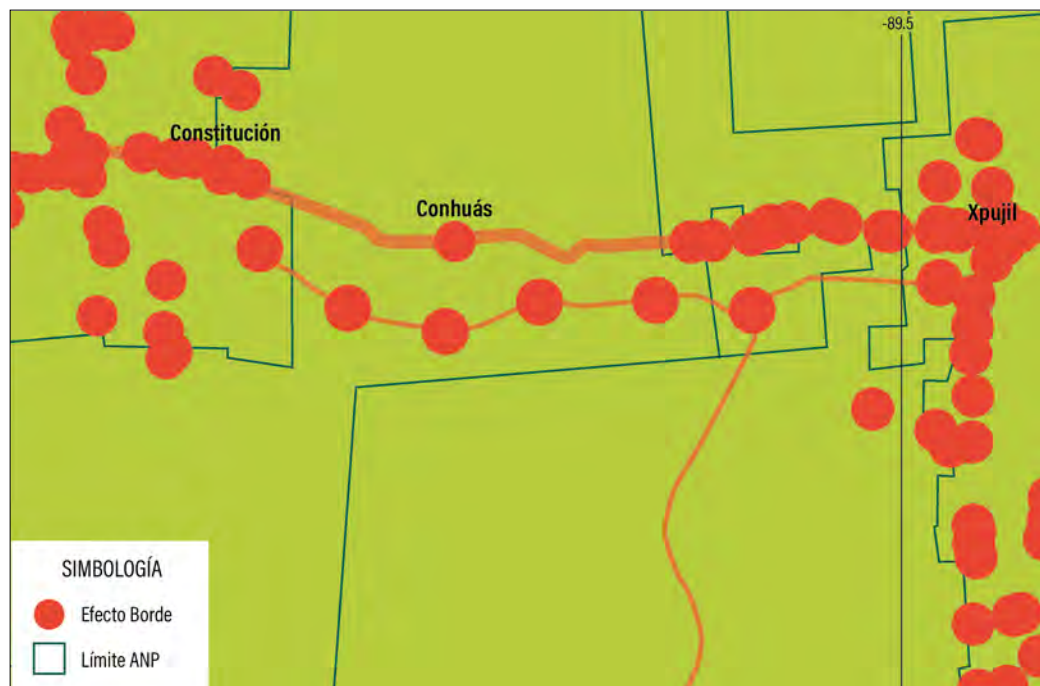


Figura 23. Efecto de borde acumulado, causado por la carretera 186, el proyecto del Tren Maya y el desarrollo urbano-turístico asociado.

3.3. Pronósticos ambientales y evaluación de alternativas

A continuación se plantean los escenarios posibles para la región de Calakmul: a) sin el proyecto, b) con el proyecto, pero sin medidas de mitigación y c) con el proyecto, pero con las medidas de mitigación necesarias para minimizar los efectos de barrera y de borde. Posteriormente se plantean cambios en el diseño de las obras para evitar los impactos que no pueden ser evitados ni compensados, así como para mejorar las condiciones ambientales de la región.

3.3.1. Área de interés sin proyecto

Actualmente existe un deterioro del 15 % de la vegetación en ambos lados de la carretera causado por las actividades agropecuarias. Si dicha tendencia continúa, dentro de 15 años la fragmentación podría ocupar un 20 % del área, disminuyendo la cantidad y calidad del hábitat y contribuyendo al efecto barrera. Aunado a lo anterior, la carretera 186 representa actualmente un efecto barrera para el movimiento de la fauna. Sin embargo, los bajos valores del TPDA y el descenso del tráfico durante la noche todavía hace posible la comunicación y movimiento de fauna, con pocos incidentes de atropellamiento para fauna mayor y una mayor ocurrencia de accidentes con aves, murciélagos y mamíferos medianos y menores.²³ De acuerdo con las estadísticas de la SCT (2018), entre los años 2004 y 2017, el incremento promedio del TPDA ha sido de 4.5 % anual. Si la tendencia se mantiene, para el año 2030 se tendría un tráfico de 3,865 autos por día, lo que incrementaría el efecto de barrera por atropellamiento en un 150 %.

De igual forma, el efecto de borde por ruido y contaminación incrementaría en la medida que aumenten tanto el tráfico vehicular como el cambio de uso de suelo. El escenario conjunto de los impactos acumulados se muestra en la figura 24. En este contexto, los efectos de barrera y de borde tendrían un aumento importante incluso sin la construcción del Tren Maya. Sin embargo, la carretera mantendría un carácter semipermeable para el movimiento de fauna no-sensible en general, sobre todo entre la media noche y las 5:00 am.

3.3.2. Área de interés con proyecto y sin medidas de mitigación

Tal y como se señaló en los apartados 3.1 y 3.2 de este análisis, la construcción del Tren Maya y el desarrollo urbano-turístico asociado causarán una serie de impactos negativos que se sumarán a las tendencias de deterioro de la región. Estos impactos incluyen la pérdida de cerca del 30 % de la vegetación a lo largo de las carreteras y el incremento de los efectos de barrera y de borde causados por el crecimiento poblacional y vehicular (figura 25).

²³ Cfr. Capítulos II.5 y II.7.

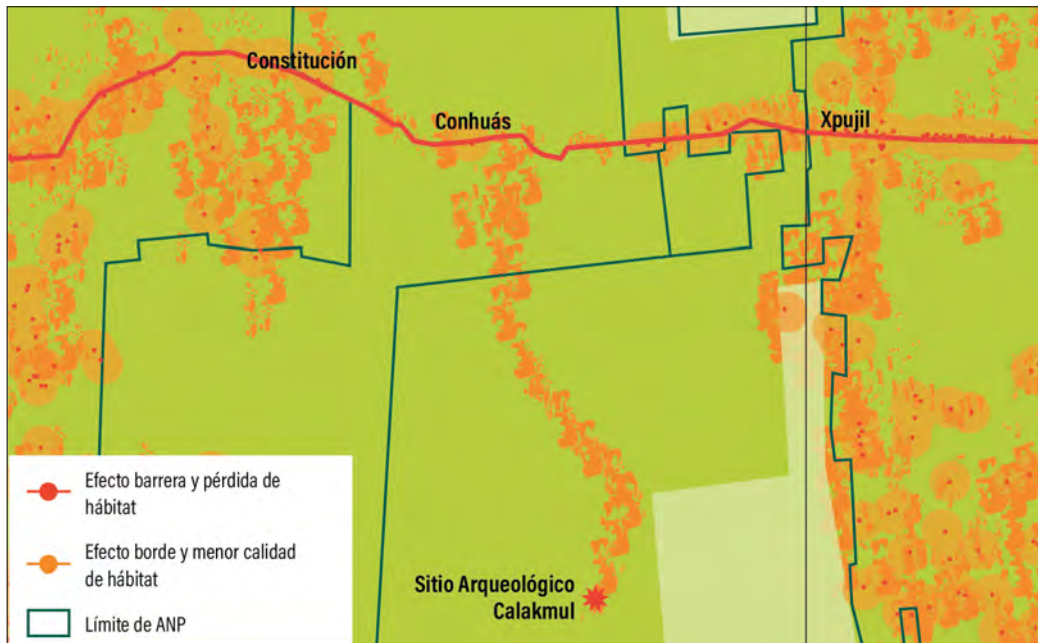


Figura 24. Evolución del área de interés sin el proyecto del Tren Maya hacia el año 2030, considerando las tendencias actuales de cambio de uso de suelo y del incremento del tráfico vehicular.

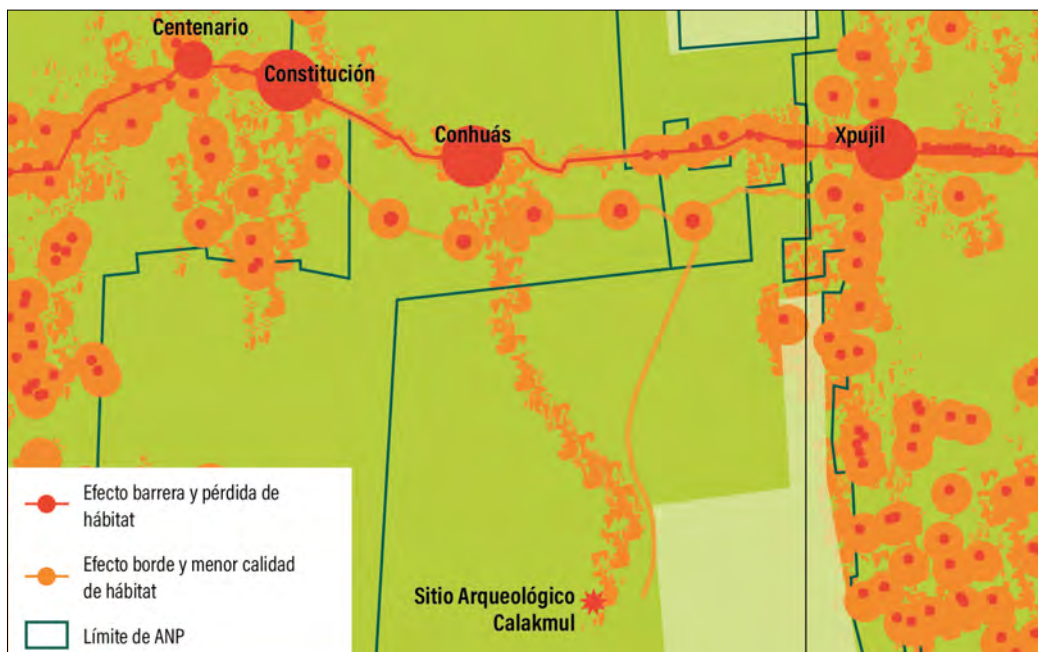


Figura 25. Evolución del área de interés con el proyecto del Tren Maya y el desarrollo urbano-turístico hacia el año 2030, sin considerar medidas de mitigación.

Dos factores de impacto importantes del proyecto del Fonatur son la construcción de la barrera perimetral que tendrá la vía férrea y la ocupación de espacios para fines turísticos en las áreas mejor conservadas de las reservas de Calakmul y Balam-kú. La barrera perimetral le dará un carácter impermeable a la vía férrea, lo que evitará el movimiento de fauna terrestre, mientras que la actividad turística modificará los patrones de movimiento, acumulando los efectos de la carretera y el tren.

Aunado a lo anterior, el incremento poblacional y del tráfico vehicular afectarán sensiblemente a las poblaciones de fauna, disminuyendo sus hábitats naturales e incrementando los accidentes por atropellamiento, tanto de especies terrestres como voladoras. En este contexto, la cueva el Volcán de los Murciélagos constituirá uno de los sitios con mayor perturbación.

3.3.3. Área de interés con proyecto y con medidas de mitigación

Los impactos acumulados del proyecto del Fonatur y las tendencias de deterioro actuales pueden reducirse de manera importante mediante la implementación de medidas de mitigación, que han sido descritas ampliamente en los capítulos III. 1,²⁴ III. 2, III. 3,²⁵ III. 4²⁶ y III. 7²⁷ de este libro, por lo que en este apartado solo se mencionan de manera general.

Mitigación de la fragmentación

Un factor determinante para favorecer el movimiento de fauna en la región es incrementar la conectividad de la vegetación natural, sobre todo, a lo largo de la infraestructura lineal (carretera, vía férrea, acueducto y líneas de transmisión eléctricas). Esta restauración es prioritaria en al menos 30,000 ha, de las cuales el 50 % están asociadas al corredor de la carretera 186, entre las comunidades de Los Laureles y Constitución. Debido a que se trata de favorecer el tránsito de la fauna, la restauración de estas superficies tendrá que realizarse con especies nativas que den continuidad a la vegetación natural.

Aunado a lo anterior, alrededor de las ANP de Balam-kú y Calakmul existen otras 150,000 ha que pueden ser sujetas a un manejo diversificado y sustentable de producción,

²⁴ Medidas de mitigación para la fauna silvestre aplicables a la construcción de carreteras en áreas naturales protegidas.

²⁵ Monitoreo preobra como información base para la mitigación de los impactos ambientales sobre la fauna silvestre en áreas naturales protegidas: el caso del libramiento Atasta, en Campeche, México.

²⁶ Medidas de mitigación para la protección de fauna terrestre en la carretera Cedral-Tintal-Playa del Carmen, en Quintana Roo, México.

²⁷ Los sistemas agroforestales como medida de mitigación de la fragmentación causada por las vías de comunicación en la península de Yucatán.

con lo cual se puede reducir sustancialmente la presión de cambio de uso de suelo hacia el interior de las reservas. Tal y como se señala en la propuesta de ordenamiento territorial del municipio de Calakmul (GTZ/Conanp, 2015), la producción de miel, agroforestería, chile, especies silvestres y ecoturismo, representan alternativas sustentables para generar riqueza sin perturbaciones importantes al ambiente. En este contexto es muy importante la alineación de subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales que favorezcan las actividades sustentables sobre las de tipo industrial (Reyes-Hernández, 2003).

Construcción de pasos selectivos de fauna

Tal y como se describió en el Capítulo III. 5, algunos de los elementos imprescindibles para dar permeabilidad al movimiento de fauna a través de las estructuras lineales de la región (principalmente la carretera y la vía férrea) son los pasos selectivos de fauna. De acuerdo con el análisis preliminar realizado, se requiere construir alrededor de 80 pasos en el tramo Los Laureles-Constitución. Estos pasos, en su gran mayoría, serían pasos inferiores (también llamados pasos superiores vehiculares). Sin embargo, en función de la topografía y el trazo final de la vía férrea, es probable que se requiera la construcción de algunos pasos superiores de fauna (pasos inferiores vehiculares).²⁸

Debido a que el desarrollo urbano-turístico propuesto por el Fonatur incrementará el tráfico vehicular de la región, los pasos de fauna también deben considerarse para las principales carreteras estatales que colindan con las ANP, las cuales atraviesan corredores biológicos importantes y han sido construidas o ampliadas sin medidas de mitigación para el paso de fauna. Tal es el caso de la carretera 269, en el tramo de 140 km Xpujil-Dzibalchén, que va hacia el norte, y el tramo de 90 km Xpujil-Arroyo Negro, que va hacia el sur, así como la carretera Lubná-Kikab-Centenario, en el tramo de 45 km Centenario-La Venenosa.

Rehabilitación y alineación de puentes y alcantarillas

De manera conjunta a la construcción de los pasos selectivos de fauna, se propone la rehabilitación y alineación de los puentes y alcantarillas con la vía férrea, ya que dichas estructuras actualmente permiten el movimiento de fauna silvestre hacia ambos lados de la carretera. Hoy en día, el número de obras de alcantarillado dentro del tramo Los Laureles-Constitución es de 1.5 drenajes km⁻¹, lo que se considera suficiente de acuerdo con la densidad mínima para grandes mamíferos y al hábitat forestal donde se encuentra.²⁹ Sin embargo, se considera como medianamente suficiente para pequeños vertebrados, ya que para estos grupos se recomienda un paso cada 500 m (Ministerio de Medio Ambiente, 2006).

²⁸ Un ejemplo de la funcionalidad de los pasos selectivos de fauna puede verse en el Capítulo III. 4.

²⁹ Cfr. Capítulo III. 5.

La forma y el tamaño de la estructura, así como su accesibilidad y microclima condicionan el cruce, por lo que para garantizar el uso de las mismas por parte de otros grupos faunísticos se recomienda hacer adecuaciones a algunas de las estructuras ya presentes.³⁰

Uno de los sitios donde se sugiere aumentar el número de alcantarillas es el tramo cercano a la cueva el Volcán de los Murciélagos, donde la presencia de estas estructuras actualmente reduce considerablemente el número de organismos atropellados.³¹ Sin embargo, en caso de que se opte por un libramiento de la cueva,³² dichas estructuras ya no serían necesarias.

Otras medidas indispensables

Además de las ya mencionadas, para el tramo Los Laureles-Constitución se requerirán medidas estructurales para la disminución del ruido y las vibraciones del tren y el tráfico vehicular, la construcción de puentes colgantes, barreras y muros de exclusión, así como implementar restricciones de velocidad y señalética específica.³³

El escenario resultante de aplicar todas las medidas de mitigación, anteriormente descritas, puede observarse en la figura 26. En este contexto, los efectos de barrera y de borde causados por el proyecto del tren y el desarrollo urbano-turístico disminuirán de manera importante, favoreciendo el movimiento de fauna en general. Sin embargo, el crecimiento poblacional y el aumento del tráfico mantendrá su impacto sobre la fauna más sensible a las perturbaciones, ocasionando la disgregación de sus poblaciones.

Aunado a lo anterior, el impacto acumulado a sitios críticos como la cueva el Volcán de los Murciélagos se mantendrá en gran medida, con consecuencias futuras aún inciertas. Este hecho es de particular importancia debido a que un colapso de la cueva o una afectación de la población por arriba del umbral de recuperación tendría consecuencias irreversibles. Esto hace que el impacto derivado del proyecto del Fonatur sea incompensable desde el punto de vista ecológico, es decir, no existe otra cueva de murciélagos en la región ni ninguna acción humana de restauración que puedan reemplazar los servicios ambientales que presta actualmente este sitio.³⁴ Al mismo tiempo, la presencia de nuevos centros urbanos-turísticos dentro de las ANP generarán de manera permanente una presión sobre los espacios naturales y una demanda de infraestructura de apoyo, cuyos impactos pueden no ser mitigables aun implementando las mejores prácticas de manejo.

³⁰ Cfr. Capítulos III. 1 y III. 2.

³¹ Cfr. Capítulo II. 7.

³² *Infra*, apartado 3. 3. 4.

³³ Cfr. Capítulo III. 1.

³⁴ Cfr. el video de Medellín, R., 2016, 22 de febrero. <https://www.youtube.com/watch?v=CITv1d-YzMBw>

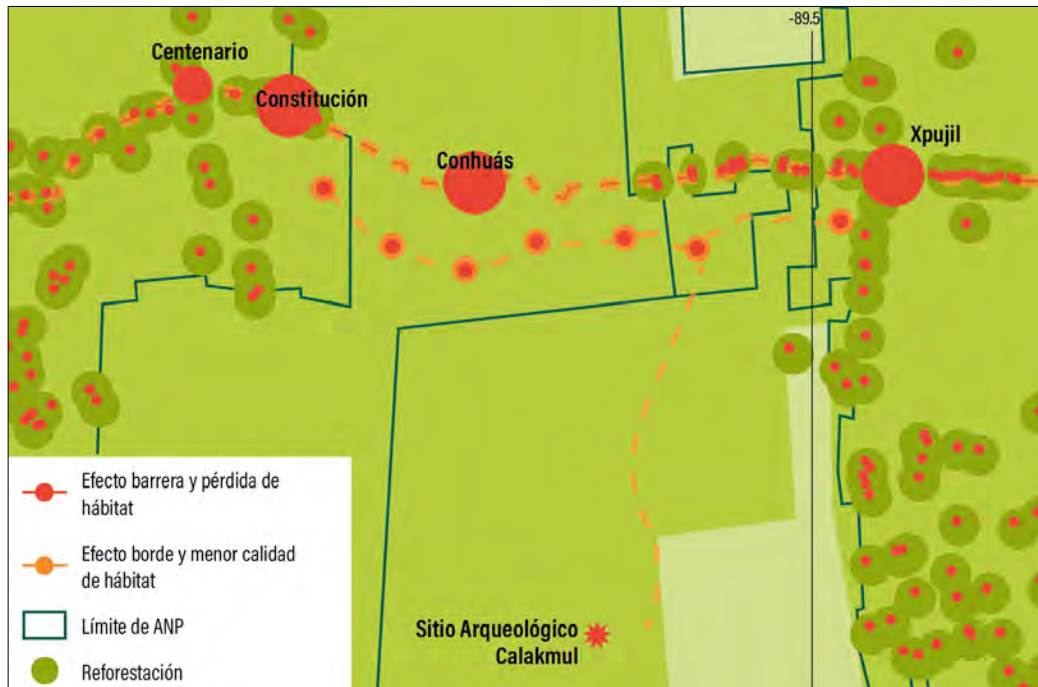


Figura 26. Evolución del área de interés con el proyecto del Tren Maya y el desarrollo urbano-turístico, hacia el año 2030, considerando medidas de mitigación.

3.3.4. Evaluación de alternativas

Debido a la gran importancia que tienen las ANP del tramo Los Laureles-Constitución, como corredor central para la distribución de la fauna en toda la península de Yucatán, y que además existen impactos incalculables o con muy alta incertidumbre en sus alcances, a continuación se discuten diferentes alternativas al proyecto del Fonatur, con la finalidad de hacerlo ambientalmente viable.

Reorientación de la actividad turística y reajuste del número de visitantes

Tal y como se describió en el apartado 3.2 de este artículo, uno de los efectos más importantes que tendrá el nuevo proyecto es el crecimiento poblacional del municipio de Calakmul, lo cual repercutirá en la ocupación de espacios naturales e incremento del tráfico vehicular; ambos factores ligados a los efectos de barrera y de borde para el movimiento de fauna. Aunado a lo anterior, debido a la demanda de mano de obra calificada para la construcción del tren y de los centros turísticos, así como para la etapa de funcionamiento de ambos proyectos, gran parte de este crecimiento poblacional ocurrirá por inmigración de otros municipios y estados del país, así como una potencial migración de países centroamericanos, con diversos impactos negativos económicos y sociales para la población local (Cárdenas

Gómez, 2014; Calderón Maya y Orozco, 2009; Rojas *et al.*, 2012). Por lo tanto, ajustar las expectativas del número de visitantes es una primera alternativa para minimizar los impactos indeseados, lo cual puede lograrse reorientando la actividad turística.

Una de las grandes justificaciones para la realización del proyecto es la de eliminar la pobreza y la marginación de la región, por lo que es necesario analizar brevemente esta problemática para entender su magnitud. De acuerdo con los datos de Sedesol (2017), actualmente el municipio cuenta con alrededor de 30,000 habitantes, distribuidos en 7,000 viviendas (Inegi, 2017), de los cuales cerca del 30 % presenta carencias sociales importantes (Sedesol, 2017), particularmente relacionadas con las características de la vivienda, donde no se presentan servicios de electricidad, agua entubada ni drenaje y los pisos no están recubiertos con los materiales adecuados, además de haber hacinamiento (Sedesol, 2017; Inegi, 2017). Tomando en cuenta esta situación, la actividad turística que se desarrolle en la región de Calakmul podría contemplar, además del aumento de ingresos a través de empleos, reforzar las políticas del mejoramiento de la vivienda. En este contexto, una alternativa atractiva sería desarrollar un programa de vivienda que disminuya el rezago de este sector y que permita, al mismo tiempo, construir cuartos para renta bajo el esquema de turismo rural comunitario.

Definir las características del tipo de vivienda ecológica que podría construirse va más allá de los objetivos del presente capítulo. Sin embargo, a manera de ejemplo, pueden mencionarse las alternativas tecnológicas para comunidades rurales y periurbanas realizadas por Arreguín (2018; tabla 6), las cuales pueden ser un modelo a seguir para mejorar las condiciones de vivienda en la región y fomentar el turismo rural comunitario. En este sentido, diversos estudios demuestran que este tipo de turismo, en sus diversas modalidades (ecoturismo, agroturismo, turismo cultural, entre otros), puede brindar una oportunidad de desarrollo, inclusive por encima del sector agropecuario (Barrera y Muratore, *s. f.*; Huertas, 2015; Sánchez Martín *et al.*, 2013; Ruiz, 2000). Cabe señalar que este tipo de turismo tampoco está exento de problemas sociales (Pérez Ramírez *et al.*, 2011), por lo que su implementación debe ser muy cuidadosa y a la escala adecuada.

Con respecto al turismo impulsado por inversionistas externos a las comunidades locales, la principal recomendación es la de alejarse del prototipo convencional y evitar el modelo de crecimiento de la costa de Quintana Roo, el cual se ha caracterizado por realizarse de forma masiva y con amplia ocupación de espacios e infraestructura. Por lo tanto, la inversión turística, por parte de este sector, deberá efectuarse con una menor densidad de cuartos por unidad de área y con la demanda mínima posible de infraestructura. Las particularidades de la clase de turismo que deberá implementarse en la zona, ya sea de tipo rural o realizado por inversionistas externos, van más allá de los alcances del presente capítulo, por lo que solo se describen algunos lineamientos generales:

a. La construcción de cuartos y servicios deberá realizarse utilizando tecnologías ecológicas, tales como la captación y almacenamiento de agua de lluvia, generación eléctrica fotovoltaica, reciclado de aguas grises y digestores de aguas negras, entre otros. Esto evitaría la construcción de grandes obras de infraestructura. Por ejemplo, la propuesta del Fonatur plantea la construcción de un acueducto desde dos fuentes opcionales (Arreguín, 2018): 1) de la localidad de Ramón Corona (137.8 km al norte de Xpujil), donde los pozos tienen una profundidad de 120 m y un caudal bajo (3 L s^{-1}), y 2) la zona de captación de Constitución (87 km al poniente de Xpujil), donde los pozos tienen una profundidad menor (88 m) y también un caudal bajo (4 L s^{-1}). En cualquiera de los dos casos, Arreguín (2018) considera una dotación de $250 \text{ L hab}^{-1} \text{ día}^{-1}$ para una población de 100,000 habitantes, lo cual puede ser solo suficiente para los primeros años, cuando se alcance el primer millón de visitantes anuales. En caso de que las predicciones de crecimiento poblacional descritos en el presente capítulo se cumplan, se requerirá de una fuente de abastecimiento de agua más robusta, como la del acuífero de Nicolás Bravo (ubicada a más de 190 km al poniente de Xpujil), donde los pozos tienen una profundidad menor a 25 m y el agua es más abundante. En cualquiera de los tres casos, abastecer la demanda de agua tendrá un costo considerable, entre 25 y 50 millones de USD.

b. Con excepción de algunos sitios específicos, como el poblado de Conhuás, donde podrá construirse infraestructura bajo la modalidad de turismo rural comunitario, la mayor parte de los espacios para el hospedaje del turismo deberá localizarse por fuera de los límites de las ANP. Esto evitará la acumulación de impactos paralelos a la carretera y al tren y mantendrá libre el corredor central de las reservas para el movimiento natural de la fauna.

c. Un primer análisis indica que el número de visitantes ideal para el municipio está entre 350,000 y 500,000 por año. Este número evitará un crecimiento poblacional excesivo y mantendrá las condiciones de ocupación de espacio y tráfico vehicular por debajo de niveles críticos. Además, este número de visitantes será suficiente para generar ingresos para el municipio, que redunden en el abatimiento de los indicadores de pobreza y marginación. Con base en el gasto promedio que tiene un visitante en la costa de Quintana Roo (160 USD/día) (Sedetur, 2017), este número de visitantes podría generar una derrama económica de 56 a 80 millones de dólares por año.

d. Tomando en cuenta el número de visitantes ideal referido en el inciso anterior, el número de cuartos necesarios para recibir dicha demanda sería de entre 3,000 y 4,500, con una ocupación urbano-turística inferior a las 1,000 ha. Tal y como se señaló con anterioridad, la inmigración es detonada por la construcción de cuartos, por lo que es necesaria una programación de las obras para depender principalmente del empleo de la mano de obra local.

Tabla 6. Principales características y montos de inversión para una casa ecológica periurbana (modificada de la propuesta por Arreguín, 2018).

Descripción	Precio (usd)
Casa de 83 m ² con tres recamaras, 1 ½ baños, cocina y sala comedor	15,000.00
Patio de servicio	662.00
Instalación hidráulica (175 L/persona ⁻¹ día ⁻¹)	640.00
Instalación sanitaria con tratamiento de aguas negras y grises	655.00
Instalación eléctrica fotovoltaica	922.00
Techo verde	2,273.00
Paneles solares	3,182.00
Calentador solar (155 L)	682.00
Fosa séptica	254.00
Cisterna 10 m ³	471.00
Cisterna 20 m ³ para almacenamiento de agua de lluvia	832.00
Lavadero ecológico (con separador de aguas grises)	304.00
Sistema de captación de agua de lluvia	93.00
Total	25,970.00

Los lineamientos descritos en los incisos anteriores son solo una propuesta que se somete a discusión y que deberá irse ajustando en la medida en que se conozcan los detalles del proyecto urbano-turístico, pero constituyen la base para minimizar el crecimiento poblacional y sus consecuencias negativas, mejorando el nivel de vida de la población local y manteniendo las funciones ecológicas que cumplen las ANP de la región.

Dentro de las ventajas de mantener una escala moderada para la actividad turística están: la reducción de los procesos de movilidad interna de las comunidades, una menor transferencia de tierras de los propietarios originales a la población inmigrante, menor riesgo de la formación de cinturones de miseria, beneficios económicos directos para la población local sin perder el control de sus otras actividades productivas, ocupación de menos espacios naturales, así como la disminución de los efectos de barrera y de borde para la fauna silvestre, entre otras ventajas. En este contexto, es muy importante el apoyo a las demás actividades productivas para evitar conflictos económicos entre la actividad turística y otras labores sustentables, tales como la producción de miel y la agroforestería. En este contexto, es importante señalar que la actividad turística debe verse como un complemento para la economía local y que la opinión de los pobladores es primordial para decidir el tipo de desarrollo social y económico que se desea.

Uso compartido de la vía férrea principal y el sistema de transporte ligero

El Fonatur propone la construcción de un sistema de transporte ligero para dar acceso a la zona arqueológica de Calakmul. Aunque los detalles de este sistema de transporte se desconocen, se asume que su intención es la de dar un acceso directo al sitio arqueológico a los tres millones de visitantes anuales esperados. Dado que el sitio arqueológico abre todos los días de 8:00 h a 17:00 h, los tres millones de visitantes implicarían un ingreso de poco más de 900 personas hora⁻¹, cuya logística de entrada y salida generaría un tráfico muy complicado por el camino que se tiene actualmente. Sin embargo, la reducción del número de visitantes propuesta con anterioridad disminuiría el ingreso de personas al sitio arqueológico a por lo menos 150 personas hora⁻¹. Por lo tanto, la necesidad de este sistema disminuye considerablemente.

En caso de que se decida construir el sistema de transporte ligero, además de realizarse las medidas de mitigación enumeradas en el apartado 3.3.3 de este artículo, se sugiere que el tramo este-oeste que atravesaría las ANP se efectúe compartiendo el derecho de vía del Tren Maya. De esta manera, se evitarían los impactos acumulados de barrera y de borde ocasionados por el doble corredor.

Construcción de un libramiento verde para la cueva el Volcán de los Murciélagos

Tal y como se señaló en el inciso b, del apartado 3.1, actualmente el Volcán de los Murciélagos presenta varios impactos acumulados que ejercen un efecto de barrera y de borde importantes sobre las poblaciones de quirópteros que usan dicho refugio (recuadro A de la figura 27). Debido a los movimientos diarios, con dirección hacia el sur, que tienen dichas poblaciones, la propuesta de usar el derecho de vía de la carretera para la construcción del tren incrementaría dichos efectos, además de que las vibraciones causadas por la construcción y funcionamiento del tren constituyen una amenaza para la integridad de la cueva.

Como ya se indicó con anterioridad, los impactos directos generados por el proyecto del tren, más los impactos indirectos producidos por el desarrollo urbano-turísticos (aumento de tráfico y de turistas en el sitio), pueden tener efectos irreversibles sobre este recurso, por lo que el daño global se considera irrecuperable. Ante esta situación, se propone un cambio de ruta de los tres elementos lineales más importantes (carretera, tren y línea de transmisión de alta tensión), a través de un *libramiento verde* (recuadro B, de la figura 27). Dicha propuesta tendría diversas ventajas:

- a. El libramiento eliminaría los impactos más relevantes producidos a la cueva, reduciendo a cero los efectos de barrera (principalmente por atropellamiento) y de borde (esencialmente por ruido y vibraciones).

- b. La nueva ruta permitirá el establecimiento del área de protección de 180 ha propuesto por los especialistas (Escalona-Segura *et al.*, 2013), para mantener la integridad de las poblaciones de quirópteros.
- c. El área frente al Volcán de los Murciélagos presentará una recuperación visual y del paisaje muy importantes, al eliminar los cables de la línea de transmisión y permitir la rehabilitación de la vegetación sobre el derecho de vía de la carretera.
- d. El tramo de carretera 186 que actualmente pasa frente a la cueva, se volverá permeable al movimiento de toda la fauna, sin necesidad de agregar alcantarillas o pasos específicos. Además, este tramo podrá ser el acceso para el tránsito vespertino del turismo que la visite, con espacios suficientes para estacionamiento, torres de observación y un centro de interpretación de la naturaleza, los cuales incrementarán el valor educativo del movimiento diario de los murciélagos.
- e. En relación con el inciso anterior, algunas de las torres de la CFE pueden dejarse en el sitio y ser adecuadas para la observación del fenómeno de la salida de los murciélagos. Igualmente, en el segmento de la carretera frente a este refugio se podría realizar el levantamiento de asfalto para permitir la regeneración del suelo y de esta manera mantener la permeabilidad del mismo.
- f. El trecho abandonado de la carretera permitirá la instalación de casetas para controlar y vigilar el acceso de turismo hacia la cueva, generando recursos económicos para los ejidatarios y la administración de la cueva.
- g. El nuevo libramiento tendrá puentes y alcantarillas suficientes para permitir el paso de fauna (recuadro C, de la figura 27) y podrá construirse de manera previa a la vía férrea, con la intención de hacerlo funcional antes de que inicie el crecimiento poblacional y el tráfico vehicular previsto.

Cabe señalar que la construcción del libramiento en sí no estará exenta de impactos ambientales, pues supone la pérdida de entre 10 y 15 ha de vegetación en buen estado de conservación (se requieren estudios y permisos para el cambio de uso de suelo). Además, el impacto durante la etapa de construcción cuantitativamente será mayor al atravesar áreas conservadas. Sin embargo, si se realizan los estudios adecuados y se plantea un buen diseño para su construcción, todos estos impactos serán reversibles y mitigables. Por ejemplo, su construcción puede realizarse de manera similar a un puente, con estructuras base y a partir de módulos prefabricados para minimizar los impactos al suelo y la vegetación. Aunque esta opción incrementará los costos de construcción, los daños ambientales son mucho menores en comparación con la construcción de un terraplén convencional.

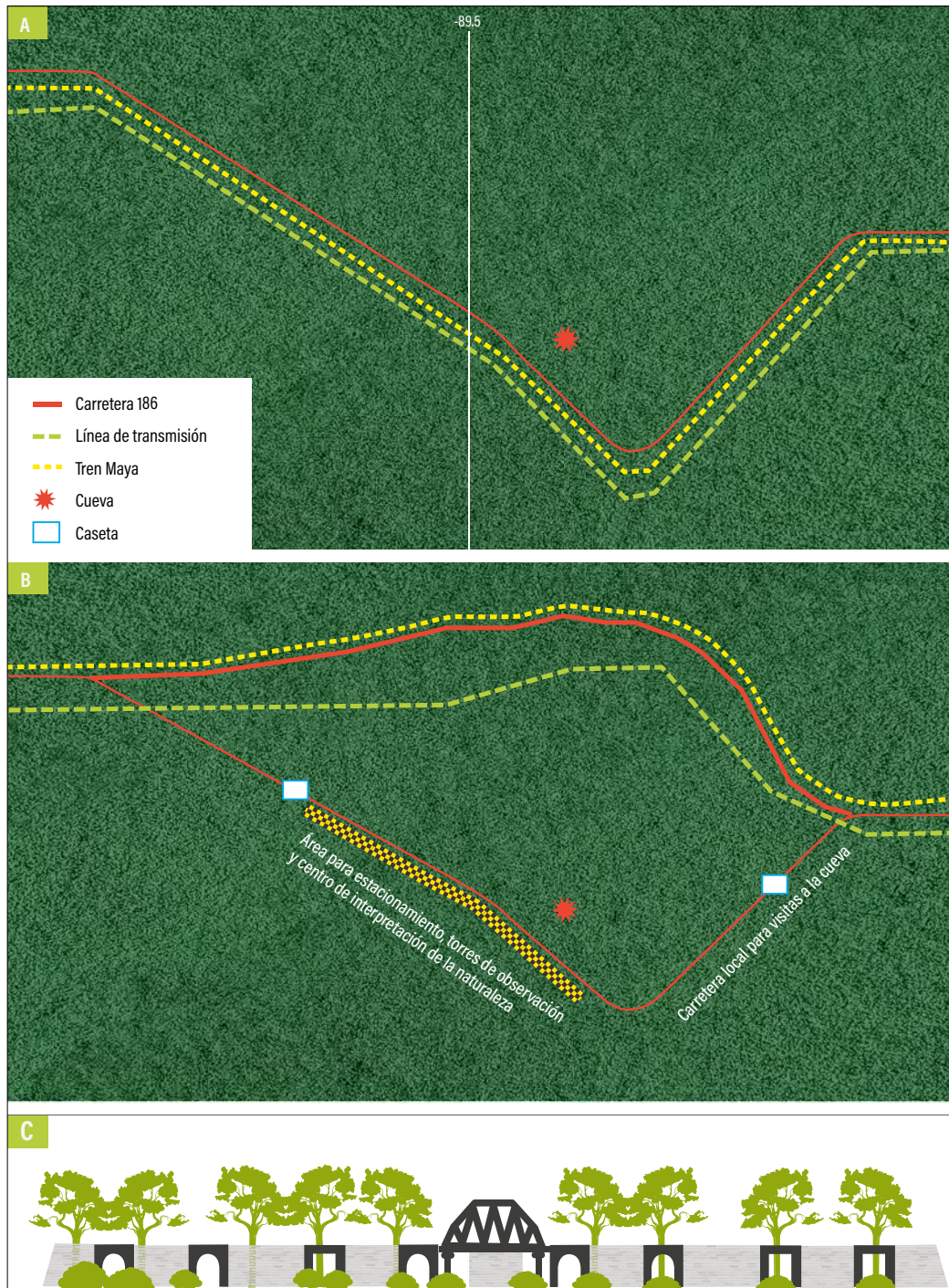


Figura 27. A) Propuesta actual que acumula impactos al sur de la cueva. B) Propuesta de libramiento verde para la cueva el Volcán de los Murciélagos. C) Perfil del libramiento verde, mostrando pasos específicos de fauna.

Implementar las alternativas al diseño planteadas con anterioridad, junto con las medidas de mitigación descritas en el apartado 3.3.3 del presente artículo, incrementará de manera importante la viabilidad ambiental tanto del proyecto del tren como del desarrollo urbano-turístico (figura 28). Tales cambios y acciones protegerán la función principal de las ANP de Calakmul y Balam-kú de dar continuidad a la flora y la fauna de la península de Yucatán, reforzando al sistema de ANP y corredores biológicos planteados para el sureste de México.

En relación con el párrafo anterior, debido a la importancia que tiene el tramo Los Laureles-Constitución para la integridad de las poblaciones de fauna silvestre de toda la península, la construcción de la obra y sus medidas de mitigación requerirán de una calendarización que permita la retroalimentación entre especialistas ambientales e ingenieros constructores, para tomar las decisiones adecuadas que mantengan viable la obra en términos económicos y minimicen los impactos al medio ambiente, atendiendo, sobre todo, las épocas de migración y reproducción de especies protegidas (tabla 7).



Figura 28. Evolución del área de interés con el proyecto del Tren Maya y el desarrollo urbano-turístico hacia el año 2030, considerando medidas de mitigación y las alternativas de diseño.

Tabla 7. Ejemplo de calendarización de los trabajos para el tramo Los Laureles-Constitución.

Año	Actividad	Descripción
0	Diseño	Basado en un diagnóstico y cartografía actualizados
1	Investigación básica, reforzamiento del marco legal, trazo definitivo de la obra y medidas preliminares de mitigación	Identificación de la ubicación de los pasos de fauna, monitoreo preobra. Identificación de bancos de material y fuentes de agua (captación y almacenamiento). Estudios de mecánica de suelo para la cueva el Volcán de los Murciélagos. Declaratoria del POET del municipio de Calakmul, revisión y actualización de los PM de las áreas protegidas. Reforestación y restauración de la conectividad en puntos críticos
2	Construcción del libramiento verde	Realización de los estudios y trámites para el cambio de uso de suelo. Construcción modular para minimizar los impactos al suelo y la flora
3	Construcción de medidas estructurales de mitigación	Pasos específicos de fauna, barreras y muros de exclusión, alineación de puentes y drenajes, cambio de revestimiento carretero
4	Construcción de la vía	Rescate de flora y fauna a lo largo de la vía, monitoreo de las medidas estructurales de mitigación
5	Funcionamiento de la vía	Monitoreo y medición integral de la efectividad de las medidas de mitigación (tasas de atropello, niveles de contaminación y ruido)

4. Conclusiones

- Tanto la construcción del Tren Maya como el desarrollo urbano-turístico propuestos por el Fonatur causarán efectos negativos sobre las funciones ecológicas de las ANP de Calakmul y Balam-kú.
- El efecto combinado de ambos proyectos exacerbará las tendencias de pérdida y fragmentación del hábitat; asimismo causará efectos de barrera (bloqueo y atropellamiento) y de borde (ruido y vibraciones) que tendrán un impacto negativo importante sobre el movimiento de fauna silvestre en general y sobre la fauna más sensible a las perturbaciones humanas en particular.
- Dentro de las medidas necesarias para mitigar los impactos ambientales está el aumento de la conectividad de la vegetación, especialmente a lo largo de las estructuras lineales, la construcción de pasos selectivos de fauna, la rehabilitación y alineación de puentes y alcantarillas, la implementación de medidas estructurales para la disminución del ruido y vibraciones, la instalación de puentes colgantes, barreras y muros de exclusión, así como la implementación de restricciones de velocidad y señalética específica.

- No obstante la ejecución de estas medidas, existen puntos críticos en el tramo Los Laureles-Constitución, como la cueva el Volcán de los Murciélagos, cuyo deterioro no es compensable con medidas de mitigación convencionales. Además, la principal función ecológica de las ANP en este tramo, que consiste en dar continuidad a la flora y fauna de la región, es incompatible con el actual diseño del proyecto urbano-turístico.
- Por lo tanto, la viabilidad ambiental del proyecto dependerá, además de la implementación de las medidas de mitigación ya descritas, de los siguientes cambios en el diseño: a) la reorientación de la actividad turística, ubicando los asentamientos por fuera de las ANP, reduciendo la ocupación de espacios naturales y minimizando el uso de infraestructura complementaria; b) el reajuste del número de visitantes esperados, con la finalidad de evitar el crecimiento poblacional acelerado, la inmigración y el aumento del tráfico vehicular, los cuales generarán efectos negativos sociales y ambientales difíciles de mitigar; c) el uso compartido de la vía férrea principal con el sistema de transporte ligero propuesto para dar acceso a la zona arqueológica de Calakmul y d) la construcción de un libramiento verde para la cueva el Volcán de los Murciélagos que permita eliminar los impactos actuales y futuros del sitio, al mismo tiempo que abrirá espacios para programas de educación ambiental.

5. Literatura citada

- Alexander, S.; Waters, N. y Paquet, P.** (2005). Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *The Canadian Geographer*, 49(4), pp. 321-331.
- Anton, S.** (1998). La urbanización turística. De la conquista del viaje a la reestructuración de la ciudad turística. *Documents D'anàlisi Geogràfica*, 32, pp. 17-43.
- Arita, H. T.** (1993). Conservation biology of the cave bats of Mexico. *Journal of Mammalogy*, 74(3), pp. 693-702.
- Arreguín, F.** (2018). *Estudio hidrológico, hidráulico y de calidad del agua en la zona de influencia del Tren Maya*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA): México. [obra digital]. https://www.researchgate.net/publication/331571241_Estudio_Hidrologico_Hidraulico_y_de_calidad_del_agua_en_la_zona_de_influencia_del_Tren_Maya
- Barrera, E. y Muratore, N.** (s. f.). Casos y Experiencias de Turismo Rural; turismo rural en Latinoamérica. Módulo 5.2. *Curso de Gestión de Empresas y Proyectos de Turismo Rural*. TURNET 02-03. 46p.
- Benítez, A. J.** (2011, 11 de febrero). *Cineminuto Volcán de los Muricélagos Calakmul* [video]. SCT/Biología Integral en Impacto Ambiental/Ecología Aplicada del Sureste, A. C. <https://www.youtube.com/watch?v=vHThGIv-j80M>
- Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P. y Pereira, H. M.** (2017). Railway Ecology. En: Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P.; Pereira, H. M. (eds.). *Railway Ecology* (pp. 3-9) (eBook). Springer Open. DOI 10.1007/978-3-319-57496-7
- Brichieri-Colombi, T.** (2012). Use of non-invasive methods to examine species distribution relative to a highway in the Calakmul region, Mexico: <https://prism.ucalgary.ca/handle/1880/105569>
- Brichieri-Colombi, T.; Alexander, S. y Benítez, J. A.** (2009, julio). La distribución de la vida silvestre a lo largo de la carretera: resultados preliminares de un estudio fotográfico en Calakmul, Campeche. *Memorias del VII Congreso Nacional sobre Áreas Naturales Protegidas de México*. Semarnat / Conanp: San Luis Potosí.
- Calderón Maya, J. R. y Orozco, M. E.** (2009). Planeación y Modelo Urbano: el caso de Cancún, Quintana Roo. *Quivera. Revista de Estudios Territoriales*, 11(2), pp. 18-34.
- Cárdenas Gómez, E. P.** (2014). Dinámicas demográficas en tres zonas metropolitanas de México: Acapulco, Cancún y Puerto Vallarta. *Espacios Públicos*, 17(40), pp. 69-93.
- Colchero, F.; Conde, D.; Manterola, C.; Chávez, C.; Rivera, A. y Ceballos, G.** (2011). Jaguar on the move: modeling movement to mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. *Animal Conservation*, 14, pp. 158-166.
- Colston, T. J.; Barão-Nóbrega, J. A. L.; Manders, R.; Lett, A.; Willmott, J.; Cameron, G.; Hunter, S.; Radage, A.; Littlefair, E.; Williams, R. J.; López-Cen, A. y Slater, K.** (2015). Amphibians and reptiles of the Calakmul Biosphere Reserve, Mexico, with new records. *Check List the journal of biodiversity data*, 11(5), 1759.
- Conde, D.; Colchero, F.; Zarza, H.; Christensen Jr., N.; Sexton, J.; Manterola, C.; Chávez, C.; Rivera, A.; Azuara, D. y Ceballos, G.** (2010). Sex matters: Modeling male and female habitat differences for jaguar conservation. *Biological Conservation*, 143(9), pp. 1980-1988.
- Crome, F. H. J. y Richards, G. C.** (1988). Bats and gaps: microchiropteran community structure in a Queensland rain forest. *Ecology*, 69(6), pp. 1960-1969.
- De Santo, R. S. y Smith, D. G.** (1993). An introduction to issues of habitat fragmentation relative to transportation corridors with special reference to high-speed rail (HSR). *Environmental Management*, 17, pp. 111-114.
- Dooling, R. J. y Popper, A. N.** (2007). The effects of highway noise on birds. *Environmental Bioacoustics*, Rockville, MD.

- Dorsey, B.; Olsson, M. y Rew, L. J.** (2015). Ecological effects of railways on wildlife. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. & Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road ecology* (pp. 219-227). West Sussex, Wiley.
- Escalona-Segura, G.; Vargas-Contreras, J. A. e Interián-Sosa, L.** (2002). Registros importantes de mamíferos para Campeche, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 6(1), pp. 166-170. https://www.researchgate.net/publication/286334939_Registros_importantes_de_Mamiferos_para_Campeche_Mexico
- Escalona-Segura, G.; Vargas-Contreras, J. A. y Molina-Rosales, D. O.** (eds.). (2013). Programa de manejo de la cueva "El Volcán de los Murciélagos", Calakmul, Campeche. Informe técnico final. Ecosur-Fondos mixtos: Campeche.
- Fenderson, L. E.; Kovach, A. I.; Litvaitis, J. A.; O'Brien, K. M.; Boland, K. M. y Jakuba, W. J.** (2014). A multiscale analysis of gene flow for the New England cottontail, an imperiled habitat specialist in a fragmented landscape. *Ecology and Evolution*, 4(10), pp. 1853-1875.
- González-Jaramillo, M.; Martínez-Romero, E.; Esparza-Olguín, L. y Rangel-Salazar, J. L.** (2016). Actualización del inventario de la avifauna de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, península de Yucatán, México: abundancia, estacionalidad y categoría de conservación. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*, 17, 54-106. <https://doi.org/10.28947/hrmo.2016.17.1.219>
- Goosem, M.** (2001). Effects of tropical rainforest roads on small mammals: inhibition of crossing movements. *Wildlife Research*, 28(4), pp. 351-364.
- Goosem, M. y Marsh, H.** (1997). Fragmentation of a small mammal community by a power-line corridor through tropical rainforest. *Wildlife Research*, 24(5), pp. 613-629.
- GTZ/Conanp** (2015). Ordenamiento Territorial del Municipio de Calakmul, Campeche: un estudio enfocado a las funciones del paisaje. Municipio de Calakmul. Proyecto GTZ-Conanp. http://apps.semabicc.campeche.gob.mx/wp-content/uploads/2019/02/POET_Calakmul_Modificacion_2015.pdf
- Guzmán-Soriano, D.; Retana-Guiascón, O. y Cú-Vizcarra, J.** (2013). Lista de los mamíferos terrestres del estado de Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 29(1), pp. 105-128.
- Harrison, R. T.; Clark, R. N. y Stankey, G. H.** (1980). *Predicting impact of noise on recreationists*. USDA Forest Service, Equipment Technology & Development Center: San Dimas, CA.
- Harrison, R.; Hartmann, L. y Makel, W.** (1992). *Report to Congress: Potential impacts of aircraft overflights of National Forest System wildernesses*. USDA Forest Service, Equipment Technology & Development Center: San Dimas, CA.
- Huertas, N.** (2015). Turismo rural comunitario como una propuesta metodológica de innovación social para comunidades en conflicto. Caso Montes de María [tesis de doctorado. Universitat de Girona]. <http://hdl.handle.net/10803/378657>
- Inegi.** (1993, 1995, 1997, 2005, 2010). Cantidad de unidades o habitaciones y el número de camas por tipo de hospedaje; hotel; número de camas (consulta en línea, diciembre, 2018) <https://www.inegi.org.mx/temas/turismo/default.html#Tabulados>
- _____. (2017). *Anuario Estadístico y Geográfico de Campeche 2017*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía: México.
- Jung, M.** (2013). LecoS-A QGIS plugin for automated landscape ecology analysis. *PeerJ PrePrints*, 1:e116v2. <https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.116v2>
- Keyel, A. C.; Reed, S. E.; McKenna, M. F. y Wittemyer, G.** (2017). Modeling anthropogenic noise propagation using the Sound Mapping Tools ArcGIS toolbox. *Environmental Modelling & Software*, 97, pp. 56-60.
- Keyel, A. C. y Reed, S. E.** (2017). Sound Mapping Tools: an ArcGIS toolbox for modeling the propagation of sounds in a wildland setting. Version 4.4. Colorado State University, Fort Collins, CO. <https://drive.google.com/drive/folders/0B4ir69pS-kSTNUc2RGFTM-jU4dDg>
- LGVS** (2018). Ley General de Vida Silvestre. Última Reforma DOF 19-01-2018. http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/146_190118.pdf

- Manuel-Navarrete, D.** (2012a). Entanglements of Power and Spatial Inequalities in Tourism in the Mexican Caribbean. *Working Paper Series*, 17, pp. 5-35
- _____. (2012b). The Ideology of Growth, Tourism and Self-Alienation in Akumal, Mexico. En: Pelling, M. D.; Navarrete, M. y Redclift, M. (eds.). *Climate Change and the Crisis of Capitalism: A Chance to Reclaim Self, Society and Nature*. Routledge, Taylor & Francis Group: London.
- McCoy, C. C.** (2017). *El Espejismo de Cancún. Análisis del desempeño y evolución de un destino turístico*. Alba Sud Editorial: Barcelona.
- Medellín, R.** (2016, 22 de febrero). *Murciélagos de México. El volcán de los murciélagos* [video]. YouTube. <https://www.youtube.com/watch?v=CLTv1dYzMBw>
- Ministerio de Medio Ambiente.** (2006). *Prescripciones Técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructura de transportes*. Número 1. O. A. Parques Nacionales/ Ministerio de Medio Ambiente: Madrid.
- Morelli, F.; Beim, M.; Jerzak, L.; Jones, D. y Tryjanowski, P.** (2014). Can roads, railways and related structures have positive effects on birds? A review. *Transportation Research Part D*, 30, pp. 21-31.
- Pallares, E.; Manterola, C.; Conde, D. y Colchero, F.** (2015). Case Study: Roads and Jaguars in the Mayan Forest. En: Van der Ree R.; Smith, D. J. y Grillo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* (pp. 2-8). Wiley Blackwell.
- Pérez Ramírez, C.; Zizumbo Villarreal, L.; Romero-Contreras, T.; Cruz-Jiménez, G. y Madrigal Uribe, D.** (2011). El turismo como intervención e implicaciones para las comunidades rurales. *Gestión Turística*, 16, pp. 229-264.
- Reyes-Hernández, H.; Cortina-Villar, S.; Perales-Rivera, H.; Kauffer-Michel, E. y Pat-Fernández, J.** (2003). Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre la deforestación durante el periodo 1990-2000 en la región de Calakmul, Campeche, México. *Investigaciones Geográficas*, 51, pp. 88-106.
- Rojas, J.; Martínez, O.; Tun, J. y Ihl, T.** (2012). Dinámica demográfica de Quintana Roo y sus localidades: el surgimiento de sus ciudades intermedias y pequeñas. *Memorias Electrónicas de la XI Reunión Nacional de Investigación Demográfica en México*. Smede.
- Ruiz, L.** (2000, 30 y 31 de agosto). *Proyecto ecoturístico de los pueblos mancomunados*. Seminario de Turismo Rural. Una oportunidad para la diversificación de los productos turísticos en México: Atlahuetzía, Tlaxcala.
- Sánchez Martín, J.; Sánchez Rivero, M. y Rengifo Gallego, J. I.** (2013). La evaluación del potencial para el desarrollo del turismo rural. Aplicación metodológica sobre la provincia de Cáceres. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, 13(1), pp. 99-130.
- Santos, S. M.; Carvalho, F. y Mira, A.** (2017). Current Knowledge on Wildlife Mortality in Railways. En: Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P. y Pereira, H. M. (eds.). *Railway Ecology* (pp. 11-22). Springer Open.
- Schank, C.; Cove, M.; Kelly, M.; Mendoza, E.; O'Farrill, G.; Reyna-Hurtado, R.; Meyer, N.; Jordan, C.; González-Maya, J.; Lizcano, D.; Moreno, R.; Dobbins, M.; Montalvo, V.; Sáenz-Bolaños, C.; Jimenez, E.; Estrada, N.; Cruz Díaz, J.; Saenz, J.; Gilbert, J. y Miller, J.** (2017). Using a novel model approach to assess the distribution and conservation status of the endangered Baird's tapir. *Diversity and Distributions*, 23(12), pp. 1459-1471. <https://doi.org/10.1111/ddi.12631>
- SCT.** (2018). Datos Viales. <http://www.sct.gob.mx/carreteras/direccion-general-de-servicios-tecnicos/datos-viales/2018/>
- Sectur.** (s. f.). Actividad hotelera por entidad federativa: ocupación y llegada de turistas. (Consulta en línea, 10 de enero, 2019). <https://datos.gob.mx/busca/dataset/actividad-hotelera-por-entidad-federativa-ocupacion-y-llegada-de-turistas>
- Sedesol.** (2017). *Informe anual sobre la situación de pobreza y rezago social 2017; Campeche*,

- Calakmul (04010)*. Subsecretaría de Planeación, Evaluación y Desarrollo Regional: México.
- Sedetur.** (2017). *Reporte Anual de Turismo 2017*. México. <https://qroo.gob.mx/sedetur/reporte-anual-de-turismo-2017>
- Seiler, A.** (2003). *The toll of the automobile: Wildlife and roads in Sweden* [Ph. D. thesis at the Department for Conservation Biology, SLU, Uppsala].
- Seiler, A. y Hellding, J-O.** (2006). Mortality in Wildlife to Transportation. En: Davenport, J. y Davenport, J. L. (eds.). *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment* (pp. 165-189). Springer: Washington D. C.
- Shannon, G.; McKenna, M.; Angeloni, L; Crooks, K.; Fristrup, K.; Brown, E.; Warner, K.; Nelson, M.; White, C.; Briggs, J.; McFarland, S. y Wittemyer, G.** (2016). A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biological Reviews*, 91, pp. 982-1005.
- Van der Grift, E. A.** (1999). Mammals and railroads: Impacts and management implications. *Lutra*, 42, pp. 77-98.
- Vargas-Contreras, J. A.; Escalona-Segura, G.; Escobedo-Cabrera, E.; Castillo Vela, G.; Cú-Vizcarra, J. D.; Uc-Cua, G.; Arroyo-Cabrales, J.; Puc-Cabrera, J.; Chi-Coyoc, T.; Calmé, S. y Pozo de la Tijera, M. C.** (2013). Los murciélagos de la cueva “El Volcán de los Murciélagos” en Calakmul, Campeche, México. En: Escalona-Segura, G.; Vargas-Contreras, J. A. y Molina Rosales, D. O. (eds.). *Programa de Manejo y Conservación de la cueva el volcán de los Murciélagos, Calakmul, Campeche* (pp. 95 -128). Ecosur-UAC-Fomix Campeche.
- Vázquez Sosa, A.; Fraustro, O. y Fraga, J.** (2015). Pueblos de apoyo en contextos turísticos; Akumal, enclave turístico de la Riviera Maya de Quintana Roo. *Temas Antropológicos, Revista Científica de Investigaciones Regionales*, 37(2), pp. 121-139.

Los sistemas agroforestales como medida de mitigación de la fragmentación causada por las vías de comunicación en la península de Yucatán

Benito Dzib Castillo | Instituto Tecnológico de Chiná

Resumen

Uno de los principales problemas de las vías de comunicación es la fragmentación que causan al paisaje natural, limitando el flujo de la fauna y provocando la pérdida de otros importantes servicios ambientales. El presente capítulo hace una revisión de las características biológicas, fisionómicas y económicas de las especies forestales de la península de Yucatán y propone un modelo de corredores agroforestales para aumentar la conectividad del paisaje y favorecer el movimiento de la fauna silvestre. Dichos corredores permitirían la incorporación del componente arbóreo, sin afectar las actividades agropecuarias de los propietarios, adicionando beneficios económicos y reduciendo los impactos del ruido y la contaminación provenientes de las vialidades.

Palabras clave: sistemas agroforestales, conectividad del paisaje, movimiento de fauna.

B. B. Dzib

correo: bernadzib@yahoo.es

Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Chiná

Calle 11 entre 22 y 28, colonia Centro, Chiná, Campeche, México, C. P. 24520

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Abstract

One of the main problems of communication routes is the fragmentation they cause to the natural landscape, limiting the fauna flow and causing other critical environmental services loss. This chapter reviews the biological, physiognomic, and economic characteristics of the forest species of the Yucatan peninsula and proposes a model of agroforestry corridors to increase the landscape's connectivity and favor the movement of wildlife. These corridors would allow the incorporation of the tree component without affecting the owners' agricultural activities, adding economic benefits, and reducing noise and pollution from the roads.

Keywords: agroforestry systems, landscape connectivity, fauna movement.

1. Introducción

La fragmentación del hábitat es el proceso de división de grandes extensiones de áreas naturales en porciones más pequeñas y que representa una amenaza para la conservación de los organismos y los ecosistemas (Arroyave *et al.*, 2016). Una de las actividades humanas a la cual se atribuye parte de esta fragmentación es la construcción de vías de comunicación terrestres, considerada una de las formas más extendidas de transformación del paisaje natural (Gao y Liu, 2012; Patarasuk y Binford, 2012). Durante las últimas décadas, los estudios en una variedad de ecosistemas terrestres y acuáticos han demostrado que muchas de las amenazas más generalizadas para la diversidad biológica, como son la destrucción y fragmentación del hábitat, efectos de borde, invasión de especies exóticas, contaminación, caza excesiva y barreras genéticas, están vinculadas directa o indirectamente con las carreteras (Marcantonio *et al.*, 2013).

Tal y como se ha señalado en los diversos capítulos de este libro,¹ los impactos ecológicos de las vías de comunicación terrestres pueden incluir: 1) eliminación directa del hábitat; 2) fragmentación del hábitat restante en partes más pequeñas y aisladas; 3) efectos de borde de múltiples tipos (sobre estructura, función y composición) (Meffe y Carroll, 1994; Voller, 1998). Estos efectos de borde impuestos por dichas estructuras lineales pueden resultar en la degradación de un gran porcentaje de hábitat que está asociado a dichas vialidades (Reed *et al.*, 1996). En este contexto, la presente contribución analiza las características forestales de la península de Yucatán y propone un modelo de corredores agroforestales para aumentar la conectividad del paisaje y favorecer el movimiento de la fauna silvestre.

¹ Vid. capítulos I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global, y II. 1 Escenarios de pérdida de cobertura arbórea en la cuenca baja del Usumacinta, en Tabasco: impactos demográficos y de las vías de comunicación en la región.

2. El proceso de fragmentación del paisaje

La fragmentación ocurre cuando un hábitat grande y continuo se reduce y se subdivide en dos o más partes. Este fenómeno está casi siempre asociado a la tala de bosques para su conversión en otros usos del suelo, pero también ocurre cuando el área es atravesada por una carretera, canal, línea de transmisión u otra obra de infraestructura que la divide (Primack, 1998). Esta fragmentación implica la aparición de dos efectos que pueden llegar a amenazar la permanencia de las especies como el efecto de barrera y el efecto de borde (Arroyave *et al.*, 2006). Lo anterior está basado en la suposición general sobre el valor de la conectividad del paisaje, la cual asume que un paisaje fragmentado, interconectado, es más probable que permita la permanencia de poblaciones de flora y fauna, así como procesos ecológicos intactos, que un paisaje compuesto solo por fracciones aisladas (Harris, 1984; Bennett, 1998).

La conversión de hábitats naturales en áreas agrícolas es un disturbio antropogénico que altera y modifica los procesos ecológicos, no solo a nivel de parcela, sino también a nivel de paisaje. A medida que el paisaje natural es alterado, los fragmentos de hábitat natural se reducen y se aíslan, lo cual amenaza la persistencia de especies nativas de plantas y animales en regiones agrícolas (Fahrig, 2003).

La ecología del paisaje se enfoca en la relación de la heterogeneidad espacial y los procesos ecológicos. Tiene como objetivo evaluar y determinar cómo la composición y configuración de los elementos de un paisaje promueven o interrumpen el movimiento de organismos. Bajo este enfoque es posible cambiar la configuración de elementos dentro de los paisajes para mitigar los efectos negativos producidos por la agricultura u otras actividades, causantes directas de la deforestación. En este contexto, la teoría de la ecología del paisaje propone el uso de árboles como mecanismos para favorecer la conservación de especies de plantas y animales, las cuales están destinadas a incrementar la conectividad funcional del paisaje (Wu, 2013).

De acuerdo con lo anterior, las cortinas rompevientos y las cercas vivas compuestas por árboles de especies nativas, ubicados dentro de las tierras con cultivos agrícolas, pueden albergar poblaciones naturales de flora. Estos árboles plantados en líneas actúan como “corredores” o “escalones” entre fragmentos aislados de bosque natural, brindando un hábitat para los dispersores de semillas, los polinizadores y el movimiento de la fauna en general (Bhagwat *et al.*, 2008; Doerr *et al.*, 2010; Gilbert-Norton *et al.*, 2010). Además, dichos corredores o escalones permiten la presencia de poblaciones de insectos, aves y otros organismos necesarios para la polinización de los cultivos y el control biológico de plagas, lo que se suma a la productividad de los sembradíos (Ricketts *et al.*, 2004; Harvey y Villalobos, 2007; Tschardtke *et al.*, 2008).

El uso de corredores biológicos se propuso por primera vez para la planificación de la conservación en 1975, basándose en estudios de fragmentación y en islas (Diamond, 1975;

Wilson y Willis, 1975). Desde entonces, muchos estudios han demostrado los principales beneficios de tales corredores, que incluyen facilitar el movimiento de la vida silvestre, proporcionar hábitat y beneficiar los procesos de los ecosistemas (Bennett, 1998). En este sentido, es necesario considerar que, dependiendo de la forma, la estructura del hábitat y la composición florística de los corredores, la diversidad de especies de vida silvestre que puede residir en ellos suele ser amplia, siendo las especies de borde y generalistas las ocupantes más comunes, predominando en franjas estrechas de hábitat que se encuentran a lo largo de los bordes de las vías de comunicación, áreas ribereñas y rompevientos (Crome *et al.*, 1994; Hill, 1995; Laurance y Laurance, 1999; De Lima y Gascon, 1999).

3. Sistemas agroforestales y fragmentación

Tomando en cuenta lo descrito en párrafos anteriores, la incorporación de los sistemas agroforestales (SAF) en el paisaje agrícola podría servir como estrategia para minimizar el impacto de las vías de comunicación, la agricultura y otras actividades humanas, sobre los procesos ambientales y ecológicos (Jose, 2012). La rehabilitación de los paisajes antropogénicos, a través de la plantación de árboles, podría restablecer interacciones ecológicas y ciclos biogeoquímicos que se han perdido durante la deforestación y la consecuente introducción de monocultivos (Francesconi y Montagnini, 2015). Por ejemplo, en Indonesia y Centroamérica, los SAF tradicionales a menudo son refugios para una alta diversidad biológica y varios estudios comparativos han demostrado que las plantaciones tradicionales de caucho y café albergan más especies que las plantaciones comerciales más simplificadas (Thiollay, 1995; Perfecto *et al.*, 1996).

Lo anterior se fundamenta en que los SAF se conciben como agroecosistemas que permiten la conservación de flora y fauna debido a una mayor consideración de las prácticas tradicionales de uso de la tierra, basadas en la incorporación de árboles dentro de los sistemas de producción. En consecuencia, la presencia de árboles en los sistemas de producción agrícola causa un impacto que se puede observar tanto a nivel de parcela como de paisaje, esto ha hecho que los vínculos entre la agroforestería y la conservación de la biodiversidad sean más relevantes y obvios (Mcneely y Schroth, 2006). En este contexto, se ha demostrado que las prácticas agroforestales aumentan los niveles de variedad en las tierras de cultivo y pueden desempeñar un papel de apoyo en el sostenimiento de la diversidad biológica en los remanentes del hábitat natural, intercalados con las tierras de cultivo dentro de los mosaicos de uso de tierras tropicales (Schroth *et al.*, 2004).

En consecuencia, en el diseño agroforestal es importante considerar que los arreglos deben incluir diferentes formas y patrones espaciales, incorporando árboles dispersos, a través de bosques fragmentados, conectados por líneas de árboles con múltiples especies y

estratos de vegetación de amplitud variable que llegan a los bordes de las franjas permanentes de vegetación adyacentes a los campos cultivados o pastos abiertos (González Valdivia *et al.*, 2017). Estos diseños pueden mejorarse cuando existen conocimientos locales disponibles, ya que mejoran la diversidad de plantas útiles asociadas a diferentes SAF. Sin embargo, estos diseños deben evaluarse detalladamente, ya que en la actualidad existe poca información acerca de los SAF enfocados a mejorar la eficiencia en la producción agrícola y la conservación de la vida silvestre en la región Mesoamericana, porque los estudios realizados hasta la fecha describen, con frecuencia, la riqueza de especies hospederas dentro de los SAF (González Valdivia *et al.*, 2011).

Dentro de estos SAF presentes en Mesoamérica, la flora que se ha registrado incluye alrededor de 301 taxones, de estos, 286 han sido identificados a nivel de especies y 15 a nivel de género. Las familias con más diversidad de especies son Fabaceae (73), Poaceae (23), Malvaceae (14), Bignoniaceae (11), Rutaceae (11), Euphorbiaceae (10), Moraceae (9) y Rubiaceae (9) (González Valdivia *et al.*, 2017).

4. Diversidad de especies en selvas de la península de Yucatán

La vegetación del trópico mexicano ha sido transformada y sustituida por sistemas agropecuarios a consecuencia del cambio del uso de suelo en estas últimas décadas. Dicha transformación se debe a las prácticas antropogénicas como el establecimiento de cultivos anuales, la expansión de pastizales para la ganadería extensiva, el crecimiento de las áreas urbanas y el aumento de la infraestructura de vías de comunicación, además de un aprovechamiento inadecuado de los recursos forestales. En resumen, la falta de una política que permita planificar el uso del territorio ha propiciado la pérdida de biodiversidad al disminuir las poblaciones de la flora y fauna, provocando la extinción local de especies endémicas de plantas y animales (Forman, 1995; Williams Linera *et al.*, 2002).

Gran parte de esta situación se ha generado debido a que la sociedad moderna no ha podido explotar de forma sostenible los bosques tropicales, al proporcionarle valor comercial a un pequeño número de especies maderables y a los beneficios a corto plazo obtenidos de la tierra deforestada (agricultura, cría de ganado), al talar grandes áreas de bosques tropicales (Bucher, 1989). En este proceso de cambio de uso de suelo se han olvidado prácticas de aprovechamiento sostenibles de los recursos naturales, que durante mucho tiempo fueron realizadas por las sociedades indígenas. Estas prácticas ancestrales no se han adoptado o, al menos, no se han considerado cuidadosamente como una alternativa viable en los planes de producción modernos (Clay, 1988).

En el caso de la península de Yucatán, la cultura maya ha habitado diversos ecosistemas, entre ellos las selvas tropicales, por lo que poseen un gran conocimiento tradicional del uso y

manejo de los recursos que conforman estos ecosistemas (Pérez García y Rebollar Domínguez, 2004). A la fecha, en la península de Yucatán aún se mantiene este conocimiento tradicional de las plantas (Méndez y Durán, 1997). En este contexto, el conocimiento sobre plantas y, en general, de los recursos de flora presentes en la Península, se ha conservado a través de la transmisión de conocimientos de generación en generación y se refuerza mediante trabajos de investigación (Gutiérrez Báez *et al.*, 2011, 2012a, 2012b, 2013; Zamora Crescencio *et al.*, 2008, 2009, 2011, 2012; Gutiérrez Báez y Zamora Crescencio, 2012; Zamora Crescencio, 2003). Estos estudios han generado listados de la flora presente en los diferentes ecosistemas naturales de esta región de México. Por ejemplo, se ha identificado que la selva baja caducifolia y la selva mediana subcaducifolia comparten 37 especies (45 % del total), dentro de las cuales, cinco son las que presentan el mayor número de individuos en ambas selvas: *Lonchocarpus xuul* Lundell, *Lysiloma latisiliquum* (L.) Benth, *Piscidia piscipula* (L.) Sarg. (Fabaceae), *Bursera simaruba* (L.) Sarg. (Burseraceae) y *Vitex gaumerii* Greenm. (Lamiaceae) (Dzib Castillo *et al.*, 2014). Dichas especies ofrecen diferentes usos para la población que habita dentro de cada región, cuyo conocimiento, como ya se mencionó con anterioridad, se transmite de padres a hijos, permitiendo su conservación. Este conocimiento se ha sistematizado desde un punto de vista científico. Por ejemplo, el trabajo de Zamora Crescencio *et al.* (2009) presenta un listado con especies arbóreas que son útiles para la población de la península de Yucatán (tabla 1).

Tabla 1. Listado de especies arbóreas útiles para pobladores en la península de Yucatán. A = árbol (tomado de Zamora Crescencio *et al.*, 2009).

Forma de vida	Familia/Nombre científico	Nombre común o maya	Usos	Parte usada de la planta	Manejo
A	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	K'ulimche'	Medicinal	Cáscara	Silvestre
A	<i>Metopium brownei</i> (Jacq.) Urb.	Chechem negro	Melífera	Flor	Silvestre
A	<i>Annona squamosa</i> L.	Saramuyo	Medicinal	Hojas	Cultivada
A	<i>Malmea depressa</i> (Baillon) R. E. Fr.	E'elemuy	Medicinal	Raíz	Silvestre
A	<i>Thevetia gaumeri</i> Hemsl.	Akits	Medicinal	Látex	Silvestre
A	<i>Crescentia cujete</i> L.	Jícaro	Medicinal	Hojas	Silvestre
A	<i>Parmentiera aculeata</i> (Kunth) Seem.	Pepino kat	Medicinal	Hojas	Cultivada
A	<i>Cordia dodecandra</i> A. DC.	Ciricote	Maderable, comestible, utensilio, construcción	Tallo Fruto Hojas	Silvestre
A	<i>Cordia gerascanthus</i> L.	Bojom	Combustible	Tallo	Silvestre
A	<i>Cordia globosa</i> (Jacq.) Kunth	Hauche'	Construcción	Tallo	Silvestre

Forma de vida	Familia/Nombre científico	Nombre común o maya	Usos	Parte usada de la planta	Manejo
A	<i>Ehretia tinifolia</i> L.	Roble beek	Utensilio, sombra, medicinal, combustible	Hojas Hojas Tallo	Silvestre
A	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	Chakaj	Medicinal	Corteza	Silvestre
A	<i>Cecropia peltata</i> L.	X-ko'ooch	Medicinal	Hojas	Silvestre
A	<i>Diospyros cuneata</i> Standl.	Sak siliil	Combustible	Tallo	Silvestre
A	<i>Erythroxylum rotundifolium</i> Lunan	Baak soots	Construcción	Tallo	Silvestre
A	<i>Croton reflexifolius</i> Kunth	P'eresk'uts	Construcción, combustible, medicinal	Tallo Tallo Resina	Silvestre
A	<i>Gymnanthes lucida</i> Sw.	Ya'ay tiik	Construcción	Tallo	Silvestre
A	<i>Jatropha gaumeri</i> Greenm.	Pomolche'	Medicinal	Hojas	Silvestre
A	<i>Acacia dolichostachya</i> Blake	Cantemo	Medicinal	Cáscara	Silvestre
A	<i>Acacia gaumeri</i> S. F. Blake	Box katsim	Combustible	Tallo	Silvestre
A	<i>Acacia pennatula</i> (Cham. & Schltdl.) Benth.	Ch'imay	Cercos	Tallo	Silvestre
A	<i>Caesalpinia gaumeri</i> Greenm.	Kitinche'	Construcción	Tallo	Silvestre
A	<i>Caesalpinia vesicaria</i> L.	Chintok	Utensilio	Tallo	Silvestre
A	<i>Caesalpinia mollis</i> (Kunth) Spreng.	Chakte'	Construcción	Tallo	Silvestre
A	<i>Diphysa carthagenensis</i> Jacq.	Ts'u'ts'uk	Mágico-religioso	Hojas	Silvestre
A	<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Jacq.)	Piich	Medicinal	Hojas	Silvestre
A	<i>Gliricidia maculata</i> Kunth ex Walp	Balche'keej, sak ya'ab	Cercos	Tallo	Silvestre
A	<i>Haematoxylum campechianum</i> L.	Palo tinto	Cercos	Tallo	Silvestre
A	<i>Havardia albicans</i> (Kunth) Britton & Rose	Chukum	Medicinal	Cáscara	Silvestre
A	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Waxim	Medicinal	Raíz	Silvestre
A	<i>Lonchocarpus longistylus</i> Pittier	Ba'al che'	Ceremonial	Cáscara	Silvestre
A	<i>Lonchocarpus rugosus</i> Benth.	K'anasín	Construcción	Tallo	Silvestre
A	<i>Lonchocarpus xuul</i> Lundell	Xu'ul	Construcción	Tallo	Silvestre
A	<i>Lonchocarpus guatemalensis</i> Benth.	Kan-xuul	Medicinal	Cáscara	Silvestre

Forma de vida	Familia/Nombre científico	Nombre común o maya	Usos	Parte usada de la planta	Manejo
A	<i>Lysiloma latisiliquum</i> (L.) Benth.	Tsalam	Maderable	Tallo	Silvestre
A	<i>Piscidia piscipula</i> (L.) Sarg.	Ja 'bin	Medicinal	Hojas tiernas	Silvestre
A	<i>Pithecellobium lanceolatum</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Benth.	X-ya 'ax eek' Verde lucero	Maderable, construcción, mágico-religioso	Tallo Hojas y ramas	Silvestre
A	<i>Tamarindus indica</i> L.	Tamarindo	Medicinal, comestible	Hojas Fruto	Cultivada
A	<i>Vitex gaumeri</i> Greenm.	Ya 'axnik	Cercos	Tallo	Silvestre
A	<i>Persea americana</i> Mill.	Aguacate	Medicinal	Hojas	Cultivada
A	<i>Punica granatum</i> L.	Granada	Medicinal	Hojas	Cultivada
A	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Nance	Medicinal	Cáscara	Silvestre
A	<i>Malpighia glabra</i> L.	Sipche'	Mágico-religioso	Hojas y ramas	Silvestre
A	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Ya 'ax che'	Sombra	Toda la planta	Silvestre
A	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Pixoy	Medicinal	Cáscara	Silvestre
A	<i>Hampea trilobata</i> Standl.	Hool	Construcción	Tallo	Silvestre
A	<i>Heliocarpus donnell smithii</i> Rose	Sak hool	Construcción	Tallo	Silvestre
A	<i>Pseudobombax ellipticum</i> Kunth	Amapola	Forrajero	Flor	Silvestre
A	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro	Maderable	Tallo	Cultivada
A	<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	Ramón	Medicinal	Resina	Silvestre
A	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Gaudich. Ex	Mora	Maderable	Tallo	Silvestre
A	<i>Eugenia axillaris</i> (Sw.) Willd.	Ich huh	Construcción	Tallo	Silvestre
Myrtaceae					
A	<i>Psidium guajava</i> L.	Guayaba	Medicinal, comestible	Cáscara, hoja Fruto	Silvestre
A	<i>Psidium sartorianum</i> (Bergius) Nied.	Pichiche'	Construcción	Tallo	Silvestre
Polygonaceae					
A	<i>Coccoloba spicata</i> Lundell	Boob	Construcción, melífera, utensilio, combustible	Tallo Flor Hojas	Silvestre
Rhamnaceae					
A	<i>Colubrina greggii</i> S. Watson	Sak-nak-ché	Construcción	Tallo	Silvestre

Forma de vida	Familia/Nombre científico	Nombre común o maya	Usos	Parte usada de la planta	Manejo
A	<i>Krugiodendron ferreum</i> (Vahl) Urb.	Chintok	Medicinal, maderable, construcción	Cáscara Tallo	Silvestre
Rubiaceae					
A	<i>Alseis yucatanensis</i> Standl.	Ja 'as che'	Construcción	Tallo	Silvestre
A	<i>Guettarda combsii</i> Urb.	Tasta 'b	Construcción	Tallo	Silvestre
Rutaceae					
A	<i>Citrus aurantifolia</i> Osbeck	Limón	Medicinal	Fruto	Cultivada
A	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Naranja dulce	Medicinal	Hojas	Cultivada
A	<i>Citrus</i> sp. 1	Toronja	Comestible	Fruto	Cultivada
A	<i>Citrus</i> sp. 2	Naranja agria	Medicinal	Hojas	Cultivada
A	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam	Sinaan'che'	Mágico-religioso, medicinal	Hojas	Silvestre
Salicaceae					
A	<i>Zuelania guidonia</i> (Sw.) Britton & Millsp.	Tamay	Medicinal	Cáscara	Silvestre
Sapindaceae					
A	<i>Meliococcus bijugatus</i> Jacq.	Guaya cubana	Comestible	Fruto	Cultivada
A	<i>Talisia floresii</i> Standl.	K'oolok	Comestible	Fruto	Silvestre
A	<i>Thouinia paucidentata</i> Radlk.	K'anchunuup	Construcción, combustible, melífera	Tallo Flor	Silvestre
Sapotaceae					
A	<i>Manilkara zapota</i> (L.) Royen	Zapote	Construcción, medicinal, comestible	Tallo Hojas Fruto	Silvestre
Simaroubaceae					
A	<i>Alvaradoa amorphoides</i> Liebm.	X-bel sinik che'	Melífera	Flor	Silvestre

El uso de especies arbóreas nativas provenientes de la vegetación natural, para insertarlas dentro de los sistemas de producción agropecuarios que generen un SAF a nivel de parcela y de paisaje, no es una práctica que se observe comúnmente en la península de Yucatán. Esto se debe principalmente a que la población obtiene los beneficios de estas especies directamente de las áreas naturales, por lo cual no se le ha dado la importancia requerida al establecimiento de dichas especies dentro de sus sistemas de producción, ya sea como plantaciones forestales en monocultivo, cercas vivas, cortinas rompevientos o sistemas silvopastoriles.

5. Estudio de caso

Los caminos pueden afectar la calidad y cantidad de hábitat disponible para la vida silvestre, especialmente a través de la fragmentación. Asimismo, el tráfico de vehículos en las carreteras puede ser una fuente directa de mortalidad de la vida silvestre y, en algunos casos, puede ser catastrófico para las poblaciones animales (Langton, 1989).

Para reducir los efectos de las carreteras en la mortalidad de las poblaciones de vida silvestre se utiliza una variedad de enfoques de mitigación. En general, estos enfoques se dividen en dos categorías: la modificación del comportamiento del automovilista y la modificación del comportamiento animal. La primera a menudo implica límites de velocidad, luces y señales, mientras que la segunda se enfoca en las alteraciones del hábitat o la instalación de estructuras de cruces de vida silvestre (Romin y Bissonette, 1996; Forman *et al.*, 2003). Las estructuras de cruce de vida silvestre van desde cercas de exclusión hasta sistemas de paso superior e inferior (Romin y Bissonette, 1996); muchas de ellas están diseñadas para reducir grandes colisiones de animales y vehículos (Forman *et al.*, 2003) y deben estar trazadas para permitir el paso seguro de los animales, promover la conectividad del hábitat, ser accesibles y alentar movimientos (Glista *et al.*, 2009).

Cuando se habla de la implementación de medidas de mitigación de la mortalidad vial de la vida silvestre, las consideraciones financieras son a menudo la principal preocupación. Este costo puede ser extremadamente variable dependiendo del método elegido, disponibilidad de materiales y escala del proyecto. El desarrollo de alternativas más económicas para estructuras costosas (por ejemplo, pasos superiores) permitiría un uso más amplio y promovería la permeabilidad de los corredores viales (Forman *et al.*, 2003). Por otro lado, los métodos no estructurales son menos costosos que los estructurales (Glista *et al.*, 2009). Bank *et al.* (2002) informaron sobre una variedad de métodos no estructurales de mitigación de mortalidad vial que está siendo investigada actualmente en Europa. Los métodos incluyen: 1) repelentes olfativos, los cuales consisten en rociar espuma perfumada sobre la vegetación y estructuras a lo largo del camino; 2) ultrasonido, método que ahuyentaría a los animales de las vías de comunicación debido a sonidos perceptibles y molestos para ellos, aunque podría tener efectos adversos para la salud de la fauna en general; 3) iluminación del camino, que puede tener consecuencias negativas para las aves que anidan; 4) control de la población (por ejemplo, caza) y 5) modificación del hábitat, a través de cercas elaboradas con postes de concreto y alambre o malla metálica, que se utilizan principalmente para mantener a los animales alejados de las carreteras o para aumentar la visibilidad del conductor y del animal. Sin embargo, las consecuencias biológicas de los métodos no estructurales no están bien entendidos y se necesita más investigación para determinar su efectividad (Glista *et al.*, 2009).

Una opción no estructural para mitigar la mortalidad vial de la vida silvestre son los sistemas agroforestales, los cuales han demostrado que pueden albergar fauna (Chacón León y Harvey, 2006) y disminuyen el tránsito de animales en las vías de comunicación, además de ser un complemento necesario para la funcionalidad de medidas estructurales como los pasos superiores e inferiores de fauna.² Todo lo anterior con base en diseños agroforestales que consideren la generación de hábitat, como zonas de amortiguamiento y conectividad, donde la fauna se albergue y minimice su necesidad de moverse y atravesar las vías de comunicación.

Un ejemplo del efecto de las vías de comunicación sobre la vegetación natural y, en consecuencia, sobre la vida silvestre puede observarse en la carretera que divide la reserva de la biosfera de Calakmul, en el estado de Campeche, México (figura 1), donde la carretera 186 afecta el tránsito de fauna, propiciando la muerte de muchos de los animales que intentan pasar de un lado al otro de la carretera.³

Buscando opciones para mitigar la mortalidad de la vida silvestre propiciada por el tránsito vehicular, se proponen los SAF como una alternativa no estructural de mitigación de mortalidad vial, que podría ayudar a disminuir el tránsito de la fauna de un lado al otro de la vía de comunicación que divide la reserva de la biosfera de Calakmul, así como el efecto de fragmentación de la selva que se da en terrenos aledaños a la reserva debido al uso agropecuario. Dichos sistemas pueden ayudar a disminuir el impacto del cambio del uso de suelo mediante la creación de corredores biológicos, a partir del establecimiento de cercas vivas y cortinas rompevientos, que en el caso de carreteras podrían servir para delimitar los caminos y vías, utilizando árboles que no ofrezcan frutos succulentos a la fauna, por ejemplo: caoba (*Swietenia macrophylla* King), cedro (*Cedrela odorata* L.), granadillo (*Platymiscium yucatanum* Standl.), palo de tinto (*Haematoxylum campechianum* L.), jabín (*Piscidia piscipula* (L.) Sarg.), tzalam (*Lysiloma latisiliquum* (L.) Benth.), entre otras especies que existen dentro de la flora nativa de la península de Yucatán, ya que el uso de árboles frutales podría atraer a la fauna nativa hacia los caminos y carreteras, y causar atropellamientos y posibles accidentes automovilísticos. En este contexto, la combinación de sistemas agroforestales con pasos específicos y no específicos⁴ de fauna son mutuamente dependientes.

² Vid. Capítulo III. 1 Medidas de mitigación para la fauna silvestre aplicables a la construcción de carreteras en áreas naturales protegidas.

³ Vid. capítulos II. 5 Mortalidad de fauna por atropello sobre la carretera 186, en las reservas de Calakmul y Balam-kú, Campeche, México, y II. 7 Impacto por atropellamiento cerca de la cueva el Volcán de los Murciélagos, en Calakmul, Campeche, México.

⁴ Vid. Capítulo III. 2 Actividad relativa de mamíferos silvestres en pasos no específicos de fauna de la carretera 186, en la reserva de la biosfera de Calakmul y la zona sujeta a conservación Balam-kú, Campeche, México.

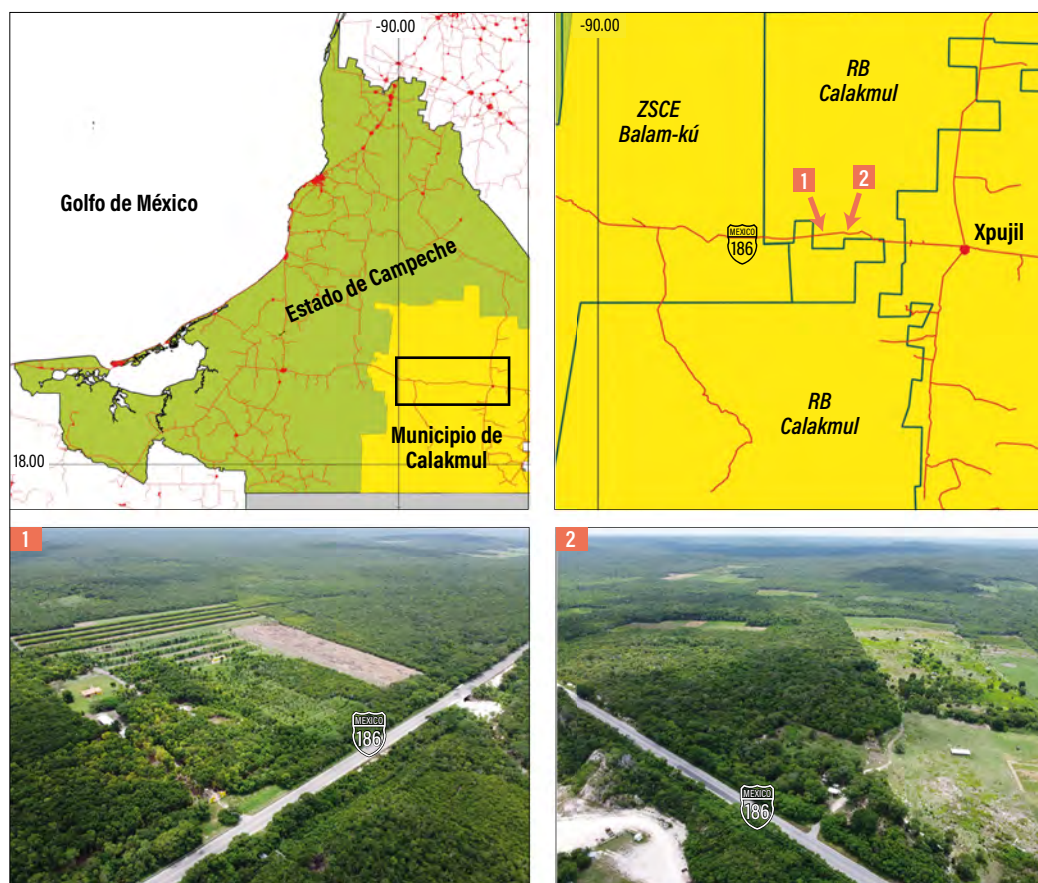


Figura 1. Ubicación de la reserva de la biosfera de Calakmul en el estado de Campeche, México, donde se observa el trazo de la carretera 186. En el recuadro inferior izquierdo muestra el cambio de la selva por uno forestal, mientras que el inferior derecho muestra el cambio de la vegetación natural por uso agropecuario. (Fotografía: Jorge A. Benítez.)

Otras opciones agroforestales son los árboles dispersos dentro de potreros, así como árboles frutales nativos establecidos en conglomerados, los cuales formarían parches dentro del paisaje. Entre los principales árboles que se podrían utilizar están el pixoy (*Guazuma ulmifolia* Lam.), jabín (*Piscidia piscipula* (L.) Sarg.), huaxin (*Leucaena leucocephala* subsp. *ixtahuacana* C. E. Hughes), caimito (*Chrysophyllum cainito* L.), zapote (*Manilkara zapota* (L.) P. Royen), uaya (*Talisia oliviformis* Radlk), ciricote (*Cordia dodecandra* DC.), capulín (*Muntingia calabura* L.), ciruela (*Spondias mombin* Jacq). Dichos árboles se convertirán en fuente de alimento para la diversidad de fauna existente en la región, tomando como consideración principal que estos conglomerados de árboles deben estar alejados de los caminos, para que se conviertan en focos de atracción y así evitar que los animales tengan que atravesar estos caminos en busca de alimentos (figura 2). Aunado a lo anterior, el uso

de árboles colocados en líneas se convertirían en corredores biológicos que permitan el tránsito de fauna, diseñados de tal forma que redirijan las trayectorias de los animales hacia áreas con árboles frutales, establecidos en conglomerados, así como a áreas remanentes de vegetación natural.

El uso de SAF como medio de mitigación del tránsito de fauna hacia las vías de comunicación puede ser una buena opción, sin embargo, es importante hacer un diseño integral, en donde se incluya el uso de pasos de fauna, que en conjunto minimicen la mortandad de animales en las vías de comunicación.

Es importante mencionar que esta propuesta aún requiere estudios que permitan establecer la factibilidad y la eficacia del uso de los SAF con otros métodos para mitigar la muerte de fauna en las vías de comunicación.

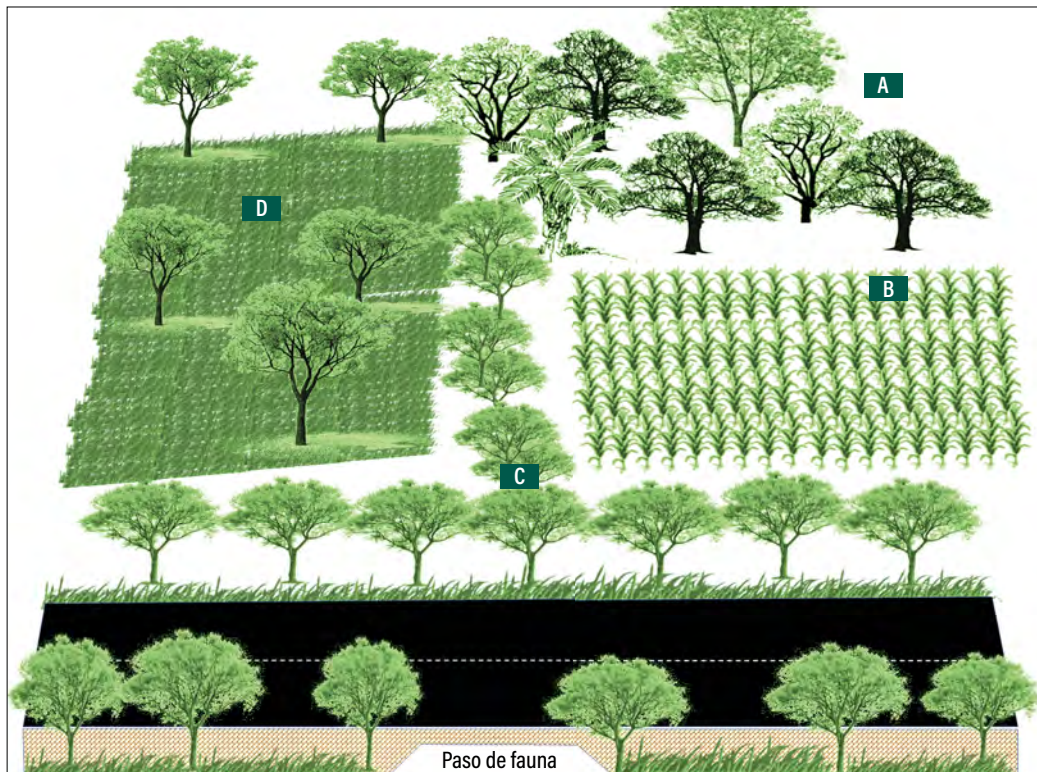


Figura 2. Diseño agroforestal como opción para disminuir el tránsito de fauna en carreteras: a) árboles frutales nativos agrupados en áreas específicas, donde los animales pueden llegar a comer los diferentes frutos, que podrían ayudar a disminuir el tránsito de la fauna hacia las carreteras en busca de alimentos; b) cultivo agrícola (*Zea mays*), donde obtienen alimentos los pobladores y los animales; c) árboles en línea que sirven de tránsito a la diversidad de fauna; d) árboles en potreros que permiten que las aves y la fauna terrestre permanezcan en las áreas de potreros; los pasos de fauna (superiores e inferiores) complementan la medida de mitigación contra el atropello y el efecto de barrera. (Elaboración propia.)

6. Conclusiones

El atropello de fauna silvestre sobre las vías de comunicación es uno de los impactos más evidente que podemos distinguir cuando el desarrollo llega a una región, y es un problema que persiste y se incrementa a medida que la población aumenta, para lo cual no se han hecho las gestiones necesarias que atiendan esta problemática, principalmente en países de Latinoamérica. Por tal motivo, es importante que las políticas del gobierno comiencen a poner mayor atención cuando se planean nuevas vías de comunicación, así como buscar alternativas para mitigar la muerte de fauna en las carreteras ya existentes.

Los SAF son una opción que puede aportar muchos beneficios al ecosistema, ya que además de albergar fauna y disminuir su tránsito en caminos y carreteras, se reduce la fragmentación del paisaje propiciado por los sistemas de producción agropecuarios que actualmente predominan. Si a esta propuesta de mitigación no estructural se le agrega un método estructural como son los pasos subterráneos de fauna, podríamos lograr un éxito mayor en la mitigación de la muerte de fauna en las vías de comunicación.

Algo importante que se debe impulsar y aplicar son incentivos que motiven a los productores a introducir el componente arbóreo en los sistemas de producción agropecuarios actuales, esto a través del pago por árbol conservado dentro de su sistema de producción, disminuyendo los trámites burocráticos que disuaden a los productores a mantener árboles.

Es claro que aún falta realizar más trabajos de investigación que soporten la propuesta del uso de los sistemas agroforestales como una opción que ayude a mitigar la muerte de fauna silvestre en las vías de comunicación, sin embargo, es una posibilidad que se debe considerar y probar.

7. Literatura citada

- Arroyave, M. P.; Gómez, C.; Gutiérrez, M. E.; Múnera, D. P.; Zapata, P. A.; Vergara, I. C.; Andrade, L. M. y Ramos, K. C. (2006). Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista Escuela de Ingeniería de Antioquia* (5), pp. 45-57.
- Bank, F. G.; Irwin, C. L.; Evink, G. L.; Gray, M. E.; Hagood, S.; Kinar, J. R.; Levy, A.; Paulson, D.; Ruediger, B.; Sauvajot, R. M.; Scott, D. J. y White, P. (2002). *Wildlife habitat connectivity across European highways*. Technical Report FWHA-PL-02-011. U. S. Department of Transportation, Washington D. C.
- Bennett, A. F. (1998). *Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN: Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Bhagwat, S. A.; Willis, K. J.; Birks, H. J. B. y Whittaker, R. J. (2008). Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends & Ecology and Evolution*, 23(5), pp. 261-267.
- Bucher, E. H. (1989). Conservación y desarrollo en el neotrópico: en búsqueda de alternativas. *Vida Silvestre Neotropical*, 1, pp. 3-6.
- Clay, J. W. (1988). *Indigenous peoples and tropical forests*. Cultural Survival, Inc.: Cambridge, M. A.
- Crome, F.; Isaacs, J. y Moore, L. (1994). The utility to birds and mammals of remnant riparian vegetation and associated windbreaks in the tropical Queensland uplands. *Pacific Conservation Biology*, 1(4), pp. 328-343.
- Chacón León, M. y Harvey, C. A. (2006). Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems*, 68(26), pp.15-26.
- De Lima, M. G. y Gascon, C. (1999). The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation*, 91(2-3), pp. 241-247.
- Diamond, J. M. (1975). The island dilemma: lessons of modern biogeography studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, 7(2), pp.129-146.
- Doerr, V. A. J.; Doerr, E. D. y Davies, M. J. (2010). Does structural connectivity facilitate dispersal of native species in Australia's fragmented terrestrial landscapes? *Collaboration Environmental Evidence, Systematic Review*, 44. CSIRO: Canberra.
- Dzib Castillo, B. B.; Chanatásig Vaca, C. I. y González Valdivia, N. A. (2014). Estructura y composición en dos comunidades arbóreas de la selva baja caducifolia y mediana subcaducifolia en Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(1), pp. 167-178.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, pp. 487-515.
- Forman, R. T. T. (1995). *Land Mosaic: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press.
- Forman, R. T. T.; Sperling, D.; Bissonette, J. A.; Clevenger, A. P.; Cutshall, C. D.; Dale, V. H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C. R.; Heanue, K.; Jones, J. A.; Swanson, F. J.; Turrentine, T. y Winter, T. C. (2003). *Road Ecology; Science and Solutions*. Island Press: Washington D. C.
- Francesconi, W. y Montagnini, F. (2015). Los SAF como estrategia para favorecer la conectividad funcional del paisaje fragmentado. En: Montagnini, F.; Somarriba, E.; Murgueitio, E.; Fassola, H. y Eibl, B. *Sistemas Agroforestales: Funciones Productivas, Socioeconómicas y Ambientales. Serie técnica. Informe Técnico 402*. CATIE, Turrialba, Costa Rica. Editorial CIPAV: Cali.
- Gao, J. y Liu, Y. (2012). Deforestation in Heilongjiang Province of China, 1896-2000: severity, spatiotemporal patterns and causes. *Applied Geography*, 35, pp. 345-352.
- Gilbert-Norton, L. Y. N. E.; Wilson, R.; Stevens, J. R. y Beard, K. H. (2010). A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology*, 24(3), pp. 660-668.
- Glista, D.; DeVault, T. L. y DeWoody, I. A. (2009). *A review of mitigation measures for reducing*

- wildlife mortality on roadways. USDA National Wildlife Research Center-Staf Publications.
- González Valdivia, N.; Ochoa Gaona, G.; Pozo, C.; Bruce Gordon, F. B.; Rangel Ruiz, L. J.; Arriaga Weiss, S. L.; Ponce Mendoza, A. y Kampichler, C.** (2011). Indicadores ecológicos de hábitat y biodiversidad en un paisaje neotropical: perspectiva multitaxonómica. *Revista Biología Tropical*, 59 (3), pp. 1433-1451.
- González Valdivia, N. A.; Cetzal Ix, W.; Basu, S. K.; Casanova Lugo, F. y Martínez Puc, J. F.** (2017). Diversity of Trees in the Mesoamerican Agroforestry System. En: Ahuja M., Jain S. (eds.). *Biodiversity and Conservation of Woody Plants*. Sustainable Development and Biodiversity, vol 17. Springer: Cham.
- Gutiérrez Báez, C.; Ortiz Díaz, J. J.; Flores Guido, J. S.; Zamora Crescencio, P.; Domínguez Carrasco, M. R. y Villegas, P.** (2011). Estructura y composición florística de la selva mediana subcaducifolia de Nohalal-Sudzal Chico, Tekax, Yucatán, México. *Foresta Veracruzana*, 13(1), pp. 7-14.
- Gutiérrez Báez, C. y Zamora Crescencio, P.** (2012). Especies leñosas de la selva baja caducifolia de Xmatkuil, Yucatán, México. *Foresta Veracruzana*, 14(2), pp. 9-14.
- Gutiérrez Báez, C.; Ortiz Díaz, J. J.; Flores Guido, J. S. y Zamora Crescencio, P.** (2012a). Diversidad, estructura y composición de las especies leñosas de la selva mediana subcaducifolia del punto de unión territorial (put) de Yucatán, México. *Polibotánica*, 33, pp. 151-174.
- Gutiérrez Báez, C.; Zamora Crescencio, P. y Hernández Mundo, S. C.** (2012b). Estructura y composición florística de la selva mediana subcaducifolia de Mucuychacán, Campeche, México. *Foresta Veracruzana*, 14(1), pp. 9-16.
- Gutiérrez Báez, C.; Zamora Crescencio, P. y Puc Garrido, E. C.** (2013). Estructura y composición florística de la selva mediana subperennifolia de Hampolol, Campeche, México. *Foresta Veracruzana*, 15(1), pp. 1-8.
- Harvey, C. A. y Villalobos, J. A. G.** (2007). Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation*, 16, pp. 2257-2292.
- Harris, L. D.** (1984). *The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. University of Chicago Press, 2.ª ed., 230 pp.
- Hill, C. J.** (1995). Linear strips of rainforest vegetation as potential dispersal corridors for rainforest insects. *Conservation Biology*, 9, pp. 1559-1566.
- Jose, S.** (2012). Agroforestry for conserving and enhancing biodiversity. *Agroforestry Systems*, 85, pp. 1-8.
- Langton, T. E. S.** (1989). Reasons for preventing amphibian mortality on roads. En: Langton, T. E. S. (ed.). *Amphibians and Roads, Proceedings of the Toad Tunnel Conference*. ACO Polymer Products Ltd.: Bedfordshire, England.
- Laurance, S. G. W. y Laurance, W. F.** (1999). Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal marsupials. *Biological Conservation*, 91(2-3), pp. 231-239.
- Marcantonio, M.; Rocchini, D.; Geri, F.; Bacaro, G. y Amici, V.** (2013). Biodiversity, roads & landscape fragmentation: Two Mediterranean cases. *Applied Geography*, 42, pp. 63-72.
- Meffe, G. K. y Carroll, C. R.** (1994). *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates: Sunderland, Mass.
- Méndez, M. y Durán, R.** (1997). Diagnóstico del conocimiento etnobotánico actual de las plantas medicinales de la península de Yucatán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 60, pp. 15-24.
- Mcneely, J. A. y Schroth, G.** (2006). Agroforestry and biodiversity conservation-traditional practices, present dynamics, and lessons for the future. *Biodiversity and Conservation*, 15, pp. 549-554.
- Patarasuk, R. y Binford, M. W.** (2012). Longitudinal analysis of the road network development and land-cover change in Lop Buri Province, Thailand, 1989-2006. *Applied Geography*, 32, pp. 228-239.
- Perfecto, I.; Rice, R. A.; Greenberg, R. y Van de Voort, M. E.** (1996). Shade coffee: a disap-

- pearing refuge for biodiversity. *BioScience* 46, pp. 598-608.
- Pérez García, M. y Rebollar Domínguez, S.** (2004). Reservas extractivas, ¿alternativa para la conservación de especies forestales? *Madera y Bosques*, 10(2), pp. 55-69.
- Primack, R.** (1998). *Essentials of conservation biology*. 2.ª, Sinaeur.
- Reed, R. A.; Johnson-Barnard, J. y Baker, W. L.** (1996). Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10, pp. 1098-1106.
- Ricketts, T. H.; Daily, G. C.; Ehrlich, P. R. y Michener, C. D.** (2004). Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(34), pp. 12579-12582.
- Romin, L. A. y Bissonette, J. A.** (1996). Deer-vehicle collisions: status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin*, 24, pp. 276-283.
- Schroth, G.; Da Fonseca, G. A. B.; Harvey, C. A.; Gascon, C.; Vasconcelos, H. L. e Izac, A. M. N. (eds.).** (2004). *Biodiversity as Burden and Natural Capital: Interactions between Agroforestry Areas, Natural Ecosystems, and Rural Communities*. Island Press: Washington D. C., Covelo, Londres.
- Thiollay, J. M.** (1995). The role of traditional agroforests in the conservation of rain forest bird diversity in Sumatra. *Conservation Biology*, 9(2), pp. 335-353.
- Tscharntke, T.; Sekercioglu, C. H.; Dietsch, T. V.; Sodhi, N. S.; Hoehn, P. y Tylianakis, J. M.** (2008). Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology*, 89(4), pp. 944-951.
- Voller, J.** (1998). Managing for edge effects. En: Voller, J. y Harrison, S. (eds.). *Conservation Biology Principles for Forested Landscapes* (pp. 215-233). UBC Press: Vancouver.
- Wilson, E. O. y Willis, E. O.** (1975). Applied biogeography. En: Cody, M. L. y Diamond, J. M. (eds.). *Ecology and evolution of communities* (pp. 522-534). Cambridge, M. A. Belknap Press.
- Williams Linera, G.; Manson, R. H. y Isunza E. V.** (2002). La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques*, 8(1), pp. 73-89.
- Wu, J.** (2013). Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, 28, pp. 999-1023.
- Zamora Crescencio, P.** (2003). Contribución al estudio florístico y descripción de la vegetación del municipio de Tenabo, Campeche, México. *Polibotánica*, 15, pp. 1-40.
- Zamora Crescencio, P.; Domínguez Carrasco, M. R.; Villegas, P.; Gutiérrez Báez, C.; Manzanero Acevedo, L. A.; Ortega Haas, J. J.; Hernández Mundo, S.; Puc Garrido, E. S. y Puch Chávez, R.** (2011). Composición florística y estructura de la vegetación secundaria en el norte del estado de Campeche, México. *Boletín de la Sociedad Botánica Mexicana*, 89, pp. 27-35.
- Zamora Crescencio, P.; Flores Guido, J. S. y Ruenes Morales, R.** (2009). Flora útil y su manejo en el cono sur del estado de Yucatán, México. *Polibotánica*, 28, pp. 227-250.
- Zamora Crescencio, P.; Flores Guido, J. S.; Folan, W. J.; Domínguez Carrasco, M. R.; Villegas, P.; Cabrera Mis, G.; Castro Angulo, C. M. y Carballo, J. C.** (2012). La vegetación leñosa del sitio arqueológico de Oxpemul, municipio de Calakmul, Campeche, México. *Polibotánica*, 33, pp. 131-150.
- Zamora Crescencio, P.; García Gil, G.; Flores Guido, J. S. y Javier-Ortiz, J.** (2008). Estructura y composición florística de la selva mediana subcaducifolia en el sur del estado de Yucatán, México. *Polibotánica*, 26, pp. 39-66.

Sección IV

Conclusiones



Tendencias del impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre: conclusiones para las ANP del sureste de México y previsiones ante el Tren Maya

Jorge A. Benítez | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Coral Jazvel Pacheco | División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

Griselda Escalona-Segura | El Colegio de la Frontera Sur

Gilberto Pozo-Montuy | Conservación de la Biodiversidad del Usumacinta, A. C.

Shelley M. Alexander | Universidad de Calgary, Canadá

María C. Sánchez-González | Centro de Investigaciones Históricas y Sociales, Universidad Autónoma de Campeche

Rigoalberto Calam-Yam | Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Resumen

Se presenta una discusión extendida de los resultados de este libro, sobre los impactos que causa la infraestructura vial sobre la fauna silvestre: eliminación de hábitat (EH), efecto de barrera (EB) y deterioro de la calidad del hábitat (DCA). Para tal fin, se realizó un análisis cartográfico-espacial mediante SIG, incorporando datos duros de los estudios de casos. La EH directa es actualmente de poco más de 25,000 ha, causada principalmente por la infraestructura carretera en los últimos 200 años, mientras que la EH inducida ha sido hasta

J. A. Benítez

email: info@easac.org.mx

Andador Caracol mz. D, It. 1, fraccionamiento Lavelle Urbina,
San Francisco de Campeche, Campeche, C. P. 24087

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

450 veces mayor. Las vías de comunicación de la península de Yucatán han impactado a 61 especies de mamíferos, 54 de reptiles, 42 de aves y 15 de anfibios. Las áreas de mayor impacto de EB y DCA son los municipios centrales de Tabasco, el área conurbada de Mérida y la Riviera Maya. El Tren Maya exacerbará todos estos impactos, en un periodo de solo 10 años, sobre todo en los corredores biológicos de la región, así como en las ANP de Balam-kú y Calakmul.

Palabras clave: ecología de carreteras, fauna, impacto ambiental, Tren Maya.

Abstract

An extended discussion of the results of this book is presented on the impacts that road infrastructure has on wildlife: habitat elimination (HE), barrier effect (BE), and habitat quality deterioration (HQD). For this purpose, we performed a cartographic-spatial analysis using GIS, incorporating hard data from the case studies. Direct HE is currently just over 25,000 ha, caused mainly by road infrastructure in the last 200 years, while induced HE has been up to 450 times higher. Communication routes have impacted 61 species of mammals, 54 reptiles, 42 birds, and 15 amphibians. The areas with the most significant impact of BE and HQD are Tabasco's central municipalities, the metropolitan area of Mérida, and the Riviera Maya. The Mayan Train will exacerbate all these impacts in a mere ten years, especially in the region's biological corridors and the Balam-kú and Calakmul PNA.

Keywords: road ecology, wildlife, environmental impact, Mayan Train.

1. Introducción

Los estados del sureste mexicano (Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo) constituyen una región de alta diversidad donde ocurren cerca del 45 % de las especies de mamíferos del país, el 50 % de aves y alrededor del 12 % de anfibios y reptiles (Villalobos-Zapata y Mendoza, 2010; Durán y Méndez, 2010; Pozo *et al.*, 2011; Conabio y Gobierno del Estado de Tabasco, 2019). Para salvaguardar dicha riqueza, en los últimos 40 años, cerca del 24 % de esta región ha pasado a formar parte del sistema de áreas naturales protegidas (ANP) (Conanp, 2020). Sin embargo, en estos paisajes de alta biodiversidad se entrelazan cerca de 20,000 km de vías de comunicación terrestre (TMT, 2020), las cuales comunican alrededor de seis millones de personas, distribuidas en alrededor de 200 localidades urbanas y 8,500 rurales (Inegi, 2017), y, de igual manera, facilitan el tránsito a poco más de 17 millones de turistas por año (Datatur, 2020). Aunado a lo anterior, el proyecto del Tren Maya, iniciado en 2020 y de aproximadamente 1,600 km de longitud, constituirá una nueva barrera para el libre movimiento de la fauna, además de que causará el incremento de visitantes y de la inmigración, e impulsará a la ganadería y la agroindustria, con el consecuente crecimiento de la red carretera, del tráfico vehicular y la reducción de hábitats.

Los impactos que causa la infraestructura vial actual sobre la fauna silvestre han sido documentados a lo largo de este libro, los cuales se han concentrado en cuatro grupos principales: eliminación de hábitat, efecto de barrera, disminución de la calidad del hábitat y efecto de atracción-dispersión. En este capítulo se presenta una discusión ampliada de estos impactos para todo el sistema de áreas naturales del sureste (figura 1), con base en un análisis cartográfico-espacial y tomando en cuenta los datos duros de los diferentes estudios de caso. Se hace una excepción con los impactos del grupo atracción-dispersión, debido a que no hay suficientes elementos teóricos ni empíricos para que puedan extrapolarse a toda la región.

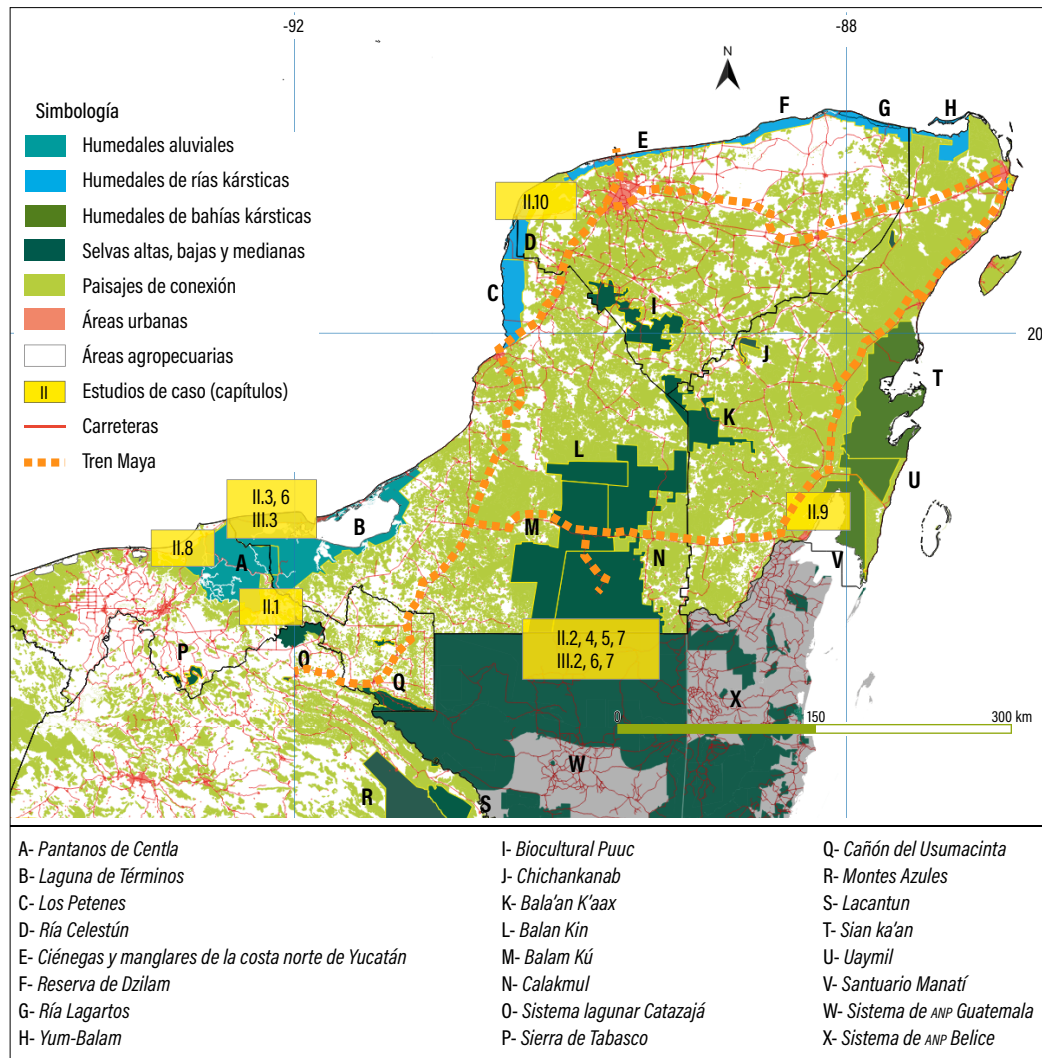


Figura 1. Principales áreas protegidas del sureste, tipos de ecosistemas bajo protección y ubicación de los estudios de caso (capítulos de las secciones II y III), del presente libro.

2. Métodos

Con la finalidad de tener una visión regional, más allá de las áreas puntuales cubiertas por los estudios de caso, se implementó un sistema de información geográfica (SIG) y se evaluaron los principales impactos de las vías de comunicación mediante técnicas de análisis espacial. La descripción de tales métodos es muy amplia, por lo que, para evitar distraer al lector, los detalles se describen al final de este capítulo en un anexo metodológico (AM). A continuación se describe el enfoque principal de cada análisis.

2.1. Estimación de la eliminación del hábitat

Para definir las condiciones originales del paisaje, antes de la construcción de vías de comunicación, se usó el mapa de vegetación potencial de Rzedowski (1990), el cual supone cómo sería la distribución de la vegetación primaria en ausencia de actividades humanas. En contraparte, los mapas de uso del suelo y vegetación del Inegi (1985-2015) se utilizaron tanto para ver tendencias de cambio como para definir las condiciones actuales. Para realizar un análisis enfocado en el impacto sobre la fauna y evitar un estudio convencional de cambio de uso del suelo, las clases de vegetación del Inegi se reclasificaron, con base en su estructura, para definir cuatro categorías de funcionalidad para la fauna: íntegra, intermedia, baja y nula (ver justificación en AM).

2.1.1. Estimación de la eliminación directa de hábitat

A los mapas digitales de caminos y vías férreas se les generó un *buffer* con la amplitud en metros del atributo “ancho” de cada tramo (tabla 1 en AM), el cual se utilizó para cortar la capa de hábitats potenciales y obtener la eliminación directa de cada clase causada por la construcción de la vialidad.

2.1.2. Estimación de la eliminación inducida de hábitat

Se realizaron *buffers* de distancia cada kilómetro, en ambos lados del trazo de las vialidades, hasta llegar a los 15 km. Posteriormente, estos *buffers* se utilizaron para realizar un corte sobre la capa de hábitats funcionales para la fauna basado en la cartografía de 2015. Las superficies de estos cortes fueron graficadas para cada uno de los cuatro estados del sureste y se asumió que la eliminación inducida por las vialidades finalizaba cuando la proporción combinada de paisajes con funcionalidad íntegra e intermedia era mayor al 80 %.¹

¹ Vid. justificación de esta proporción en nota 56 del AM.

De esta manera se definió una distancia umbral por estado, con la cual se realizó un nuevo *buffer* y corte sobre la capa de vegetación potencial (VPR), para estimar la eliminación inducida de hábitat.

2.1.3. Tendencias de la eliminación de hábitat para la fauna

Se estimó la proporción de cada clase de hábitat funcional con respecto a la superficie total de cada estado para evaluar las tendencias de cambio espaciales por entidad (de 1985 a 2015). Los porcentajes de las clases de este periodo fueron complementadas con la información de superficies agropecuarias de los censos agrícola-ganaderos (1940-1970; DGE, 1955 y 1975), la Encuesta Nacional Agropecuaria (2015 y 2019; Inegi 2020d) y el Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP, 2020). De esta manera se obtuvo la tendencia de eliminación de hábitats por estado de los últimos 80 años. Para el caso específico de Yucatán, la existencia de datos históricos asociados al periodo henequenero (1900-1920) permitió ampliar la tendencia de cambio desde principios del siglo xx.

Aunado a lo anterior, se realizó un análisis espacial para ponderar el efecto de las vialidades sobre la eliminación de hábitats. Para tal fin, se utilizó el módulo MOLUSCE de QGis 2.18 (Alrubkhi, 2017), usando las capas de carreteras y los datos del terreno (pendiente y aspecto), como variables de entrada para explicar las tendencias de cambio de uso del suelo.

2.2. Efecto de barrera

2.2.1. Bloqueo de movimiento

Se aplicó un índice de bloqueo (IB; ecuación 1), realizando álgebra de mapas de los principales factores que modulan dicho impacto:

$$\text{Ecuación 1} \quad IB = Av + Ts + Vt + St$$

Donde:

IB = índice de bloqueo

Av = ancho de la vialidad en metros

Ts = tipo de superficie de rodamiento (asfalto, grava, tierra)

Vt = volumen de tráfico expresado como tránsito promedio diario anual (TPDA)

St = velocidad del tráfico

El mapa resultante de la ecuación 1 se dividió en cuatro categorías, clasificando el IB en bajo, medio, alto y extremo.

2.2.2. Mortalidad por atropellamiento

Se determinaron las áreas de mayor riesgo de mortandad por atropellamiento (IRA; ecuación 2). Para ello, se modificó la ecuación 1, agregando un mapa de abundancia de fauna, a partir de las categorías de funcionalidad de los hábitats asignados a la Serie VI del Inegi.

$$\text{Ecuación 2} \quad \text{IRA} = \text{Av} + \text{Ts} + \text{Vt} + \text{St} + \text{Af}$$

Donde:

IRA = índice de riesgo por atropellamiento

Av, Ts, Vt y St provienen de la ecuación 1

Af = abundancia de la fauna

Al igual que con el IB, los resultados del IRA se dividieron en cuatro categorías, clasificando el riesgo de atropellamiento en nulo, bajo, medio y alto.

2.3. Disminución de la calidad del hábitat

Al igual que para el efecto de barrera, se llevó a cabo un análisis espacial para establecer categorías de impacto para contaminantes y ruido. Para tal fin, se realizó en primer lugar el cálculo de la magnitud de las fuentes. Para el caso de los contaminantes, los valores del TPDA de cada tramo se multiplicaron por los factores de emisión promedio de hidrocarburos (0.13 g/km) y plomo (0.0362 g/km) reportados en el apartado 3.1 del Capítulo II. 2.² En el caso del ruido, se consideró la proporción de vehículos clase “C” (camiones unitarios), como indicador de los máximos niveles de disturbio.³ De esta manera, se generaron mapas potenciales de contaminación (MPC) y ruido (MPR).

Posteriormente se identificaron los sitios donde las condiciones del paisaje favorecían la dispersión de la contaminación y el ruido a través de la posición de la vialidad con respecto al terreno y el tipo de vegetación (DP; ecuación 3).

$$\text{Ecuación 3} \quad \text{DP} = \text{Pv} + \text{Tv}$$

Donde:

DP = dispersión de la perturbación

Pv = posición de la vialidad con respecto al terreno

Tv = tipo de vegetación

² Fuentes de contaminación atmosférica de la carretera 186 y efecto de borde en las áreas naturales protegidas de Calakmul y Balam-kú.

³ Ver tabla 1, en el Capítulo II. 3 Contaminación por ruido de fuentes fijas y móviles en el área de protección de flora y fauna Laguna de Términos.

El mapa resultante de la ecuación 3 se agrupó en cuatro categorías de DP: imperceptible, leve, intermedia e intensa. Finalmente, el mapa de DP se sobrepuso a los mapas de MPC y MPR para delimitar las áreas más críticas.

3. Resultados y discusión

3.1. Pérdida de hábitat

3.1.1. Pérdida directa

Considerando el ancho de la red de vialidades, la pérdida de hábitat directa es de cerca de 25,000 ha para el caso de carreteras, caminos y veredas (58.8, 41.0 y 0.2 % de la superficie, respectivamente), mientras que para los ferrocarriles es de 198 ha (figura 2). De esta superficie afectada, 77 % corresponde a selvas húmedas y subhúmedas, 15 % a selvas secas, 7 % a humedales y 1% a sabanas. En términos de área total, el estado más afectado es Yucatán (8,165 ha), seguido de Tabasco (6,465 ha), Campeche (6,016 ha) y Quintana Roo (4,297 ha). Sin embargo, estas superficies representan un porcentaje mínimo de la extensión territorial total de dichas entidades (0.3, 0.1, 0.2 y 0.1 %, respectivamente).

Tal y como se mencionó en el Capítulo I. 5, el sistema de ANP del sureste mexicano comenzó a constituirse en la década de 1980 y se consolidó en la de 1990, cuando ya estaba establecida prácticamente toda la red de carreteras y vías férreas actuales. Por lo tanto, la pérdida directa de hábitat dentro de ANP hasta el año 2015 ha sido mínima, restringiéndose a la causada por la ampliación de vías ya existentes (50 ha para Tabasco, 80 ha para Campeche, 20 ha para Yucatán y cerca de 30 ha para Quintana Roo).

Con respecto a la pérdida directa de hábitat esperada por el proyecto Tren Maya, al corte del 1 de enero de 2021 se encuentra en construcción la fase 1, que corresponde a 631 km, que van de Palenque, Chiapas a Izamal, Yucatán. Para este tramo, donde ya existe una vía férrea, Fonatur ha solicitado a Semarnat la autorización de cambio de uso del suelo en una superficie de 800.95 ha, de un total de 2,668.26 ha de superficie que requiere el proyecto.⁴ Para la fase 1 se ha solicitado un derecho de vía de 40 m y el ancho del corredor donde se eliminará la vegetación será de al menos 30 m (figura 3). Si estos valores se repiten para el resto de los tramos del tren, donde la vegetación está mejor conservada, el hábitat eliminado será de al menos 3,000 ha, haciendo un total aproximado de 3,600 ha; tal deforestación representará el 15 % de todo lo perdido por las vías de comunicación terrestres, para el sureste, en los últimos 200 años, subrayando el hecho de que el Tren Maya se planea realizar en solo cuatro años.

⁴ Oficio resolutivo SGPA/DGIRA/DG/06043. Consultado en: <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgiraDocs/documentos/camp/resolutivos/2020/04CA2020V0009.pdf>

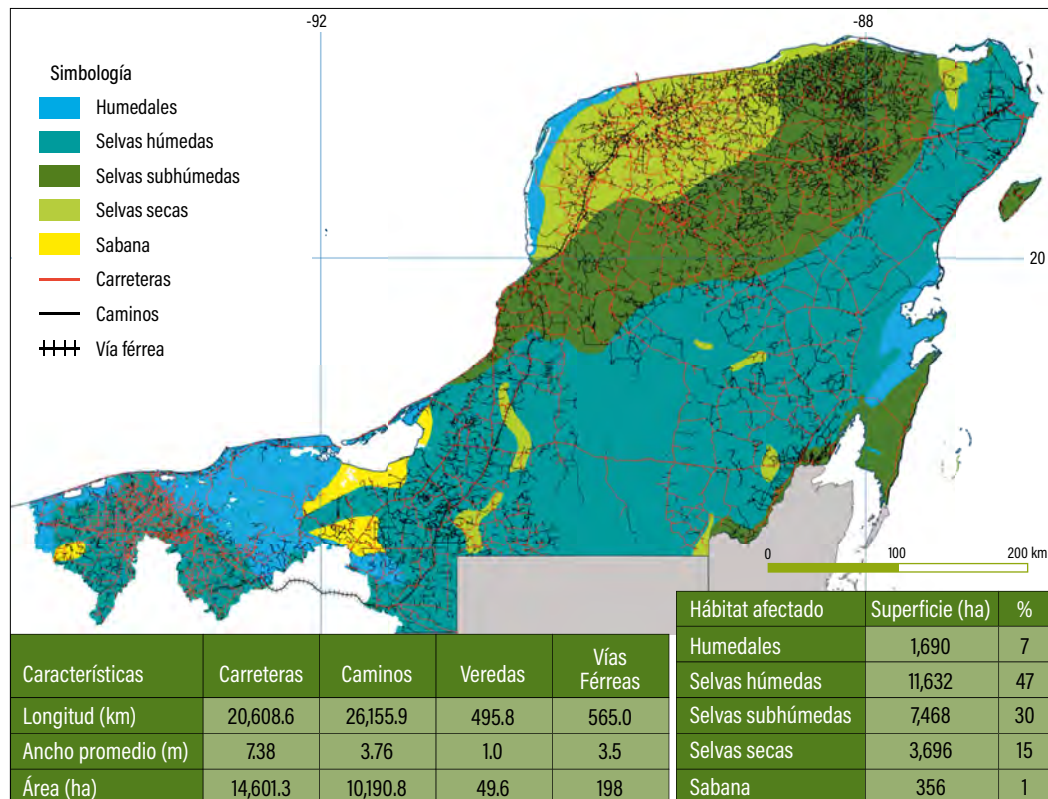


Figura 2. Pérdida directa de hábitat por construcción de vías de comunicación en el sureste de México. [Elaboración propia a partir del mapa de vegetación potencial de Rzedowski (1990) y las redes nacionales de carreteras y vías férreas (ver tabla 1).]

El resolutivo de la fase I del tren no autorizó ningún cambio de uso del suelo en áreas donde dichos cambios no fueran congruentes con el plan de manejo de las ANP que atraviesa el proyecto. Sin embargo, el documento no clarifica si existirán superficies afectadas en áreas cuyas categorías de manejo sí lo permitan. Independientemente de esta falta de información, se puede asegurar que el Tren Maya tendrá una repercusión ambiental mayor que la causada por la red de carreteras de la región, aún cuando parte del proyecto se construirá sobre vías férreas existentes. Bajo el enfoque de un estudio de impacto ambiental, dicho efecto será de carácter negativo, de tipo directo, con una magnitud alta y con una duración y frecuencia de corto plazo debido a que la superficie que afectará de forma irreversible representa el 15 % de lo que se ha perdido por carreteras en dos siglos.



Figura 3. Eliminación directa de hábitat para la construcción del Tren Maya, el cual está paralelo a la carretera 180, tramo Campeche-Mérida, entre Kopomá y Maxcanú. [Elaboración propia a partir de imágenes del mismo sitio tomadas de Google Earth (2015) y mediante dron (2020), por Jorge A. Benítez.]

3.1.2. Pérdida inducida

El análisis para determinar el umbral de influencia de las carreteras sobre los cambios de uso del suelo mostró diferencias importantes para cada estado. En la figura 4, el mapa y la tabla muestran la superficie de pérdida inducida por las vialidades, donde la proporción actual de hábitats funcionales y medianamente funcionales es menor al 80 % (ver distancia en recuadro derecho). Mientras que Tabasco presentó el umbral más amplio (6.7 km), Quintana Roo exhibió el menor de ellos (0.8 km), en tanto que Campeche y Yucatán presentaron valores intermedios (2.2 y 1.9 km, respectivamente).

Comparativamente, la pérdida inducida de hábitat para los estados de Tabasco y Quintana Roo fue 300 veces mayor que la pérdida directa, mientras que para Campeche y Yucatán fue 450 veces más alta. En términos de superficie de pérdida inducida, Yucatán y Tabasco presentan las proporciones más altas (90 y 83 % de la superficie estatal, respectivamente), seguidos de Campeche (52 %) y Quintana Roo (29 %). Cabe recalcar que dicha proporción no corresponde a las superficies deforestadas ni a las áreas donde se ha perdido toda la funcionalidad del paisaje para la fauna, sino a la extensión de la fragmentación promovida por la red vial.

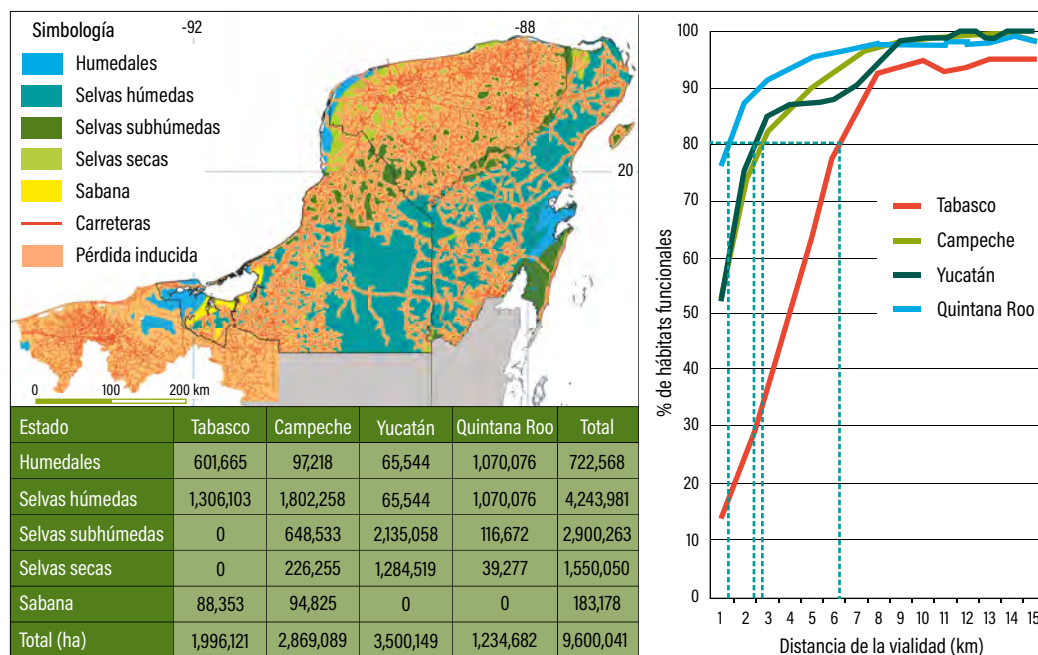


Figura 4. Pérdida inducida de hábitat a través de las vías de comunicación en el sureste de México. [Elaboración propia a partir del mapa de vegetación potencial de Rzedowski (1990) y los buffers de los umbrales de cada estado realizados a partir de las redes nacionales de carreteras y vías férreas.]

Las amplias diferencias entre estados sobre la cantidad de hábitats perdidos se deben en gran medida a la densidad de vialidades que presenta cada entidad. Por ejemplo, la densidad de vialidades de Yucatán (0.45 km/km²) y de Tabasco (0.42 km/km²) es más alta que la de Campeche y Quintana Roo (0.14 y 0.19 km/km², respectivamente) y, por lo tanto, las pérdidas directas son también mayores. De igual forma, para el caso de la pérdida inducida, la alta densidad de caminos hace que los efectos de las vialidades se traslapen entre sí, aumentando considerablemente el área de inducción.

De manera similar a la pérdida directa de hábitat, la pérdida inducida dentro de las ANP ha sido mínima. Sin embargo, las tendencias de cambio difieren entre cada estado. Para el caso de todas las ANP de Tabasco y Campeche, la presencia de paisajes sin función y poco funcionales para la fauna ha incrementado en un punto porcentual desde su declaratoria, mientras que en Quintana Roo se ha mantenido constante y en Yucatán han decrecido en 2.5 %. Estas diferencias se deben principalmente a la población que vive dentro de estas ANP y las actividades productivas que realiza. Además, para el caso de Tabasco y Campeche, la construcción de otros elementos lineales como los ductos petroleros y las líneas de transmisión han influido en sus tendencias de cambio.

La pérdida inducida de hábitats que causará el Tren Maya dependerá de la ubicación final de las estaciones y del número de visitantes esperados para cada sitio. A diferencia de las carreteras, las vías férreas no suelen ser usadas por otras actividades productivas para la colonización de espacios a lo largo de la vía.⁵ En este contexto, las estaciones donde se planea construir nuevos centros de población, como en Calakmul, serán los sitios más afectados. Para estos sitios, la pérdida estimada es de 5,500 ha por estación, considerando únicamente espacios de ocupación urbana.⁶

Otro aspecto a considerar sobre la pérdida inducida de hábitats que generará este proyecto es la capacidad de carga que se espera del tren, la cual disminuirá los costos de transporte de la agricultura industrial y la ganadería de la Península. Ambas actividades se encuentran fuertemente vinculadas y fueron responsables de la deforestación de 50,400 ha de selva entre 2001 y 2013 (Alonso y Velázquez, 2019). Por lo tanto, la pérdida inducida de hábitats puede incrementar significativamente durante la primera década de funcionamiento del tren.

⁵ Vid. apartado 4. 2. 2. en el Capítulo III. 5 Elementos de evaluación ambiental estratégica para el proyecto Tren Maya.

⁶ Vid. apartado 3. 2, en el Capítulo III. 6 Impacto de la vía férrea y del crecimiento turístico asociado al Tren Maya: medidas de mitigación y cambios al diseño para las reservas de Calakmul y Balam-kú.

Para el caso de las ANP de la región, las áreas donde se espera un mayor impacto por la pérdida inducida de hábitat son aquellas localizadas en la zona de influencia de las estaciones del tren y los nuevos centros turísticos. Tal es el caso de las reservas de Balam Kú y Calakmul.⁷

Con base en lo descrito en este apartado, puede asegurarse que la pérdida inducida de vegetación es el mayor impacto residual que ha dejado la infraestructura vial, puesto que ha servido de punto de entrada de diversos factores de perturbación como la ganadería, la industria forestal-exótica (eucalipto), los cultivos de palma de aceite, soya y maíz transgénico, entre otras actividades que tienen un impacto sinérgico con magnitud alta; todos estos factores se verán exacerbados por el Tren Maya.

3.1.3. Tendencias de pérdida de hábitat para la fauna

De acuerdo con la tendencia general, se ha presentado una disminución constante de los paisajes con funcionalidad íntegra e intermedia, en la medida en que los paisajes con funcionalidad baja y nula han aumentado (figura 5). Para mediados de la década de 1980, periodo en el que se tiene el primer mapa de uso del suelo y vegetación del Inegi, Tabasco y la porción suroeste de Campeche, así como el norte del estado de Yucatán, ya mostraban una pérdida importante de sus hábitats, mientras que la porción central de Campeche y todo el estado de Quintana Roo presentaban paisajes más íntegros. Sin embargo, dicha integridad se perdió en las tres décadas siguientes, creando un patrón de vegetación altamente fraccionado.

Entre las áreas más afectadas por la fragmentación destaca la porción central y sur de Yucatán, así como el norte de Quintana Roo, las cuales perdieron unidad y continuidad para el año 2015. Este periodo de alta fragmentación coincide con el de intensificación de la red de carreteras señalada en el Capítulo I. 5.⁸

El análisis realizado con el módulo MOLUSCE para este periodo (1985-2015) mostró un cambio promedio del 25 % para los hábitats con funcionalidad íntegra e intermedia, con una pérdida de 3,947,070 ha en los cuatro estados del sureste. Los resultados de este modelo indicaron también que las variables de entrada (MDE y vías de comunicación) presentaron un valor de 0.87 en el índice de Kappa. Esto significa que estas dos variables explican casi dos terceras partes de la variación que ha ocurrido con el uso del suelo de la región. Como consecuencia de estos factores, la mayor concentración de los hábitats

⁷ Vid. Capítulo III. 6.

⁸ Vid. apartado 2. 5, en el Capítulo I. 5 Vías de comunicación, reordenamiento territorial y reconfiguración de las (in)movilidades humanas en la península de Yucatán y la frontera sur de México.

funcionales para la fauna se localiza en el centro y sur de la península, donde la topografía es más abrupta y la densidad de vías de comunicación es menor (figura 5). Además de la topografía, en estas áreas los paisajes antrópicos no han podido prosperar por la falta de agua superficial y la mala calidad del agua subterránea, causada por la alta concentración de cloruros y sulfatos (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011, Perry *et al.*, 2011 y 2019, Benítez *et al.*, 2011 y Sánchez-Sánchez, 2015).

Las tendencias de cambio son más claras al analizarlas a nivel de estado (figura 6). Tabasco ha perdido sus hábitats funcionales de forma logarítmica,⁹ con una etapa inicial de cambio muy pronunciada; la mitad de su territorio se transformó entre 1940 y 1980. A partir de ese lapso, continuó perdiendo espacios naturales de manera constante y solo se estabilizó hasta alcanzar el 70 % de la superficie estatal, cuando las áreas remanentes no fueron susceptibles de ser aprovechadas para actividades productivas.

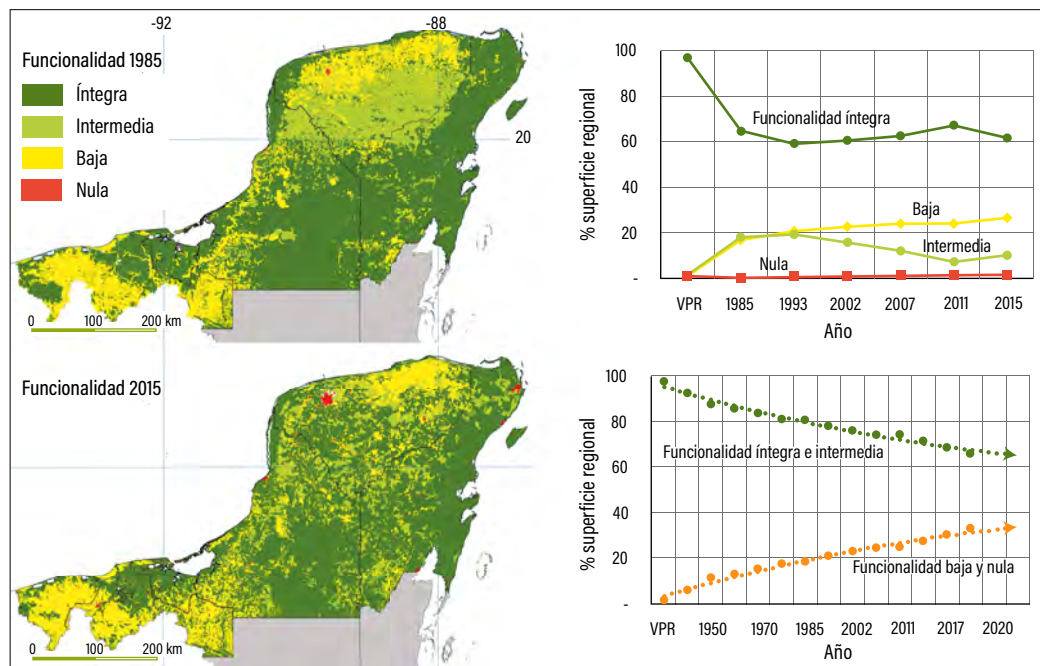


Figura 5. Tendencias regionales de cambio en la proporción de hábitats funcionales para la fauna. Los mapas muestran los escenarios extremos de la cartografía del Inegi (años 1985 y 2015; tabla 2). La gráfica superior derecha muestra los cambios de cada categoría de funcionalidad, mientras que la inferior muestra las clases agrupadas.¹⁰

⁹ En el crecimiento logarítmico, la tasa de aumento per cápita disminuye a medida que la población alcanza su límite máximo.

¹⁰ La agrupación se realizó para obtener una tendencia más clara, ya que la cartografía del Inegi presenta errores de clasificación que pueden generar variaciones espurias (ver notas 56 y 57 en AM).

El crecimiento logarítmico de los paisajes antrópicos tabasqueños contrasta con el crecimiento exponencial¹¹ de la población, la cual presentó una etapa inicial de crecimiento lento que posteriormente se volvió más pronunciado. Este patrón coincide con lo señalado por Gallardo-Cruz y Fernández-Montes de Oca en este libro,¹² referente a que la construcción de infraestructura y la expansión de las actividades agropecuarias son los factores que presentan una relación significativa con el cambio de uso del suelo, mientras que, para el caso del crecimiento poblacional, esta relación solo es obvia en las localidades conectadas con un alto número de carreteras.

Aunque las carreteras son la causa próxima que ha inducido la deforestación en Tabasco, los agentes subyacentes que han impulsado dicho motor de cambio son de orden político y socioeconómico. Tal y como se señala en el apartado 2.3 del Capítulo I.5, entre 1940 y 1960 se dio preferencia a la construcción de carreteras como soporte para el progreso, relegando los ferrocarriles a un segundo término. Mediante esa infraestructura el mercado regional de la ganadería se vinculó al mercado nacional, impulsando el cambio de uso del suelo (Rentería-Garita, 2009; Manjarrez *et al.*, 2007).¹³

Aunado a lo anterior, a partir de la década de 1970, las vías de comunicación terrestres se vincularon a “una política del Estado mexicano para ocupar territorios y hacer productivas tierras que consideraba ociosas, lo que llevó a la colonización de la frontera de Tabasco y Campeche con Guatemala (Alonso y Velázquez, 2019).¹⁴ Posteriormente, el desarrollo exponencial de la industria petrolera entre 1970 y 2000 (Pérez-Sánchez *et al.*, 2014) incrementó sustancialmente la infraestructura carretera y el crecimiento poblacional por la inmigración de mano de obra, factores que provocaron la expansión de las actividades agropecuarias. Como resultado de estos tres agentes (ganadería, colonización de tierras e industria petrolera), la densidad de caminos y carreteras se intensificó en la segunda mitad del siglo xx, perdiéndose prácticamente la totalidad de las selvas húmedas y sabanas naturales. En la actualidad, el paisaje de Tabasco se compone por una infinidad de fragmentos de vegetación nativa de diversos tamaños, dispersos en una matriz de pastizales (Pozo-Montuy *et al.*, 2008a).

¹¹ En el crecimiento exponencial, la tasa de crecimiento por individuo es la misma sin importar el tamaño de la población, lo que hace que crezca cada vez más rápido conforme se hace más grande.

¹² *Vid.* Capítulo II.1. Escenarios de pérdida de cobertura arbórea en la cuenca baja del Usumacinta, en Tabasco: impactos demográficos y de las vías de comunicación en la región.

¹³ Estos estudios coinciden en que el impulso al sector agropecuario de los años treinta del siglo pasado sentó las bases para la ganaderización del estado.

¹⁴ *Vid.* apartado 2.4, Capítulo I.5.

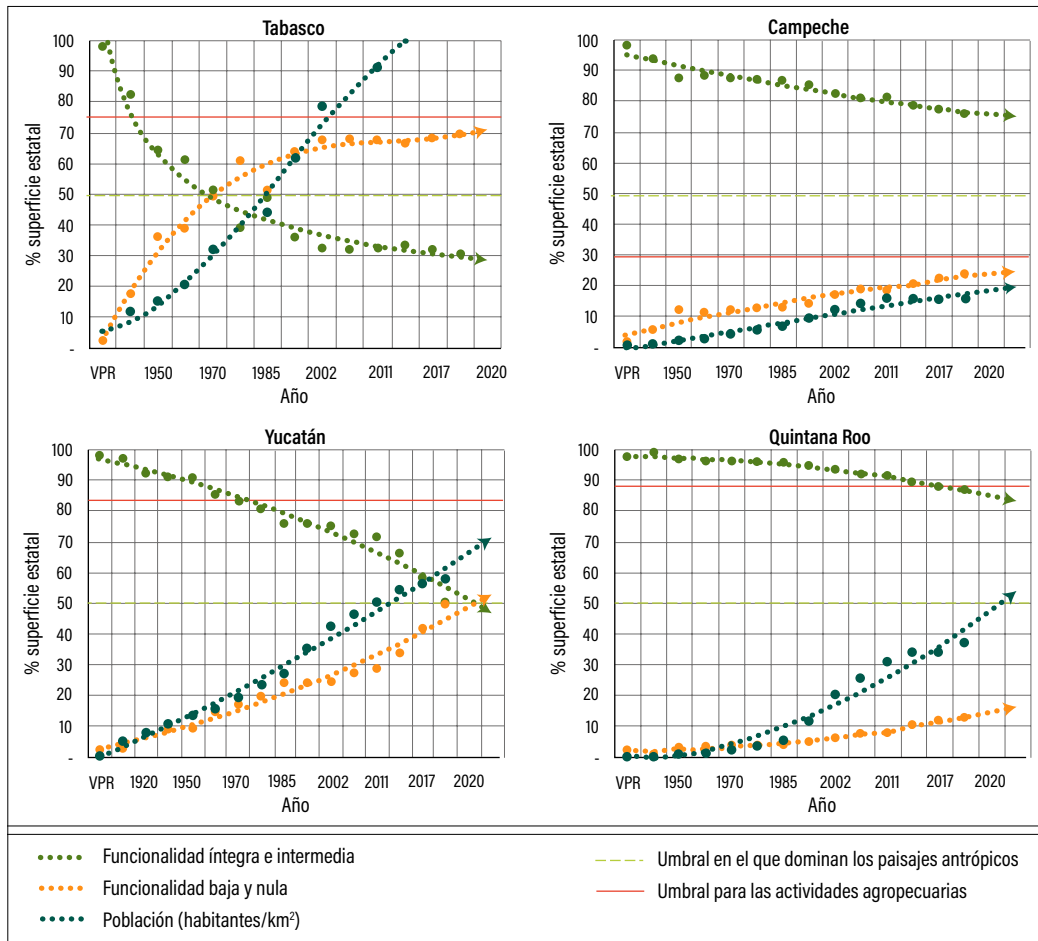


Figura 6. Tendencias de cambio de hábitats funcionales¹⁵ para la fauna por estado, partiendo de la vegetación potencial de Rzedowski (1990) hasta el año 2020. [Elaboración propia con datos estadísticos de 1900-1920 para Yucatán (Eastmond *et al.*, 1999), 1940-1975 (DGE, 1955 y 1975) y 2017-2020 (Inegi, 2020b; SIAP, 2020; Semarnat, 2020) para todos los estados, así como de la cartografía del Inegi (1985-2015; tabla 2 en AM).]

Los agentes subyacentes de cambio de uso del suelo en Tabasco también se presentaron en el estado de Campeche, con la salvedad de que la industria petrolera se asentó en la zona costera-marina, la colonización de tierras ocurrió principalmente en los valles de Champotón, así como a lo largo de la carretera Escárcega-Xpujil (Cortina-Villar *et al.*,

¹⁵ Debido a que los datos anteriores a 1985 y posteriores a 2015 no provienen de mapas de uso del suelo, así como por los errores inherentes a las series del Inegi (ver notas 56 y 57 en AM), las cuatro categorías de funcionalidad se han agrupado en dos, utilizando las proporciones como puntos para aplicar funciones exponenciales o logarítmicas para definir las tendencias.

1999),¹⁶ y la actividad ganadera se restringió a los municipios de Candelaria, Carmen (en la porción sur) y Escárcega. Esta constricción se debió en gran medida a que el área con potencial para actividades productivas era mucho menor que en Tabasco y se circunscribía a los valles kársticos de la región, dejando por fuera las regiones abruptas, sin cuerpos de agua superficiales y con agua subterránea de mala calidad. Por este motivo, el crecimiento logarítmico de los paisajes antrópicos ha sido menos marcado y con un comportamiento similar al crecimiento poblacional (figura 6), ocasionando que, actualmente, el 80 % de la superficie estatal aún presente hábitats con funcionalidad íntegra e intermedia.

Un cuarto factor promotor de cambio de uso del suelo en Campeche ha sido la introducción de cultivos industriales, tales como el de arroz (Cortina-Villar *et al.*, 1999) y el de palma de aceite (Isaac-Márquez *et al.*, 2016), desarrollados en el sur del estado en las décadas de 1980 y 2010, respectivamente. De igual forma, la agricultura mecanizada de la región de La Montaña, en el centro-oeste del estado (municipio de Hopelchén), ha provocado tasas de deforestación de 0.3 % entre 1988 y 2000 y de 0.7 % entre 2000 y 2005 (Ellis y Porter-Bolland, 2008; Porter-Bolland *et al.*, 2007). Estudios recientes en esta región señalan que durante el período 2005 a 2015 la deforestación aumentó cinco veces más que la tasa nacional (Ellis *et al.*, 2015). De acuerdo con estos mismos autores, la expansión de la agroindustria ha ocurrido por la sinergia entre la construcción de caminos, la venta y renta de tierras a menonitas y los programas de subsidios para el desarrollo agropecuario.

Para el caso de Yucatán y Quintana Roo, la pérdida de hábitats funcionales ha tenido un patrón prácticamente lineal, pero con una historia de uso de sus paisajes mayor para Yucatán (170 años) que para Quintana Roo (50 años). Como consecuencia, actualmente 50 % de los hábitats yucatecos han perdido su funcionalidad, mientras que el estado caribeño solo ha disminuido el 13 %. A pesar de sus diferencias históricas, cerca de la mitad de la pérdida de hábitats en ambos estados ha ocurrido en las últimas dos décadas y han coincidido con un crecimiento exponencial de su población. Si embargo, este crecimiento de la población ha sido más de tipo urbano que rural; en Yucatán, 84 % de la población es urbana y 16 % es rural, mientras que en Quintana Roo 88 % de la población vive en ciudades y el 12 % en localidades rurales.¹⁷ Por lo tanto, las causas subyacentes que han motivado el cambio han sido, para el caso de Yucatán, el incremento de redes viales entre Mérida y la costa norte para el desarrollo de la industria pesquera y por el turismo de segundas residencias de la clase burguesa de Mérida (García de Fuentes y Morales, 2000; García de Fuentes *et*

¹⁶ Como consecuencia de la infraestructura carretera y los procesos de colonización, estos autores reportan una tasa de deforestación de 0.15 % para el periodo 1975-1986 y de 0.54 % para el periodo 1986-1990.

¹⁷ <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/default.aspx?tema=me>

al., 2019).¹⁸ En cuanto a Quintana Roo, la pérdida de sus paisajes está relacionada con el desarrollo turístico en la zona costera norte del estado (Torres y Momsen, 2005; Murray, 2007) y con la expansión de la agroindustria en el sur (municipios de Felipe Carrillo Puerto y Othón P. Blanco), motivada por políticas de desarrollo y subsidios al campo (Ellis *et al.*, 2015; Díaz-Gallegos *et al.*, 2010; Bray y Klepeis, 2005). Parte de este impacto del crecimiento de polos turísticos en el norte de Quintana Roo es tratado en el Capítulo III. 6.

Con base en lo mencionado en esta sección, se puede afirmar que la pérdida inducida que las vialidades ejercen a la vegetación es siempre mucho mayor que la superficie que ocupan y que los factores que motivan la construcción de dicha infraestructura suelen estar orientados a un sector económico específico. Además, la incursión hacia territorios inexplorados por parte de una determinada actividad económica, a través de nuevas vías de comunicación, suele favorecer la colonización de los mismos territorios por otras actividades humanas diferentes a las originales. Dos ejemplos muy claros de esta relación pueden ilustrarse en el estado de Tabasco. El primero de ellos se refiere a la construcción de la carretera 180 que permitió vincular la producción agropecuaria tabasqueña con el mercado nacional (Isaac-Márquez, 2008). Al respecto, compárese la pérdida directa de paisajes naturales por vialidades en 1970 (2,350 ha),¹⁹ con las 90,000 ha del Plan Chontalpa en 1963 (enfocado a la producción agropecuaria; Tudela, 1989) y las 115,000 ha del Plan Balancán-Tenosique en 1972 (enfocado a la producción ganadera; Casco, 1980).

El segundo ejemplo, para la misma entidad de Tabasco, se relaciona con la industria petrolera. De acuerdo con Pacheco-Figueroa *et al.* (2019), la construcción de un campo petrolero en Tabasco afectó de forma directa únicamente 4.56 ha. Sin embargo, al término de su uso había provocado la transformación de 550 ha, debido a la construcción de dos carreteras y mejoramiento de una tercera, propiciando el desarrollo de la ganadería, explotación forestal ilegal y asentamientos humanos. De acuerdo con Pacheco *et al.*, el crecimiento petrolero-carretero deriva no sólo en la pérdida de la superficie ocupada por la infraestructura, sino en otras áreas naturales que son deforestadas por actividades asociadas. Esto se debe a que en el desarrollo de proyectos petroleros es común la petición de programas sociales por parte de las comunidades, los cuales se comprometen como medidas de compensación. Muchas de estas actividades forman parte de la transformación del paisaje, ya que se solicitan aperturas adicionales de caminos, o construcción de nuevas infraestructuras para favorecer las actividades agrícolas, pecuarias o los asentamientos humanos irregulares.

¹⁸ Vid. apartado 2. 5, del Capítulo I. 5.

¹⁹ Vid. apartado 2. 4, en el Capítulo I. 5.

3.2. Efecto de barrera

3.2.1. Bloqueo de movimiento

Tal y como se explicó en la sección de la metodología, el índice de bloqueo (IB) asume que el libre movimiento de la fauna es menor en la medida en que los corredores viales son más anchos, la cobertura de su superficie es más artificial que el entorno, el número de vehículos por día es mayor y la velocidad del tráfico aumenta. Considerando la suma de estos factores (IB, ecuación 1), las áreas con mayor efecto de barrera por el bloqueo de movimiento son los municipios centrales del estado de Tabasco, las áreas conurbadas de las principales ciudades del sureste, así como las siguientes vialidades: 1) carretera 180, en los tramos Coatzacoalcos-Villahermosa, Villahermosa-Ciudad del Carmen, Champotón-Campeche y Campeche-Mérida; 2) carretera 186, tramo Villahermosa-Escárcega; 3) carretera 201, tramo Escárcega-Champotón; 4) carretera 261, tramo Mérida-Progreso y 5) carretera 307, tramo Cancún-Tulum (figura 7).

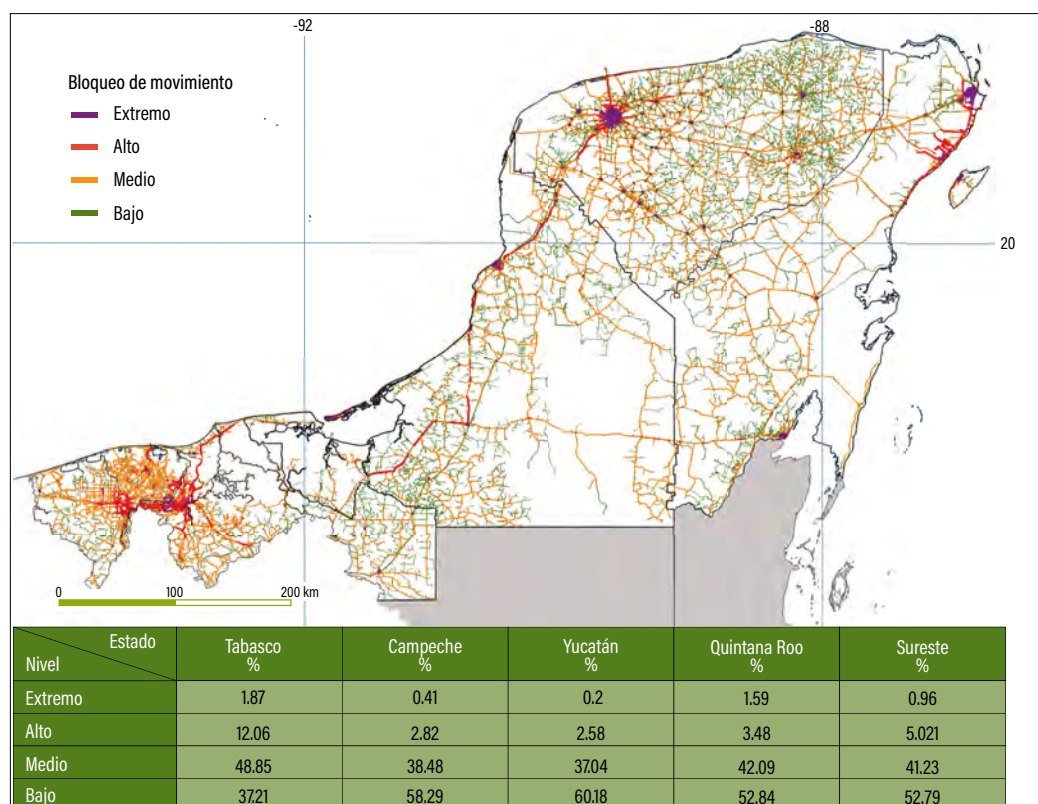


Figura 7. Efecto de barrera por bloqueo de movimiento sobre la fauna silvestre, considerando cuatro categorías de IB. La tabla muestra el porcentaje de vialidades de cada categoría, por estado y a nivel sureste. (Elaboración propia.)

De las vialidades arriba mencionadas destacan los tramos Villahermosa-Ciudad del Carmen, que actualmente afectan el libre movimiento de la fauna en las ANP Pantanos de Centla y Laguna de Términos. También el tramo Villahermosa-Escárcega que impide el libre movimiento entre el ANP Cañón del Usumacinta y el complejo Pantanos de Centla-Laguna de Términos, así como los tramos de Escárcega-Champotón y Campeche-Mérida, las cuales afectan el movimiento de la fauna en los corredores biológicos que conectan las ANP del centro de la Península (Balam Kú, Balam Kin, Calakmul y Puuc), con las ANP de Laguna de Términos y Los Petenes; para la distribución de corredores biológicos ver los paisajes de conexión en la figura 1.

A nivel estatal, Tabasco presenta el mayor porcentaje de vialidades con IB que va de alto a extremo (~ 14 %); tres veces más que Quintana Roo, cuatro veces más que Campeche y cinco veces más que Yucatán. Los municipios tabasqueños con mayor IB son Centro, Cunduacán, Comalcalco y Cárdenas, en el triángulo que forman las ciudades de Villahermosa, Cárdenas y Comalcalco.

El impacto por bloqueo de movimiento que causará el Tren Maya dependerá del tipo de barrera de protección que se construya a lo largo de la vía, del número y localización de los pasos de fauna, así como de la sinergia de la vía férrea con otras estructuras. Desafortunadamente, esta información aún no está disponible. Por ejemplo, una de las grandes interrogantes desde que se anunció este proyecto a finales de 2018 era si la nueva vía llevaría una cerca perimetral o no.²⁰ Al respecto, es hasta noviembre de 2020 que el resolutivo emitido por Semarnat aborda dicha pregunta en la página 82²¹ y menciona que la vía irá confinada. Sin embargo, no se describe el tipo de cerca que se utilizará y la autoridad no pidió al promovente dicha información.

Al igual que con la cerca perimetral, la información de los pasos de fauna es confusa. En la página 155 del resolutivo se menciona que se construirán 93 de tales estructuras, mientras que en la página 276 se menciona la construcción o adaptación de 244. Aunado a lo anterior, las características y ubicación exacta de estas estructuras se desconoce. Al respecto, el resolutivo solo pone como condicionante que, previo al inicio de la construcción de la obra, Fonatur presente el programa de establecimiento y monitoreo de los pasos de fauna.

En este punto es importante considerar que el uso de los pasos de fauna no será inmediato, ya que la fauna silvestre suele tener un periodo de varios años para acostumbrarse a tales estructuras. Por lo tanto, la construcción de una cerca doble a lo largo de 1,600 km supondrá

²⁰ Vid. capítulos III. 5 y III. 6.

²¹ En la consulta pública de la obra (tabla en página 82 del resolutivo), a la pregunta: “¿Debido a la velocidad que pretende llevar el tren, éste será confinado?”, el promovente (Fonatur) respondió: “Sí, se pretende confinar para evitar accidentes”.

un efecto de barrera inmediato, con restricciones importantes para el movimiento libre de la fauna en la primera década de funcionamiento de la vialidad.

Por lo que respecta a la sinergia que tendrá el proyecto con otros elementos lineales, con base en la información que el Gobierno federal proporcionó en los primeros 20 meses, se esperaba que el tramo de la fase 1 sería el menos afectado por el hecho de que ya existía una vía férrea instalada. Sin embargo, tal y como se mostró en el apartado 3. 1 (figura 3), las características reales de la nueva vía han causado una acumulación de impactos muy importante en los tramos que corren paralelos a las carreteras. En estos puntos, el ancho de los corredores sin vegetación es del orden de 70 m, imponiendo un efecto de barrera considerable para la fauna con ciclos de vida al ras del suelo e impenetrable para los arborícolas. Esta situación adversa para las especies arborícolas será particularmente grave en los paisajes fragmentados de Tabasco (Balancán y Tenosique), donde habita una de las mayores poblaciones de mono aullador negro (Pozo-Montuy *et al.*, 2021), que se verán afectadas por la falta de pasos de fauna del tramo 1 del Tren Maya, ahora no solo lidiarán con la escasez y dispersión de árboles,²² sino que tendrán una cerca perimetral que deberán de cruzar para efectuar sus desplazamientos, bajo todos los riesgos que ello implica.

Tanto por su magnitud como por el corto periodo de construcción previsto, el bloqueo del movimiento de la fauna que causará el Tren Maya afectará de manera directa a las ANP del Cañón del Usumacinta, Los Petenes, Balam Kú y Calakmul. De manera indirecta se verán afectadas al menos nueve ANP localizadas en las zonas costeras de la región (letras de la B a la H; T y U, en figura 1), las cuales perderán conectividad con los hábitats del centro de la Península.

3.2.2. Atropellamiento

Además de los factores del IB, el índice de riesgo por atropellamiento (IRA) consideró la abundancia de la fauna en el entorno de las vialidades. Como resultado, las vialidades de los estados de Campeche y Quintana Roo presentan los valores más altos de estos índices (figura 8). Esto es especialmente cierto para las siguientes carreteras: 1) 180, en el tramo del poblado de Atasta (donde Pozo-Montuy *et al.*²³ reportan una mortandad de 0.02803 Ind./km/día) y en el tramo Campeche-Mérida; 2) carretera 201, en el tramo Escárcega-Champotón; 3) carretera 186, en el tramo Escárcega-Chetumal (donde Sánchez-Acuña y Benítez²⁴ reportan una mortandad de 0.02073 Ind./km/día) y 4) carretera 307, desde

²² Vid. apartado 3. 1. 2. de este artículo.

²³ Capítulo II. 6.

²⁴ Capítulo II. 5.

Reforma Agraria hasta Puerto Juárez, con especial énfasis en los tramos Bacalar-Felipe Carrillo Puerto y Cancún-Tulum, junto con las carreteras perpendiculares que comunican a la Riviera Maya. Para el caso de Tabasco, destacan los tramos de la carretera 180 que atraviesan los corredores de vegetación entre la costa y el ANP Pantanos de Centla (donde Pacheco-Figueroa *et al.*²⁵ reportan mortandades de 0.38 Ind./km), mientras que en Yucatán sobresalen las carreteras periféricas que comunican a las ciudades de Mérida y Valladolid.

En términos del efecto de barrera asociado al atropellamiento, las ANP directamente más afectadas son Pantanos de Centla y Laguna de Términos (en sus porciones costeras), Los Petenes (en la porción sur) y la porción central de las reservas de Calakmul y Balam Kú. De manera indirecta, la probabilidad de atropellamiento es particularmente alta en los corredores biológicos Balam Kú-Laguna de Términos, Biocultural Puuc-Los Petenes, Bala'an K'aax-Sian Ka'an y Calakmul-Uaymil.

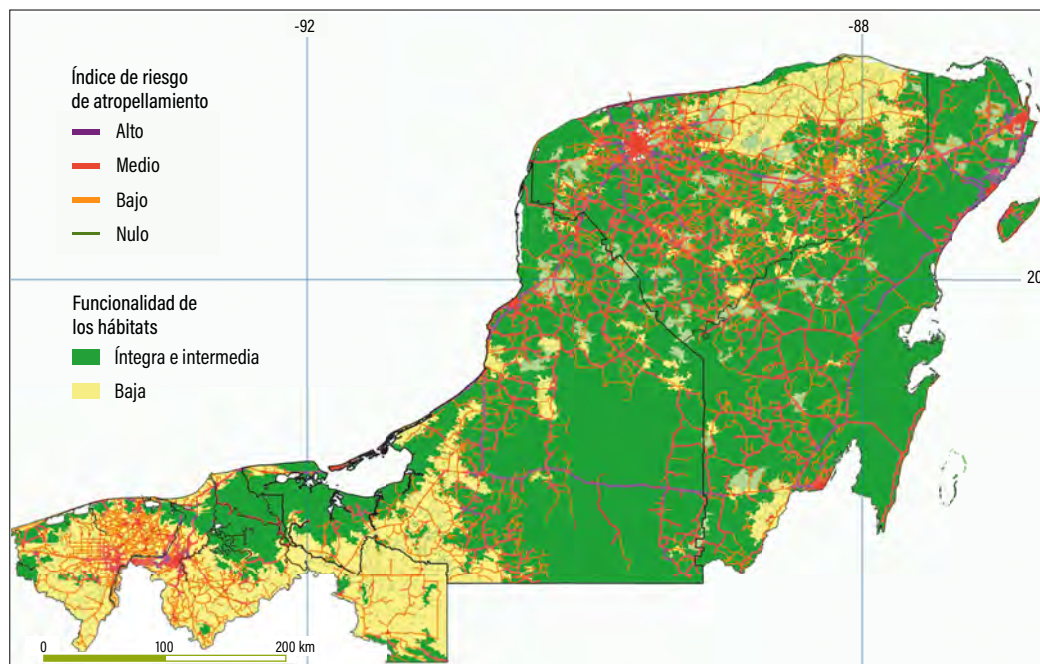


Figura 8. Índice de riesgo por atropellamiento (IRA), de las vialidades del sureste mexicano, sobrepuesto a los paisajes agrupados por su funcionalidad.

²⁵ Capítulo II. 8.

De particular importancia son las ANP cuyas zonas núcleo están separadas por carreteras con IRA medio y alto, lo que constituye una amenaza para la biodiversidad debido al potencial crecimiento del tránsito de estas vialidades. Tal es el caso de Pantanos de Centla, donde el riesgo de atropello es bastante alto para los anfibios, seguido de las aves (Cruz-Hernández *et al.*, 2012), así como para las ANP de Balam Kú y Calakmul, donde el riesgo de atropello es muy alto para mamíferos y aves.²⁶

Una de las limitantes de los índices aplicados es que ni el IB ni el IRA consideran el posible uso de alcantarillas y puentes como pasos no-específicos de fauna.²⁷ En este sentido, Tabasco (uno de los estados con alto IB), por su condición de planicie aluvial, presenta un gran número de estas estructuras, comparado con la península de Yucatán que presenta suelos rocosos y carece de corrientes superficiales. Por ejemplo, el número de puentes que cruzan ríos y arroyos, por cada 100 km de carreteras federales, es de 15 para Tabasco, 10 para el sur de Campeche, tres para el centro y norte de Campeche, dos para Quintana Roo y 0.4 para Yucatán.²⁸ De igual forma, el número de alcantarillas en Tabasco es de 20 por cada 10 km de carreteras (López-López, 2014), mientras que en el tramo Escárcega-Chetumal es de solo seis.²⁹ Por lo tanto, en la época de secas y en los años de poca precipitación, la fauna tabasqueña podría estar haciendo un uso intensivo de tales pasos, aunque no existen datos que lo confirmen. Además, este uso se vería fuertemente limitado durante la época de lluvias y en los años de avenidas excepcionales, forzando a la fauna a usar el terraplén de las carreteras para su movimiento (Pozo-Montuy y Serio-Silva, 2007, Pozo-Montuy *et al.*, 2008b).

Otra limitante en la parametrización del IB y del IRA es que solo aplican para especies con ciclos de vida al ras del suelo y no consideran el grado de agilidad de los individuos o las rutas de algunas especies voladoras. Por lo tanto, estos índices son más adecuados para invertebrados en general, anfibios, reptiles, aves que vuelan poco o viven en el suelo, así como mamíferos terrestres o semiarbóricolas (que tienen la habilidad de bajar al suelo como los primates).³⁰

Al analizar los diferentes estudios de caso de este libro que discuten el tema de atropellamiento, se encontró que 172 especies de vertebrados fueron arrolladas, de las

²⁶ *Vid.* Capítulo II. 5.

²⁷ *Vid.* Capítulo III. 2 Actividad relativa de mamíferos silvestres en pasos no específicos de fauna de la carretera 186, en la reserva de la biosfera de Calakmul y la zona sujeta a conservación Balam-kú, Campeche, México.

²⁸ <http://www.sct.gob.mx/carreteras/direccion-general-de-conservacion-de-carreteras/puentes-de-la-red-federal-de-carreteras/>

²⁹ Capítulo III. 2.

³⁰ Ver apartados 2. 1. 3 y 2. 2, en el Capítulo I. 2.

cuales, los grupos más impactados fueron los mamíferos, con 61 especies, y los reptiles, con 54; mientras que solo 42 especies de aves y 15 de anfibios fueron colisionadas. Estos resultados coinciden con el proyecto Global Roadkill Observations,³¹ en el cual se cita que, hasta enero 2021, las especies más atropelladas pertenecen a los reptiles y mamíferos. Sin embargo, puede verse que el impacto de las carreteras sobre la fauna silvestre difiere con el grupo bajo estudio y métodos empleados. Por ejemplo, existen puntos de alta siniestralidad para grupos específicos, como la cueva de los murciélagos en Calakmul (ver Vargas-Contreras *et al.*),³² donde la población se concentra a pocos metros de la carretera y las tasas de atropellamiento son sumamente elevadas (0.61 y 1.09 Ind./km/día para 2006-2007 y 2010-2011). Además, si se comparan estas tasas de atropellamiento con la reportada por Sánchez-Acuña y Benítez³³ (0.01379 Ind./km/día), para el mismo grupo y localización en 2010-2011, la diferencia es cercana a un orden de magnitud. Estas discrepancias pueden deberse a la metodología empleada por Vargas-Contreras *et al.*, donde los recorridos se realizaron a pie y se contabilizaron tanto los individuos localizados sobre la carpeta asfáltica como por fuera de ella.

Otros factores importantes derivados del estudio de Vargas-Contreras *et al.* son las diferencias encontradas en los muestreos realizados, que reportan casi el doble de mortandad en un periodo de tres años. De acuerdo con lo informado en el Capítulo II. 5, en ese periodo no se presentaron diferencias importantes en el tráfico vehicular, por lo que las discrepancias pueden deberse a fluctuaciones en la población. En este mismo sentido, el estudio de largo plazo realizado por Cedeño-Vázquez *et al.* (nueve años)³⁴ indica que los movimientos de las poblaciones de fauna pueden variar considerablemente de un año a otro (coeficiente de variación ~ 30 %), por lo que las tasas de atropellamiento también.

Tal y como se señaló en el marco teórico de este libro, las especies atropelladas y el número de individuos colisionados se relacionan con el tipo de ambiente atravesado por la vialidad. Por ejemplo, los resultados de Tabasco reportados por Pacheco *et al.* indican que, en cuanto al número de especies, las aves son las más afectadas, mientras que, en lo referente al número de individuos, los mamíferos y los anfibios presentan un mayor porcentaje. Estos resultados son similares a los encontrados en Calakmul por Sánchez-Acuña y Benítez, con excepción de los anfibios debido a que las carreteras de Tabasco atraviesan humedales y en Calakmul abundan las selvas. De igual forma, en los humedales de Celestún, la fauna más atropellada fue la de los reptiles y anfibios, seguida de los mamíferos.

³¹ <https://www.naturalista.mx/projects/global-roadkill-observations>

³² Capítulo II. 7.

³³ Capítulo II. 5.

³⁴ Capítulo II. 9.

Otro factor que determina las tasas de atropellamiento, corroborado en los capítulos de este libro, se relaciona con los patrones de comportamiento de la fauna silvestre. Las especies tolerantes al disturbio, como los tlacuaches (*Didelphis spp.*), son de las más reportadas como atropelladas en la mayoría de los estudios de caso. Otra especie recurrente en el registro de atropellos es la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), la cual se adapta a los disturbios del hábitat y es muy común verlas cerca de las carreteras (Baker *et al.*, 2007; Grilo *et al.*, 2009; J. A. Vargas-Contreras, comunicación personal). De esta especie, los datos de cámaras-trampa de Brichieri y Alexander³⁵ indican diferencias estadísticamente significativas en la actividad entre 50-750 m de la carretera 186. De acuerdo con los mismos autores, dicha especie puede estar manteniéndose cerca de la vialidad para evitar la depredación y la competencia con el jaguar y el puma, los cuales son encontrados a mayor distancia del derecho de vía.

En contraste con las especies tolerantes al disturbio, las más sensibles raramente aparecen en los registros de atropello. Por ejemplo, no obstante que en los dos años de monitoreo realizado en Calakmul por Brichieri y Alexander se reportó la presencia amplia de jaguar (*Panthera onca*), puma (*Puma concolor*), ocelote (*Leopardus pardalis*), tigrillo (*Leopardus wiedii*), jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) y tapir (*Tapirella bairdii*), dichas especies tendieron a evitar la carretera a partir de los 100 m de distancia. Debido a la alta sensibilidad que presentan ante el disturbio (sobre todo al ruido) y a sus hábitos de movimientos nocturnos, cuando el tráfico vehicular es menor, ninguna de estas especies se reporta atropellada en el presente libro. De hecho, el único registro científico que se tiene de un jaguar atropellado es muy reciente (Hernández-Pérez *et al.*, 2020), lo cual es muy raro para Calakmul, donde el tráfico vehicular es moderado (1,600 autos por día) y presenta ventanas de oportunidad para el paso de fauna durante la noche, cuando el volumen de autos es menor.³⁶

Tal y como lo señalan Benítez *et al.*,³⁷ los registros anecdóticos de felinos atropellados más frecuentes se tienen en las áreas donde el tráfico nocturno ha incrementado notablemente, como en la zona norte de la costa de Quintana Roo, que presenta 25,000 vehículos por día en promedio y tráfico toda la noche. Esta hipótesis parece reforzarse por la reciente verificación de 12 cruces exitosos de un puma hembra en la carretera de cuatro carriles de la Riviera Maya, entre Playa del Carmen y Puerto Aventuras (López- González *et al.*, 2020). Este tramo es uno de los críticos señalados por el IRA (figura 8) y López-González

³⁵ Capítulo II. 4.

³⁶ Vid. Capítulo III. 2.

³⁷ Capítulo III. 6.

et al. atribuyen el éxito del cruce a una reducción en la movilidad humana por la pandemia producida por covid-19.

Por lo que respecta al tapir, el único registro científico de atropellamiento es para la carretera 201 Escárcega-Champotón,³⁸ donde también se obtuvieron altos valores de IRA. En el kilómetro 62 de esta carretera, Contreras-Moreno *et al.* (2013) reportaron un ejemplar de *Tapirella bairdii* atropellado, un año después de que dicha carretera se amplió de 8 a 12 m y la velocidad permitida incrementó hasta 110 km/hr (figura 9). De acuerdo con los datos de la DGST/SCT (2020), el volumen de tráfico en ese tramo aumentó en un 31 % en el año posterior a su modernización. Por lo tanto, este incidente refuerza, por un lado, el impacto inmediato que tiene la modernización de las carreteras y, por otro, la importancia del tramo Escárcega-Champotón como corredor biológico para especies protegidas (Benítez y Villalobos, 2010; Hidalgo-Mihart, 2017).



Figura 9. Sitio de la carretera 201 donde se tiene un reporte de tapir atropellado (flecha amarilla). Los paisajes en ambos lados de la vialidad corresponden a vegetación secundaria arbórea de selva mediana, con áreas agropecuarias inundables y bosques cultivados. La ubicación del incidente y la fotografía superior derecha fueron tomadas de la publicación de Contreras-Moreno *et al.* (2013). (Fotografía aérea con dron: Jorge A. Benítez.)

³⁸ Para Calakmul existe un registro empírico en el kilómetro 161 de la carretera federal 186, reportado por Frida Paloma en la base de naturalista: <https://www.naturalista.mx/observations/8039776>

Un tercer grupo de especies, cuyo comportamiento determina la susceptibilidad de ser atropellados, es el de los arborícolas, como el mono aullador negro, que sin ser estrictamente tolerante o sensible requiere hacer movimientos constantes en búsqueda de alimento y pareja. Por tal motivo, en hábitats sumamente fragmentados, como los de Tabasco, las tropas de esta especie se desplazan entre rodales de vegetación divididos por carreteras, lo que aumenta el riesgo de atropellamiento. Dichas colisiones ocurren particularmente en temporada de inundaciones, cuando las únicas superficies secas son los terraplenes de las carreteras. Como consecuencia, se ha documentado la reducción poblacional de dicha especie por atropellamiento, adjudicando dicho impacto a la ampliación de la carretera 186 Villahermosa-Escárcega, dentro del área sujeta a conservación ecológica playas de Catazajá, en Chiapas (Pozo-Montuy, 2012).

Otro aspecto importante que resalta de los estudios de caso del presente libro es que las colisiones de vehículos con animales suelen presentar agregación en el tiempo y el espacio. Por ejemplo, en la costa de Tabasco,³⁹ al igual que en Atasta,⁴⁰ los puntos de alta siniestralidad coinciden con la presencia de áreas semiurbanas o a menos de 1.5 km de áreas urbanas, lo cual puede deberse a un factor combinado de mayor tráfico con cierta atracción que ejerce la vialidad sobre especies no sensibles al disturbio. Además, locaciones de evidente conflicto, como el de la cueva de los murciélagos,⁴¹ sobresalen por sus altas tasas de atropellamiento. Esto implica que una parte importante de las colisiones de fauna silvestre con el tráfico vehicular podría prevenirse eventualmente si la mitigación se centra en tales sitios (Jaeger *et al.*, 2005).

Al igual que en el caso del bloqueo de movimiento, evaluar el impacto por atropellamiento que tendrá el Tren Maya es muy complejo con la poca información que se tiene sobre el proyecto. Esto es especialmente cierto para los puntos donde la nueva vía coincida con carreteras. En caso de que en estos sitios se coloquen pasos de fauna, se desconoce si serán solo para el tren o abarcarán también la carretera. En caso de que sean solo para el tren, la fauna que atraviese la carretera seguirá estando expuesta a los atropellamientos y, si tiene un paso exitoso pero su trayectoria no coincide con un paso de fauna, tenderá a regresar y cruzar nuevamente la vialidad, volviendo a ponerse en riesgo.

Aunado a lo anterior, se desconocen las características que tendrá la cerca perimetral para evitar que la fauna escave por debajo de ella o ingrese al corredor a través de los numerables pasos vehiculares o peatonales. Esta información es importante porque la fauna atrapada dentro del enmallado será altamente susceptible a ser atropellada.

³⁹ Vid. Capítulo II. 6.

⁴⁰ Vid. Capítulo II. 8.

⁴¹ Vid. Capítulo II. 7.

Los efectos de barrera que causará el Tren Maya (bloqueo de movimiento y atropellamiento) serán particularmente perjudiciales en los corredores biológicos que conectan las ANP del centro de la Península (Calakmul, Balam-Kú, Balam-Ki, Puuc, entre otras), con las ANP localizadas en la costa (Laguna de Términos, Petenes, Ciénagas y manglares de la costa norte, Sian Ka'an, Huaymil, entre otras).

En este punto es importante considerar que la conectividad es un elemento dinámico, que puede cambiar espacial y temporalmente de acuerdo con el paisaje. Por lo tanto, la fauna de las ANP no estará cruzando las vialidades en un solo punto, sino en diferentes zonas que cambiarán de acuerdo con las condiciones por temporada o por las presiones que se derivan de actividades antrópicas. Por esta razón, el Tren Maya debe considerar un análisis de conectividad, donde se determinen las zonas de mayor resistencia en las diferentes ANP y dar continuidad a estos estudios, para medidas futuras.

3.3. Disminución de la calidad del hábitat

A partir de los valores de TPDA y los coeficientes de emisión reportados en el presente libro, se estima que el tráfico vehicular del sureste genera anualmente alrededor de mil toneladas de hidrocarburos y cerca de 300 toneladas de plomo. Los niveles de estos contaminantes son particularmente altos para los municipios centrales de Tabasco, la costa norte de Quintana Roo y el área conurbada de la ciudad de Mérida (figura 10).

En cuanto a las fuentes de ruido, los vehículos que emiten el mayor número de decibeles (camiones con categoría "C") presentan una frecuencia mayor en las siguientes vialidades: a) carretera 180, tramos Coatzacoalcos-Villahermosa y Catazajá-Escárcega (1 camión/minuto), así como el tramo Escárcega-Chetumal (1 camión/2'); b) carretera 26, tramos Escárcega-Champotón-Campeche (1 camión/2').

Por lo que respecta a las condiciones de la topografía y la vegetación que favorecen la dispersión de los contaminantes y ruido, destacan las de las planicies inundables de Tabasco y las planicies kársticas del norte de Yucatán. La sobreposición de las fuentes de perturbación y las condiciones del paisaje indican que la calidad del hábitat es menor en las planicies de Tabasco y sur del estado de Campeche, así como en el área conurbada de Mérida y la costa norte de Quintana Roo (figura 11).

Tomando en cuenta las fuentes de perturbación y su propagación en el paisaje, no existen ANP donde la calidad del hábitat se considere baja. Sin embargo, esta puede no ser la situación de las ANP donde se reportan especies altamente sensibles (como los felinos y el tapir). En este caso, el ruido puede ser un factor importante en las vialidades que atraviesan las ANP de Balam Kú y Calakmul, así como los corredores biológicos que conectan las ANP del centro de la Península y las de Laguna de Términos y el complejo Sian Ka'an-Uaymil.

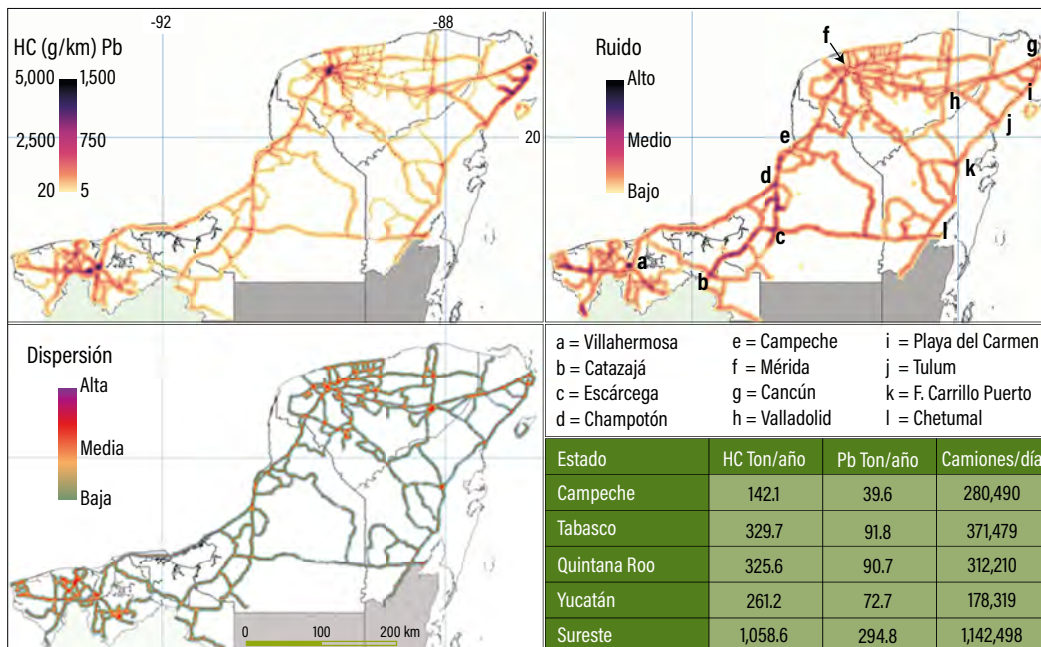


Figura 10. Niveles diarios de contaminación y ruido para cada tramo carretero, así como grados de dispersión de tales perturbaciones en función de la topografía y vegetación.

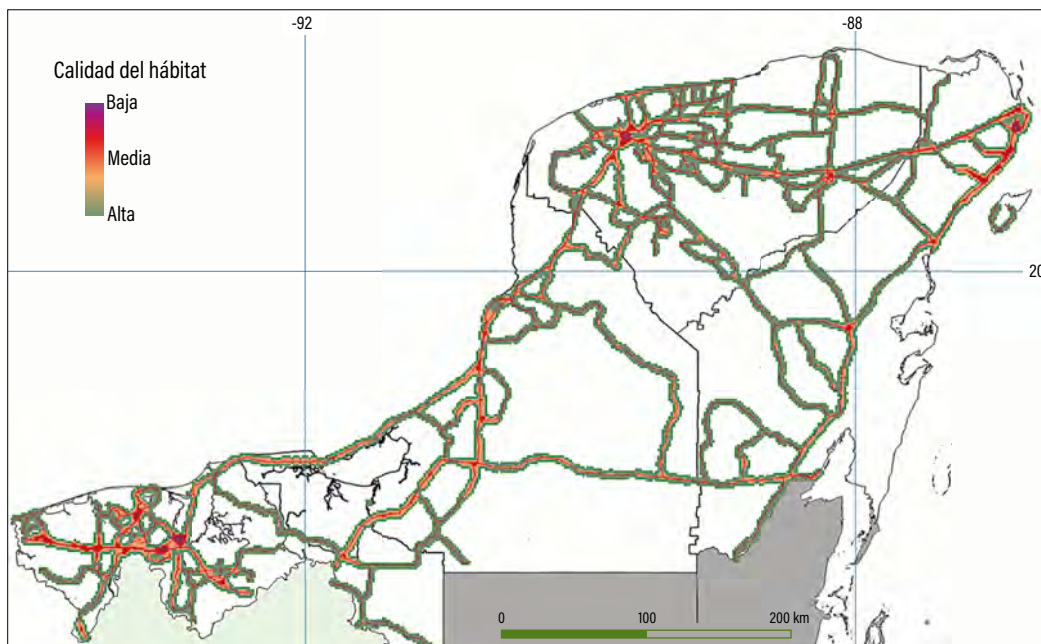


Figura 11. Calidad del hábitat en el sureste mexicano, considerando los niveles de contaminación y ruido, así como las condiciones del paisaje que favorecen la dispersión de la perturbación.

Con respecto a las emisiones de contaminantes y ruido que generará el Tren Maya, lo primero que debe considerarse es que tal proyecto no se pensó como una manera de resolver el problema de transporte terrestre, sino de atraer mayor turismo a la zona. Por lo tanto, aun cuando se trate de un tren de bajas emisiones, no disminuirá el tráfico vehicular en las zonas actualmente críticas. Por el contrario, puede incrementarlo por el crecimiento de la población que impulsará. Por ejemplo, los altos volúmenes de contaminación y ruido que actualmente presentan los municipios centrales de Tabasco y el área conurbada de Villahermosa son ocasionados por la actividad petrolera y agropecuaria del estado, así como el de su población. Estas actividades tienen una dinámica independiente del turismo y el impulso reciente al sector petrolero exacerbará el tráfico vehicular. De igual forma, las actividades económicas del área conurbada de Mérida y la actividad turística de la costa norte de Quintana Roo tienen una dinámica que, lejos de disminuir, aumentarán con el nuevo flujo de turismo impulsado con el tren.

Otro aspecto relevante sobre el proyecto del tren es que será una fuente continua de ruido, funcionando como tren de pasajeros durante el día y como tren de carga durante la noche. Esta situación es importante porque la mayoría de las carreteras del sureste presentan muy poco tráfico por la noche, creando ventanas libres de perturbación para la fauna. Además, tal y como se señaló en el Capítulo III. 6, la actividad turística tiene un componente nocturno muy relevante, lo que ha extendido las perturbaciones de tráfico las 24 horas en sitios como la Riviera Maya, sobre todo en temporada alta. Este aspecto será particularmente importante para los nuevos centros turísticos que se desarrollarán con el tren, como el de Calakmul, donde actualmente la fauna no tiene restricciones importantes de movimiento durante la noche.

4. Consideraciones finales

Además de la discusión ampliada sobre los impactos de las vías de comunicación realizada en los apartados anteriores, hay consideraciones generales que resulta pertinente resaltar en este capítulo de conclusiones. La primera de ellas tiene que ver con el papel que debería jugar la ciencia en el diseño e implementación de vías de comunicación más sustentables. La segunda se relaciona con los criterios y procedimientos de la autoridad ambiental al otorgar los permisos para la construcción y modernización de la infraestructura vial. La tercera, y última, se refiere a la falta de un análisis costo-beneficio que incluya las externalidades ambientales para la justificación de megaproyectos de vías de comunicación.

Sobre el papel de la ciencia

La ecología de carreteras y vías férreas presenta un atraso considerable en todas las regiones tropicales del mundo y México no es la excepción (Monge-Nájera, 2018). Tal y como se

señala en el Capítulo I. 3 de este libro, para el sureste mexicano no existe todavía el conocimiento integral de los aspectos fisiológicos que expliquen el movimiento de los animales ni sus necesidades de espacio para sobrevivir; menor aún es el conocimiento de cómo las actividades humanas cambian el patrón normal de movimiento. Al respecto basta señalar que, no obstante que los estudios sobre atropellamiento de fauna se remontan a la década de 1930 y la implementación de medidas para mitigar dicho impacto comenzaron en Norteamérica en la década de 1970 (Kroll, 2015), los estudios iniciales sobre ecología de carreteras en México no se presentaron hasta la década de 1990 y el primer caso exitoso de una carretera construida con las medidas de mitigación adecuadas fue a principios de la presente década (2011),⁴² cuando el cuerpo de conocimiento sobre ecología de carreteras ya superaba un millón de citas bibliográficas (figura 12).

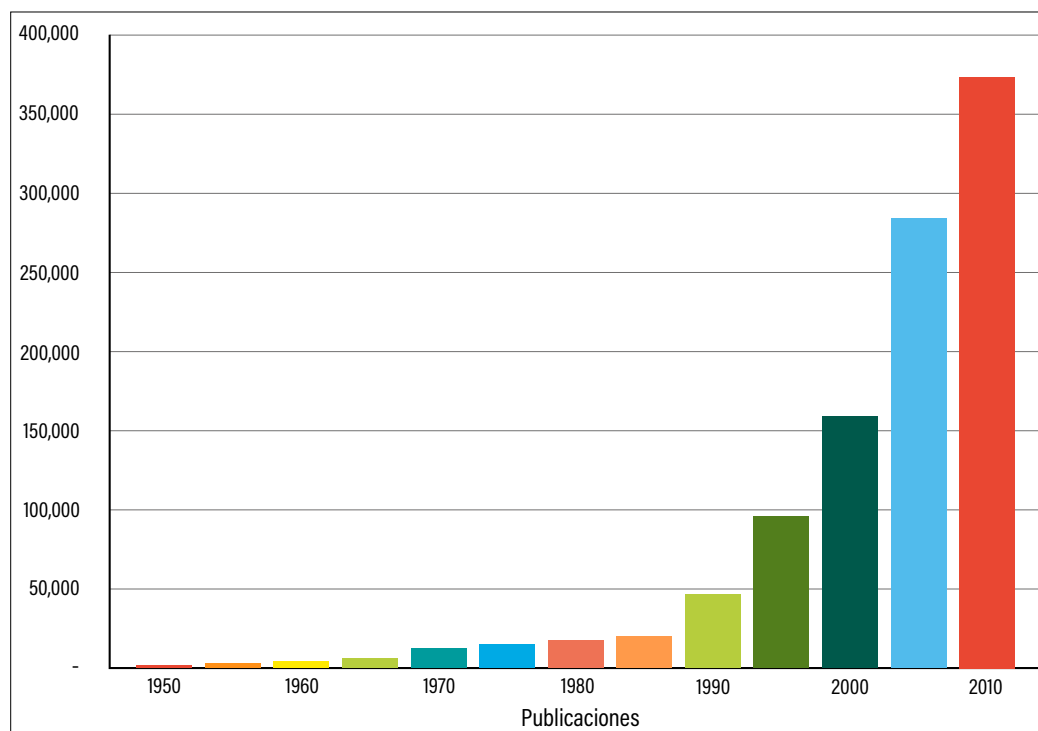


Figura 12. Publicaciones sobre *Road Ecology* (1950-2010). (Elaboración propia a partir de búsquedas por quinquenio en Google Scholar.)

⁴² Vid. Capítulo III. 4 Medidas de mitigación para la protección de fauna terrestre en la carretera Cedral-Tintal-Playa del Carmen, en Quintana Roo, México.

Aunado a lo anterior, es importante señalar que el cambio de paradigma en la construcción de carreteras no se debió a la acumulación de conocimientos científicos, sino a una campaña mediática en contra del impacto que causan las carreteras sobre la fauna, a tal grado que el Senado de la República instauró en 2015 un punto de acuerdo con el cual exhortó a la SCT a informar acerca del impacto sobre las poblaciones del mono aullador negro y sus medidas de mitigación (Folio 690, 2015). Esto marcó un parteaguas para que en las carreteras del sureste de México se consideren medidas de pasos aéreos y subviales para la fauna terrestre y arborícola. Como resultado, desde el 2016 la SCT tiene una serie de lineamientos internos con recomendaciones para minimizar el impacto de las vías de comunicación.⁴³ Sin embargo, es necesario que tales lineamientos sean de carácter obligatorio, idealmente a través de una norma oficial, y que estén basados en estudios locales para su implementación; los monitoreos preobra, como el descrito en el Capítulo III. 3, así como el seguimiento y ajuste de las medidas de mitigación, como el efectuado en el Capítulo III. 4, deberían ser una constante en todos los proyectos.

Este seguimiento es muy importante porque dichas medidas de mitigación en muchas ocasiones se realizan solo por cumplir con el resolutivo que marca la autoridad y no para una reducción real del impacto. Como muestra de ello, puede mencionarse la mala ubicación y diseño de pasos de fauna que se han realizado durante la ampliación de algunas vialidades. El primer ejemplo corresponde a las estructuras en la carretera 186, en los límites de Tabasco y Campeche (figura 13). Como se aprecia en la imagen, el paso arborícola se ha colocado completamente aislado del paisaje circundante, por lo que la falta de conectividad arbórea impide su utilización. Tal carencia no solo es importante por el costo económico de tales estructuras, también lo es por las consecuencias ambientales que ocasiona. Tal y como se señaló en el apartado 3. 2. 2, esta zona es de suma importancia para las poblaciones del mono aullador negro, por lo que la falta de conectividad arbórea provoca una alta tasa de atropellamientos de esta especie (Pozo-Montuy, 2012).

El segundo ejemplo se refiere a la modernización de la Carretera Mérida-Chetumal, actualmente en curso (figura 14). En esta vía se ha ignorado que la fauna vertebrada suele moverse por las veredas que atraviesan las carreteras principales y no a través de la vegetación densa o por topografía muy abrupta, por lo que las estructuras pierden funcionalidad cuando están colocadas en lugares inaccesibles. Como puede apreciarse en esta figura, para la instalación de los pasos nuevos se ha eliminado la vegetación circundante y en ninguno de los dos lados existe una vereda que dé continuidad al pasaje.

⁴³ Manual para Estudios, Gestión y Atención Ambiental en Carreteras. <https://www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGST/Manuales/Manuales-2016/manual-atencion-ambiental-carreteras.pdf>



Figura 13. Paso superior para fauna arbórea colocado en la carretera 186, tramo Villahermosa-Escárcega, en un sitio desprovisto de vegetación arbórea y sin presencia de monos aulladores. (Fotografía: Gilberto Pozo-Montuy.)



Figura 14. La imagen izquierda muestra un paso de fauna inferior (PFI; número 2 de la imagen derecha). La imagen de Google Earth muestra las veredas que atraviesan la carretera, así como la ubicación de dos PFI (separación de 1.5 km), y el sitio de atropellamiento (círculo) de la liebre de la fotografía inferior. (Imágenes tomadas por Jorge A. Benítez, durante los trabajos de ampliación y modernización de la carretera Mérida-Chetumal.)

Además de su mala ubicación, los pasos de fauna, como el de la figura 14, presentan varias restricciones en su diseño:⁴⁴ a) son muy pequeños (1.10 x 2.0 m) para ser usados por fauna vertebrada mayor; b) las cercas de inducción son de solo 20 m a cada lado de la estructura y no coinciden con ninguna vereda o pasos naturales, por lo que no conducen efectivamente a los organismos, y c) el piso es de concreto y elevado del suelo, lo que les da un aspecto muy artificial que puede desmotivar su uso por parte de algunas especies. Estas deficiencias tienen implicaciones económicas importantes debido a que cada estructura incrementa los costos de construcción y no cumple cabalmente con su función; en este caso, la carretera presenta alrededor de 50 pasos de fauna en un tramo de 100 km. Más importante aún es el hecho que la ampliación de dicha carretera está por realizarse en el corredor biológico que conecta a las ANP de Bala'an K'aax y Sian Ka'an por lo que es necesario un estudio que determine y dé seguimiento a la funcionalidad de dichas estructuras.

Sobre los criterios y procedimientos de la autoridad ambiental

Uno de los grandes retos que enfrenta la Semarnat es ejercer su rol como instancia ambiental reguladora de los proyectos que el gobierno en turno promueve. En esta situación, la autoridad debería de operar como una agencia fundamentada en la ciencia, por lo que debería de fortalecer en su interior una política de integridad basada en datos, similar a la de los centros de investigación. Ante la falta de esta política, se otorgan con facilidad los permisos ambientales para las obras (Velasco *et al.*, 2014; Alcosta *et al.*, 2015) y en los estudios de impacto ambiental que se presentan se aceptan argumentos falsos sobre el “bajo impacto” que tienen las obras lineales o la negación de la presencia de especies en peligro. Como ejemplo puede citarse lo ocurrido en el sexenio 2006-2012, cuando se implementó el programa carretero más ambicioso y grande del sureste, a través del cual se ampliaron y modernizaron varios tramos de las carreteras 180, 186 y 201, entre otras, con impactos significativos para el movimiento de la fauna.

No obstante que dichas vialidades atravesaban ANP y corredores biológicos, la justificación en los estudios ambientales para la ausencia de medidas de mitigación para la fauna fueron siempre las mismas: que la SCT ya contaba con un derecho de vía (DDV) que ya estaba impactado por actividades agropecuarias y que no había especies protegidas en el sitio de la obra. En este contexto, el criterio argumentado de posesión del DDV es realmente insolente, porque dichas vías de comunicación se construyeron antes de la definición de corredores biológicos y ANP, pero además presupone un derecho a desatender los aspectos ambientales de una superficie de la cual el Gobierno federal es dueño.

⁴⁴ Para más detalle ver Capítulo III. 1.

Aunado a lo anterior, al aceptar el criterio de que no es importante lo ya impactado, todas las regionalizaciones realizadas por Conabio y otras instituciones académicas para la delimitación de áreas prioritarias en la región pierde efecto. Este enfoque reduccionista tiene graves consecuencias si consideramos que otro patrón común es el de acumular estructuras lineales. A lo largo de las vías de comunicación suelen construirse líneas de transmisión eléctrica, acueductos, cableados de fibra óptica y ductos petroleros; cada uno de ellos evaluados en estudios ambientales independientes, sin considerar los impactos acumulativos. Por lo tanto, cada proyecto argumenta que no hay nada que proteger y que no hay nada ilegal en seguir ampliando el impacto de dichos corredores.

En este punto es pertinente señalar las omisiones que la autoridad federal ambiental está cometiendo con el Tren Maya: a) al proyecto se le está aprobando un DDV de 40 m y el cambio de uso del suelo dentro de corredores biológicos, sin considerar el impacto acumulado de los tramos que corren paralelos a otros DDV de carreteras y líneas de transmisión (figura 3) y restando importancia a los impactos de la etapa de operación;⁴⁵ b) está permitiendo que el proyecto se evalúe por tramos y no de manera integral, minimizando los impactos a nivel regional y, más importante todavía, c) está delegando a las autoridades estatales la evaluación de los proyectos que detonará el tren, tales como nuevos centros turísticos, actividades agroindustriales y ganaderas, los cuales serán de mayor impacto que el tren mismo.

Además, estas omisiones crearán una serie de daños parciales acumulables, con acciones dentro del marco legal, pero ignorando la dimensión real del daño ambiental. Esta situación es verdaderamente crítica si consideramos la gran riqueza biológica del sureste y que la gran mayoría de carreteras y caminos construidos previamente permanecen sin medidas de mitigación. Por lo tanto, las diferentes actividades humanas presentarán sinergia, operando a distintas escalas en tiempo y espacio. Por ejemplo, a nivel local la fauna silvestre se verá afectada por la barrera física de las vialidades (atropello, ruido, entre otros). A este impacto se sumará la fragmentación de su hábitat por las actividades agropecuarias, la cacería furtiva y el impacto de la fauna feral (todas ellas potenciadas por las vialidades) y, en un nivel superior, se verá afectada por los impactos acumulativos del cambio climático (inundaciones, sequías, incendios forestales, entre otros).

⁴⁵ La magnitud del efecto de barrera de una estructura lineal, como la del Tren Maya, no depende únicamente del ancho del corredor o del porcentaje de la cobertura vegetal que se vaya a eliminar, sino de la frecuencia y velocidad de los trenes, los cuales determinarán las tasas de atropellamiento y el efecto de disuasión ejercido por el ruido y otros factores, como la luz artificial.

Sobre las externalidades ambientales de megaproyectos viales

Otra consideración importante de mencionar en este capítulo de conclusiones es el discurso con el que se justifica la construcción de megaproyectos viales, engrandeciendo los beneficios que producirán y minimizando sus impactos ambientales.

En realidad, las vías de comunicación han probado ser un esquema diseñado para la extracción de recursos y para la apropiación de territorios,⁴⁶ acumulando la riqueza en los centros urbanos y en pocas manos. En este proceso, la destrucción de los hábitats naturales siempre se ha justificado para la generación de capital y la llegada del progreso, sin considerar quién acumula dicha abundancia ni quién define lo que es progreso. Esta situación es importante porque existen estados, como Tabasco, que ya perdieron más del 80 % de su vegetación natural y presentan la densidad de carreteras más alta del sureste y, sin embargo, la pobreza no se ha eliminado y el progreso no ha sido para todos. Para 2018, cerca del 54 % de la población tabasqueña calificaba como pobre, poco más del 36% como vulnerable por carencias sociales o ingresos y alrededor del 10 % se consideraba no pobre ni vulnerable (Coneval, 2020). Por lo tanto, aunque las vías de comunicación han probado ser generadoras de riqueza, históricamente no han demostrado ser reductoras eficientes de pobreza y desigualdad, sobre todo cuando los megaproyectos viales “solo pasan por el territorio”, sin eliminar las trampas del desarrollo local (Bebbington *et al.*, 2016, p. 49).

Aunado a lo anterior, las principales empresas económicas que han operado como promotoras de cambio de uso del suelo en la región (henequén, extracción forestal, ganadería, petróleo, agroindustria, turismo) se han basado en un esquema extensivo de ocupación, usando las vías de comunicación como vía de penetración a nuevos territorios. La mayoría de estas actividades han llegado a una etapa de estancamiento impuesta por las condiciones naturales del paisaje, las cuales implican fuertes limitantes hídricas y edáficas para las actividades productivas. Sin embargo, el turismo de la costa norte de Quintana Roo se ha mantenido de manera artificial y actualmente constituye uno de los factores más dinámicos, expandiéndose en los territorios donde otras actividades humanas no han podido penetrar.

Esta colonización de nuevos espacios por parte del turismo es el motor principal para mantener un incremento constante en el número de visitantes. Tal y como lo señala Butler (2008), en su modelo de evolución de un espacio turístico, Cancún es el ejemplo clásico de un mercado de sol y playa que creció y se consolidó rápidamente atendiendo las preferencias y necesidades de sus visitantes, para posteriormente perder importancia⁴⁷ a causa del

⁴⁶ Vid. Capítulo I. 5.

⁴⁷ Actualmente, Cancún opera más como destino para el turismo de negocios.

progresivo deterioro de los atractivos naturales y culturales originales que en principio fueron responsables de la popularidad de la zona. Aunque pudieron haberse realizado ajustes a los niveles de capacidad y la protección de los recursos para permitir un crecimiento continuo a un ritmo reducido, en la zona norte de Quintana Roo se optó por un uso excesivo y continuo de recursos. Como consecuencia, a medida que el atractivo de Cancún disminuía, la industria del turismo se movió al sur, explotando otras áreas no desarrolladas y dando lugar a los complejos turísticos de Playa del Carmen y Puerto Aventuras, localizados a 50 y 70 km de Cancún, respectivamente. En este proceso de migración hacia el sur, los nuevos destinos turísticos se han vuelto también menos atractivos en la medida de que llegan más turistas a ellos, en ocasiones mucho antes de que se alcancen los niveles de capacidad, repitiéndose el ciclo descrito por Butler, hasta alcanzar al poblado de Tulum (110 km al sur de Cancún).

Dos factores son los que han impedido que el turismo de sol y playa siga su migración hacia el sur. El más importante tiene que ver con la ubicación del aeropuerto de Cancún, el cual es la principal entrada de visitantes y resulta cada vez más lejano para el transporte del turismo a las áreas menos congestionadas.⁴⁸ Un segundo factor lo constituyen las ANP de Sian Ka'an y Uaymil, cuya ubicación en la porción central del estado impide el turismo convencional dentro de sus límites. Como consecuencia, en este patrón de migración hay un salto hacia el extremo sur, donde se ha formado un nuevo desarrollo en Bacalar, pero teniendo como punto de entrada de turistas los cruceros que llegan a Mahahual.

Aunado al problema de traslado de pasajeros, el de mercancías y combustibles se ha convertido en un problema para los polos de desarrollo turístico,⁴⁹ por lo que Mérida se ha convertido en el proveedor principal. Por estas dos razones –la movilidad de turistas y el avituallamiento de las ciudades–, el empresariado de la zona norte de Quintana Roo y de la capital yucateca desde hace una década ha solicitado al Gobierno federal la construcción de un sistema de vías férreas que comunique la Riviera Maya con Mérida, y a Cancún con Tulum,⁵⁰ así como un aeropuerto en Tulum,⁵¹ bajo la lógica de que “cada mejora en la accesibilidad a un área de recreación resulta en un aumento significativo de las visitas y una expansión del área del mercado” (Butler, 2008, p. 11). Por lo tanto, el proyecto del Tren Maya tiene como origen

⁴⁸ Vid. Capítulo III. 6.

⁴⁹ El número de visitantes por año es 10 veces superior a la población estatal, la cual produce muy poco en términos de alimentos.

⁵⁰ Vid. Capítulo III. 5.

⁵¹ En 2021 se iniciará la construcción de este aeropuerto, el cual se pretende inaugurar en 2023, conjuntamente con el Tren Maya: <https://www.jornada.com.mx/ultimas/politica/2020/10/06/se-iniciara-en-2021-construccion-de-nuevo-aeropuerto-en-tulum-5960.html>

fundamental la demanda del sector turístico que desea seguir incrementando el número de visitantes, sin considerar las consecuencias socio-ambientales.

Aunque es innegable que el crecimiento acelerado de este sector podría tener efectos positivos en la generación de empleos, paliando parcial y temporalmente los problemas de pobreza, el gran ganador en este plan será el empresariado ligado al turismo, pero con externalidades ambientales sumamente relevantes para la fauna de ANP. Este abuso será particularmente cierto para los hábitats críticos que constituyen las ANP de Balam Kú y Calakmul,⁵² donde las condiciones naturales habían limitado otras actividades humanas. Por lo tanto, la industria del turismo se está posicionando como una de las causas proximales más importantes de eliminación de paisajes funcionales para la fauna en la región y la ubicación de las estaciones del tren determinará la ruta de ocupación-deterioro de nuevos espacios naturales. Al respecto, basta recordar que Fonatur planea que Calakmul reciba tres millones de visitantes por año, cifra que corresponde más a un parque de diversiones,⁵³ que a un sitio declarado patrimonio mixto de la humanidad.

5. Recomendaciones

Además de las reflexiones generales descritas en el apartado anterior, es oportuno esquematizar una agenda de trabajo para la región que, a manera de recomendaciones, identifique sitios y metas críticas de investigación en función de la vulnerabilidad del paisaje, así como de los riesgos y amenazas que presenta. Para tal fin se definieron las áreas de mayor importancia para la biodiversidad, tomando en cuenta los límites establecidos por diferentes organismos de conservación, tales como los límites de las ANP de la Conanp, las Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAS), los corredores biológicos de Conabio, el uso del suelo actual y el índice de integridad ecológica municipal, entre otros. Esta integración se realizó mediante álgebra de mapas (ver anexo metodológico), dando como resultado tres categorías de vulnerabilidad para la biodiversidad de fauna: alta, media y baja (figura 15). Posteriormente, a estas categorías se sobrepusieron las vialidades con los índices más altos de bloqueo (IB), atropellamiento (IRA) y de perturbación (contaminación y ruido), definiendo el nivel de riesgo de las vialidades en alto y medio. A partir de este mapeo, se identificaron los tramos prioritarios de estudio.

⁵² Vid. Capítulo III. 6.

⁵³ Six Flags México, catalogado en Latinoamérica como el principal centro recreativo en su género, recibe anualmente dos millones de personas al año: https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/v/6910/1/mx.wap/entrega_profepa_certificado_de_calidad_ambiental_turistica_a_six_flags_mexico.html

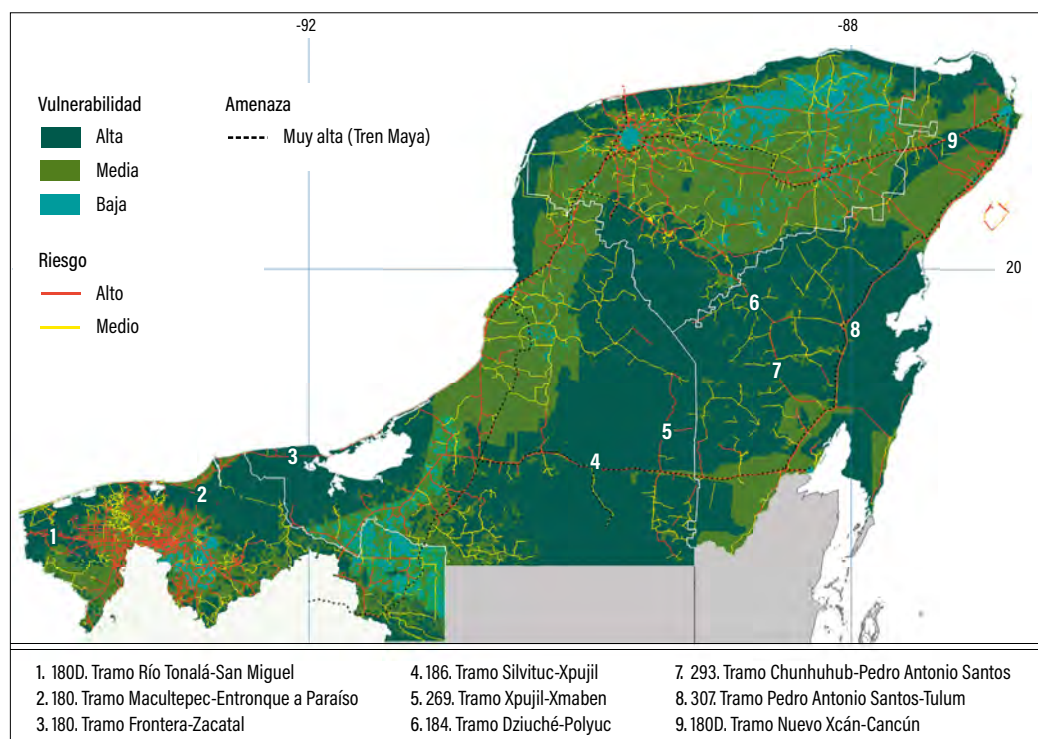


Figura 15. Áreas vulnerables a la pérdida de biodiversidad por el riesgo y las amenazas causadas por las vías de comunicación terrestres. (Elaboración propia.)

Considerando las categorías más críticas de vulnerabilidad y riesgo, las vialidades prioritarias de estudio son: a) los tramos Río Tonalá-San Miguel de la carretera 180D y Macultepec-Entronque a Paraíso de la carretera 180, ambos en el estado de Tabasco, los cuales atraviesan importantes áreas de humedales no-arbóreos; b) el tramo Frontera-Zacatal de la carretera 180 atraviesa humedales de manglar asociados al ANP Laguna de Términos; c) el tramo Silvituc-Xpujil de la carretera 186, que atraviesa las ANP de Balam-kú y Calakmul y corresponde al tramo selva del proyecto Tren Maya; d) el tramo Xpujil-Xmaben de la carretera 269, el cual recibirá una influencia directa por la actividad de la estación de pasajeros y el centro turístico planeados para el Tren Maya; e) los tramos Dziuché-Polyuc, de la carretera 184, y Chunhuhub-Pedro Antonio Santos, de la carretera 293, que corresponden al proyecto de ampliación de la carretera Mérida-Chetumal (actualmente en construcción) y atraviesan el corredor biológico entre las ANP de Bala'an K'aax-Calakmul y Sian Ka'an Uaymil; f) el tramo Pedro Antonio Santos-Tulum, de la carretera 307, que discurre a lo largo de las ANP Sian Ka'an Uaymil, y g) el tramo Nuevo Xcán-Cancún, de la carretera 180D, que atraviesa el corredor biológico entre las selvas conservadas del centro de Quintana Roo y la costa noreste.

6. Conclusiones

- Las carreteras son estructuras que cambian el paisaje y que interrumpen los flujos de energía, nutrientes y procesos ecológicos. Sin embargo, en México existe muy poca información científica al respecto y hay muy pocas vialidades con medidas de mitigación adecuadas, situación que pone en peligro la conservación de los recursos naturales y la integridad de las ANP.
- La pérdida de hábitat directa total, causada por las vías de comunicación en el sureste mexicano, es poco más de 25,000 ha, afectando principalmente a selvas húmedas y subhúmedas (77 %).
- La pérdida directa de hábitat que causará el Tren Maya en los próximos cuatro años será de 3,600 ha, lo que representa el 15 % de todo lo perdido por las vías de comunicación terrestres, en la región del sureste, en los últimos 200 años.
- La pérdida inducida de hábitat actual es cercana a 10 millones de hectáreas, hasta 450 veces más alta que la pérdida directa.
- La pérdida inducida de hábitat que causará el Tren Maya puede ser del orden de 50,000 ha en los próximos 10 años, las cuales se perderán en el área de influencia de las estaciones y en las áreas agropecuarias beneficiadas por las capacidades de carga del tren.
- Aunque las carreteras son la causa próxima que ha inducido la pérdida de hábitats en la región, los agentes subyacentes que han impulsado dicho cambio son de orden político (migración inducida por el estado) y socioeconómico (actividades productivas).
- La tasa de pérdida de hábitats no ha guardado una relación con el crecimiento poblacional, sino que ha estado asociada a la expansión de las actividades económicas dominantes, en los distintos periodos históricos de la región: cultivo de henequén, la extracción forestal (maderas preciosas, palo de tinte, chicle), ganadería, petróleo, agroindustria y turismo.
- El crecimiento esperado de la industria asociada al turismo, así como de la agroindustria, ambos impulsados por el Tren Maya, se vislumbran como las causas proximales más importantes para la pérdida de hábitats en las próximas décadas.
- El efecto de barrera, por bloqueo de movimiento y atropellamiento, así como la disminución de la calidad del hábitat son actualmente más intensos en los municipios centrales del estado de Tabasco, la costa norte de Quintana Roo y las áreas conurbadas de las principales ciudades del sureste; el Tren Maya exacerbará todos estos impactos dentro de una década.
- De las 172 especies de vertebrados atropelladas, los grupos más afectados fueron los mamíferos con 61 especies, seguido por los reptiles con 54, las aves con 42 y los anfibios con 15 especies.

- Las ANP más afectadas por el impacto de las vías de comunicación son Pantanos de Centla y Laguna de Términos (sobre todo en su porción norte), así como la porción central de Balam Kú y Calakmul, mientras que los corredores biológicos más impactados son los que conectan las ANP del centro de la Península con las ANP de Laguna de Términos, Los Petenes y el complejo Sian Ka'an-Uaymil, así como el corredor Cañón del Usumacinta-Complejo Pantanos de Centla-Laguna de Términos.
- Las vías de comunicación del sureste han sido la columna vertebral de un proceso generador de riqueza. Sin embargo, este proceso ha causado importantes externalidades ambientales y no ha reducido eficientemente la pobreza de sus habitantes.

7. Anexo metodológico

Para el análisis de los impactos descritos en este capítulo se implementó un sistema de información geográfica con la infraestructura actual de las vías de comunicación de la región. Para ello, con los límites de los estados del área de estudio (Tabasco y península de Yucatán) se realizó un corte de la capa digital de la red nacional de carreteras del Inegi (2019; RNC19) y de la red ferroviaria del Mayab (INE, 2010; RF10) y la nueva vía propuesta para el Tren Maya. Aunado a lo anterior, se capturó la información de las 810 estaciones permanentes de conteo de vehículos del sureste para el 2019 (DGST/SCT, 2020), convirtiendo dicha información en una capa de puntos georreferenciados. Los atributos principales de estas tres capas vectoriales se muestran en la tabla 1.

Además de la infraestructura, la *geodatabase* incluyó la capa de vegetación potencial de Rzedowski (1990), las seis series de uso del suelo y vegetación del Inegi, los límites de ANP, corredores biológicos, así como de fronteras administrativas, entre otras (tabla 2). Posteriormente, se utilizaron las herramientas espaciales del programa QGIS 3.16 para la obtención de estadísticas y delineación de escenarios, tomando en cuenta los principales resultados de los estudios de caso del presente libro.

Tabla 1. Capas de información georreferenciadas y sus principales atributos.

Estaciones de conteo de vehículos (ECV)		Red nacional de carreteras 2019 (RNC19)	
Atributo	Descripción	Atributo	Descripción
TDPA	Tránsito diario promedio anual	Tipo	Carretera, camino, etc.
M	% de motos	Recubrimiento	Asfalto, concreto, tierra, etc.
A	% de automóvil	Carriles	Número de carriles
B	% de autobús	Administración	Federal, estatal, etc.
C	% de camión unitario	Velocidad	Kilómetros por hora
C2	% de camión unitario de 2 ejes	Ancho	Amplitud en metros

C3	% de camión unitario de 3 ejes	Jurisdicción	Entidad federativa
T3S2	% de tractocamión de 5 ejes	Peaje	Sí, no
T3S3	% de tractocamión de 6 ejes	Red ferroviaria (RF10)	
T3S2R4	% de tractocamión de 9 ejes	Atributo	Descripción
OTROS	% de vehículos no clasificados	Situación	En operación, sin uso
K'	Volumen horario más alto	Ancho	Amplitud en metros

Tabla 2. Relación de capas complementarias a la *geodatabase* de infraestructura.

Capa	Descripción	Año	Fuente
VPR	Vegetación potencial de Rzedowski	1990	Rzedowski, 1990
USV85	Uso del suelo y vegetación Serie I	1985	Inegi, 2020a
USV93	Uso del suelo y vegetación Serie II	1993	Inegi, 2020a
USV02	Uso del suelo y vegetación Serie III	2002	Inegi, 2020a
USV07	Uso del suelo y vegetación Serie IV	2007	Inegi, 2020a
USV11	Uso del suelo y vegetación Serie V	2011	Inegi, 2020a
USV15	Uso del suelo y vegetación Serie VI	2015	Inegi, 2020a
CCB	Corredores para la conservación de la biodiversidad	1993	Conabio, 2020
ANP	Límites de áreas naturales protegidas	2019	Conabio, 2020
Admin	Límites estatales y municipales	2019	Inegi, 2020b
MDE	Modelo digital de elevación	2018	Inegi, 2020c

7.1. Estimación de la eliminación del hábitat

La eliminación del hábitat se analizó en tres componentes: a) la eliminación directa causada por la estructura de la vialidad; b) la eliminación inducida causada por las actividades económicas que utilizan a las vialidades para penetrar en nuevos territorios, y c) las tendencias de cambio en el contexto histórico descrito en el Capítulo I. 5.

Se usó la capa de vegetación potencial (VPR, reclasificada con la nomenclatura del Inegi), como punto cero de comparación de las condiciones originales, mientras que las capas de las series I-VI del Inegi fueron utilizadas para definir las tendencias de cambio de los hábitats funcionales para la fauna silvestre. Debido a que cada serie del Inegi presentaba más de 70 clases, y estas variaban de una serie a otra, se realizó una reclasificación con base en la tabla 3. Dicha reclasificación está fundamentada en la estructura y biomasa característica de las diferentes etapas de sucesión. De acuerdo con Meneses, “la alteración de la condición forestal indica un cambio o degradación de la cobertura sin llegar a perder su condición original, pero afecta en forma negativa la estructura disminuyendo la capacidad de generar servicios y productos y se puede estar hablando de pérdida de la biodiversidad o disminución

de la biomasa” (2009, p. 3). Con base en este decaimiento, en el presente estudio se asume que la estructura y la biomasa influyen cualitativamente en la biodiversidad, ya que una menor estructura (vertical) implica menos estratos y, por lo consiguiente, menos nichos. En este contexto, la justificación para la reclasificación es la siguiente:

Vegetación primaria. Conserva su condición de densidad, cobertura y número de especies del ecosistema primario y, por lo tanto, es un paisaje con funcionalidad íntegra para la fauna silvestre.

Vegetación secundaria arbórea. Presenta una sustitución parcial de la vegetación original o actualmente está en una etapa de recuperación avanzada. Ante la falta de criterios cuantitativos, cualitativamente se asume un funcionamiento similar al de la vegetación primaria, por lo que también se clasifica como paisaje con funcionalidad íntegra para la fauna silvestre.⁵⁴

Tabla 3. Clases de la carta de uso del suelo y vegetación del Inegi (2020a) y su reclasificación en el grado de funcionalidad para la fauna.

Funcionalidad para la fauna	Uso del suelo	Clases según el Inegi
Baja	Agrícola	Agricultura de humedad, de riego y temporal, tanto anual como permanente y semipermanente
	Pecuario	Pastizal cultivado, halófito e inducido
	Silvicultura	Bosque cultivado y palmar inducido
Nula	Urbanizado	Urbano construido y acuícola
	Sin vegetación	Área desprovista de vegetación y sin vegetación aparente
Íntegra	Vegetación primaria	Manglar, tular, popal, de petén, halófila hidrófila, sabana, de galería, palmar natural, de dunas, bosques (pino, pino-encino, mesófilo de montaña) y selvas altas, medianas y bajas (caducifolias, subcaducifolias, subperennifolias y perennifolias)
	Selvas en sucesión avanzada	Vegetación secundaria arbórea de manglar, de bosques (pino, pino-encino, mesófilo de montaña) y de selvas altas, medianas y bajas (caducifolias, subcaducifolias, subperennifolias y perennifolias)
Intermedia	Selvas en sucesión temprana	Vegetación secundaria arbustiva y herbácea de manglar, de bosques (de pino, pino-encino, mesófilo de montaña) y de selvas altas, medianas y bajas (caducifolias, subcaducifolias, subperennifolias y perennifolias)

⁵⁴ Dado que la clasificación es cualitativa, no se ve la necesidad de un mayor número de clases. Sin embargo, la vegetación primaria pudiera clasificarse como “completamente funcional” y la secundaria arbórea como “funcionalidad alta”.

Vegetación secundaria arbustiva y herbácea. Presenta una sustitución total o parcial de la comunidad de vegetación. Aunque su grado de deterioro es mayor al de la vegetación secundaria arbórea, con el tiempo puede favorecer la recuperación de la vegetación original. Por lo tanto, clasifica como paisaje con funcionalidad intermedia para la fauna silvestre.

Áreas de uso agrícola y pecuario. Presenta una sustitución casi total de la comunidad de vegetación, pero puede presentar elementos arbolados y áreas menores a una hectárea de vegetación secundaria arbórea, la cual puede ser utilizada por la fauna menor y de rangos hogareños pequeños. Por lo tanto, clasifica como paisaje con funcionalidad baja para la fauna silvestre.

Áreas urbanas y sin vegetación aparente. Presenta una sustitución total de la comunidad de vegetación y su uso actual impide una recuperación futura. Por lo tanto, clasifica como paisaje con funcionalidad nula para la fauna silvestre.

7.1.1. Estimación de la eliminación directa de hábitat

A la capa de caminos y vías férreas se le generó un *buffer* con la amplitud en metros del atributo “ancho”, de cada tramo de las capas RNC19 y RF10 (tabla 1). De esta manera se obtuvo un *buffer* que difería en amplitud en función del tipo de vialidad (autopista, carretera, camino, terracería, etc.) y que representaba el área ocupada actualmente por las vialidades. Este *buffer* se utilizó para cortar la capa de hábitats potenciales y obtener la eliminación directa de cada clase causada por la construcción de la vialidad.

7.1.2. Estimación de la eliminación inducida de hábitat

Tal y como se indica en el Capítulo I. 1 de este libro, diversos estudios señalan que las tasas de deforestación más altas suelen ocurrir dentro de los primeros 10 km adyacentes a las vías de comunicación terrestre, en función de las características del paisaje (Laurance *et al.*, 2001; Southworth *et al.*, 2011; Selva *et al.*, 2015). De igual forma, en el Capítulo II. 1⁵⁵ se menciona que la pérdida de hábitat de la cuenca baja del Usumacinta se encontró principalmente en las áreas inmediatas a las carreteras y que las tasas de deforestación fueron más altas donde la densidad de vialidades fue mayor. En este contexto, debido a que el umbral de influencia de las carreteras sobre los cambios de uso del suelo puede variar entre regiones, se realizaron *buffers* de distancia cada kilómetro, en ambos lados del trazo de las vialidades, hasta llegar a los 15 km. Posteriormente, estos buffers se utilizaron para realizar un corte sobre la capa de hábitats funcionales para la fauna basado en la cartografía de 2015 (USV15). Las superficies de estos cortes fueron graficadas para cada uno de los cuatro

⁵⁵ Escenarios de pérdida de cobertura arbórea en la cuenca baja del Usumacinta, en Tabasco: impactos demográficos y de las vías de comunicación en la región.

estados del sureste y se asumió que la eliminación inducida por las vialidades cesaba cuando la proporción de hábitats funcionales era mayor al 80 %.⁵⁶ De esta manera se definió una distancia umbral por estado, con la cual se realizó un clip sobre la capa de vegetación potencial (VPR), para estimar la eliminación inducida de hábitat.

7.1.3. Tendencias de la eliminación de hábitat para la fauna

La metodología consistió en extraer las superficies de cada clase, de las coberturas reclasificadas de uso del suelo y vegetación del Inegi, para obtener la proporción de ellas con respecto a la superficie total de cada estado⁵⁷ y evaluar las tendencias espaciales de cambio por entidad, de 1985 a 2014. Los porcentajes de las clases de este periodo fueron complementadas con la información de superficies agropecuarias de los censos agrícola-ganaderos (1940-1970; DGE, 1955 y 1975) y por superficies estimadas entre 2015 y 2019, con información de la Encuesta Nacional Agropecuaria (ENA 2017-2019; Inegi 2020d), así como a partir de datos de producción del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP, 2020) e índices de agostadero (Semarnat 2020).⁵⁸ De esta manera se obtuvo la tendencia de eliminación de hábitats por estado de los últimos 80 años. Para el caso específico de Yucatán, la existencia de datos históricos asociados al periodo henequenero (1900-1920) permitieron ampliar la tendencia de cambio desde principios del siglo xx.

Aunado a lo anterior, se realizó un análisis espacial para ponderar el efecto de las vialidades sobre la eliminación de hábitats. Para tal fin, se procedió a convertir a formato ráster las capas del Inegi de 1985 (Serie I) y 2015 (Serie VI), definiendo un solo tamaño de pixel y una sola extensión geográfica entre estas dos coberturas, para evitar errores en la geometría. Posteriormente se utilizó el módulo MOLUSCE de QGis 2.18, el cual mide el porcentaje del cambio de área en un periodo dado (30 años en este caso), utilizando métodos de Redes Artificiales Neuronales (*Artificial Neural Network*) y la regresión logística

⁵⁶ No se seleccionó el 100 % debido a dos razones: a) la información de uso del suelo y vegetación del Inegi proviene de imágenes generadas con varios sensores, con diferentes resoluciones espaciales (tamaño del pixel) y espectrales (número y ancho de las bandas). Esto implica que, sobre todo en las primeras series, no se distinga confiablemente entre selvas conservadas y vegetación arbórea o arbustiva (Cortina-Villar *et al.*, 1999); b) la agricultura de roza, tumba y quema, ampliamente usada en el sureste, es muy dinámica, por lo que las series del Inegi son solo “fotografías” de un proceso de cambio constante.

⁵⁷ Debido a que las diferentes series presentan errores de clasificación y georreferenciación, en vez de usar las superficies de cada clase en hectáreas, se optó por calcular su proporción con respecto a la superficie total del estado.

⁵⁸ La información estadística consistió en superficies agropecuarias (hábitats poco funcionales), por lo que se asumió que la proporción restante del estado era la sumatoria de hábitats con funcionalidad íntegra e intermedia, ya que los hábitats con funcionalidad nula eran inferiores al 2 % (áreas urbanas y sin vegetación aparente).

(Alrubkhi, 2017). Las variables de entrada a MOLUSCE, para explicar las variaciones de cambio de uso del suelo, fueron las capas de carreteras (RNC19) y los datos del terreno (pendiente y aspecto) tomados del MDE del Inegi (tabla 2).

7.2. Efecto de barrera

El efecto de barrera se evaluó en sus dos componentes principales: a) el efecto de bloqueo que tienen las vialidades sobre el libre movimiento de la fauna silvestre y b) la mortalidad por atropellamiento.

7.2.1. Bloqueo de movimiento

Tal y como se vio en el apartado 2.2.1., del Capítulo I. 1, el bloqueo de movimiento que ejercen las vías de comunicación terrestre sobre la fauna silvestre está en función de diversos factores, tales como el ancho de la vialidad, el tipo de superficie de rodamiento, el volumen y la velocidad del tráfico, entre otros. A partir de este conocimiento, se aplicó un índice de bloqueo (IB; ecuación 1), considerando la sumatoria de mapas de los principales factores (tabla 1):

$$\text{ecuación 1} \quad \text{IB} = \text{Av} + \text{Ts} + \text{Vt} + \text{St}$$

Donde,

IB = índice de bloqueo

Av = ancho de la vialidad en metros

Ts = tipo de superficie de rodamiento (asfalto, grava, tierra)

Vt = volumen de tráfico expresado como tránsito promedio diario anual (TPDA)

St = velocidad del tráfico

Para la aplicación de la ecuación 1, la categoría de Ts fue convertida a valores numéricos, considerando su similitud con las condiciones del terreno. De esta manera, a las vialidades cubiertas de asfalto y concreto se les asignó un valor de 10, a las cubiertas por grava un valor intermedio de 5 y a los caminos de terracería el valor de 1. Posteriormente, todas las variables numéricas fueron agrupadas y reclasificadas con valores entre 1 y 10. De esta forma se aseguró que todos los factores tuvieran el mismo peso numérico, dando como resultado valores de IB entre 1 y 40. Finalmente, este rango se dividió en cuatro categorías, clasificando el IB en bajo (1-10), medio (10-20), alto (20-30) y extremo (30-40).

7.2.2. Mortalidad por atropellamiento

Los estudios de caso sobre atropellamiento del presente libro no son suficientes para realizar una estimación directa de la mortalidad por atropellamiento de la fauna silvestre para

todo el sureste mexicano. Sin embargo, sí es posible definir las vialidades que representan el mayor riesgo de este factor, a partir del marco teórico descrito en los capítulos iniciales.⁵⁹ En este sentido, se sabe que dicha mortandad forma parte del efecto de barrera y está muy relacionado con el bloqueo de movimiento evaluado en el apartado anterior. Las vialidades más anchas y las que presentan mayor volumen de tráfico y mayor velocidad aumentan el riesgo de colisiones. De igual forma, mientras más artificial sea el recubrimiento de la vialidad, mayor será el peligro de que ocurra el llamado “atropellamiento por atracción”.⁶⁰ Un quinto factor que determina las tasas de atropellamiento es la abundancia de la fauna: a mayor concentración de organismos, mayor será la probabilidad de que ocurran colisiones con vehículos. Bajo este razonamiento, se modificó la ecuación 1, agregando a la sumatoria un mapa sobre abundancia de fauna, para determinar las áreas de mayor riesgo de mortandad por atropellamiento (IRA; ecuación 2):

$$\text{ecuación 2} \quad \text{IRA} = \text{Av} + \text{Ts} + \text{Vt} + \text{St} + \text{Af}$$

Donde,

IRA = índice de riesgo por atropellamiento

Av, Ts, Vt y St provienen de la ecuación 1

Af = abundancia de la fauna

Ante la falta de datos numéricos, para el mapa de abundancia de fauna se asignaron valores entre 1 y 10 a las categorías de funcionalidad de los hábitats de la cobertura usv15 del Inegi (tablas 2 y 3). De esta manera, se asignó un valor de 10 a los paisajes con funcionalidad “íntegra”, 7.5 a los de “intermedia”, 3.5 a los de “baja” y 0 a los de “nula.” Al igual que con el IB, los resultados del IRA se dividieron en cuatro categorías, clasificando el riesgo de atropellamiento en nulo, bajo, medio y alto.

7.3. Disminución de la calidad del hábitat

Los principales impactos derivados de las vías de comunicación terrestre que causan la disminución de la calidad de los hábitats son los cambios microambientales, la contaminación y el ruido.⁶¹ De acuerdo con los resultados del Capítulo II. 2, la zona de efecto de los

⁵⁹ Vid. apartado 2. 2. en el Capítulo I. 1 Vías de comunicación terrestre vs. fauna: la experiencia global; y apartado 2. 1. 1 en el Capítulo I. 2 Factores que modifican el nivel de impacto de las vías de comunicación terrestre sobre la fauna.

⁶⁰ Vid. apartado 2. 2. 2. 1, del Capítulo I. 1.

⁶¹ Vid. apartado 2. 3, en el Capítulo I. 1.

cambios microambientales se restringe a los primeros 50 m de la vialidad,⁶² mientras que la contaminación causada por el tráfico vehicular puede detectarse hasta 500 m de la misma. Para el caso del ruido, la zona libre de impacto se ha localizado a 350 m para la fauna en general⁶³ y a 700 m para las especies altamente sensibles, como los felinos.⁶⁴

La parametrización de los modelos usados en dichos estudios es muy compleja para poder aplicarlos a nivel regional. Sin embargo, al igual que para el efecto de barrera, mediante un análisis espacial, pueden establecerse categorías de amplitud para las zonas de efecto. En este sentido, tanto la literatura⁶⁵ como los resultados del presente libro señalan que dicha extensión está en función de la magnitud de las fuentes, mientras que la vegetación, la topografía y las características del terraplén actúan como agentes moduladores del efecto de borde. Por ejemplo, las áreas con topografía plana y las crestas presentan menos obstáculos para la dispersión de contaminantes y ruido que las depresiones. De igual forma, el efecto de borde es hasta dos veces mayor en áreas sin vegetación o con vegetación arbustiva-herbácea de poca altura, que en aquellas con vegetación arbórea de altura media-alta. Asimismo, cuando el terraplén de las vialidades se eleva sustancialmente por encima del terreno (como en las zonas inundables), el efecto de borde es mayor que cuando discurre al ras del suelo (como en los valles con buen drenaje).

Con base en este razonamiento, se realizó en primer lugar el cálculo de la magnitud de las fuentes. Para el caso de los contaminantes, los valores de TPDA de cada tramo, se multiplicaron por los factores de emisión promedio de hidrocarburos (0.13 g/km) y plomo (0.0362 g/km) reportados en el apartado 3. 1., del Capítulo II. 2.⁶⁶ En el caso del ruido, se consideró la proporción de vehículos clase “C” (camiones unitarios), como indicador de los máximos niveles de disturbio.⁶⁷ De esta manera, se generaron mapas potenciales de contaminación (MPC) y ruido (MPR).

⁶² En ecología, esta zona se conoce como efecto de borde, para referirse a los límites creados entre un ambiente natural y otro artificial. Por lo tanto, los 50 m referidos solo aplican cuando la vialidad hace contacto directo con la vegetación natural y no cuando entre ambos existen otros espacios antropogénicos (como los agropecuarios).

⁶³ Vid. Capítulo II. 3.

⁶⁴ Vid. capítulos II. 4 y III. 6.

⁶⁵ Vid. apartado 4. 2., del Capítulo I. 2.

⁶⁶ Fuentes de contaminación atmosférica de la carretera 186 y efecto de borde en las áreas naturales protegidas de Calakmul y Balam-kú.

⁶⁷ Vid. tabla 1 en el Capítulo II. 3 Contaminación por ruido de fuentes fijas y móviles en el área de protección de flora y fauna Laguna de Términos.

Posteriormente se identificaron los sitios donde las condiciones del paisaje favorecían la dispersión de la contaminación y el ruido a través de la posición de la vialidad con respecto al terreno y el tipo de vegetación (DP; ecuación 3).

$$\text{ecuación 3} \quad DP = Pv + Tv$$

Donde,

DP = dispersión de la perturbación

Pv = posición de la vialidad con respecto al terreno

Tv = tipo de vegetación

En esta fórmula, el mapa de la variable Pv se generó a partir del MDE del Inegi (tabla 2), al cual se aplicó el índice de posición topográfica (IPT) del módulo de análisis de terreno de QGIS. Dicho índice asigna valores negativos a las depresiones, de cero a las superficies planas y positivos a las crestas. Por lo tanto, los resultados del IPT se agruparon en 10 clases, asignando el peso más alto (10) a las vialidades ubicadas en áreas planas y crestas, valores intermedios a las zonas de pendientes⁶⁸ y el más bajo (1) a las depresiones.

Para el caso de la vegetación, la capa usv15 se reclasificó y se asignaron los siguientes valores: humedales dulceacuícolas (10), áreas agropecuarias inundables (9), selvas bajas inundables (8), humedales arbolados (7), vegetación herbácea y arbustiva de selvas bajas (6 y 5, respectivamente), vegetación herbácea y arbustiva de selvas medianas (4 y 3, respectivamente), vegetación arbórea de selvas bajas (2), vegetación arbórea de selvas medianas (1). Al igual que con la pendiente, estos valores se extrajeron a lo largo de las vialidades.

El mapa resultante de la ecuación 3 presentó valores entre 2 y 20, agrupándose en cuatro categorías de DP: “imperceptible” (< 7), “leve” (7-14), “intermedia” (14-21) e “intensa” (> 21). Finalmente, el mapa de DP se sobrepuso a los mapas de MPC y MPR para delimitar las áreas más críticas.

⁶⁸ El lado de la carretera con pendiente ascendente suele presentar la mitad de la dispersión del ruido que el lado con pendiente hacia abajo. Sin embargo, en promedio el efecto es mayor que en las depresiones y menor que en las crestas y áreas planas.

8. Literatura citada

- Alcosta, Causa Natura, CEMDA, DAN, Fundar y VoBo Asesores** (2015). Propuestas de reformas y adiciones a la Ley general del Equilibrio Ecológico y la protección al Ambiente para mejorar el Procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental en México. 84 p. <https://bit.ly/3cvEPCm>
- Alonso Velasco, I. y Velázquez Torres, D.** (2019). El contexto geopolítico de la explotación forestal en la Península de Yucatán, México. *Perspectiva Geográfica*, 24(1), pp. 116-137. <https://doi.org/10.19053/01233769.8427>
- Alrubkhi, A.** (2017). *Land Use Change Analysis and Modeling Using Open Source (QGIS) Case Study: Boasher Willayat* [tesis de grado, Sultan Qaboos University].
- Baker, P. J.; Dowding, C. V.; Molony, S. E.; White, P. C. L. y Harris, S.** (2007). Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-induced mortality. *Behavioral Ecology*, 18(4), pp. 716-724.
- Bauer-Gottwein, P.; Bibi R. N.; Charvet, G.; Marin L.; Rebolledo-Vieyra, M. y Merediz-Alonso, G.** (2011). Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 19, pp. 507-524.
- Bebbington, A.; Escobal, I. y Tomaselli, A.** (2016). Trampas territoriales de pobreza y desigualdad y baja movilidad social: los casos de Chile, México y Perú. Centro de Estudios Espinosa Yglesias. 388 p. <https://ceey.org.mx/wp-content/uploads/2018/06/Trampas-territoriales-de-pobreza-desigualdad-y-baja-movilidad-social.pdf>
- Benítez, J. A. y Villalobos, G.** (2010). Sitios Prioritarios para la Conservación en el estado de Campeche. En: *La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) / Gobierno del Estado de Campeche / Universidad Autónoma de Campeche / El Colegio de la Frontera Sur. Disponible en https://www.academia.edu/8167218/Sitios_prioritarios_para_la_conservaci%C3%B3n_en_el_estado_de_Campeche
- Benítez, J. A.; Lara-Flores, M.; Acevedo, V.; Amábilis, L.; Ben-Arie, J.; Rendón, J.; Vidal-Maldonado, J. A.; Cen, B. T. y Sonda-Santos, K.** (2011). An Assessment of Water Quality (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, TP, SO₄, Coliform Bacteria and Heavy Metals) of the Main Water Supplies in the State of Campeche. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 13, pp. 187-197.
- Bray, D. y Klepeis, P.** (2005). Deforestation, Forest Transitions, and Institutions for Sustainability in Southeastern Mexico, 1900-2000. *Environment and History*, 11(2), pp.195-223.
- Butler, R.** (2008). The Concept of a Tourist Area Cycle of Evolution: Implications for Management of Resources. *Canadian Geographer / Le Géographe canadien*, 24, pp. 5-12. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0064.1980.tb00970.x>
- Casco, R.** (1980). *Los planes de desarrollo del trópico: el caso de Balancán-Tenosique, Tabasco*. Centro de Ecodesarrollo, México, 137 p.
- Conabio.** (2020). Portal de Geoinformación. Sistema Nacional de Información Sobre Biodiversidad: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Conabio y Gobierno del Estado de Tabasco.** (2019). *La biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio): México.
- Conanp.** (2020). *Listado de las Áreas Naturales Protegidas de México (LISTANP)*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Disponible en: <http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/listanp/> (Consultado el 23 de noviembre de 2020.)
- Coneval.** (2020). *Informe de pobreza y evaluación 2020. Tabasco. Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social*. Disponible en: https://www.coneval.org.mx/coordinacion/entidades/Documents/Informes_de_pobreza_y_evaluacion_2020_Documentos/Informe_Tabasco_2020.pdf

- Contreras-Moreno, F. M.; Hidalgo-Mihart, M. G.; Pérez-Solano, L. A. y Vázquez-Maldonado, Y. A.** (2013). Nuevo registro de Tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) atropellado en el Noroeste del estado de Campeche, México. *Tapir Specialist Group Newsletter*, 22(30), pp. 22-25.
- Cortina-Villar, S.; Mendoza, P. M. y Ogneva-Himmelberger, Y.** (1999). Cambios en el uso del suelo y deforestación en el sur de los estados de Campeche y Quintana Roo, México. *Investigaciones geográficas*, 38, pp. 41-56.
- Cruz-Hernández, Y. S.; Pacheco-Figueroa, C. J.; Gordillo-Chávez, E. J.; Valdez-Leal, J. D.; Moguel-Ordóñez, E.; Sáenz, J. y Gama-Campillo, L.** (2012). Caracterización de la fauna silvestre atropellada en un tramo carretero de la reserva de la biosfera Pantanos de Centla. En: Chablé-Falcón, F.; Angulo-Pineda, R.; Pavón-Jiménez, M. E.; Gregorio Cano-Molina, G.; Méndez-Hernández, W. (comps.) (Tomo 1; pp. 115-119). *Perspectiva científica desde la UJAT*. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco: Tabasco.
- Datatur.** (2020). Información turística por entidad federativa. Disponible en: <https://www.datatur.sectur.gob.mx/SitePages/InfTurxEdo.aspx> (Consultado el 18 junio, 2020.)
- DGE.** (1955). Tercer censo agrícola, ganadero 1950. Dirección General de Estadística, de la Secretaría de Economía: México. Disponible en: http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/1329/702825110383-1/702825110383-1.pdf
- DGE.** (1975). *V censo agrícola-ganadero y ejidal de 1970*. Dirección General de Estadística. Secretaría de Industria y Comercio. Disponible en: http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/1329/702825111441/702825111441-1.pdf
- DGST/SCT.** (2020). Datos viales por estado de 2019, de las estaciones permanentes de conteo de vehículos. Dirección General de Servicios Técnicos de la SCT. Disponible en: <http://www.sct.gob.mx/carreteras/direccion-general-de-servicios-tecnicos/datos-viales/2019/> (Consultado el 25 de noviembre 2020.)
- Díaz-Gallegos, J. R.; Mas, J. F. y Velázquez, A.** (2010). Trends of tropical deforestation in Southeast Mexico. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 31(2), pp. 180-196. doi: 10.1111/j.1467-9493.2010.00396.x
- Durán, R. y Méndez, M.** (eds.). 2010. Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY / PPD-FMAM / Conabio / Seduma: México.
- Eastmond, A.; Herrera, J. y Robert, M.** (1999). Los impactos potenciales de la biotecnología vegetal aplicada al henequén en Yucatán. CYCY-UADY. Informe final de proyecto, recuperado de: shorturl.at/pDX09
- Ellis, E. A. y Porter-Bolland, L.** (2008). Is community-based forest management more effective than protected areas? A comparison of land use / land cover change in two neighboring study areas of Central Yucatan peninsula, México. *Forest Ecology and Management*, 256, pp. 1971-1983.
- Ellis, E. A.; Romero Montero, J. A. y Hernández Gómez, I. U.** (2015). Evaluación y mapeo de los determinantes de deforestación en la península Yucatán. Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID). *The Nature Conservancy*.
- Folio 690.** (2015). Punto de acuerdo del Senado de la República relativo al exhorto para la SCT de informar sobre el impacto de la carretera 186. Cámara de Senadores del Congreso de la Unión. Disponible en: https://www.senado.gob.mx/comisiones/medio_ambiente/docs/puntos/FOLIO%20690.pdf.
- García de Fuentes, A. y Morales, J.** (2000). Dinámica regional de Yucatán 1980-2000. *Investigaciones Geográficas*, 42, pp. 157-172.
- García de Fuentes, A.; Jouault, S. y Romero, D.** (2019). Representaciones cartográficas de la turistificación de la península de Yucatán a medio siglo de la creación de Cancún. *Investigaciones Geográficas*, 100, pp. 1-19. [dx.doi.org/10.14350/rig.60023](https://doi.org/10.14350/rig.60023)

- Grilo, C., J. A. Bissonette and M. Santos-Reis.** (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142, pp. 301-313.
- Hernández-Pérez, Edwin L.; López Sosa, J.; Friedeberg, D.; Contreras-Moreno, F. M. e Hidalgo-Mihart, M. G.** (2020). Jaguars and roads in the Calakmul region, evidence of road crossing and collisions with vehicles. *Western North American Naturalist*, vol. 80(4), article 16. Disponible en: <https://scholarsarchive.byu.edu/wnan/vol80/iss4/16>
- Hidalgo-Mihart, M.; Contreras-Moreno, F. M.; De la Cruz, A. J. y Juárez-López, R.** (2017). Validation on the Calakmul-Laguna de Términos corridor for jaguars *Panthera onca* in south-eastern Mexico. *Oryx*, pp. 1-8. Doi: 10.1017/S0030605316001083
- IMT.** (2020). Red nacional de caminos. Archivo vectorial. Instituto Mexicano del Transporte: México. Disponible en: <http://189.254.204.50:83/#> (Consultado el 25 de noviembre de 2020.)
- INE.** (2010). Red Ferroviaria de México, (INE), 2010. Archivo vectorial. Disponible en: https://idegeo.centrogeo.org.mx/layers/geonode%3Aine2010_lineasferreas_gw
- Inegi.** (2017). Marco geoespacial, diciembre 2017. Archivo vectorial. Instituto Nacional de Estadística y Geografía: México. Disponible en: https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463171829&fbclid=IwAR2xPNnEdBj6ZoFlizTVlHyGoVurZhimhPL3-Fm66lAfcIJ4_RauE8haVA
- Inegi.** (2019). Red Nacional de Caminos RNC 2019. Archivo vectorial. Instituto Nacional de Estadística y Geografía: México. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463776086> (Consultado el 15 de noviembre 2020.)
- Inegi.** (2020a). Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Series I, II, III, IV, V y VI. Conjunto Nacional Vectorial. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/temas/usuarios/#Descargas> (Consultado octubre de 2020.)
- Inegi.** (2020b). Marco geoespacial 2019. Archivo vectorial. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/temas/mg/#Descargas> (Consultado el 25 de noviembre de 2020.)
- Inegi.** (2020c). Continuo de Elevaciones Mexicano. Archivo Raster por estado. Instituto Nacional de Estadística y Geografía: México. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/> (Consultado el 15 de noviembre 2020.)
- Inegi.** (2020d). Encuesta Nacional Agropecuaria (ENA) de los años 2017 y 2019. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/programas/ena/2019/> (Consultado en noviembre de 2020.)
- Isaac-Márquez, R.** (2008). *Análisis del cambio de uso y cobertura del suelo en los municipios de Balancán y Tenosique, Tabasco, México.* [Tesis doctoral. El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur).] Disponible en: https://ecosur.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1017/1843/1/100000045509_documento.pdf
- Isaac-Márquez, R.; Valladares, J.; Spencer, A.; Arcipreste, M.; Aguilar, M.; Márquez, A. y González, M.** (2016). Impactos Sociales y Ambientales de la Palma de Aceite: Perspectiva de los Campesinos en Campeche, México. *Journal of Latin American Geography*, 15(2), pp. 123-146. Disponible en: 01/21/2021, de <http://www.jstor.org/stable/43964667>
- Jaeger, J. A. G.; Bowman, J.; Brennan, J.; Fahrig, L.; Bert, D.; Bouchard, J.; Charbonneau, N.; Frank, K.; Gruber, B. y Toschanowitz, T. K.** (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads: An interactive model of road avoidance behavior. *Ecol. Modell.*, 185, pp. 329-348.
- Kroll, G.** (2015). An Environmental History of Roadkill: Road Ecology and the Making of the Permeable Highway. *Environmental History*. 20, pp. 4-28. 10.1093/envhis/emu129.

- Laurance, W. F.; Cochrane, M. A.; Bergen, S.; Fearnside, P. M.; Delamonica, P.; Barber, C.; D'Ángelo, S. y Fernandes, T.** (2001). The future of the Brazilian Amazon. *Science*, 291(5503), pp. 438-439.
- López-González, C. A.; Cruz Torres, F. e Hidalgo Mihart, M. G.** (2020). Female puma (*Puma concolor*) highway crossings in the Yucatan Peninsula, *Western North American Naturalist*, vol. 80(4), article 19. Disponible en: <https://scholarsarchive.byu.edu/wnan/vol80/iss4/19>
- López-López, M.** (2014). Interacción de la infraestructura carretera con flujos de inundación. [Tesis de grado. Universidad Nacional Autónoma De México.] <http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/handle/132.248.52.100/3146>
- Manjarrez, B.; Hernández, S.; Jong, B.; Nahed, J.; Dios, O. de y Salvatierra, E.** (2007). Configuración territorial y perspectivas de ordenamiento de la ganadería bovina en los municipios de Balancán y Tenosique, Tabasco. *Investigaciones Geográficas / Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, (64), pp. 90-115.
- Meneses, L.** (2009). Estudios de caso sobre la evaluación de la degradación de los bosques; análisis del índice normalizado de la vegetación (NDVI) para detección de degradación de la cubierta forestal en México 2008-2009. Documento de trabajo 173. Departamento Forestal. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación: México. Disponible en: <http://www.fao.org/3/k8593s/k8593s00.pdf>
- Monge-Nájera, J.** (2018). Road kills in tropical ecosystems: a review with recommendations for mitigation and for new research. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), pp. 722-738. Disponible en: <https://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v66n2/0034-7744-rbt-66-02-722.pdf> (Consultado el 14 de enero de 2021.)
- Murray, G.** (2007). Constructing paradise: The impacts of big tourism in the Mexican coastal zone. *Coastal Management*, 35, pp. 339-355.
- Pacheco-Figueroa, C. J.; Gordillo Chávez, E. J.; Valdez-Leal, J. D.; De la Cruz-Burelo, F.; Moguel Ordóñez, E. J. y Gama Campillo, L. M.** (2019). Infraestructura petrolera y su impacto en la fauna silvestre. *La biodiversidad en Tabasco. Estudio de Estado*, vol. 3 (pp. 95-99). Conabio: México.
- Pérez-Sánchez, B.; Vidal-Fócil, A. B.; Morales-Méndez, J. A. y Méndez-Olán, L. A.** (2014). Economía y crecimiento poblacional en Tabasco. *Hitos de Ciencias Económico Administrativas*, 20(56), pp. 9-20.
- Perry, E. C.; Velázquez-Oliman, G.; Leal-Bautista, R. M. y Dunning, N. P.** (2019). The Icaiché Formation: Major contributor to the stratigraphy, hydrogeochemistry and geomorphology of the northern Yucatán Peninsula, Mexico. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 71(3), pp. 741-760. <http://dx.doi.org/10.18268/BSGM2019v71n3a7>
- Perry, E. C.; Velázquez-Oliman y G. y Wagner, N.** (2011). Geoquímica de aguas subterráneas y superficiales de Cl, SO₄ y Sr en Campeche y sur de Quintana Roo. En: Ú. Oswald, (ed.). *Investigación sobre el agua en México: escasez, degradación, estrés, conflictos, gestión y políticas* (pp. 87-97). Springer-Verlag: Berlín, Alemania.
- Porter-Bolland, L.; Ellis, E. A.; Gholz, H. L.** (2007). Land use dynamics and landscape history in La Montaña, Campeche, México. *Landscape and Urban Planning*, 82, pp. 198-207.
- Pozo, C.; Armijo Canto, N. y Calmé, S. (eds.)** (2011). *Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un análisis para su conservación*, Tomo I. El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur) / Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) / Gobierno del Estado de Quintana Roo y Programa de Pequeñas Donaciones (ppd): México.
- Pozo-Montuy, G. y Serio-Silva, J. C.** (2007). Movement and resource use by a group of *Alouatta pigra* in a forest fragment in Balancán, México. *Primates*, 48(2), pp.102-107.
- Pozo-Montuy, G.; Serio-Silva, J. C.; Bonilla-Sánchez, Y. M.; Bynum, N. y Landgrave, R.** (2008a). Current Status of the Hábitat and Population of the Black Howler Monkey

- (*Alouatta pigra*) in Balancán, Tabasco, Mexico. *American Journal of Primatology*, 70, pp. 1169-1176.
- Pozo-Montuy, G.; Bonilla-Sánchez, Y. M. y Pozo-Juárez, F.** (2008b). Las carreteras y su impacto sobre la fauna silvestre en una región de la cuenca baja del río Usumacinta. En: Sánchez, A. J.; Hidalgo, M. G.; Arriaga, S. L. y Contreras, W. M. (comps.). *Perspectivas en Zoología Mexicana. Memorias del XIX Congreso Nacional de Zoología* (pp. 252-265). UJAT: México.
- Pozo-Montuy, G.** (2012). Incremento del atropellamiento de monos aulladores negros (*Alouatta pigra*) por la ampliación de la carretera Villahermosa-Escárcega en el tramo 2 (km 135+660 al km 145+800). Informe a Profepa. Disponible en: <https://www.academia.edu/3263593>
- Pozo-Montuy, G., Miranda-Chan, M. J., De la Cruz Córdova, S. A. y Pinacho Guendulain, B.** (2021). Current status of wild population of black saraguato (*Alouatta pigra*) in the Biosphere Reserve of Pantanos de Centla. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*. Número Especial I(8) [en prensa].
- Rentería-Garita, C. A.** (2009). La colonización, adaptación y desarrollo económico de la selva a través de la ganadería: el caso de la frontera Tabasco-Chiapas, México. *Iberoforum. Revista de Ciencias Sociales de la Universidad Iberoamericana*, IV(7), pp. 66-93. Disponible en: <https://www.redalyc.org/pdf/2110/211014858004.pdf> (Consultado el 4 de enero de 2021.)
- Rzedowski, J.** (1990). Vegetación potencial, escala 1:4000000. En: *Vegetación Potencial*. Tomo II, sección IV, 8.2. Atlas Nacional de México (1990-1992). Instituto de Geografía, UNAM: México. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Sánchez-Sánchez, J.; Álvarez-Legorreta, T.; Pacheco-Ávila, J.; González-Herrera, R. y Carrillo-Briebiezca, L.** (2015). Caracterización hidrogeoquímica de las aguas subterráneas del sur del estado de Quintana Roo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 32(1), pp. 62-76.
- Semarnat.** (2020). Coeficientes de agostadero por entidad (hectárea por unidad animal). Disponible en: https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/compendio_2016/archivos/02_agrigan/D2_AGRIGAN04_06.pdf (Consultado en noviembre de 2020.)
- Selva, N.; Switalski, A.; Kreft, S. y Ibisch, P.** (2015). Why keep Areas Road-Free? The Importance of Roadless Areas. En: Van der Ree, R.; Smith, D. J. y Grilo, C. (eds.). *Handbook of Road Ecology* [eBook] (pp. 1-25). Wiley Blackwell: Hoboken.
- SIAP.** (2020). *Anuario estadístico de la producción ganadera. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera*. Disponible en: https://nube.siap.gob.mx/cierre_pecuario/ (Consultado el 18 junio de 2020.)
- Southworth, J.; Marsik, M.; Qiu, Y.; Perz, S.; Cumming, G.; Stevens, F.; Rocha, K.; Duchelle, A. y Barnes, G.** (2011). Roads as drivers of change: trajectories across the tri-national frontier in MAP, the Southwestern Amazon. *Remote Sensing*, 3(5), pp. 1047-1066.
- Torres, R. y Momsen, J.** (2005). Planned tourism development in Quintana Roo, Mexico: Engine for regional development or prescription for in equitable growth. *Current Issues in Tourism*, 8(4), pp. 259-285.
- Tudela, F.** (1989). *La modernización forzada del trópico: el caso de Tabasco. Proyecto integrado del Golfo*. El Colegio de México: México.
- Velasco, A.; Davide, A. y Garzón, U.** (2014). *La transparencia, el acceso a la información y la participación en el Procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental en México: propuestas para su fortalecimiento*. Centro Mexicano de Derecho Ambiental (CEMDA). 48p. <https://drive.google.com/file/d/1aFxFuUjaPFmFDo7OftfdiRqQ6ypOs-0h8D/view?usp=sharing>
- Villalobos-Zapata, G. J. y Mendoza Vega, J.** (coord.). (2010). *La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) / Gobierno del Estado de Campeche / Universidad Autónoma de Campeche / El Colegio de la Frontera Sur: México.

Anexo taxonómico de especies atropelladas

Griselda Escalona-Segura | El Colegio de la Frontera Sur

Jorge A. Vargas-Contreras | Facultad de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Campeche

Anexo taxonómico de especies atropelladas, ordenadas por orden filogenético de acuerdo a las siguientes fuentes: **Aves** (Chesser, R. T., S. M. Billerman, K. J. Burns, C. Cicero, J. L. Dunn, A. W. Kratter, I. J. Lovette, N. A. Mason, P. C. Rasmussen, J. V. Remsen, Jr., D. F. Stotz, y K. Winker. 2020. Check-list of North American Birds (online). American Ornithological Society. <http://checklist.americanornithology.org/taxa>); **Mammalia** (<https://www.mammaldiversity.org/> última actualización 14/09/2020); **Amphibia** (<https://amphibiansoftheworld.amnh.org>); **Reptilia** (Peter Uetz, Sami Cherikh, Glenn Shea, Ivan Ineich, Patrick D. Campbell, Igor V. Doronin, José Rosado, Addison Wynn, Kenneth A. Tighe, Roy Mcdiarmid, Justin L. Lee, <http://www.reptile-database.org/data/> Gunther Köhler, Ryan Ellis, Paul Doughty, Christopher J. Raxworthy, Lauren Scheinberg, Alan Resetar, Mark Sabaj, Greg Schneider, Michael Franzen, Frank Glaw, Wolfgang Böhme, Silke Schweiger, Richard Gemel, Patrick Couper, Andrew Amey, Esther Dondorp, Gali Ofer, Shai Meiri, Van Wallach (2019) A global catalog of primary reptile type specimens. Zootaxa 4695 (5): 438–450.

Última actualización 14/09/2020 <http://www.reptile-database.org/data/>

Griselda Escalona-Segura

email: gescalon@ecosur.mx, gismex@hotmail.com

El Colegio de la Frontera Sur, Departamento Conservación de la Biodiversidad; Grupo Académico Ecología para la Conservación de Fauna Silvestre.

Avenida Rancho s/n, Ciudad Industrial, Lerma, Campeche, México, C. P. 24500

Teléfono: 981 1273720 ext. 2301

www.ecosur.mx

Benítez, J. y Escalona-Segura (eds). Impacto de las vías de comunicación sobre la fauna silvestre en áreas protegidas. Estudios de caso para el sureste de México.

Clase: Amphibia

Orden: Anura

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Bufo idae	<i>Rhinella</i>	▪ <i>Rhinella horribilis</i>	Sapo gigante	II.10	4	384	Tabla 1
		▪ <i>Rhinella horribilis</i>	Sapo gigante	II.10	4	387	Figura 3
		▪ <i>Rhinella marina</i>	Sapo gigante	II.8		349	
		▪ <i>Rhinella marina</i>	Sapo gigante	II.8	1	350	
		▪ <i>Rhinella marina</i>	Sapo gigante	II.8	4.4	354	Tabla 2
		▪ <i>Rhinella marina</i>	Sapo gigante	II.8	5	356	
		▪ <i>Rhinella marina</i>	Sapo gigante	II.8	5	359	
		▪ <i>Rhinella marina</i>	Sapo gigante	II.8	6	363	
Hyla idae	<i>Scinax</i>	▪ <i>Scinax staufferi</i>	Rana arborícola trompuda	II.10	4	384	Tabla 1
	<i>Trachycephalus</i>	▪ <i>Trachycephalus vermiculatus (antes Trachycephalus typhonius)</i>	Rana arborícola lechosa	II.10	4	384	Tabla 1
	<i>Tlalocohyla</i>	▪ <i>Tlalocohyla loquax</i>	Rana arborícola locuaz	III.3	3.3	501	Tabla 7
	<i>Tripriion</i>	▪ <i>Tripriion petasatus</i>	Rana cabeza de pala	II.10	4	384	Tabla 1
	<i>Smilisca</i>	▪ <i>Smilisca baudinii</i>	Rana arborícola mexicana	II.10	4	384	Tabla 1
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i>	▪ <i>Leptodactylus fragilis</i>	Rana de bigotes	II.10	4	384	Tabla 1
		▪ <i>Leptodactylus melanonotus</i>	Ranita hojarasca	II.10	4	384	Tabla 1
Microhylidae	<i>Hypopachus</i>	▪ <i>Hypopachus variolosus</i>	Rana termitera	II.10	4	384	Tabla 1
Bufo idae	<i>Incilius</i>	▪ <i>Incilius valliceps</i>	Sapo costero	II.10	4	384	Tabla 1
		▪ <i>Lithobates berlandieri</i>	Rana leopardo	II.8	1	350	
		▪ <i>Lithobates berlandieri</i>	Rana leopardo	II.8	5	358	Figura 4
		▪ <i>Lithobates brownorum</i>	Rana leopardo	II.6	3.4	313	
		▪ <i>Lithobates brownorum</i>	Rana leopardo	II.6	3.1	312	Tabla 1
		▪ <i>Lithobates brownorum</i>	Rana leopardo	II.10	4	384	Tabla 1
		▪ <i>Lithobates brownorum</i>	Rana leopardo	II.10	5	390	

Clase: Reptilia

Orden: Crocodylia

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Crocodylidae	No determinado	• No determinada	No determinado	II.5	5.1.3	286	Tabla 3
		• No determinada	No determinado	II.5	5.2.2.3	292	Tabla 8
		• No determinada	No determinado	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 13
	<i>Crocodylus</i>	• <i>Crocodylus moreletii</i>	Cocodrilo de pantano	II.10	4	384	Tabla 1

Orden: Squamata

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura	
				Cap.	Tema			
Corytophanidae	No determinado	• No determinada	No determinado	II.8	4.3	353		
	<i>Basiliscus</i>	• <i>Basiliscus vittatus</i>	Toloque rayado	II.10	4	384	Tabla 1	
Dactyloidae	<i>Norops</i>	• <i>Norops ustus</i>	Lagartija sedosa	II.10	4	384	Tabla 1	
Gekkonidae	<i>Hemidactylus</i>	• <i>Hemidactylus frenatus</i>	Besucona asiática	II.10	4	384	Tabla 1	
Iguanidae	<i>Ctenosaura</i>	• <i>Ctenosaura similis</i>	Iguana negra de cola espinosa	II.6	2.3	312	Tabla 1	
		• <i>Ctenosaura similis</i>	Iguana negra de cola espinosa	II.8	5	358	Figura 4	
		• <i>Ctenosaura similis</i>	Iguana negra de cola espinosa	II.10	4	384	Tabla 1	
	<i>Iguana</i>	• No determinada	No determinado		II.5	5.1.3	286	Tabla 3
		• No determinada	No determinado		II.5	5.2.2.3	292	Tabla 8
		• No determinada	No determinado		II.5	5.1	295	Tabla 13
		• <i>Iguana iguana</i>	Iguana verde		II.6	3.3	312	Tabla 1
		• <i>Iguana iguana</i>	Iguana verde		II.6	3.3	313	
		• <i>Iguana iguana</i>	Iguana verde		II.8		349	
		• <i>Iguana iguana</i>	Iguana verde		II.8	1	350	
		• <i>Iguana iguana</i>	Iguana verde		II.8	4.4	354	Tabla 2
		• <i>Iguana iguana</i>	Iguana verde		II.8	5	356	
		• <i>Iguana iguana</i>	Iguana verde		II.8	5	358	
	<i>Leptophis</i>	• <i>Leptophis mexicanus</i>	Culebra perico mexicana		II.6	3.1	312	Tabla 1
		• <i>Leptophis mexicanus</i>	Culebra perico mexicana		II.6	3.3	313	
		• <i>Leptophis mexicanus</i>	Culebra perico mexicana		II.9	5.1	372	Tabla 1
• <i>Leptophis mexicanus</i>		Culebra perico mexicana		II.10	4	385	Tabla 1	

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura	
				Cap.	Tema			
Scincidae	<i>Marisora</i>	▪ <i>Marisora brachypoda</i>	Mabuya centroamericana	II.10	4	384	Tabla 1	
Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	▪ <i>Sceloporus lundelli</i>	Lagartija espinosa yucateca	II.10	4	384	Tabla 1	
		▪ <i>Sceloporus chrysostictus</i>	Lagartija espinosa de puntos amarillos	III.3	3.3	501	Tabla 7	
Teiidae	<i>Holcosus</i>	▪ <i>Holcosus gaigeae</i>	Ameiva metálica	II.10	4	384	Tabla 1	
Viperidae	<i>Bothrops</i>	▪ <i>Bothrops asper</i>	Terciopelo	II.9		368		
		▪ <i>Bothrops asper</i>	Terciopelo	II.9		369		
		▪ <i>Bothrops asper</i>	Terciopelo	II.9	5.1	373	Tabla 1	
	<i>Crotalus</i>	▪ <i>Bothrops asper</i>	Terciopelo	Terciopelo	II.9	5.1	373	
		▪ <i>Bothrops asper</i>	Terciopelo	Terciopelo	II.9	5.1	374	Figura 2
		▪ <i>Crotalus tzabcan</i>	Cascabel yucateca	Cascabel yucateca	II.9	5.1	373	Tabla 1
Boidae	<i>Boa</i>	▪ <i>Crotalus tzabcan</i>	Cascabel yucateca	II.10	4	385	Tabla 1	
		▪ <i>Boa constrictor</i>	Boa	II.5	5	282	Figura 4	
		▪ <i>Boa imperator</i>	Mazacuata	II.6	3.3	312	Tabla 1	
		▪ <i>Boa imperator</i>	Mazacuata	II.6	3.3	313		
		▪ <i>Boa imperator</i>	Mazacuata	II.9	5.1	372	Tabla 1	
		▪ <i>Boa imperator</i>	Mazacuata	II.9	5.1	374	Figura 2	
		▪ <i>Boa imperator</i>	Mazacuata	II.10	4	385	Tabla 1	
		▪ <i>Boa imperator</i>	Mazacuata	II.10	4	387	Figura 3	
Colubridae	<i>Drymarchon</i>	▪ <i>Drymarchon melanurus</i>	Culebra arroyera de cola negra	II.9	5.1	372	Tabla 1	
		▪ <i>Drymarchon melanurus</i>	Culebra arroyera de cola negra	II.10	4	385	Tabla 1	
		▪ <i>Drymobius margaritiferus</i>	Culebra corredora de Petatillos	II.9	5.1	372	Tabla 1	
	<i>Lampropeltis</i>	▪ <i>Drymobius margaritiferus</i>	Culebra corredora de Petatillos	Culebra corredora de Petatillos	II.10	4	385	Tabla 1
		▪ <i>Drymobius margaritiferus</i>	Culebra corredora de Petatillos	Culebra corredora de Petatillos	II.10	5	390	
		▪ <i>Lampropeltis abnorma</i> (antes <i>Lampropeltis triangulum</i>)	Gotacoral	Gotacoral	II.9	5.1	372	Tabla 1
<i>Mastigodryas</i>	▪ <i>Mastigodryas melanolomus</i>	Culebra lagartijera común	Culebra lagartijera común	II.9	5.1	372	Tabla 1	
	<i>Oxybelis</i>	▪ <i>Oxybelis aeneus</i>	Culebra bejuquilla mexicana	Culebra bejuquilla mexicana	II.9	5.1	372	Tabla 1
		▪ <i>Oxybelis aeneus</i>	Culebra bejuquilla mexicana	Culebra bejuquilla mexicana	II.9	5.1	373	
		▪ <i>Oxybelis aeneus</i>	Culebra bejuquilla mexicana	Culebra bejuquilla mexicana	II.10	4	385	Tabla 1
▪ <i>Oxybelis fulgidus</i>		Culebra bejuquilla verde	Culebra bejuquilla verde	II.9	5.1	372	Tabla 1	

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Colubridae	<i>Oxybelis</i>	• <i>Oxybelis fulgidus</i>	Culebra bejuquilla verde	II.9	5.1	373	
		• <i>Coniophanes bipunctatus</i>	culebra dos puntos	II.10	4	385	Tabla 1
		• <i>Coniophanes meridanus</i>	Culebra sin rayas peninsular	II.9	5.1	372	Tabla 1
	<i>Coniophanes</i>	• <i>Coniophanes imperialis</i>	Culebra rayas negras	II.9	5.1	372	Tabla 1
		• <i>Coniophanes imperialis</i>	Culebra rayas negras	II.10	4	385	Tabla 1
		• <i>Coniophanes schmidtii</i>	Culebra rayada yucateca	II.9	5.1	372	Tabla 1
	<i>Conophis</i>	• <i>Conophis lineatus</i>	Culebra guardaca- minos lineada	II.10	4	385	Tabla 1
	<i>Symphimus</i>	• <i>Symphimus mayae</i>	culebra labios blancos maya	II.9	5.1	372	Tabla 1
	<i>Stenorrhina</i>	• <i>Stenorrhina freminvillei</i>	Culebra alacranera de sangre	II.9	5.1	372	Tabla 1
	<i>Phrynonax</i>	• <i>Phrynonax poecilonotus</i>	Culebra Resoplona Norteña	II.9	5.1	372	
	<i>Imantodes</i>	• <i>Imantodes tenuissimus</i>	Culebra cordelilla yucateca	II.9	5.1	373	Tabla 1
		• <i>Dipsas brevifacies</i>	Culebra caracolera chata	II.9		368	
	<i>Dipsas</i>	• <i>Dipsas brevifacies</i>	Culebra caracolera chata	II.9	5.1	372	Tabla 1
		• <i>Dipsas brevifacies</i>	Culebra caracolera chata	II.9	5.1	374	Figura 2
		• <i>Ninia sebae</i>	Culebra de cafetal espalda roja	II.9		368	
		• <i>Ninia sebae</i>	Culebra de cafetal espalda roja	II.9		369	
	<i>Ninia</i>	• <i>Ninia sebae</i>	Culebra de cafetal espalda roja	II.9	5.1	373	Tabla 1
		• <i>Ninia sebae</i>	Culebra de cafetal espalda roja	II.9	5.1	374	Figura 2
		• <i>Ninia sebae</i>	Culebra de cafetal espalda roja	II.10	4	385	Tabla 1
	<i>Leptophis</i>	• <i>Leptophis mexicanus</i>	Culebra perico mexicana	II.6	3.1	312	Tabla 1
	• <i>Leptophis ahaetulla</i>	Ranera perico	II.9	5.1	372	Tabla 1	
	• <i>Leptophis ahaetulla</i>	Ranera perico	II.9	5.1	373		
<i>Masticophis</i>	• <i>Masticophis mentovarius</i>	Culebra chirriadora neotropical	II.10	4	385	Tabla 1	
<i>Imantodes</i>	• <i>Imantodes tenuissimus</i>	Culebra cordelilla yucateca	II.9	5.1	373	Tabla 1	

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura	
				Cap.	Tema			
Colubridae	<i>Imantodes</i>	▪ <i>Imantodes cenchoa</i>	Culebra cordelilla chata	II.9	5.1	373	Tabla 1	
	<i>Leptodeira</i>	▪ <i>Leptodeira septentrionalis</i>	Escombrera manchada	II.9	5.1	373	Tabla 1	
		▪ <i>Leptodeira frenata</i>	Culebra ojo de gato de selva	II.9		368		
		▪ <i>Leptodeira frenata</i>	Culebra ojo de gato de selva	II.9	5.1	374	Figura 2	
		▪ <i>Leptodeira frenata</i>	Culebra ojo de gato de selva	II.10	4	385	Tabla 1	
		▪ <i>Ficimia publia</i>	Culebra naricilla manchada	II.9	5.1	372	Tabla 1	
	<i>Ficimia</i>	▪ <i>Ficimia publia</i>	Culebra naricilla manchada	II.10	4	385	Tabla 1	
		<i>Sibon</i>	▪ <i>Sibon nebulatus</i>	Culebra caracolera jaspeada	II.9	5.1	373	Tabla 1
	▪ <i>Sibon sanniolus</i>		Culebra caracolera pigmea	II.9	5.1	373	Tabla 1	
	▪ <i>Sibon sanniolus</i>		Culebra caracolera pigmea	II.9		369		
	▪ <i>Sibon sanniolus</i>		Culebra caracolera pigmea	II.9	5.1	374	Figura 2	
	<i>Tropidodipsas</i>	▪ <i>Tropidodipsas sartorii</i>	lagartija espinosa chiapaneca	II.9	5.1	373	Tabla 1	
	<i>Tretanorhinus</i>	▪ <i>Tretanorhinus nigroluteus</i>	Culebra caracolera pigmea	II.9	5.1	373	Tabla 1	
	<i>Pseudelaphe</i>	▪ <i>Pseudelaphe flavirufa</i>	Culebra ratonera amarillo-rojiza	II.9	5.1	372	Tabla 1	
		▪ <i>Pseudelaphe phaescens</i>	Ratonera yucateca	II.10	4	385	Tabla 1	
	<i>Spilotes</i>	▪ <i>Spilotes pullatus</i>	Serpiente tigre	II.9	5.1	372	Tabla 1	
		▪ <i>Spilotes pullatus</i>	Serpiente tigre	II.10	4	385	Tabla 1	
	<i>Tantilla</i>	▪ <i>Tantilla cuniculator</i>	Culebrita de collar de Petén	II.10	4	385	Tabla 1	
		<i>Thamnophis</i>	▪ <i>Thamnophis proximus</i>	Culebra acuática centroamericana	II.8	5	358	Figura 4
			▪ <i>Thamnophis proximus</i>	Culebra acuática centroamericana	II.9	5.1	373	Tabla 1
			▪ <i>Thamnophis proximus</i>	Culebra acuática centroamericana	II.10	4	385	Tabla 1
			▪ <i>Thamnophis proximus</i>	Culebra acuática centroamericana	II.10	5	390	
	Elapidae	<i>Micrurus</i>	▪ <i>Micrurus apiatus</i> (antes <i>Micrurus diastema</i>)	Serpiente coralillo variable	II.9	5.1	373	Tabla 1
▪ <i>Micrurus apiatus</i> (antes <i>Micrurus diastema</i>)			Serpiente coralillo variable	II.10	4	385	Tabla 1	

Orden: Testudines

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Emydidae	Trachemys	• <i>Trachemys scripta</i>	Tortuga gravada icotea, jicotea de orejas rojas	II.6	3.1	312	Tabla 1
		• <i>Trachemys scripta</i>	Tortuga gravada icotea, jicotea de orejas rojas	II.6	3.3	313	
		• <i>Trachemys scripta</i>	Tortuga gravada icotea, jicotea de orejas rojas	II.8	5	358	Figura 4
Kinosternidae	Kinosternon	• <i>Kinosternon scorpioides</i>	Tortuga pecho quebrado escorpión	II.10	4	384	Tabla 1
		• <i>Kinosternon leucostomum</i>	Tortuga labios blancos o pochitoque labios quebrados	II.8	5	358	Figura 4
		• No determinada	No determinado	II.5	5.1.3	286	Tabla 3
		• No determinada	No determinado	II.5	5.2.2.3	292	Tabla 8
		• No determinada	No determinado	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 13

Clase: Aves

Orden: Galliformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Cracidae	Ortalis	• <i>Ortalis vetula</i>	Chachalaca	II.5	5.1.2	284	
		• <i>Ortalis vetula</i>	Chachalaca	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		• <i>Ortalis vetula</i>	Chachalaca	II.5	5.2.2.1	289	
		• <i>Ortalis vetula</i>	Chachalaca	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		• <i>Ortalis vetula</i>	Chachalaca	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12
Odontophoridae	Colinus	• <i>Colinus nigrogularis</i>	Codorniz yucateca	II.5	5.1.1	282	Figura 4
		• <i>Colinus nigrogularis</i>	Codorniz yucateca	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		• <i>Colinus nigrogularis</i>	Codorniz yucateca	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		• <i>Colinus nigrogularis</i>	Codorniz yucateca	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12

Orden: Columbiformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Columbidae	<i>Columbina</i>	▪ <i>Columbina talpacoti</i>	Tortolita canela	II.10	4	385	Tabla 1
	<i>Streptopelia</i>	▪ <i>Streptopelia decaocto</i>	Paloma de collar turca	II.10	4	385	Tabla 1
	<i>Zenaida</i>	▪ <i>Zenaida asiatica</i>	Paloma alas blancas	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		▪ <i>Zenaida asiatica</i>	Paloma alas blancas	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		▪ <i>Zenaida asiatica</i>	Paloma alas blancas	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12
		▪ <i>Zenaida asiatica</i>	Paloma alas blancas	II.6	3.1	311	
		▪ <i>Zenaida asiatica</i>	Paloma alas blancas	II.6	3.1	312	Tabla 1

Orden: Cuculiformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Cuculidae	<i>Crotophaga</i>	▪ <i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero pico liso	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		▪ <i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero pico liso	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		▪ <i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero pico liso	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12

Orden: Caprimulgiformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Caprimulgidae	<i>Nyctidromus</i>	▪ <i>Nyctidromus albicollis</i>	Chotacabras pauraque	II.10	4	385	Tabla 1
	<i>Nyctiphrynus</i>	▪ <i>Nyctiphrynus yucatanicus</i>	Tapacaminos huil	II.10	4	385	Tabla 1

Orden: Apodiformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Trochilidae	<i>Amazilia</i>	▪ <i>Amazilia yucatanensis</i>	Colibrí vientre canelo	II.6	3.1	311	
		▪ <i>Amazilia yucatanensis</i>	Colibrí vientre canelo	II.6	3.1	312	Tabla 1

Orden: Gruiformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Rallidae	<i>Aramides</i>	• <i>Aramides albiventris</i>	Rascón nuca canela	II.10	4	385	Tabla 1
	<i>Porzana</i>	• <i>Porzana carolina</i>	Polluela sora	II.10	4	385	Tabla 1

Orden: Charadriiformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Laridae	<i>Sterna</i>	• <i>Sterna sp.</i>	Charrán	II.8	4.3	353	
		• <i>Sterna sp.</i>	Charrán	II.8	5	361	

Orden: Suliformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax</i>	• <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Cormorán neotropical	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		• <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Cormorán neotropical	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		• <i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Cormorán neotropical	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12

Orden: Pelecaniformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Ardeidae	<i>Ixobrychus</i>	• <i>Ixobrychus exilis</i>	Avetoro menor	II.8	5	358	Figura 4
	<i>Tigrisoma</i>	• <i>Tigrisoma mexicanum</i>	Garza tigre mexicana	II.6	3.1	311	
		• <i>Tigrisoma mexicanum</i>	Garza tigre mexicana	II.6	3.1	312	Tabla 1
	<i>Butorides</i>	• <i>Butorides virescens</i>	Garcita verde	II.10	4	385	Tabla 1
Threskiornithidae	<i>Eudocimus</i>	• <i>Eudocimus albus</i>	Ibis blanco	II.10	4	385	Tabla 1

Orden: Cathartiformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Cathartidae	Coragyps	▪ <i>Coragyps atratus</i>	Zopilote común o zopilote de cabeza negra	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		▪ <i>Coragyps atratus</i>	Zopilote común o zopilote de cabeza negra	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		▪ <i>Coragyps atratus</i>	Zopilote común o zopilote de cabeza negra	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12
		▪ <i>Coragyps atratus</i>	Zopilote común o zopilote de cabeza negra	II.6	3.1	311	
		▪ <i>Coragyps atratus</i>	Zopilote común o zopilote de cabeza negra	II.6	3.1	312	Tabla 1
		▪ <i>Coragyps atratus</i>	Zopilote común o zopilote de cabeza negra	II.7	2.2	325	
	Cathartes	▪ <i>Cathartes aura</i>	Zopilote aura	II.6	3.1	311	
		▪ <i>Cathartes aura</i>	Zopilote aura	II.6	3.1	312	Tabla 1

Orden: Accipitriformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Pandionidae	<i>Bufo</i>	▪ No determinada	No determinado	II.8	4.3	353	Tabla 1
	<i>Pandion</i>	▪ <i>Pandion haliaetus</i>	Águila pescadora	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		▪ <i>Pandion haliaetus</i>	Águila pescadora	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		▪ <i>Pandion haliaetus</i>	Águila pescadora	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12

Orden: Strigiformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Strigidae	<i>Bubo</i>	▪ <i>Bubo virginianus</i>	Búho cornudo	II.10	4	385	Tabla 1
	<i>Glaucidium</i>	▪ <i>Glaucidium brasilianum</i>	Tecolote bajoño	II.5	5.1.2	285	Tabla 2

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Strigidae	Glaucidium	• <i>Glaucidium brasilianum</i>	Tecolote bajo	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		• <i>Glaucidium brasilianum</i>	Tecolote bajo	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12
		• <i>Glaucidium brasilianum</i>	Tecolote bajo	II.8		349	
		• <i>Glaucidium brasilianum</i>	Tecolote bajo	II.8	5	356	
		• <i>Glaucidium brasilianum</i>	Tecolote bajo	II.10	4	385	Tabla 1
		• <i>Glaucidium brasilianum</i>	Tecolote bajo	II.10	4	387	Figura 3

Orden: Trogoniformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Trogonidae	Trogon	• <i>Trogon melanocephalus</i>	Coa cabeza negra	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		• <i>Trogon melanocephalus</i>	Coa cabeza negra	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		• <i>Trogon melanocephalus</i>	Coa cabeza negra	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12

Orden: Coraciiformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Alcedinidae	<i>Chloroceryle</i>	• <i>Chloroceryle aenea</i>	Martín Pescador Enano	II.10	4	385	Tabla 1

Orden: Piciformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Ramphastidae	<i>Campephilus</i>	• <i>Campephilus guatemalensis</i>	Carpintero pico plateado	II.8	5	358	Figura 4
	<i>Pteroglossus</i>	• <i>Pteroglossus torquatus</i>	Tucancillo collarero	II.5	5.1.1	282	Figura 4
		• <i>Pteroglossus torquatus</i>	Tucancillo collarero	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		• <i>Pteroglossus torquatus</i>	Tucancillo collarero	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		• <i>Pteroglossus torquatus</i>	Tucancillo collarero	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12

Orden: Psittaciformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Psittacidae	Amazona	▪ <i>Amazona albifrons</i>	Loro frente blanca	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		▪ <i>Amazona albifrons</i>	Loro frente blanca	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		▪ <i>Amazona albifrons</i>	Loro frente blanca	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12

Orden: Passeriformes

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Tyrannidae	Myiozetetes	▪ <i>Myiozetetes similis</i>	Luisito común	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		▪ <i>Myiozetetes similis</i>	Luisito común	II.5	5.2.2.2	289	
		▪ <i>Myiozetetes similis</i>	Luisito común	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		▪ <i>Myiozetetes similis</i>	Luisito común	II.5	5.2.2.2	291	
		▪ <i>Myiozetetes similis</i>	Luisito común	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12
		▪ <i>Myiozetetes similis</i>	Luisito común	II.10	4	385	Tabla 1
Vireonidae	Vireo	▪ <i>Vireo griseus</i>	Vireo ojos blancos	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		▪ <i>Vireo griseus</i>	Vireo ojos blancos	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		▪ <i>Vireo griseus</i>	Vireo ojos blancos	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12
		▪ <i>Vireo griseus</i>	Vireo ojos blancos	II.10	4	385	Tabla 1
Corvidae	Psilorhinus	▪ <i>Psilorhinus morio</i>	Chara pea	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		▪ <i>Psilorhinus morio</i>	Chara pea	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		▪ <i>Psilorhinus morio</i>	Chara pea	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12
Corvidae	Cyanocorax	▪ <i>Cyanocorax yucatanicus</i>	Chara yucateca	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		▪ <i>Cyanocorax yucatanicus</i>	Chara yucateca	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		▪ <i>Cyanocorax yucatanicus</i>	Chara yucateca	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12
Turdidae	Turdus	▪ <i>Turdus grayi</i>	Mirlo café	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		▪ <i>Turdus grayi</i>	Mirlo café	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		▪ <i>Turdus grayi</i>	Mirlo café	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12
Mimidae	Dumetella	▪ <i>Dumetella carolinensis</i>	Maullador gris	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		▪ <i>Dumetella carolinensis</i>	Maullador gris	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		▪ <i>Dumetella carolinensis</i>	Maullador gris	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12
Cardinalidae	Passerina	▪ <i>Passerina caerulea</i>	Picogordo azul	II.10	4	385	Tabla 1
Icteriidae	Icteria	▪ <i>Icteria virens</i>	Chipe grande	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		▪ <i>Icteria virens</i>	Chipe grande	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		▪ <i>Icteria virens</i>	Chipe grande	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Icteridae	<i>Amblycercus</i>	• <i>Amblycercus holosericeus</i>	Cacique pico claro	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		• <i>Amblycercus holosericeus</i>	Cacique pico claro	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		• <i>Amblycercus holosericeus</i>	Cacique pico claro	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12
		• <i>Amblycercus holosericeus</i>	Cacique pico claro	II.10	4	385	Tabla 1
	<i>Icterus</i>	• <i>Icterus sp.</i>	Calandria	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		• <i>Icterus sp.</i>	Calandria	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		• <i>Icterus sp.</i>	Calandria	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12
		• <i>Icterus sp.</i>	Calandria	II.8	4.3	353	
	<i>Quiscalus</i>	• <i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate mayor, K'awis, K'au	II.5	5.1.2	285	Tabla 2
		• <i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate mayor, K'awis, K'au	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 7
		• <i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate mayor, K'awis, K'au	II.5	5.2.3.3	295	Tabla 12
		• <i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate mayor, K'awis, K'au	II.6	3.1	311	
		• <i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate mayor, K'awis, K'au	II.6	3.1	312	Tabla 1
		• <i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate mayor, K'awis, K'au	II.8	4.4	354	Tabla 2
• <i>Quiscalus mexicanus</i>		Zanate mayor, K'awis, K'au	II.8	5	356		

Clase: Mammalia

Orden: Didelphimorphia

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Didelphidae	<i>Caluromys</i>	• <i>Caluromys derbianus</i>	Tlacuache dorado	II.8	5	358	Figura 4
	<i>Didelphis</i>	• <i>Didelphis spp.</i>	Tlacuaches	II.8	5	356	
		• <i>Didelphis spp.</i>	Tlacuaches	II.8	5	359	
		• <i>Didelphis marsupialis</i>	Tlacuache	I.4	3	115	Figura 2
		• <i>Didelphis marsupialis</i>	Tlacuache	II.5	5.1.1	283	Tabla 1
		• <i>Didelphis marsupialis</i>	Tlacuache	II.5	5.2.2.1	289	

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Didelphidae	Didelphis	▪ <i>Didelphis marsupialis</i>	Tlacuache	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 6
		▪ <i>Didelphis marsupialis</i>	Tlacuache	II.5	5.2.3.1	294	Tabla 11
		▪ <i>Didelphis marsupialis</i>	Tlacuache	II.6	3.1	312	Tabla 1
		▪ <i>Didelphis marsupialis</i>	Tlacuache	II.10	4	386	Tabla 1
		▪ <i>Didelphis virginiana</i>	Tlacuache norteño	II.6	3.1	312	Tabla 1
		▪ <i>Didelphis virginiana</i>	Tlacuache norteño	II.8	4.4	354	Tabla 2
	▪ <i>Didelphis virginiana</i>	Tlacuache norteño	II.10	4	386	Tabla 1	
	Philander	▪ <i>Philander opossum</i>	Tlacuache cuatrojos gris	II.6	3.1	312	Tabla 1
		▪ <i>Philander opossum</i>	Tlacuache cuatrojos gris	II.10	4	386	Tabla 1
	Marmosa	▪ <i>Marmosa mexicana</i>	Tlacuache ratón mexicano	II.10	4	386	Tabla 1

Orden: Pilosa

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Myrmecophagidae	Tamandua	▪ <i>Tamandua mexicana</i>	Oso hormiguero	I.4	1	109	Figura 1
		▪ <i>Tamandua mexicana</i>	Oso hormiguero	II.5	5.1.1	282	Figura 4
		▪ <i>Tamandua mexicana</i>	Oso hormiguero	II.5	5.1.1	283	Tabla 1
		▪ <i>Tamandua mexicana</i>	Oso hormiguero	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 6
		▪ <i>Tamandua mexicana</i>	Oso hormiguero	II.5	5.2.3.1	294	Tabla 11
		▪ <i>Tamandua mexicana</i>	Oso hormiguero	II.6	3.1	312	Tabla 1
		▪ <i>Tamandua mexicana</i>	Oso hormiguero	II.8	5	358	
		▪ <i>Tamandua mexicana</i>	Oso hormiguero	II.8	5	358	Figura 4

Orden: Rodentia

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Dasyproctidae	Dasyprocta	▪ <i>Dasyprocta punctata</i>	Sereque	II.5	5.1.1	282	Figura 4
		▪ <i>Dasyprocta punctata</i>	Sereque	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 6
		▪ <i>Dasyprocta punctata</i>	Sereque	II.5	5.2.3.1	293	
		▪ <i>Dasyprocta punctata</i>	Sereque	II.5	5.2.3.1	294	Tabla 11
		▪ <i>Dasyprocta punctata</i>	Sereque	II.5	5.1.1	283	Tabla 1
		▪ <i>Dasyprocta punctata</i>	Sereque	II.10	4	386	Tabla 1

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Erethizontidae	<i>Coendou</i>	▪ <i>Coendou mexicanus</i>	Puercoespín tropical	I.4	1	109	Figura 1
		▪ <i>Coendou mexicanus</i>	Puercoespín tropical	II.6	3.1	312	Tabla 1
		▪ <i>Coendou mexicanus</i>	Puercoespín tropical	II.6	3.2	312	
		▪ <i>Coendou mexicanus</i>	Puercoespín tropical	II.8	5	358	Figura 4
		▪ <i>Coendou mexicanus</i>	Puercoespín tropical	II.8	5	358	
Sciuridae	<i>Sciurus</i>	▪ <i>Sciurus aureogaster</i>	Ardilla vientre rojo	II.6	3.1	312	Tabla 1
		▪ <i>Sciurus deppei</i>	Ardilla tropical	II.5	5.1.1	282	Figura 4
		▪ <i>Sciurus deppei</i>	Ardilla tropical	II.5	5.1.1	283	Tabla 1
		▪ <i>Sciurus deppei</i>	Ardilla tropical	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 6
		▪ <i>Sciurus deppei</i>	Ardilla tropical	II.5	5.2.3.1	294	Tabla 11
Cricetidae	<i>Oryzomys</i>	▪ <i>Oryzomys couesi</i>	Rata arrozera de agua	II.10	4	386	Tabla 1
		▪ <i>Oryzomys couesi</i>	Rata arrozera de agua	II.10	5	390	
	<i>Ototylomys</i>	▪ <i>Ototylomys phyllotis</i>	Rata trepadora orejas grandes	II.10	4	386	Tabla 1
		▪ <i>Peromyscus leucopus</i>	Ratón de patas blancas	II.10	4	386	Tabla 1
		▪ <i>Peromyscus yucatanicus</i>	Ratón yucateco	II.10	4	386	Tabla 1
	<i>Reithrodontomys</i>	▪ <i>Reithrodontomys gracilis</i>	Ratón cosechero delgado	II.10	4	386	Tabla 1
	<i>Sigmodon</i>	▪ <i>Sigmodon hispidus</i>	Rata algodonera crespá	II.10	5	390	
		▪ <i>Sigmodon toltecus</i>	Rata algodonera	II.10	4	386	Tabla 1

Orden: Chiroptera

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Emballonuridae	<i>Saccopteryx</i>	▪ <i>Saccopteryx bilineata</i>	Murciélago	II.10	4	386	Tabla 1
Mormoopidae	<i>Mormoops</i>	▪ <i>Mormoops megalophylla</i>	Murciélago-barba arrugada	II.7	3.1	329	Tabla 1
		▪ <i>Mormoops megalophylla</i>	Murciélago-barba arrugada	II.7	3.1	331	Tabla 2
		▪ <i>Mormoops megalophylla</i>	Murciélago-barba arrugada	II.7	3.6	334	
		▪ <i>Mormoops megalophylla</i>	Murciélago-barba arrugada	II.7	4	335	
		▪ <i>Mormoops megalophylla</i>	Murciélago-barba arrugada	II.7	4	336	

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Mormoopidae	<i>Mormoops</i>	▪ <i>Mormoops megalophylla</i>	Murciélago-barba arrugada	II.7	4	340	
		▪ <i>Mormoops megalophylla</i>	Murciélago-barba arrugada	II.10	4	386	Tabla 1
		▪ No determinada	Murciélagos bigotudos	II.7	3.1	327	
		▪ No determinada	Murciélagos bigotudos	II.7	3.1	328	
		▪ No determinada	Murciélagos bigotudos	II.7	3.1	329	Tabla 1
		▪ No determinada	Murciélagos bigotudos	II.7	3.1	331	Tabla 2
		▪ <i>Pteronotus fulvus</i> (antes <i>Pteronotus davyi</i>)	Murciélago lomo pelón menor	II.7	3.1	329	Tabla 1
		▪ <i>Pteronotus fulvus</i> (antes <i>Pteronotus davyi</i>)	Murciélago lomo pelón menor	II.7	3.1	331	Tabla 2
		▪ <i>Pteronotus fulvus</i> (antes <i>Pteronotus davyi</i>)	Murciélago lomo pelón menor	II.10	4	386	
		▪ <i>Pteronotus gymnotus</i>	Murciélago lomo pelón mayor	II.7	2.1	325	
		▪ <i>Pteronotus mesoamericanus</i> (antes <i>Pteronotus parnellii</i>)	Murciélago-bigotudo de Parnell	II.7	2.1	325	
		▪ <i>Pteronotus mesoamericanus</i> (antes <i>Pteronotus parnellii</i>)	Murciélago-bigotudo de Parnell	II.7	2.2	326	
		▪ <i>Pteronotus mesoamericanus</i> (antes <i>Pteronotus parnellii</i>)	Murciélago-bigotudo de Parnell	II.7	3.1	327	
		▪ <i>Pteronotus mesoamericanus</i> (antes <i>Pteronotus parnellii</i>)	Murciélago-bigotudo de Parnell	II.7	3.1	328	
		▪ <i>Pteronotus mesoamericanus</i> (antes <i>Pteronotus parnellii</i>)	Murciélago-bigotudo de Parnell	II.7	3.1	329	Tabla 1
		▪ <i>Pteronotus mesoamericanus</i> (antes <i>Pteronotus parnellii</i>)	Murciélago-bigotudo de Parnell	II.7	3.1	331	Tabla 2

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Mormoopidae	<i>Pteronotus</i>	• <i>Pteronotus mesoamericanus</i> (antes <i>Pteronotus parnellii</i>)	Murciélago-bigotudo de Parnell	II.7	3.6	334	
		• <i>Pteronotus mesoamericanus</i> (antes <i>Pteronotus parnellii</i>)	Murciélago-bigotudo de Parnell	II.7	4	335	
		• <i>Pteronotus mesoamericanus</i> (antes <i>Pteronotus parnellii</i>)	Murciélago-bigotudo de Parnell	II.7	4	336	
		• <i>Pteronotus mesoamericanus</i> (antes <i>Pteronotus parnellii</i>)	Murciélago-bigotudo de Parnell	II.7	4	337	
		• <i>Pteronotus mesoamericanus</i> (antes <i>Pteronotus parnellii</i>)	Murciélago-bigotudo de Parnell	II.7	4	340	
		• <i>Pteronotus mesoamericanus</i> (antes <i>Pteronotus parnellii</i>)	Murciélago-bigotudo de Parnell	II.10	4	386	Tabla 1
		• <i>Pteronotus psilotis</i> (antes <i>Pteronotus personatus</i>)	Murciélago bigotudo	II.7	2.1	325	
		• <i>Pteronotus psilotis</i> (antes <i>Pteronotus personatus</i>)	Murciélago bigotudo	II.7	3.1	329	Tabla 1
		• <i>Pteronotus psilotis</i> (antes <i>Pteronotus personatus</i>)	Murciélago bigotudo	II.7	3.1	331	Tabla 2
		• <i>Pteronotus psilotis</i> (antes <i>Pteronotus personatus</i>)	Murciélago bigotudo	II.7	4	335	
		• <i>Pteronotus psilotis</i> (antes <i>Pteronotus personatus</i>)	Murciélago bigotudo	II.7	4	339	
Phyllostomidae	No determinado	• No determinada	Murciélagos con hoja nasal	II.7	3.1	329	Tabla 1
	<i>Carollia</i>	• <i>Carollia perspicillata</i>	Murciélago cola corta de Sebas	II.7	3.6	334	
	<i>Glossophaga</i>	• <i>Glossophaga soricina</i>	Murciélago lengüetón	II.7	2.1	325	
		• <i>Glossophaga soricina</i>	Murciélago lengüetón	II.7	3.1	329	Tabla 1

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Phyllostomidae	Glossophaga	▪ <i>Glossophaga soricina</i>	Murciélago lengüetón	II.7	3.1	331	Tabla 2
		▪ <i>Glossophaga soricina</i>	Murciélago lengüetón	II.10	4	386	Tabla 1
	Artibeus	▪ <i>Artibeus jamaicensis</i>	Murciélago frutero	II.7	3.1	329	Tabla 1
		▪ <i>Artibeus jamaicensis</i>	Murciélago frutero	II.7	3.1	331	Tabla 2
		▪ <i>Artibeus jamaicensis</i>	Murciélago frutero	II.7	3.4	333	
		▪ <i>Artibeus jamaicensis</i>	Murciélago frutero	II.7	3.6	334	
		▪ <i>Artibeus jamaicensis</i>	Murciélago frutero	II.7	4	339	
		▪ <i>Artibeus lituratus</i>	Murciélago frugívoro gigante	II.7	3.1	329	Tabla 1
		▪ <i>Artibeus lituratus</i>	Murciélago frugívoro gigante	II.7	3.1	331	Tabla 2
		▪ <i>Artibeus lituratus</i>	Murciélago frugívoro gigante	II.7	3.4	333	
		▪ <i>Artibeus lituratus</i>	Murciélago frugívoro gigante	II.10	4	386	Tabla 1
		▪ <i>Artibeus phaeotis</i> (antes <i>Dermanura phaeotis</i>)	Murciélago frugívoro pigmeo	II.7	3.1	329	Tabla 1
	Dermanura	▪ <i>Artibeus phaeotis</i> (antes <i>Dermanura phaeotis</i>)	Murciélago frugívoro pigmeo	II.7	3.1	331	Tabla 2
		▪ <i>Artibeus phaeotis</i> (antes <i>Dermanura phaeotis</i>)	Murciélago frugívoro pigmeo	II.7	3.4	333	
		▪ <i>Centurio senex</i>	Murciélago cara arrugada	II.7	3.1	328	
	Centurio	▪ <i>Centurio senex</i>	Murciélago cara arrugada	II.7	3.1	329	Tabla 1
		▪ <i>Centurio senex</i>	Murciélago cara arrugada	II.7	3.1	331	Tabla 2
		▪ <i>Nyctinomops laticaudatus</i>	Murciélago cola suelta ancha	II.7	2.1	325	
Molossidae	Nyctinomops	▪ <i>Nyctinomops laticaudatus</i>	Murciélago cola suelta ancha	II.7	3.1	329	Tabla 1
		▪ <i>Nyctinomops laticaudatus</i>	Murciélago cola suelta ancha	II.7	3.1	331	Tabla 2
		▪ <i>Natalus mexicanus</i>	Murciélago orejas de embudo	II.7	2.1	325	
Natalidae	Natalus	▪ <i>Natalus mexicanus</i>	Murciélago orejas de embudo	II.7	3.1	327	

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Natalidae	<i>Natalus</i>	• <i>Natalus mexicanus</i>	Murciélago orejas de embudo	II.7	3.1	329	Tabla 1
		• <i>Natalus mexicanus</i>	Murciélago orejas de embudo	II.7	3.1	331	Tabla 2
		• <i>Natalus mexicanus</i>	Murciélago orejas de embudo	II.10	4	386	Tabla 1
Vespertilionidae	<i>Myotis</i>	• <i>Myotis keaysi</i>	Miotis de piernas peludas	II.7	2.1	325	
		• <i>Myotis keaysi</i>	Miotis de piernas peludas	II.7	3.1	329	Tabla 1
		• <i>Myotis keaysi</i>	Miotis de piernas peludas	II.7	3.1	331	Tabla 2
	<i>Lasiurus</i>	• <i>Lasiurus cinereus</i>	Murciélago cola peluda canoso	II.7	1	322	
		• <i>Lasiurus ega</i>	Murciélago cola peluda amarillo	II.10	4	386	Tabla 1
	<i>Rhogeessa</i>	• <i>Rhogeessa aeneus</i>	Murciélago amarillo yucateco	II.10	4	386	Tabla 1

Orden: Carnivora

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Mustelidae	<i>Eira</i>	• <i>Eira barbara</i>	Cabeza de viejo	II.5	5.1.1	283	Tabla 1
		• <i>Eira barbara</i>	Cabeza de viejo	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 6
		• <i>Eira barbara</i>	Cabeza de viejo	II.5	5.2.3.1	294	Tabla 11
Procyonidae	<i>Nasua</i>	• <i>Nasua narica</i>	Coatí	I.4	3	115	Figura 2
		• <i>Nasua narica</i>	Coatí	II.5	5.1.1	283	Tabla 1
		• <i>Nasua narica</i>	Coatí	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 6
		• <i>Nasua narica</i>	Coatí	II.5	5.2.3.1	294	Tabla 11
		• <i>Nasua narica</i>	Coatí	II.6	5.1.1	312	Tabla 1
		• <i>Nasua narica</i>	Coatí	II.10	4	386	Tabla 1
	<i>Procyon</i>	• <i>Nasua narica</i>	Coatí	II.10	4	387	Figura 3
		• <i>Procyon lotor</i>	Mapache	II.5	5.1.1	283	Tabla 1
		• <i>Procyon lotor</i>	Mapache	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 6
<i>Procyon</i>	• <i>Procyon lotor</i>	Mapache	II.5	5.2.3.1	293		
	• <i>Procyon lotor</i>	Mapache	II.5	5.2.3.1	294	Tabla 11	
	• <i>Procyon lotor</i>	Mapache	II.6	3.1	312	Tabla 1	

Familia	Género	Especie	Nombre común	Sección		Página	Figura
				Cap.	Tema		
Canidae	Urocyon	▪ <i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Zorra gris	II.5	5.1.1	283	Tabla 1
		▪ <i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Zorra gris	II.5	5.2.2.2	290	Tabla 6
		▪ <i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Zorra gris	II.5	5.2.3.1	294	Tabla 11
		▪ <i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Zorra gris	II.10	4	386	Tabla 1
Felidae	Herpailurus	▪ <i>Herpailurus yagouarundi</i>	Yaguarundi o jaguarundi	II. 8	5	358	Figura 4
		▪ <i>Herpailurus yagouarundi</i>	Yaguarundi o jaguarundi	II. 10	4	386	Tabla 1

Directorio

Adán Oliveras de Ita

oliverasdeita@yahoo.com.mx

Sistemas Estratégicos para la Gestión Ambiental SEGA, S. A. de C. V.

Av. Río Mixcoac núm. 36, Actipan, delegación Benito Juárez, Ciudad de México, México, C. P. 03230

Teléfono: 55 5534 6979

Alberto González-Gallina

fodopo@hotmail.com

Red de Ambiente y Sustentabilidad; Instituto de Ecología, A. C. (INECOL)

Carretera antigua a Coatepec núm. 351, El Haya, Xalapa, Veracruz, México, C. P. 91070

Teléfono: 228 842 1800

Alejandrina Leal Gómez

algomez@conalep.edu.mx, alg38@hotmail.com

Subcoordinación de Cooperación Técnica, Unidad de Estudios e Intercambio Académico Conalep Nacional (www.gob.mx/conalep)

Calle 16 de Septiembre núm. 147 Norte, colonia Lázaro Cárdenas, Metepec, Estado de México, México, C. P. 52148

Teléfonos: 55 54803700, 722 2710800, extensión 2126

Alexis Herminio Plasencia-Vázquez

alexpla79@gmail.com, ahplasen@uacam.mx

Centro de Investigaciones Históricas y Sociales (CIHS), Universidad Autónoma de Campeche (UAC)

Avenida Agustín Melgar s/n, entre Calle 20 y Juan de la Barrera, colonia Buenavista, San Francisco de Campeche, Campeche, México, C. P. 24039

Ana Fernández-Montes de Oca

anaferm03@gmail.com

Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México

Circuito Zona Deportiva s/n, Ciudad Universitaria, delegación Coyoacán, Ciudad de México, México, C. P. 04510

Andrés Chacón-Hernández

andres.chacon@segasa.com.mx

Sistemas Estratégicos para la Gestión Ambiental SEGA, S. A. de C. V.

Av. Río Mixcoac 36, Actipan, delegación Benito Juárez, Ciudad de México, México, C. P. 03230

Teléfono: 55 5534 6979

Armín Alejandro Puch Aguilar

armin78up@gmail.com

Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Andador Caracol mz. D, lt. 1, fraccionamiento Lavelle Urbina, San Francisco de Campeche, Campeche, México, C. P. 24087

Benito Bernardo Dzib Castillo

bernadzib@yahoo.es

Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Chiná

Calle 11, entre 22 y 28, colonia Centro, Chiná, Campeche, México, C. P. 24520

Carlos C. Guzmán Aguirre

cguzman@garrajaguar.mx

Garra Jaguar Soluciones Forestales (www.garrajaguar.mx)

Prolongación Porfirio Díaz 18, San Jerónimo Caleras, Puebla, Puebla, México, C. P. 72100

Coral Jazvel Pacheco Figueroa

coral.pacheco@ujat.mx

División Académica de Ciencias Biológicas (DACBioI), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 s/n, entronque a Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco, México, C. P. 86150

Teléfonos: 993 358 1500, 993 358 1579 o 993 354 4308

Daniel Samarrón Ruiz

danielsamarron83@gmail.com

Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Andador Caracol mz. D, lt. 1, fraccionamiento Lavalle Urbina,

San Francisco de Campeche, Campeche, México, C. P. 24087

Eduardo Moguel Ordoñez

moguel03@hotmail.com

División Académica de Ciencias Biológicas (DACBioI), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 s/n, entronque a Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco, México, C. P. 86150

Teléfonos: 993 358 1500, 993 358 1579 o 993 354 4308

Edwin Hernández Pérez

e.hperez@hotmail.com

Dirección de las Reservas Estatales Balam-Kin y Balam-Kú, Secretaría del Medio Ambiente, Biodiversidad y Cambio Climático (SEMABICC)

Av. Maestros Campechanos s/n, Polígono Uno, Sector Multunchac, San Francisco de Campeche, Campeche, México

Teléfonos: 98 811 9730

Elías José Gordillo Chávez

elias.gordillo@yahoo.com.mx

División Académica de Ciencias Biológicas (DACBioI), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 s/n, entronque a Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco, México, C. P. 86150

Teléfonos: 993 358 1500, 993 358 1579 o 993 354 4308

Ena Edith Mata Zayas

ena.matas@ujat.mx

División Académica de Ciencias Biológicas (DACBioI), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 s/n, entronque a Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco, México, C. P. 86150

Teléfonos: 993 358 1500, 993 358 1579 o 993 354 4308

Freddy Pérez-Garduza

División Académica de Ciencias Biológicas (DACBioI), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)
Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 s/n, entronque a Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco,
México, C. P. 86150

Teléfonos: 993 358 1500, 993 358 1579 o 993 354 4308

Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad, A. C.

Circuito Zona Deportiva s/n, Ciudad Universitaria, delegación Coyoacán, Ciudad de México, México,
C. P. 04510

Gabriel Téllez Torres

cactobium@hotmail.com, biia_dropera@hotmail.com

Biología Integral en Impacto Ambiental (BIIA)

Diagonal Cuauhtémoc núm. 3124, colonia Valle Dorado, Puebla, Puebla, México, C. P. 72070

Gilberto Pozo-Montuy

gil.pozo@cobius.org

Conservación de la Biodiversidad del Usumacinta, A. C.

Gregorio Méndez núm. 56, colonia Centro, Emiliano Zapata, Tabasco, México, C. P. 86990

Griselda Escalona-Segura

gescalon@ecosur.mx, gismex@hotmail.com

El Colegio de la Frontera Sur, Departamento Conservación de la Biodiversidad; Grupo Académico

Ecología para la Conservación de Fauna Silvestre (www.ecosur.mx, <http://orcid.org/0000-0002-6735-7878>)

Avenida Rancho s/n, Ciudad Industrial, Lerma, Campeche, México, C. P. 24500

Teléfono: 981 127 3720, ext. 2301

Gunther Köhler

Gunther.Koehler@senckenberg.de

Museo Senckenberg de Historia Natural

Senckenberganlage 25, 60325 Fráncfort del Meno, Alemania

J. Alberto Gallardo-Cruz

jose.gallardo@ibero.mx

Centro Transdisciplinar Universitario para la Sustentabilidad, Universidad Iberoamericana

Prolongación Paseo de la Reforma núm. 880, colonia Lomas de Santa Fe, delegación Álvaro Obregón,
Ciudad de México, México, C. P. 01219

Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad A.C.

Circuito Zona Deportiva s/n, Ciudad Universitaria, delegación Coyoacán, Ciudad de México, México,
C. P. 04510

J. Rizieri Avilés-Novelo

jonatan_rizieri@hotmail.com

C 20 núm. 209, entre 23 y 25, colonia Centro, Mérida, Yucatán, México, C. P. 97179

J. Rogelio Cedeño-Vázquez

rcedenov@ecosur.mx, rogeliocedeno@gmail.com

Departamento de Sistemática y Ecología Acuática, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal
Av. Centenario km 5.5, Chetumal, Quintana Roo, México, C. P. 77014

www.ecosur.mx

Jaime Rendón von Osten

jarendon@uacam.mx, jarendon1@gmail.com

Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX), Universidad Autónoma de Campeche

Av. Héroe de Nacozari núm. 480, Campus VI de Investigaciones, San Francisco de Campeche, Campeche, México, C. P. 24079

Teléfono: 981 811 9800, extensión 2010100

<https://epomex.uacam.mx>

Jesús A. Iglesias-Hernández

jesusih@outlook.com

Sistemas Estratégicos para la Gestión Ambiental SEGA, S. A. de C. V.

Av. Río Mixcoac núm. 36, Actipan, delegación Benito Juárez, Ciudad de México, México, C. P. 03230

Teléfono: 555 534 6979

Joaquín Arroyo Cabrales

arromatu5@yahoo.com.mx, arromatu@hotmail.com

Laboratorio de Arqueozoología, Subdirección de Laboratorios y Apoyo Académico

Instituto Nacional de Antropología e Historia

Moneda núm. 16, colonia Centro, delegación Cuauhtémoc, Ciudad de México, México, C. P. 06060

Teléfonos: 555 522 4162, 555 542 6004

Fax: 555 522 3515

Joel C. Saenz

jsaenz@una.ac.cr

Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre (ICOMVIS), Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica

Apartado 1350-3000, Heredia, Costa Rica

Teléfonos: 2237-7039, 2277-3545

Fax: 2237-7036

<https://www.una.ac.cr/>

Jorge A. Benítez Torres

info@easac.org.mx

Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Andador Caracol mz. D, lt. 1, fraccionamiento Lavalle Urbina,

San Francisco de Campeche, Campeche, México, C. P. 24087

Jorge A. Vargas-Contreras

jalbino64@hotmail.com, javargas@uacam.mx

Facultad de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Campeche

Campus V, Edificio D, Planta Baja

Predio s/n, por Av. Ing. Humberto Lanz Cárdenas y fraccionamiento Ecológico Ambiental Siglo XXIII,

colonia Exhacienda Kalá, San Francisco de Campeche, Campeche, México, C. P. 24085

Teléfono: 981 811 9800, extensión 3070103

Fax: 981 811 9800, extensión 73099

<https://sites.google.com/a/uacam.mx/jorge-a-vargas-contreras/>

<https://orcid.org/0000-0002-4157-6669>

Scopus Author ID: 6504257035

ResearcherID: M-1628-2017

José Domingo Cú-Vizcarrajcvizcarra104@gmail.com

Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Andador Caracol mz. D, lt. 1, fraccionamiento Lavallo Urbina,
San Francisco de Campeche, Campeche, México, C. P. 24087

El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche

Av. Rancho Polígono 2-A, colonia Ciudad Industrial, Lerma, Campeche, Campeche, México, C. P. 24500

Instituto de Ecología, A. C. División de Posgrado

Carretera antigua a Coatepec, núm. 351, colonia El Haya, Xalapa, Veracruz, México, C. P. 91073

Juan de Dios Valdez Lealjvaldezleal@yahoo.com.mx

División Académica de Ciencias Biológicas (DACBio), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 s/n, entronque a Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco,
México, C. P. 86150

Teléfonos: 993 358 1500, 993 358 1579 o 993 354 4308

Leonardo J. López Damiánleonardojld@yahoo.com.mxVertebrados Terrestres de Guerrero, Unidad Académica de Ciencias Químico Biológicas, Universidad
Autónoma de Guerrero

Av. Lázaro Cárdenas s/n, Ciudad Universitaria, Chilpancingo, Guerrero México, C. P. 39087

<http://sites.google.com/site/vertebradosdeguerrero/><http://www.facebook.com/VerTerGro/><http://www.facebook.com/leonardojld/><http://www.facebook.com/Biologia.UACQB/>**Leonel E. Amábilis-Sosa**lamabilis@conacyt.mx, leoamabilis@yahoo.com.mx

Conacyt-Tecnológico Nacional de México/IT Culiacán, División de Estudios de Posgrado e Investigación

Av. Juan de Dios Bátiz núm. 310, Culiacán, Sinaloa, México, C. P. 80220

Lilia María Gama Campillo,lillygama@yahoo.com

División Académica de Ciencias Biológicas (DACBio), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 s/n, entronque a Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco,
México, C. P. 86150

Teléfonos: 993 358 1500, 993 358 1579 o 993 354 4308

Luis José Rangel Ruizlrangel@msn.com

División Académica de Ciencias Biológicas (DACBio), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 s/n, entronque a Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco,
México, C. P. 86150

Teléfonos: 993 358 1500, 993 358 1579 o 993 354 4308

Marcos L. Ehúanlivelius@hotmail.com

Ecología Aplicada del Sureste, A. C.

Andador Caracol mz. D, lt. 1, fraccionamiento Lavallo Urbina,
San Francisco de Campeche, Campeche, México, C. P. 24087

María C. Sánchez-Gonzálezmcsanche@uacam.mx

Centro de Investigaciones Históricas y Sociales (CIHS), Universidad Autónoma de Campeche (UAC)
Avenida Agustín Melgar s/n entre Calle 20 y Juan de la Barrera, colonia Buenavista,
San Francisco de Campeche, Campeche, México, C. P. 24039

Mario A. Gómez Poncemgomez@cmarl.unam.mx

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, estación "El Carmen"
Carretera Carmen-Puerto Real km 9.5, Ciudad del Carmen, Campeche, México, C. P. 24157

Marlen Sánchez-Acuñakayak14_14@hotmail.com

Ecología Aplicada del Sureste, A. C.
Andador Caracol mz. D, lt. 1, fraccionamiento Lavalle Urbina,
San Francisco de Campeche, Campeche, México, C. P. 24087

Mircea G. Hidalgo-Mihartmhidalgo@yahoo.com

Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 s/n, entronque a Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco,
México, C. P. 86150
Teléfonos: 993 358 1500, 993 358 1579 o 993 354 4308

Octavio Vázquez-Zúñigaoctavio.vazquez@segasa.com.mx

Sistemas Estratégicos para la Gestión Ambiental SEGA, S. A. de C. V.
Av. Río Mixcoac núm. 36, Actipan, delegación Benito Juárez, Ciudad de México, México, C. P. 03230
Teléfono: 555 534 6979

Pablo M. Beutelspacher-Garcíabeutelspacherpacher@gmail.com

Martinica núm. 342, fraccionamiento Caribe, Chetumal, Quintana Roo, México, C. P. 77086

P. E. Nahuat-Cerverapedro.nahuat4@gmail.com

Ekuneil Península de Yucatán
Calle 52 núm 670, por 89 y 93, colonia Centro, Mérida, Yucatán, México, C. P. 97000

Rafael Reyna-Hurtadorreyna@ecosur.mx

El Colegio de la Frontera Sur, Departamento Conservación de la Biodiversidad
Avenida Rancho s/n, Ciudad Industrial, Lerma, Campeche, México, C. P. 24500
Tel. 981 1273720 ext. 2307
www.ecosur.mx

Rigoalberto Calam-Yamrigoalcalan@yahoo.com

Ecología Aplicada del Sureste, A. C.
Andador Caracol mz. D, lt. 1, fraccionamiento Lavalle Urbina,
San Francisco de Campeche, Campeche, C. P. 24087

Rodrigo A. Medellín

medellin@ieciologia.unam.mx

Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

Circuito Exterior s/n, junto al Jardín Botánico Exterior, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México,
C. P. 04510

Teléfonos: 555 622 9042

Fax: 555 622 8995

<https://www.facebook.com/rodrigo.a.medellin>

<https://www.instagram.com/rodrigomedellin1223/>

<https://twitter.com/rodrigomedellin>

Román Peralta Munguía

roman1668@hotmail.com

Biología Integral en Impacto Ambiental (BIIA)

Diagonal Cuauhtémoc núm. 3124, colonia Valle Dorado, Puebla, Puebla, C. P. 72070

Ruth del Carmen Luna Ruiz

bio.ruthclr@gmail.com

División Académica de Ciencias Biológicas (DACBioI), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT)

Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5 s/n, entronque a Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco,
México, C. P. 86150

Teléfonos: 993 358 1500, 993 358 1579 o 993 354 4308

Salomé Cabrera Romo

salomecabreraromo@gmail.com

Centro de Investigación sobre Enfermedades Infecciosas (CISEI), Instituto Nacional de Salud Pública (INSP)

Universidad núm. 655, colonia Santa María Ahuacatlán, Cerrada Los Pinos y Caminera, Cuernavaca,
Morelos, México, C. P. 62100

Sergio Prieto Díaz

sergio.prietodiaz@gmail.com

Cátedra del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt), en El Colegio de la Frontera Sur

(Ecosur), unidad Campeche

Avenida Rancho Polígono s/n, Ciudad Industrial, Lerma, Campeche, México, C. P. 24500

<http://www.observatoriomovilidadesyterritorios.org>.

Shelley M. Alexander

smalexan@ucalgary.ca

Department of Geography, University of Calgary

Earth Sciences 460, 2500 University Drive NW

Calgary, AB, Canada T2N 1N4

Typhenn A. Brichieri-Colombi

typhennbc@calgaryzoo.com

Centre for Conservation Research, Calgary Zoological Society

1300 Zoo Road, NE, Calgary, AB T2E 7V6, Canada

Víctor Manuel Santiago Plata

msantiagoplata81@gmail.com

Department of Fish and Wildlife Sciences, University of Idaho.

875 Perimeter Drive MS1136 Moscow, ID 83844-1136, USA

Esta obra es el resultado de un esfuerzo conjunto de investigadores especializados, quienes proponen soluciones a una problemática que en México lleva décadas ignorada: el impacto producido por la construcción y modernización de vías de comunicación.

Dirigido a estudiosos de la materia, autoridades gubernamentales y sociedad en general, el libro ofrece un profundo acercamiento a la planeación y desarrollo sostenible de las redes viales y ferroviarias en el sureste mexicano, zona donde se concentra un tercio de la biodiversidad terrestre nacional y cuenta con más de 3.5 millones de hectáreas de áreas naturales protegidas (ANP).

El libro conjuga una revisión de las experiencias mundiales sobre la ecología de carreteras (*road ecology*) y de vías férreas (*railroad ecology*), estableciendo un marco teórico para la región de estudio y subrayando la importancia del libre movimiento de la fauna, así como del proceso histórico-económico que ha impulsado el crecimiento de las vías de comunicación. A través de estudios de caso, señala el impacto sobre la fauna de ANP en términos de pérdida de hábitat, atropellamiento y evasión por ruido y contaminación, proponiendo técnicas y medidas de mitigación para minimizar dichos impactos, incluyendo recomendaciones para el proyecto del Tren Maya que está en desarrollo.

ISBN: 978-607-8767-32-8



9 786078 767328