



UNIVERSIDAD DE SONORA

**DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y
TECNOLÓGICAS**

POSGRADO EN BIOCENCIAS

**TANATOCOLOGÍA DE UNA CARRETERA
DEL DESIERTO SONORENSE EN LOS
AÑOS 2019 Y 2020.**

TESIS

que para obtener el grado de:

MAESTRA EN BIOCENCIAS

presenta:

ADRIANA QUIÑONEZ LEY

Hermosillo, Sonora, México

Marzo de 2022

Universidad de Sonora

Repositorio Institucional UNISON



**"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"**



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

TANATOECOLOGÍA DE UNA CARRETERA DEL DESIERTO SONORENSE EN LOS
AÑOS 2019 Y 2020

T E S I S

que para obtener el grado de:
MAESTRA EN BIOCENCIAS

presenta:

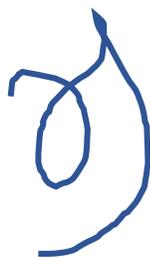
ADRIANA QUIÑÓNEZ LEY

Hermosillo, Sonora, México.

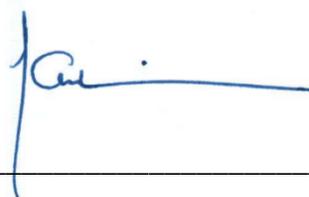
3 de marzo de 2022

APROBACIÓN

Los miembros del Comité designado para revisar la tesis intitulada TANATOECOLOGÍA DE UNA CARRETERA DEL DESIERTO SONORENSE EN LOS AÑOS 2019 Y 2020 presentada por ADRIANA QUIÑÓNEZ LEY, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestra en Biociencias.



Dr. Alf Enrique Meling López
Director



Dra. María Cristina Peñalba Garmendia
Secretaria



M. en C. Nohelia Guadalupe Pacheco Hoyos
Sinodal



Dr. Julio César Rodríguez
Sinodal externo

DEDICATORIA

A mi familia que me acompaña y me apoya en cada momento:

A mis papás, por darme un claro ejemplo de responsabilidad, dedicación, optimismo y amor que se necesita para cumplir cualquier meta que me proponga.

A mis hermanos, por la inspiración y confianza que me dan al ser ejemplo de que es mejor hacer lo que más nos gusta.

A ti Pablo, por ser mi compañía y apoyarme en los momentos difíciles, pero también en los más gratos. Por ser mi guía cuando más me costaba ver con claridad.

A mis amigos y compañeros del posgrado, por los buenos momentos y apoyo mutuo que nos damos, por cada logro que vino y los que vendrán.

AGRADECIMIENTOS

A CONACYT por la oportunidad de realizar este proyecto de investigación,

Al Posgrado en Biociencias por el espacio y la capacitación,

A la Universidad de Sonora por la oportunidad de crecer en mi formación,

A mis tutores y maestros, por enseñarme tanto y ampliar mi perspectiva de lo que es ser un biólogo, por la inspiración y gratitud hacia mi profesión. A Judith Mendoza y Abigail Zavala, por el auxilio en los muestreos.

RESUMEN

Las carreteras generan una serie de impactos negativos en el ecosistema, como la mortalidad causada por atropellos. La ecología de carreteras estudia la relación de los seres vivos con el ambiente y las carreteras, disciplina que se encuentra en desarrollo en el país y que requiere más investigación en ecosistemas desérticos de los que se tiene poco conocimiento. En este estudio se proponen los términos “tanatoecología” y “tanatoecocenosis” como conceptos aplicados a eventos recientes de muerte de los organismos y sus acumulaciones en un contexto ecológico actual. Se plantea que las “tanatoecocenosis” en la carretera pueden utilizarse para estimar con gran certidumbre la riqueza de especies nocturnas de la zona. El objetivo es determinar la “tanatoecocenosis” de la fauna silvestre nocturna de la carretera Hermosillo-Mina Pilares durante los años 2019-2020. La metodología consistió en realizar muestreos nocturnos registrando organismos vivos y muertos sobre la carretera. Se determinó la riqueza, abundancia de especies, diversidad, tasas de mortalidad y se aplicaron regresiones para explicar el efecto del ambiente sobre variables biológicas. Fueron registradas 58 especies con mayores abundancias en agosto y septiembre. La tasa de mortalidad de reptiles superó a la de mamíferos con valores alrededor del 50%. El índice de Shannon-Wiener mostró una diversidad mediana con abundancias distribuidas medianamente equitativas. La temperatura y la humedad relativa mostraron relacionarse positivamente con las abundancias y mortalidades de la fauna en la carretera. Se puede concluir que la riqueza de especies fue alta y el clima resultó un factor determinante para la actividad de la fauna reflejándose en la mortalidad de los individuos. Algunas de las especies más afectadas fueron reptiles y mamíferos, de los cuales varios se encuentran en la NOM-059-SEMARNAT-2010. Se requiere profundizar la investigación en la zona y en el estado para implementar estrategias de mitigación efectivas para la conservación.

ABSTRACT

Roads cause a series of negative impacts on the ecosystem, such as mortality caused by roadkills. Road ecology studies the interaction of organisms with the environment and roads, a discipline that is in development in the country and requires more research in desert ecosystems of which there is little information. In this study, the terms “tanatoecología” and “tanatoecocenosis” are proposed as concepts applied to recent events of death and the accumulation of dead organisms in a current ecological context. It is suggested that road “tanatoecocenosis” can be used to estimate with certainty the richness of nocturnal species of the zone. The objective is to determine nocturnal wildlife “tanatoecocenosis” of Hermosillo-Mina Pilares road during 2019-2020. The methodology consisted of night sampling recording living and dead organisms on the road. Richness, abundance, diversity, mortality rates were determined and regressions were applied to explain the effect of the environment on biological variables. There were recorded 58 species with higher abundances in august and September. Mortality rates of reptiles exceeded that of mammals with values around 50%. The Shannon-Wiener index showed medium diversity with moderately species evenness. Temperature, relative humidity were positively related to abundance and mortality of fauna on the road. It can be concluded that richness of species was high and that climate was a determining factor for fauna activity, reflecting it on roadkills. Some of the most affected species were reptiles and mammals, of which several species are found in a risk category on NOM-059-SEMARNAT-2010. It is required further research in the study area and in the state in order to implement effective mitigation strategies for conservation.

ÍNDICE GENERAL

	PÁGINA
APROBACIÓN	<i>i</i>
DEDICATORIA	<i>ii</i>
AGRADECIMIENTOS	<i>iii</i>
RESUMEN	<i>iv</i>
ABSTRACT	<i>v</i>
INDICE DE FIGURAS	<i>viii</i>
ÍNDICE DE TABLAS	<i>ix</i>
INTRODUCCIÓN	1
I. ANTECEDENTES	4
I.1. Origen y desarrollo del término tanatoecología y tanatoecocenosís ...	4
I.1.1. ¿En qué momento en el tiempo se sitúa la tanatoecología? .	5
I.1.2. ¿Cómo se relaciona la tanatoecología con la ecología?	6
I.1.3. Ejemplos de tanatoecocenosís actuales	7
I.2. Métodos de evaluación de la biodiversidad	9
I.3. Atropellamientos como complemento de análisis biológicos	10
I.4. Ecología de carreteras en ecosistemas áridos y semiáridos	11
I.5. Mortalidad de fauna en carreteras del Desierto Sonorense	12
II. HIPÓTESIS	15
III. OBJETIVOS	16
III.1. Objetivo general	16
III.2. Objetivos específicos	16
IV. MATERIALES Y MÉTODOS	17
IV.1. Descripción del área de estudio	17
IV.2. Colecta de datos	19
IV.3. Análisis estadístico de los datos	20
V. RESULTADOS	23
V.1. Datos climáticos	23
V.1.1. Temperatura del aire	24

V.1.2. Precipitación	25
V.1.3. Humedad relativa	26
V.2. Riqueza de especies	27
V.3. Abundancia relativa total de los años	31
V.3.1 Abundancia Relativa Mensual por categoría de todos los individuos	33
V.3.2. Abundancia Relativa Mensual por grupo taxonómico	35
V.3.3. Abundancia Relativa Mensual por categoría de las especies	36
V.4. Tasa de mortalidad (TM) total y mensual en mamíferos y reptiles ...	40
V.4.1. Tasa de mortalidad (TM) de las especies de mamíferos y reptiles	41
V.5 Diversidad de fauna sobre la carretera	43
V.6. Efecto del clima y el tráfico en la actividad de la fauna nocturna sobre la carretera	45
VI. DISCUSIÓN	50
VI.1. Riqueza de especies	50
VI.2. Abundancias relativas	52
VI.3. Tasas de mortalidad	53
VI.4. Diversidad de fauna sobre la carretera	54
VI.5. Efecto del clima y el tráfico en la actividad de la fauna nocturna sobre la carretera	56
VI.6. Impacto potencial de la carretera Hermosillo-Mina Pilares y el tráfico sobre la fauna del sitio	59
VII. CONCLUSIONES	63
VIII. RECOMENDACIONES	65
IX. LITERATURA CITADA	66
X. APÉNDICE	79

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA		PÁGINA
1	Diagrama de flujo de los restos de organismos en su progreso desde la muerte hasta convertirse en una colección de fósiles descubiertos por el paleontólogo, modificado de Bottjer 2016.	6
2	Área de estudio en la carretera Hermosillo-Mina Pilares y el tipo de vegetación aledaña a la carretera.	18
3	Temperatura del aire promedio mensual durante el periodo de estudio de junio a octubre de 2019-2020 en Hermosillo, Sonora.	24
4	Precipitación acumulada (mm) durante el periodo de estudio de junio a octubre de 2019-2020 en Hermosillo, Sonora.	25
5	Porcentaje de humedad relativa durante el periodo de estudio de junio a octubre de 2019-2020 en Hermosillo, Sonora.	26
6	Riqueza de especies por grupo taxonómico de los años 2019-2020 en la carretera Hermosillo-Mina Pilares.	28
7	Riqueza de especies por mes de los años 2019-2020 en la carretera Hermosillo-Mina Pilares.	28
8	Riqueza mensual de fauna encontrada viva sobre la carretera Hermosillo-Mina Pilares en el año 2019 y 2020.	32
9	Abundancia mensual de fauna encontrada viva sobre la carretera Hermosillo-Mina Pilares en el año 2019 y 2020.	34
10	Tasa de mortalidad mensual de mamíferos y reptiles en los dos años de estudio.	41
11	Curva de acumulación de especies por esfuerzo de muestreo (número de muestreos) de la fauna presente en la carretera Hermosillo-Mina Pilares durante el 2019 y 2020.	44
12	Regresiones lineales simples entre variables climáticas, tráfico y las abundancias por categoría (ARMv y ARMm) de fauna total (A, B), aves (C, D) y mamíferos (E, F) de ambos años (2019-2020).	47
13	Regresiones lineales simples entre variables climáticas, tráfico y las abundancias por categoría (ARM, ARMm) de mamíferos (G), reptiles (H), artrópodos (I), tarántulas (J), aves Caprimulgidae (K), ratón de abazones (L) de ambos años (2019-2020).	48

14	Regresiones lineales simples entre variables climáticas, tráfico y las abundancias por categoría (ARM, ARMv, ARMm) del ratón de abazones (M), aves (O), fauna total (P), milpiés (Q), reptiles (R) y riqueza de especies (N) por ambos años (2019-2020) o por año separados.	49
----	--	----

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA		PÁGINA
1	Listado de especies con total de especies e individuos, abundancias totales relativas (2019 y 2020 en conjunto) por categoría de vivos (ARTv) y muertos (ARTm) y estado de conservación (EC) según la NOM-059-SEMARNAT-2010. Los anfibios sólo se registraron por especies.	29
2	Abundancias relativas mensuales por categoría vivos (ARMv) y muertos (ARMm) de todos los individuos para cada año de estudio.	33
3	Abundancias mensuales por categoría vivos (ARMv) y muertos (ARMm) de los grupos taxonómicos sobre la carretera Hermosillo-Mina Pilares.	36
4	Tasa de mortalidad por especie del grupo mamíferos en el año 2019 y 2020.	42
5	Tasa de mortalidad por especie grupo reptiles en el año 2019 y 2020.	43
6	Índice de completitud de riqueza de especies sobre la carretera Hermosillo-Mina Pilares durante 2019-2020 según varios estimadores.	45

INTRODUCCIÓN

La construcción de caminos y carreteras son considerados esenciales para el desarrollo urbano de un lugar, tanto en un aspecto sociológico como económico, ya que proveen conectividad, acceso a sitios de trabajo y recreación, además de facilitar el transporte de bienes y servicios en todo el mundo, mejorando la calidad de vida de los ciudadanos. Hoy en día las carreteras ya forman parte de la mayoría de los paisajes y de los ecosistemas de todo el mundo, y el aumento de la infraestructura vial es inminente sobre todo con el crecimiento de las poblaciones humanas (Van der Ree et al. 2015).

Estimaciones de la red de carreteras a escala global calculan que existen más de 21.6 millones de kilómetros, que corresponden a autopistas, carreteras primarias, secundarias y terciarias, así como carreteras locales (Meijer et al. 2018). Son tantas las carreteras existentes que ahora forman parte de casi todos los paisajes en el mundo y amenazan con expandirse aún más. Se calcula que para el año 2050 se agreguen globalmente 25 millones de km de carreteras y que el número de vehículos aumente a 1.7-2.8 billones (Dulac 2013).

Según la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT-IMT) en colaboración con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), en 2019 tan sólo en México se estimó 750,691 km de la Red Nacional de Caminos (RNC), la cual integra el total de la red pavimentada y parte de caminos no pavimentados. De esta longitud, 172,809 km corresponden a carreteras pavimentadas. El estado de Sonora es el segundo con la mayor longitud de carreteras y caminos (IMC 2019), con 24,409 km que forman el 6.7% de la red total del país. Sin embargo, se considera que la extensión de esta es insuficiente debido a la gran extensión del territorio sonorense que aún requiere conexiones entre los municipios (SIDUR, 2017).

A pesar de los beneficios que brindan, la infraestructura vial y los vehículos generan una serie de impactos negativos en los ecosistemas y en la vida silvestre que habita en él (Forman y Alexander 1998, Coffin 2007, Van der Ree et al. 2015). Algunos de ellos son: la destrucción del hábitat ocasionado por el desmonte de vegetación al construir los caminos (Laurance 2015); la fragmentación del paisaje que produce parches y desprovee de conectividad a la fauna (Shepard et al. 2008); el efecto barrera que impide el movimiento de los animales entre su hábitat y la carretera, y que puede llegar a interrumpir el intercambio genético entre los individuos de una

misma especie (Van der Ree et al. 2011, D'Amico et al. 2018); la contaminación causada por residuos de los vehículos, además de la contaminación acústica generada por el ruido del tráfico que puede llegar a desorientar a la fauna, estresarla o hasta interrumpir entre ciertos animales (Chen y Koprowski 2015); la introducción y asentamiento de especies invasoras cuyo transporte es facilitado al ser acarreado por el viento o los vehículos a lo largo de las carreteras (Akasaka et al 2015); y por último, uno de los efectos más notorios es la mortalidad causada por atropellamientos que puede llegar a reducir las poblaciones de fauna que hacen uso de las carreteras (Fahrig y Rytwinski 2009, Simmons et al. 2010, Van der Ree et al. 2015).

La ecología de carreteras estudia la relación de los seres vivos con el ambiente en conexión con las carreteras y los vehículos, tratando de entender los efectos variados que ocasiona la infraestructura vial en los ecosistemas y en su diversidad (Forman y Alexander 1998, Fahrig y Rytwinski 2009). En este contexto, el monitoreo de la fauna que visita los caminos y el monitoreo de los atropellamientos faunísticos pueden brindar información acerca de la ecología de estas especies, permitiéndonos conocer algunas tendencias de las poblaciones como el número de muertes, la distribución de especies nativas y exóticas, el comportamiento, la dispersión de enfermedades (Puc et al. 2013, Schwartz et al. 2020). Así también, los puntos de concentración o “hotspots” donde hay una mayor ocurrencia de fauna atropellada pueden ser indicadores de la presencia de corredores biológicos (Clevenger et al. 2006). El conocimiento de las ocurrencias de fauna y su localización son primordiales para crear modelos de predicción que servirán para llevar a cabo diferentes estrategias de mitigación de algunos efectos que perjudican la biodiversidad (Clevenger et al. 2006, Ahmad et al. 2018, Bencin et al. 2019).

Muchos estudios sobre el tema se han realizado mayormente en Estados Unidos de América, Canadá y en Europa que fueron de los primeros países que aplicaron el conocimiento de la ecología de carreteras con el propósito de mitigar los efectos contraproducentes (Forman et al. 2003, Glista et al. 2009, D'Amico et al. 2018). La mayor parte de la investigación en el tema se ha realizado sobre todo en lugares que presentan climas templados y tropicales, mientras que, en otros lugares del mundo, como en Latinoamérica, se tienen pocos estudios en comparación a los ya mencionados (Ball et al. 2021, Grilo et al. 2021).

En Latinoamérica la ecología de carreteras es una disciplina que, si bien ya se están haciendo estudios al respecto, aún queda mucha investigación por hacer por ser una disciplina relativamente reciente (González-Gallina 2013). No obstante, la iniciativa es buena y cada vez se desarrolla más investigación. De los países latinos que más realizan estudios de los efectos de las carreteras en la fauna se encuentran Brasil, Colombia, Costa Rica, Panamá y Argentina (González-Gallina 2013, Cuyckens et al 2016, Carvalho 2017, Monge-Najera 2018, Pinto et al 2020). Cabe mencionar que son países que generalmente tienen un clima tropical o templado, por lo que hay muy poca información de los efectos en climas áridos (Monge-Najera 2018).

El progreso en México en el campo de la ecología de carreteras es aún reciente con algunos estudios, siendo la mayoría parte de estudios de impacto ambiental que generalmente no son publicados (González-Gallina 2013, González-Gallina y Benitez-Badillo 2013, Manteca-Rodríguez 2021). El país cuenta con una gran variedad de ecosistemas además de una riqueza de especies alta, razón por la que México requiere un esfuerzo grande por mantener y proteger su biodiversidad ante la amenaza de las actividades antropogénicas.

Pocos trabajos se han realizado en sitios con climas áridos (Polaco y Guzmán 1993, Castillo-Sánchez 1999, Pacheco-Hoyos 2010, González-Gallina 2013) poniendo mayor atención en los ecosistemas de bosque tropical que se encuentran al sur de México ya que son las áreas que cuentan con una gran diversidad de especies y que suelen ser de interés para la conservación (González-Gallina y Benitez-Badillo 2013). A pesar de que se considere que las zonas áridas cuentan con poca riqueza de especies, la pérdida de diversidad es una problemática que se debe abordar en las tierras áridas con la finalidad de conservar los ecosistemas y los servicios que estas nos brindan (Davies et al. 2012).

El presente estudio aborda cómo el tráfico de una carretera local afecta a la fauna que habita en el sitio y que transita sobre ella, lo que permite dilucidar qué especies corren riesgo de ser atropelladas y cómo los factores climáticos pueden influir en este suceso. Así también, busca contribuir al desarrollo de la ecología de carreteras en México enfatizando y generando información acerca del efecto de las carreteras en la mortalidad de fauna en un ecosistema desértico con la finalidad de promover estrategias encaminadas a la mitigación de la pérdida de biodiversidad.

I. ANTECEDENTES

I.1. Origen y desarrollo de los términos tanatoecología y tanatoecocenos

En este apartado se abordan los términos propuestos partiendo desde la perspectiva del pasado hacia la aplicación reciente en la ecología. En primer lugar, el término *tanato-* proviene del griego *thánatos* que significa “muerte” y *-cenosis* hace referencia a “agrupaciones”, el término *-eco-* hace referencia a las interacciones de los organismos con el ambiente que se pueden inferir por tratarse de muertes muy recientes. Algunos términos en paleontología se asemejan a los propuestos, por ejemplo, la agregación de organismos que en vida pudieron no haber tenido relación, y por causa de algún proceso tafonómico están juntos en los estratos fósiles se conocen como tanatocenos (Fernández-López 1999, Fernández-López 2000).

Partiendo de lo anterior, la *tanatoecología* la podemos entender como una parte de la ecología que explica los procesos actuales de acumulaciones de organismos muertos o, dicho de otra forma, las tanatoecocenos actuales. Podemos reconocer como *tanatoecocenos* los restos de organismos (mencionados en este escrito como carcasas, cadáveres o restos) cuyas muertes son nuevas y se encuentran agrupados en un lugar. Por ejemplo, aquellos restos que son acarreados por las mareas y acumulados en las costas, la acumulación de hojarasca con restos de especies que se encuentran bajo el dosel de árboles en los bosques, restos de plantas y cadáveres de animales acarreados por ríos y/o arroyos, los animales atropellados a lo largo de las carreteras, por mencionar algunos. La acumulación de cadáveres o partes de organismos en sitios o a lo largo de lugares específicos, nos puede servir como indicadora de la biodiversidad, distribución y evidenciar algunos sucesos ecológicos (Peterson et al. 2004)

En la actualidad existe un interés por unir la paleoecología y la ecología, sin embargo, se encuentra en discusión la discrepancia sobre la escala de tiempo en que se sitúan los fenómenos de cada una, que dificulta la utilización de una disciplina sobre la otra (Louys 2012). Por ejemplo, a la tafonomía tradicional como rama auxiliar de la paleoecología, le concierne estudiar los cambios posteriores a la muerte de un organismo, desde el momento en que fallece hasta que es descubierto en un registro fósil. Hoy en día la tafonomía actualista se encarga de estudiar la muerte, descomposición y enterramiento de los organismos en tiempos contemporáneos. Esta

escuela estudia frecuentemente qué tanto se preserva la información ecológica en el registro fósil, comparando los ensambles o agrupaciones de organismos muertos con los ensambles de los organismos en vida (Behrensmeyer y Miller 2012, Kidwell 2013).

El enfoque que en este trabajo se plantea, puede servir como enlace entre los procesos actuales y aquellos, contiguos en el tiempo, que implican la formación de material paleontológico, como es el caso de simplemente utilizar la información tanatológica de los organismos como evidencia de sucesos ecológicos modernos. A pesar de que los términos *tanatoecología* y *tanatoecocenos* no han sido utilizados, el mismo enfoque de estudio ya se ha explorado, poniendo a prueba la utilidad de la información que se genera a partir de las acumulaciones de cadáveres en el entendimiento de las comunidades en vida (Avila-Serrano y Téllez-Duarte 2000, Dietl y Flessa 2011, Santa Rosa-Del Río et al. 2011, Behrensmeyer y Miller 2012, Rogozin et al. 2017, Bisbal-Chinesta et al. 2020).

I.1.1. ¿En qué momento en el tiempo se sitúa la tanatoecología?

Esta rama de la ecología se enfoca a los procesos que ocurren en la actualidad, desde el momento en que el animal muere, y puede ser observado en el mismo momento, hasta varios días después o incluso décadas, antes de que la carcasa sea degradada e incorporada al suelo. A pesar de la proximidad con el término paleoecología, no corresponde a la escala del tiempo de este, y podría situarse en la transición entre ecología y paleoecología, pero también entre paleoecología y tafonomía.

Específicamente, en la jerarquía de procesos tafonómicos terrestres, formaría apenas parte del primer filtro de estudio (Figura 1), que ocurre cuando el animal muere y sus restos quedan depositados en el ambiente, recalando de nuevo, que en la tanatoecología se recupera la información biológica de los restos orgánicos previos al proceso de enterramiento y sedimentación. Así como la bioestratinomía, dentro de la tafonomía, estudia los procesos posteriores a la muerte de los organismos y previos a su enterramiento y de manera análoga en

la que la bioestratinomía es considerada “auxiliar” en la paleoecología (Renzi et al. 1975), la tanatoecología sería complementaria en los análisis ecológicos en la actualidad.

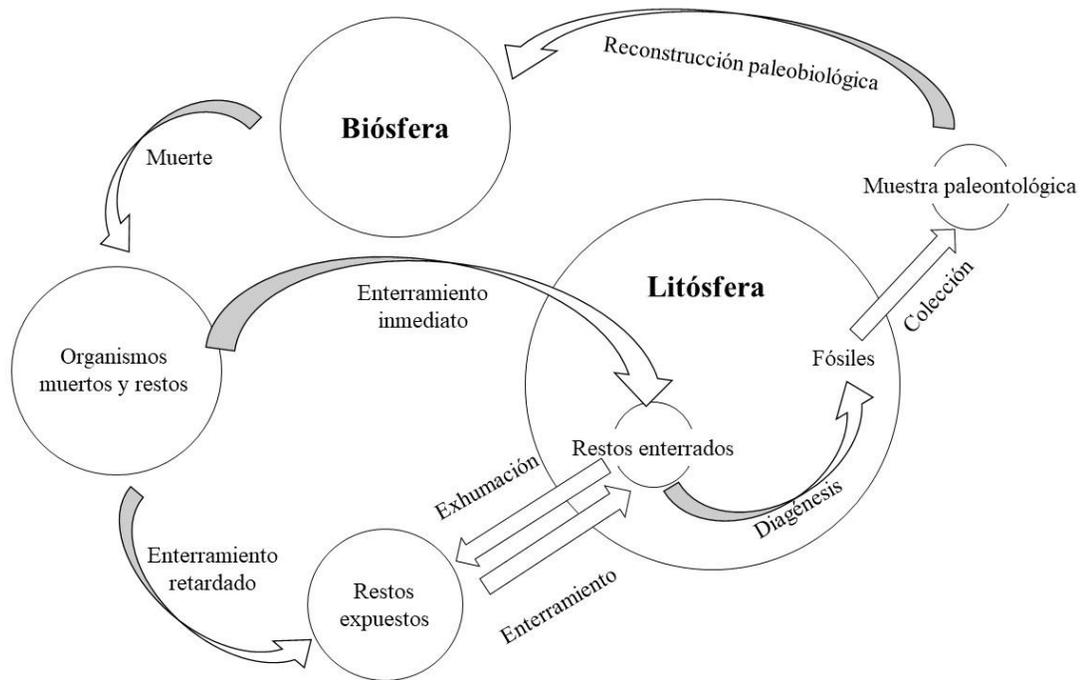


Figura 1. Diagrama de flujo de los restos de organismos en su progreso desde la muerte hasta convertirse en una colección de fósiles descubiertos por el paleontólogo, modificado de Bottjer 2016.

I.1.2 ¿Cómo se relaciona la tanatoecología con la ecología?

De manera similar a la tafonomía, por medio de la tanatoecología se puede obtener información acerca de la diversidad, abundancia, comportamiento animal, interacciones depredador-presa, uso del hábitat, mortalidad y reciclaje de nutrientes (Behrensmeyer y Miller 2012) de organismos actuales o recientes. La tafonomía se involucra en cierto modo con la ecología desde el momento en que toma en cuenta el proceso de descomposición natural de la materia orgánica. Desde el enfoque tafonómico aplicado a la ecología, aquella información de los restos sin vida de un individuo puede liderar el conocimiento acerca de los mismos en vida (Behrensmeyer y Miller 2012).

Existen estudios recientes donde relacionan la paleobiología con la ecología actual (Behrensmeyer y Miller 2012). Estos se basan en analizar las carcargas (esqueletos) o restos de animales recientes, con el fin de obtener conocimiento acerca de los procesos que suceden a partir de la muerte de estos, así como sus causas, y con base en esto tener una noción más clara de los procesos tafonómicos que influyen en la formación y modificación de restos fósiles (Kidwell 1991).

A pesar de que la tanatoecología se basa en el estudio de los restos de organismos recientemente muertos, este está ligado de cierta forma con la tafonomía y puede servir como complemento de los registros de un sitio y viceversa. El enfoque tafonómico hasta cierto punto complementa los estudios ecológicos pues permite conseguir información que de otra forma no sería fácil obtener, por ejemplo, al contar con registros de esqueletos que complementan los listados faunísticos (Behrensmeyer y Miller 2012).

I.1.3 Ejemplos de tanatoecocenosis actuales

Algunos de los términos propuestos en este trabajo son nuevos y por lo tanto no han sido utilizados aún. Ahora bien, existen algunos trabajos donde se puede ejemplificar el empleo de carcargas de organismos para el conocimiento de aspectos ecológicos de comunidades de un lugar. La utilidad de esta información se ha observado desde los tiempos de Darwin (1860), en los que él mismo notó la presencia de restos de guanacos agrupados cerca de un río en Argentina. Después de haber analizado el estado de los esqueletos, inalterados por depredación, llegó a una posible conclusión: antes de morir estos animales se acercaban al río y ahí permanecían hasta su muerte, dando una buena explicación a este fenómeno que suele observarse para otros animales en los depósitos sedimentarios (Behrensmeyer y Miller, 2012).

Los restos de animales después de la depredación originan también agrupaciones de carcargas. Terry (2010) ha utilizado este enfoque tanto de datos actuales como de fósiles, encontrando buena fidelidad de los restos paleontológicos con la comunidad moderna, permitiendo conocer la riqueza de especies, abundancia, composición taxonómica, entre otros

aspectos ecológicos. No obstante, señala que aún existen sesgos entre la información de ecológica actual y aquella información ecológica que se puede deducir a partir del registro en el sedimento.

Gibson *et al.* (2019), dilucidaron que la actividad antropogénica ha influido en la reducción del nicho del Almiquí de la Española (*Solenodon paradoxus*); esto lo lograron mediante una perspectiva paleontológica utilizando fósiles y además datos modernos para la modelación de nicho de este mamífero. En dicho estudio sugieren hacer uso de análisis paleoecológicos como herramienta aplicable en la conservación de especies sobre todo bajo la luz del cambio climático.

Bernáldez *et al.* (2008), a partir de un enfoque bioestratinómico y por medio de la recolección de datos de carcadas de vertebrados describen la estructura de edad, tamaño, sexo, causas de muerte y estacionalidad de las muertes de ciervos, jabalíes, meloncillos y tejones en la Sierra Norte de Sevilla, así como la actividad de carroñería en el sitio. Los autores, además, analizan las tanatocenosis para generar datos de riqueza faunística a partir de los cadáveres.

En Yellowstone, se han estudiado huesos de ungulados con 2 a 8 décadas de edad que permitieron reconocer tendencias en la comunidad, encontrando que la estructura de abundancias de restos de las especies estudiadas coincide con la abundancia de las poblaciones en vida, así como la riqueza. En este estudio se reitera que el análisis de ensambles o grupos de cadáveres es útil tanto para biólogos como para paleontólogos para conocer cambios históricos en las poblaciones y por la fidelidad de la información ecológica que se obtiene (Miller 2011).

Como ejemplo regional, en el Delta del Colorado, fueron encontrados carcadas y huesos de mamíferos marinos a lo largo de la costa, estos pertenecían a ocho especies de las 18 que se estiman para la zona. Debido a que los huesos se encontraron mayormente desarticulados y no hubo tantas carcadas completas, se cree que la acumulación de estos restos ocurrió en un periodo de tiempo considerable. Además, el buen estado de los huesos permitió suponer que la llegada de los restos a la playa fue relativamente reciente y se pudo concluir que las muestras dan buena representatividad de la fauna que habita en el delta (Liebig *et al.* 2003).

Como último ejemplo, y en el cual se basa este estudio, figuran las acumulaciones de animales atropellados en carreteras. Existen diversos estudios en los que, a partir de las carcasas han podido dilucidar ciertas características de las poblaciones y/o comunidades de fauna sobre las carreteras. En los apartados siguientes se desarrolla la importancia de los datos de cadáveres o carcasas para la investigación biológica.

I.2. Métodos de evaluación de la biodiversidad

La importancia de conservar la biodiversidad radica en que las especies que habitan en cada ecosistema ayudan al funcionamiento de este mismo (Hooper et al. 2005, Gamfeldt et al. 2008, Veech 2018). La diversidad de especies que habitan en un ecosistema ayuda a que este sea resiliente frente a desastres y a los efectos del cambio climático (Gamfeldt et al. 2008). Además, al depender de los servicios ecosistémicos que brinda el medio natural e interactuar en los ecosistemas, el bienestar de la humanidad se ve afectado por la pérdida de la biodiversidad (MEA 2005).

Uno de los objetivos en la agenda 2030, sobre desarrollo sustentable de la ONU (2019), es proteger los ecosistemas terrestres, siendo algunas de las metas la toma de acción para disminuir la degradación de hábitats naturales, detener la pérdida de biodiversidad, proteger a las especies amenazadas y evitar la extinción de éstas. Es por lo que la investigación científica se interesa en estudiar el estado de un ecosistema a través del conocimiento de la biodiversidad, basándose principalmente en medidas de riqueza de especies y sus abundancias (Magurran 2004).

La metodología clásica para la obtención de datos en campo consiste en realizar transectos, cuadrantes, la remoción de individuos, la técnica de captura-recaptura, entre otras técnicas, pero esta metodología puede ser costosa en esfuerzo, recursos y tiempo, y en ocasiones no es posible detectar a la mayoría de las especies de un lugar (Aguirre-León 2011, Gotelli y Colwell 2011, Costa y Ascensão 2015). Un método sencillo y económico es la colecta oportuna, donde se realizan recorridos a pie o en vehículo y se buscan los organismos de manera no

sistemática o bajo condiciones que favorezcan el encuentro con los organismos (Aguirre-León 2011).

Los muestreos en carretera frecuentemente son semanales, bisemanales o mensuales (Smith y Van der Ree 2015). Bager y da Rosa (2011), encontraron que un esfuerzo de muestreo semanal o con más frecuencia en periodos de más de un año es necesario para estimar adecuadamente la riqueza de especies. Costa et al. (2015), concuerdan con el mismo esfuerzo de muestreo y proponen una mezcla de protocolos donde se lleven muestreos semanales estacionales y en los momentos pico de abundancia, mientras que el resto del año se pueden hacer muestreos mensuales para detectar especies raras. Estos resultados pueden ser útiles para carreteras con condiciones parecidas a las del estudio, donde por ejemplo el tráfico es bajo (10 carros por hora).

Cabe mencionar que la recolecta de datos de fauna atropellada en carreteras brinda estimaciones más confiables de diversidad cuando los estudios son llevados o guiados por expertos en la materia que si son llevados por encargados de tránsito como policías, cuyos datos suelen ser subestimados (Van der Ree et al. 2015; Balčiauskas et al. 2020).

I.3. Atropellamientos como complemento de análisis biológicos

En ecología de carreteras el transecto muestreado suele ser el mismo que marca la carretera o el camino, donde el conteo de individuos y especies se realiza desde el vehículo o a pie. Aunque es difícil inferir el estado de una población de fauna solamente a partir de los atropellos, esta información es útil para contar con listados de fauna de un sitio y detectar variaciones en abundancias, de igual manera que localizar “puntos calientes” o “hot spots” que servirán para determinar dónde es necesario hacer esfuerzos de mitigación (Coffin 2007, Ascensão et al. 2019, Cooke et al. 2019, Jenkins et al. 2021, Tella et al. 2021). Además, los muestreos de carcasas o atropellamientos son útiles para conocer la distribución de las especies, tendencias poblacionales, el comportamiento de la fauna en cuanto a susceptibilidad a los atropellamientos y para monitorear la salud de la fauna y del ambiente al analizar los cuerpos sin vida (Schwartz et al. 2020).

González-Gallina *et al.* (2016), evaluaron la riqueza y abundancia de roedores atropellados en una carretera de Veracruz comparando dos métodos de muestreo, por trampeo y por medio de registro de individuos muertos o carcasas en las carreteras. Encontraron que los métodos son complementarios pero que por medio del registro de carcasas pudieron estimar una riqueza más alta y permitieron determinar patrones de dominancia. Además, con esta última técnica encontraron especies que no habían sido registradas en listados de trabajos anteriores en la zona.

Las carcasas de fauna atropellada también brindan información acerca de patrones estacionales de mortalidad (Morelle *et al.* 2013, Cuyckens *et al.* 2016, Garriga *et al.* 2017, Ferregueti *et al.* 2020), a partir de esta información las estrategias de mitigación pueden ser más puntuales y tener mejores resultados. Ascensão *et al.* (2019) realizaron modelos predictivos de patrones de mortalidad a partir de datos de carcasas de fauna atropellada, encontrando que algunas tendencias de mortalidad de mamíferos coincidían con los períodos de apareamiento, con las preferencias de hábitats de las especies como la presencia de cuerpos de agua y patrones temporales relacionados con variables climáticas. Lin *et al.* (2019) por medio de modelos espaciotemporales de atropellos observaron que en general ciertas especies de reptiles son atropelladas mayormente durante las estaciones cálidas. A partir de dichos datos se pudieron identificar las áreas con mayor riesgo de atropellamientos para estos animales y que requieren más esfuerzo de monitoreo.

Algunas tendencias de mortalidad por atropellamiento también se relacionan con el tipo de alimentación de los animales. Por ejemplo, los omnívoros presentan más probabilidad de ser atropellados en comparación de los herbívoros o carnívoros (Cook *et al.* 2013), debido a la variedad de alimento que se puede encontrar en las carreteras como vegetación, insectos, carroña, entre otros. Además, suelen ser animales asociados a áreas con actividad humana por su dieta flexible y adaptabilidad (Hill *et al.* 2020).

I.4. Ecología de carreteras en ecosistemas áridos y semiáridos

La ecología de carreteras, a pesar de ser una ciencia relativamente reciente, se ha estudiado ampliamente en ecosistemas templados y tropicales. Pocos estudios se han enfocado en conocer

los efectos de la infraestructura vial en los desiertos y la mayoría de estos se han llevado a cabo en Sudáfrica y Australia (Lee y Croft 2008, Dean et al. 2019). Esto confiere la necesidad de desarrollar la investigación del tema en el país, sobre todo en las zonas áridas que han sido poco exploradas en este ámbito.

Los impactos de las carreteras en zonas áridas o semiáridas pueden diferir de los ecosistemas boscosos debido a la estructura de paisaje de cada uno de ellos, lo cual se puede observar en el comportamiento de la fauna al ser atraída a los caminos o bien al evitarlos (Dean et al. 2019).

Algunos estudios sugieren que los caminos no pavimentados, tienen efectos adversos en el ecosistema puesto que permiten al humano el acceso a lugares con paisajes conservados, implicando un deterioro en el hábitat de mucha fauna, principalmente a causa del tránsito de automóviles abriendo sendas aplastando vegetación y en los lugares de destino que se usan con fines recreativos (Simon 2012).

Un efecto estudiado en los desiertos es el otorgado por las márgenes de vegetación a lo largo de las carreteras que fungen como hábitat para ciertos animales, principalmente insectos, aves y roedores (Rosa y Bissonette 2007). Un factor limitante para la vida en el desierto es la poca disponibilidad de agua; esto se ha visto remediado de cierta forma en las orillas de las carreteras con el drenaje de agua de las lluvias, las cuales permiten el asentamiento de vegetación en los márgenes de las carreteras (Lee et al. 2015). Esto a su vez, atrae a consumidores primarios que buscan alimento o refugio en esta vegetación y por consecuencia corren un riesgo de ser atropellados. Al encontrarse fauna atropellada atrae a fauna carroñera a las carreteras corriendo el mismo riesgo de muerte.

I.5. Mortalidad de fauna en carreteras del Desierto Sonorense

El Desierto Sonorense se sitúa entre estados del noroeste de México y suroeste de Estados Unidos abarcando un área de 224000 km²; en él, se encuentra una gran cantidad de especies debido a que cuenta con una variedad de ecorregiones y comunidades bióticas; esta biodiversidad habita fácilmente en este desierto gracias a sus adaptaciones o estrategias que

emplean para soportar las condiciones duras del lugar (Whitford 2002). Hoy en día, las principales amenazas para la flora y fauna de la región se relacionan con la actividad antropogénica que ocasiona la destrucción del hábitat y con los retos que implica el cambio climático (Dimmit 2015, Bradley y Colodner 2020).

Al sur de Arizona dentro de la reserva de la biosfera Organ Pipe Cactus National Monument, se condujeron muestreos en una carretera en donde se registró un total de 368 serpientes, de las cuales 264 fueron encontradas atropelladas. Con los datos de cuatro años de estudio los autores estiman que alrededor de 2383 (13.5/km/año) serpientes son atropelladas, dejando claro que las carreteras ocasionan un daño importante a las poblaciones de serpientes. En este trabajo también pudieron dilucidar que la actividad de estos animales es más alta durante los meses más cálidos (Rosen y Lowe 1994).

Gerow *et al.* (2010), condujeron un estudio de mortalidad de vertebrados en el Saguaro National Park en Arizona. En este observaron un total de 2023 individuos atropellados de diferentes grupos taxonómicos, siendo principalmente anfibios y reptiles los más afectados, seguidos de aves y mamíferos. Según sus estimaciones, los atropellos ocurren generalmente en mayor magnitud durante la temporada de monzón y los atropellos anuales para cada grupo fueron de 2627 en mamíferos, 343 en aves, 8803 en reptiles y 8826 en anfibios.

En un estudio sobre mortalidad de serpientes en la carretera Hermosillo-Mina Pilares, en la región del Desierto Sonorense, Pacheco-Hoyos (2010) encontró que la tasa de mortalidad de serpientes en el verano de los años 2008 y 2009 fue del 56% y que tanto la tasa de mortalidad como las abundancias fueron mayores el mes de septiembre, siendo las serpientes de cascabel las más afectadas. Algunas de las especies se encuentran bajo alguna categoría de riesgo, ya sea bajo protección especial o amenazadas según la NOM-059-SEMARNAT-2010. La autora sugiere realizar estudios de mortalidad en carreteras a otros grupos de animales como aves, mamíferos y arácnidos, pues se observó que también son afectados.

Jones *et al.* (2011), encontraron que la abundancia de serpientes como *Crotalus cerastes*, *C.- atrox*, *C. scutulatus* y *Rhinocheilus lecontei* en dos sitios del Desierto Sonorense (al oeste y sur de Phoenix, Arizona, en dos subdivisiones diferentes del desierto), se ha reducido con el

aumento del tráfico a través de los años 1982-2009, a la par que ha ocurrido un aumento en la proporción de serpientes muertas sobre la carretera.

Se ha demostrado que el efecto de barrera de una carretera de tráfico alto en Arizona ha impedido el flujo genético de la serpiente de cascabel de diamantes (*C. atrox*) ocasionando impactos en la estructura genética de una subpoblación de la especie (Herrmann et al. 2017). En base a este resultado, los autores sugieren que, si hay evidencia de efectos genéticos negativos en especies comunes en el ecosistema, es probable que especies que presentan una historia de vida similar, sobre todo aquellas que se consideran raras en el ecosistema, puedan presentar los mismos efectos en su estructura genética; por lo que análisis como estos son importantes para las especies que son de interés para la conservación (Levine et al. 2016, Hermann et al. 2017).

Los estudios sobre ecología de carreteras en el Desierto Sonorense se enfocan mayormente en reptiles, en especial en serpientes. Es por ello, la importancia de la investigación en la zona, ya que se tiene poco conocimiento acerca de otros grupos taxonómicos y de cómo están siendo afectados por el tráfico y los caminos.

II. HIPÓTESIS

Debido a que las agrupaciones de organismos muertos evidencian la presencia de algunas especies en un hábitat, se espera que las tanatoecocenosis actuales de fauna silvestre sobre la carretera puedan utilizarse para estimar con alto porcentaje la riqueza de especies nocturnas de verano de la zona, en conjunto con los avistamientos de fauna en vida sobre la carretera Hermosillo-Mina Pilares. Dichos datos darán evidencia para conocer el estado de las poblaciones de fauna del lugar y cómo están siendo afectadas por el tráfico vehicular.

III. OBJETIVOS

III.1. Objetivo general

Determinar la tanatoecocenosis de la fauna silvestre nocturna de la carretera Hermosillo-Mina Pilares durante los años 2019-2020.

III.2. Objetivos específicos

Identificar las especies de fauna nocturna que se encuentran sobre la carretera con el fin de tener un inventario de los animales silvestres que hacen uso de la carretera.

Determinar las abundancias (vivas y muertas) mensuales por grupos taxonómicos y de las especies en la carretera.

Determinar la mortalidad de las poblaciones de fauna en la carretera para conocer si están siendo afectadas por el tráfico vehicular.

Determinar la diversidad de fauna de la zona a partir de los registros de las especies y sus abundancias observadas en la carretera.

Determinar el efecto del ambiente sobre las variables biológicas planteadas anteriormente para conocer si hay influencia sobre la actividad de la fauna sobre la carretera.

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

IV.1. Descripción del área de estudio

El área de estudio pertenece desde el punto de vista fisiográfico a la región del Desierto Sonorense a la subprovincia de Planicies de Sonora que se caracteriza por la presencia de sierras bajas separadas por llanuras (INEGI 2009). En este desierto la actividad de la fauna suele ser mayormente en la noche como estrategia para evitar las altas temperaturas del día y evitar la deshidratación (Dimmit et al. 2015). El clima de la ciudad pertenece mayormente a la categoría “Muy seco semicálido”, con un rango de temperatura media anual que oscila entre los 18 y 24°C y precipitación media anual de 100 a 500 mm (INEGI 2009).

La carretera de estudio Hermosillo-Mina Pilares se ubica al norte de la ciudad en las coordenadas 29° 12' 20" N y 111° 00' 09" O. Las características que se tomaron en cuenta para la elección de la zona de estudio fueron la facilidad de acceso, la baja densidad de viviendas y de asentamientos humanos y el tránsito vehicular moderado con un promedio de 12 vehículos por noche según observaciones personales, donde transitan vehículos de tipo sedán, pick-up, camiones y trailers en su mayoría. La carretera tiene un ancho de 7.78 m y se encuentra en buenas condiciones (Pacheco 2010), cuenta con canales de drenaje sobre esta para el paso de arroyos. El recorrido contemplado en este estudio abarca 84 km en ambos sentidos (Figura 2), considerando como área a muestrear el camino de asfalto, los márgenes de la carretera y la zona del paisaje frontal, incluyendo la parte aérea contigua al suelo, visible desde el carro en movimiento.

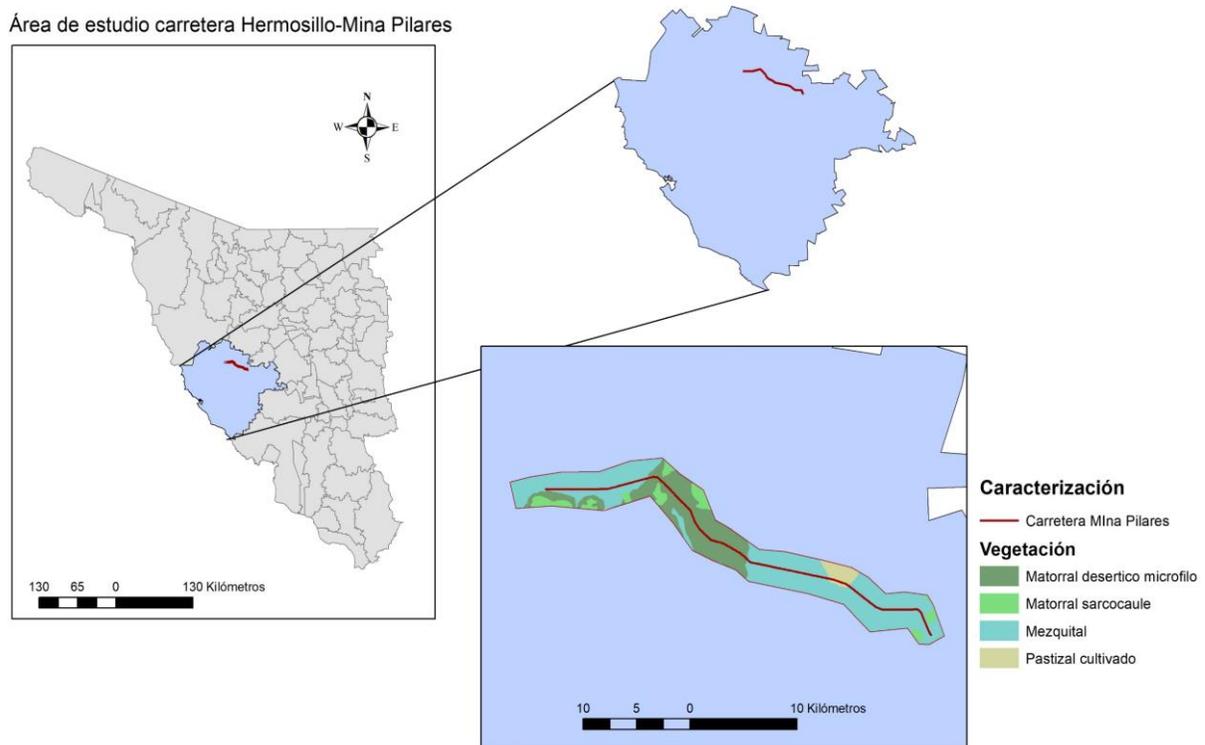


Figura 2. Área de estudio en la carretera Hermosillo-Mina Pilares y el tipo de vegetación aledaña a la carretera.

La zona donde se encuentra la carretera presenta lomeríos, donde la vegetación según el mapa de Inventario Nacional Forestal de INEGI consiste en parches de matorral desértico micrófilo, matorral sarcocaula, mezquital y pastizal cultivado (Figura 2). Algunas de las especies de plantas que se pueden observar frecuentemente a los costados de la carretera son *Encelia farinosa*, *Cylindropuntia sp.*, *Pachycereus schottii*, *Stenocereus thurberi*, *Jatropha sp.*, *Acacia sp.*, *Caesalpinia palmeri*, *Olneya tesota*, *Parkinsonia sp.*, *Prosopis velutina*, *Fouquieria splendens*, *Argemone pleiacantha*, *Bouteloua barbata*, *Cynodon dactylon*, *Dinebra panicea*, *Larrea tridentata* (SEINET 2020), además, gran abundancia de zacate Buffel (*Pennisetum ciliare*).

IV. 2. Colecta de datos

Los muestreos se realizaron semanalmente durante los meses de junio a octubre del año 2019 (16 muestreos con un total de 69 horas) y de agosto a octubre del 2020 (12 muestreos con un total de 53 horas), iniciando entre las 18:30 y 20:00 y finalizaban aproximadamente a las 00:00 y 1:30. En cada muestreo la velocidad de manejo fue de 20-25 km/hora, registrándose los individuos de todas las especies que aparecían sobre la carretera, anotando la cantidad de individuos muertos y vivos de cada una de ellas. Para observar mejor a los animales en la oscuridad, se utilizaron lámparas de mano en caso de que las luces del carro no hayan sido suficientes. Cuando fue posible, se fotografiaron los organismos vivos para tener un registro; los individuos muertos fueron identificados *in situ*, y se fotografiaban y sólo se colectaban ejemplares cuando había duda de su identificación.

La fauna fue catalogada según los grupos taxonómicos: mamíferos, reptiles, aves, anfibios y artrópodos. Para este último grupo fueron considerados para el conteo principalmente a las tarántulas y milpiés, que por su talla grande son visibles a la velocidad del muestreo. Las especies más abundantes y difíciles de contabilizar por más de una ocasión, como los anfibios, solo se registraron por su presencia, pues se requeriría otra metodología más apropiada para su conteo.

Los datos climáticos fueron proporcionados por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y se recogieron de la estación Hermosillo II DGE localizada en la ciudad. Se consideraron para el estudio los valores mínimos, máximos y promedio de la temperatura, precipitación y humedad relativa correspondientes a los meses de muestreo.

El período de muestreo comprende varias estaciones del Desierto Sonorense, como la estación de verano seco que abarca junio, el verano monzónico comienza en julio y termina a principios de septiembre, el inicio del otoño comienza a finales de septiembre y octubre (Dimmit et al. 2015).

Debido a la situación de contingencia por la epidemia de COVID-19, sólo se realizaron los muestreos de agosto, septiembre y octubre del año 2020, cuando hubo menor riesgo de contagio. Durante los meses de junio y julio del mismo año que corresponden a este estudio fue sugerido no llevar a cabo ninguna actividad por lo que se imposibilitó el muestreo estos meses.

IV. 3. Análisis estadístico de los datos

Para realizar un análisis de abundancia se calculó la abundancia relativa total de los diferentes grupos taxonómicos y de las especies por categoría: vivo (ARTv) o muerto (ARTm):

ARTc = Observaciones de los individuos por categoría vivo o muerto en total de cada año.

Se calculó la abundancia relativa mensual para todos los grupos taxonómicos y de las especies por categoría vivo (ARMv) o muerto (ARMm) de la siguiente manera:

ARMc = Observaciones de los individuos por categoría vivo o muerto en cada mes de cada año.

Cabe mencionar que en este estudio se utiliza el termino tanatoecocenosís para hacer referencia a los organismos que fueron encontrados muertos por atropellos, por lo que son mencionados como sinónimos de las ARMm o bien haciendo referencia al registro de las especies cuyos ejemplares se encontraron sin vida.

Las abundancias de las aves chotacabras menor (*Chordeiles acutipennis*) y tapacaminos teví (*Phalaenoptilus nuttallii*), se agruparon como registros de la familia Caprimulgidae debido a la imposibilidad de identificarlas durante el muestreo por su numerosa abundancia y la dificultad de identificarlas al vuelo desde el vehículo.

Se estimó la tasa de mortalidad total (TM) como el total de individuos muertos dividido entre el total de los individuos (vivos y muertos), multiplicado por 100; las tasas de mortalidad para cada grupo de especies se estimaron como el total de los individuos muertos del grupo dividido entre el total de los individuos (vivos y muertos) del mismo grupo, multiplicado por 100. Solo se calcularon las TM de mamíferos y reptiles.

Para conocer la diversidad sobre la carretera se utilizó el Índice de Shannon-Wiener (H') (Shannon y Weaver 1948), que relaciona la cantidad de especies y la abundancia de cada especie. Este índice es susceptible a las especies poco abundantes por lo que bajos valores de diversidad indican una o dos especies muy abundantes. Este resultado se contrastó con el valor de diversidad máxima (H'max) para saber si el valor calculado es alto o bajo. De manera complementaria se obtuvo la equitatividad de Pielou (J') (Pielou 1966) para conocer si las distribuciones de las abundancias eran iguales para las especies (Moreno 2001, Magurran 2004).

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$

Donde:

H' = Índice de Shannon-Wiener

S = Riqueza de especies

P_i = Abundancia relativa

Ln = Logaritmo natural

$$H'_{\text{máx}} = \ln S$$

Donde:

H' máx = Diversidad máxima

Ln = Logaritmo natural

S = Riqueza de especies

$$J' = H' / H'_{\text{máx}}$$

Donde:

J' = Equitatividad de Pielou

H' = Índice de Shannon-Wiener

H' máx = Diversidad máxima

Se utilizó el índice Similitud de Sorensen (Chao et al. 2004), para estimar si la riqueza de especies entre los diferentes años de muestreo fue similar o no. El índice se calculó con la siguiente fórmula: $S = 2c / a + b * 100$, donde la “c” es el número de especies compartidas entre los dos años, “a” es el número de especies de 2019 y “b” el número de especies de 2020.

Para conocer cuál fue el nivel de conocimiento de la riqueza actual del sitio respecto a la riqueza esperada, se calcularon índices de completitud con base en diferentes estimadores de riqueza (Chao, Jackknife1, Jackknife 2, Bootstrap) en el software R (R Core Team 2020) con el paquete vegan (Oksanen et al. 2020), donde cada índice de completitud se calcula mediante la división de la riqueza observada entre la riqueza esperada. Con el mismo paquete estadístico se construyó una curva de acumulación de especies, a partir de la riqueza de especies observada por cada muestreo.

Se hicieron pruebas de normalidad de Shapiro Wilk (Shapiro y Wilk 1965) para las abundancias y riqueza de especies resultando en datos no normales. Debido a esto y al tamaño pequeño de muestras se procedió a realizar análisis no paramétricos. Se aplicó un análisis de Kruskal-Wallis (Kruskal y Wallis 1952) para cada año para saber si las abundancias mensuales y riqueza difieren entre los meses, a las pruebas que señalaron pruebas significativas se las aplicó una prueba post-hoc de Dunn. Para probar si hay diferencias en riqueza entre años se hicieron pruebas de U-Mann-Whitney; el mismo análisis se probó para el mismo mes de los dos años, por ejemplo, entre la riqueza de junio de 2019 y la riqueza de junio de 2020 (Sokal y Rohlf 1995, Walker y Lev 1969).

Se realizaron análisis de regresión lineal simple para estimar la relación entre la riqueza, abundancias y tasas de mortalidad de los dos años en conjunto y por separado, con variables climáticas como temperatura promedio, temperatura máxima, temperatura mínima, precipitación y humedad relativa. Los modelos que se presentan en los resultados son aquellos que cumplieron con todos los supuestos de la prueba de regresión como linealidad, independencia, normalidad de residuos y homocedasticidad de variancia, para ello se usó el paquete lmtest (Zeileis y Hothorn 2002). Todos los análisis se hicieron con un α de 0.05 en el software R.

V. RESULTADOS

La gran mayoría (84%) de la fauna que se observó sobre la carretera es de hábitos crepusculares y nocturnos con representantes de aves, mamíferos, reptiles y artrópodos que conforman parte de la comunidad faunística de la zona. Así también, nueve especies de hábitos diurnos evidenciaron su presencia en el lugar al encontrar sus cadáveres sobre la carretera. Esta fauna observada corresponde a la fauna silvestre representativa para la ciudad, dentro del Desierto Sonorense. Los animales silvestres del lugar se enfrentaron a un periodo de clima anómalo durante estos años, lo cual pudo haber repercutido en su actividad.

V.1. Datos climáticos

Durante los años correspondientes al estudio acontecieron anomalías en el clima, presenciando distintas fases del fenómeno de El Niño-Oscilación del Sur (ENSO): fluctuación interanual del sistema Océano-Atmósfera que acontece en el océano Pacífico Ecuatorial (OMM 2014). Las tres fases de este fenómeno se observaron en los años recientes. Un evento de El Niño (fase cálida) se observó en 2019 comenzando a principios del año y concluyendo en julio de 2019; dicho suceso se caracteriza por una temperatura más elevada en la superficie del mar en comparación de la temperatura promedio. El clima de la ciudad de Hermosillo se vio afectado con varias lluvias, por efecto de las altas temperaturas en la parte este del Pacífico. La segunda parte de 2019 e inicio de 2020 correspondió a condiciones neutrales de El Niño, y en verano del 2020 inició un evento de La Niña (fase fría), comenzando el mes de julio de 2020 y terminando en junio de 2021. Al contrario de la fase cálida, esta se caracteriza por un descenso en la temperatura superficial del mar. Este último año, la ciudad presenció pocos eventos de lluvia por efecto de La Niña.

Los últimos meses de muestreo de cada año forman parte de la temporada invernal por lo que se registraron algunos frentes fríos. Previo al periodo de muestreo de este estudio, la temporada invernal 2018-2019 presenció 40 frentes fríos que generaron lluvias en la mayor parte del territorio mexicano principalmente en el sur (CONAGUA 2018) (Apéndice A). Durante la temporada 2019-2020 se registraron 39 frentes fríos, donde en septiembre de 2019 se presenciaron dos frentes fríos y en 2020 ocurrieron cuatro; durante octubre de ambos años se

registraron seis (Apéndice B). Los comunicados y reportes anuales del clima en México indican que la temporada invernal 2019-2020 fue moderadamente fría y ligeramente húmeda (CONAGUA 2020).

V.1.1. Temperatura del aire

En el año 2019 la temperatura promedio registrada vario de 26.9°C a 34.5°C durante el periodo de muestreo, siendo los meses de julio y agosto los que presentaron una temperatura más alta (Figura 3). En el año 2020 la temperatura promedio osciló entre 33.2°C y 34.5°C teniendo las mayores temperaturas en julio y agosto; las temperaturas del último año fueron menos variables en comparación al primer año (Figura 3).

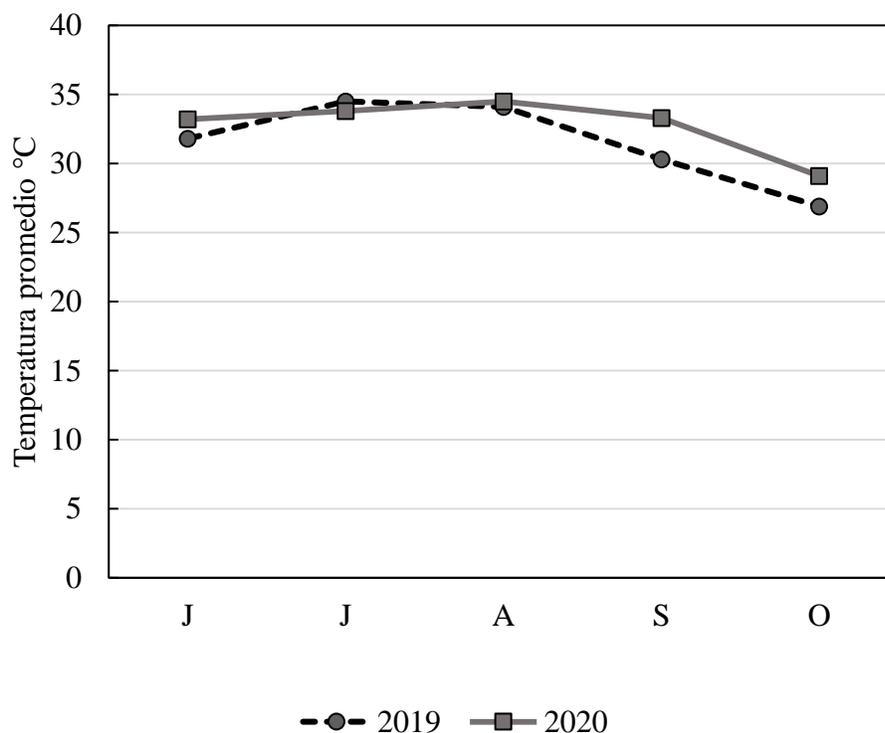


Figura 3. Temperatura del aire promedio mensual durante el periodo de estudio de junio a octubre de 2019-2020 en Hermosillo, Sonora.

V.1.2. Precipitación

Los meses de 2019 que presentaron mayores eventos de lluvia fueron agosto y septiembre con precipitaciones acumuladas de 107 mm y 148.1 mm respectivamente, mientras que en 2020 la precipitación acumulada fue mayor en julio con 56.9 mm (Figura 4). La precipitación del último año ocurrió en menor magnitud y con menos eventos; a partir del programa “Monitor de Sequía” en el país, se puede considerar que en el verano el clima fue entre Anormalmente Seco (D0) y Seco Moderado (D1) en la porción noroeste del país, donde se encuentra la ciudad de Hermosillo, Sonora (Apéndice C, D, E y F) (CONAGUA-SMN 2020). Estas categorías implican daños en cultivos y pastos, así como niveles bajos en arroyos, ríos, embalses, abrevaderos y pozos (D1); o bien, puede implicar una condición de sequía donde hay retraso en la siembra de cultivos anuales, crecimiento limitado de pastos o cultivos y déficit de agua persistente (D0).

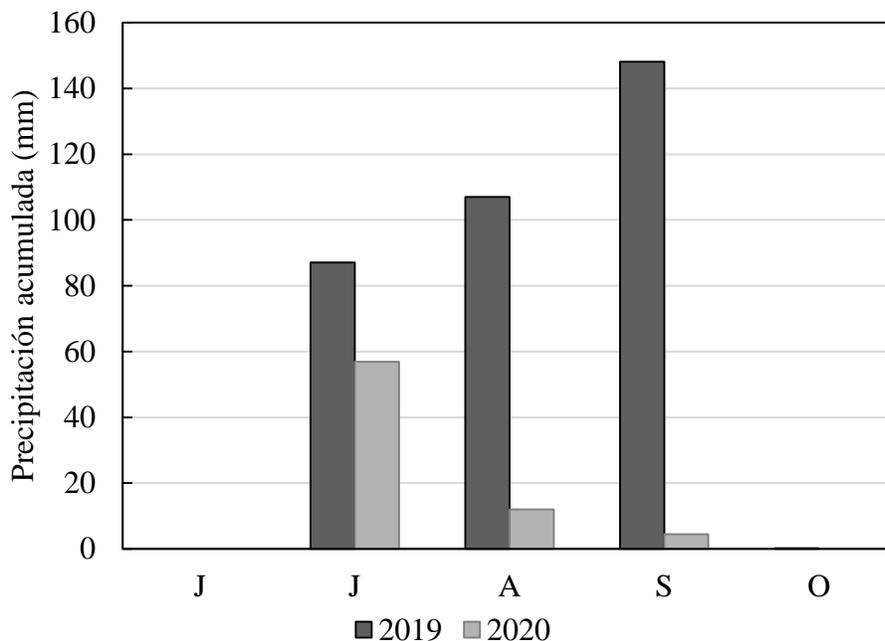


Figura 4. Precipitación acumulada (mm) durante el periodo de estudio de junio a octubre de 2019-2020 en Hermosillo, Sonora.

En el apéndice G se muestra la tabla con las precipitaciones diarias (mm) correspondientes a junio a octubre de 2019 y 2020. En el año 2019, no hay registros de eventos de lluvia en la estación meteorológica correspondientes al mes de junio, por el contrario, julio presentó nueve eventos, agosto seis, septiembre diez y octubre dos. En el 2020, tampoco hubo registro de lluvia en junio, siendo que en julio hubo siete eventos, en agosto cuatro, en septiembre dos y en octubre cero.

V.1.3. Humedad relativa

El porcentaje de humedad registrado en el año 2019 varió entre el 27.5% y 65% resultando septiembre con el mayor porcentaje (Figura 5). En 2020 varió entre el 27% y 57% con el mayor valor en julio (Figura 5). Los meses con mayor humedad de cada año coinciden con los meses donde se registró una mayor precipitación acumulada como se observa en la sección anterior (Figura 4).

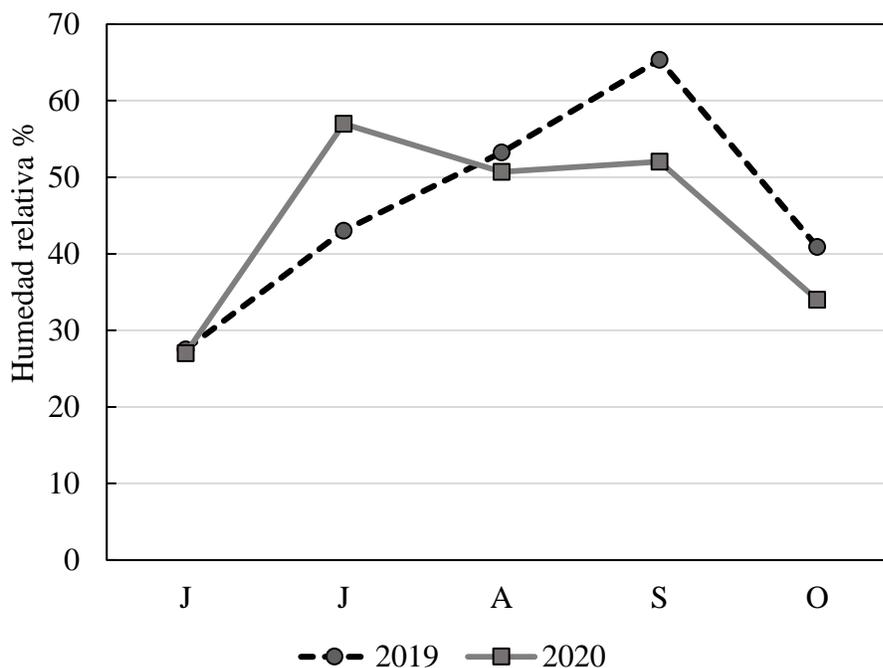


Figura 5. Porcentaje de humedad relativa durante el periodo de estudio de junio a octubre de 2019-2020 en Hermosillo, Sonora.

V.2. Riqueza de especies

La riqueza, calculada como el número de especies registradas como tanatoecocenosis y en vida, fue de 58 especies. Esta riqueza se observó representada principalmente por reptiles con 18 especies y mamíferos con 16 especies, para las aves se registraron 10 especies y de artrópodos nueve especies, de los anfibios se registraron cinco especies (Figura 6).

La riqueza entre años fue diferente, aunque similar, con 49 especies en 2019 y 43 especies en 2020. Esta diferencia se debe a que algunas especies observadas el primer año de estudio no aparecieron el siguiente año. Por ejemplo, *Crotalus cerastes*, *Procyon lotor*, *Vulpes macrotis*, *Coleonyx variegatus*, *Hypsiglena* sp., *Micruroides euryxanthus*, entre otras. A pesar de la ausencia de ciertas especies también se observaron algunas nuevas durante el 2020 que no habían sido registradas el año anterior, tal es el caso de *Bubo virginianus*, *Pecari tajacu*, *Crotalus scutulatus* y *Trimorphodon lambda*.

El número de especies fue variable entre los meses ($p < 0.05$), teniendo que en 2019 la riqueza fue mayor en agosto (32 especies) y septiembre (21 especies), mismos meses donde se obtuvieron las riquezas más altas en 2020, con la diferencia de fue mayor en septiembre (31 especies). Los meses con menos registros fueron junio con 16 especies y octubre con 13 especies en 2019 y 21 en 2020. En los dos años se observó un patrón de abundancias altas en los registros de las especies durante los meses de verano con lluvias, contrario a los meses del verano seco y el inicio del otoño donde las abundancias fueron bajas. Entre años este patrón se puede observar ligeramente desfasado (Figura 7).

El listado de especies se muestra en la Tabla 1, donde también se indica si alguna especie se encuentra bajo alguna categoría de riesgo por la NOM-059-SEMARNAT-2010, siendo identificadas 12 especies dentro de alguna categoría.

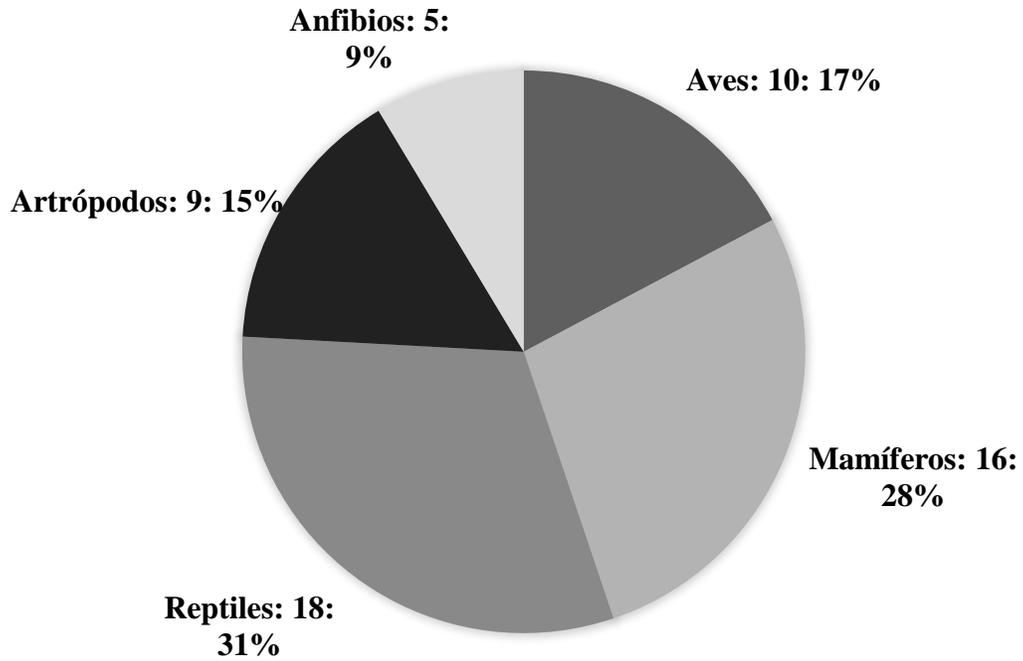


Figura 6. Riqueza de especies por grupo taxonómico de los años 2019-2020 en la carretera Hermosillo-Mina Pilares.

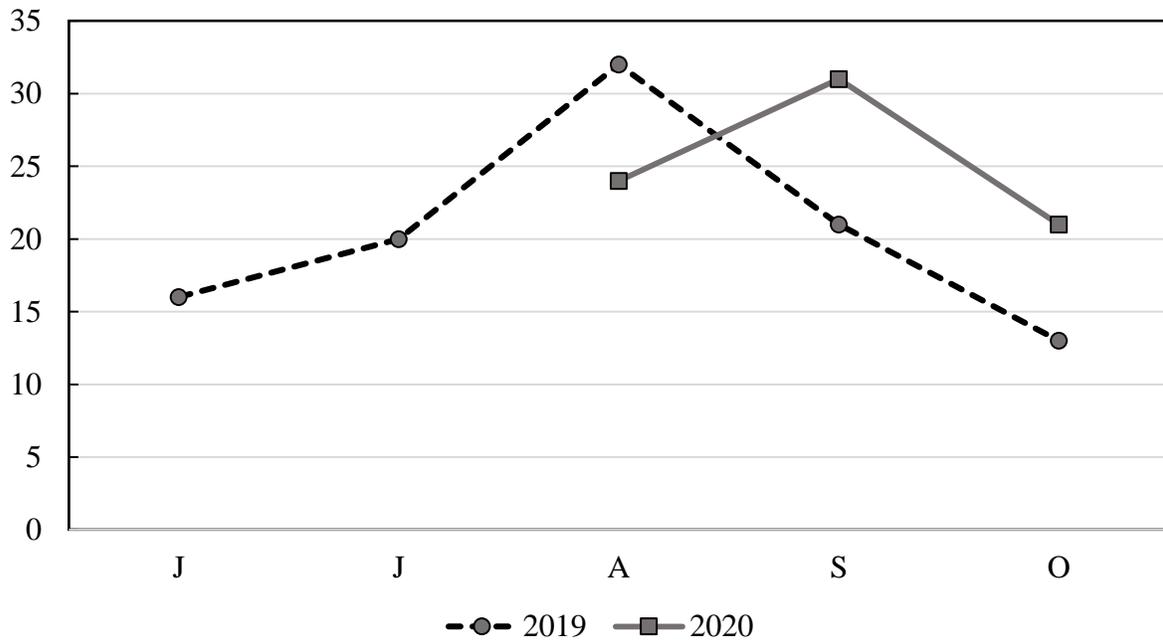


Figura 7. Riqueza de especies por mes de los años 2019-2020 en la carretera Hermosillo-Mina Pilares

Tabla 1. Listado de especies con total de especies e individuos, abundancias totales relativas (2019 y 2020 en conjunto) por categoría de vivos (ARTv) y muertos (ARTm) y estado de conservación (EC) según la NOM-059-SEMARNAT-2010. Los anfibios sólo se registraron por especies.

Grupo taxonómico	Especie	N	ARTm	ARTv	EC
Aves	Chotacabras y tapacaminos (Caprimulgidae)	540	134	406	
	Lechuza (<i>Tyto alba</i>)	9	0	9	
	Zopilote aura (<i>Cathartes aura</i>)	6	6	0	
	Paloma	1	0	1	
	Ave diurna 1(gorrión)	2	2	0	
	Búho cornudo (<i>Bubo virginianus</i>)	1	0	1	
	Correcaminos norteño (<i>Geococcyx californianus</i>)	2	1	1	
	Ave diurna 2	1	1	0	
	Ave diurna 3	1	1	0	
	Mamíferos	Ratón abazones (<i>Chaetodipus penicillatus</i>)	1237	174	1063
Rata canguro mexicana (<i>Dipodomys merriami</i>)		179	24	155	
Rata canguro cola blanca (<i>D. spectabilis</i>)		180	33	147	
Liebre antílope (<i>Lepus alleni</i>)		82	20	62	
Rata (<i>Neotoma sp.</i>)		31	5	26	
Conejo del desierto (<i>Sylvilagus audubonii</i>)		28	8	20	
Zorrillo listado sureño (<i>Mephitis macroura</i>)		21	2	19	
Mapache (<i>Procyon lotor</i>)		19	0	19	
Coyote (<i>Canis latrans</i>)		11	2	9	
Zorra gris (<i>Urocyon cinereoargenteus</i>)		10	1	9	
Gato montés (<i>Lynx rufus</i>)		8	3	5	
Venado (<i>Odocoileus hemionus</i>)		7	1	6	
Tejón (<i>Taxidea taxus</i>)		5	0	5	A
Zorrita del desierto (<i>Vulpes macrotis</i>)		3	1	2	A
Murciélago		3	3	0	
Pecari (<i>Pecari tajacu</i>)		1	0	1	
Reptiles		Cascabel de diamantes (<i>Crotalus atrox</i>)	26	9	17
	Cascabel tigre (<i>C. tigris</i>)	16	10	6	Pr
	Cascabel cola negra (<i>C. molossus</i>)	8	3	5	Pr
	Cascabel cuernitos (<i>C. cerastes</i>)	6	2	4	Pr
	Cascabel del Mohave (<i>C. scutulatus</i>)	5	3	2	Pr
	Lagartija cornuda (<i>Phrynosoma sp.</i>)	3	3	0	
	Falsa coralillo (<i>Rhinocheilus lecontei</i>)	3	1	2	

	Monstruo de Gila (<i>Heloderma suspectum</i>)	3	1	2	A
	Chicotera (<i>Masticophis flagellum</i>)	3	3	0	A
	Culebra (<i>Hypsiglena sp.</i>)	2	1	1	
	Culebra nocturna del desierto (<i>Hypsiglena chlorophaea</i>)	2	0	2	
	Culebra topera (<i>Pituophis catenifer</i>)	2	2	0	
	Geco bandeado del noroeste (<i>Coleonyx variegatus</i>)	2	0	2	
	Ilamacoa de Sonora (<i>Trimorphodon lambda</i>)	1	0	1	
	Coralillo (<i>Micruroides euryxanthus</i>)	1	1	0	A
	Iguana	1	1	0	
	Culebra	1	0	1	
	Lagartija	1	1	0	
Artrópodos	Milpies desierto (<i>Orthoporus ornatus</i>)	1935	73	1862	
	Tarántula rubia mexicana (<i>Aphonopelma chalcodes</i>)	254	64	190	
	Araña lobo (<i>Lycosa deserta</i>)	15	0	15	
	Pinacate (<i>Eleodes armata</i>)	13	0	13	
	Alacrán gigante del desierto (<i>Hadrurus arizonensis</i>)	9	0	9	
	Torito (<i>Derobrachus geminatus</i>)	9	0	9	
	Matavenados (<i>Eremobates sp.</i>)	2	0	2	
	Avispa (<i>Pepsis sp.</i>)	1	0	1	
	Ciempicés (<i>Scolopendra heros</i>)	1	0	1	
	Anfibios	Sapo del desierto de Sonora (<i>Incilius alvarius</i>)	-	-	-
Sapo pie de pala (<i>Anaxyrus mexicanus</i>)		-	-	-	
Sapo verde (<i>Anaxyrus debilis</i>)		-	-	-	Pr
Sapo verde sonorensis (<i>Anaxyrus retiformis</i>)		-	-	-	Pr
Sapo con espuelas (<i>Scaphiopus couchii</i>)		-	-	-	
	TOTAL	4713	600	4113	
	Riqueza	58			

El análisis estadístico Kruskal-Wallis no mostró diferencias significativas entre los valores mensuales de la riqueza de 2019 ($H=7.88$, $p=0.09$), pero sí para la riqueza mensual del 2020 ($H=6.04$, $p=0.04$) (Figura 8). El análisis post-hoc de Dunn mostró que los meses que difirieron de manera significativa fueron septiembre y octubre ($p=0.01$).

Adicionalmente, se hicieron pruebas de U-Mann-Whitney para comparar la riqueza de especies total de 2019 y 2020, así como la riqueza de cada mes entre los dos años, obteniendo solamente diferencias significativas ($p=0.03$) entre la riqueza de septiembre de ambos años.

V.3. Abundancia relativa total de los años

Se registraron 4713 individuos de los diferentes grupos taxonómicos durante los dos años de estudio. Además, se observó que las abundancias relativas totales de individuos vivos (4113), para todos los grupos taxonómicos, fueron mayores que los individuos muertos en tanatoecocenosis (600). En 2019 se hizo un conteo de 2020 individuos, con una abundancia relativa total de 1735 animales vivos, mientras que la abundancia de individuos muertos fue de 285. El año 2020 presentó una mayor abundancia, con 2693 individuos, del cual se obtuvo una abundancia relativa de 2378 individuos vivos y 315 individuos muertos.

Los animales vivos se encontraron en mayor proporción que los animales muertos; en lo que respecta a cada grupo taxonómico se observó lo mismo. Por ejemplo, en los artrópodos se observó más la proporción de individuos vivos, con 2226 ejemplares, mientras que tan solo 137 se encontraron atropellados. De forma similar, se registraron 1825 mamíferos de los cuales 1688 se observaron vivos y 281 registros de mamíferos atropellados. Se registraron 563 aves de las cuales 182 individuos fueron atropellados. Por último, la abundancia de reptiles fue de 82 individuos, 43 individuos vivos y 39 muertos. Dichos valores en los reptiles resaltan su baja abundancia que los demás grupos taxonómicos y que a pesar de ello es el grupo más afectado, con casi la mitad de sus representantes atropellados.

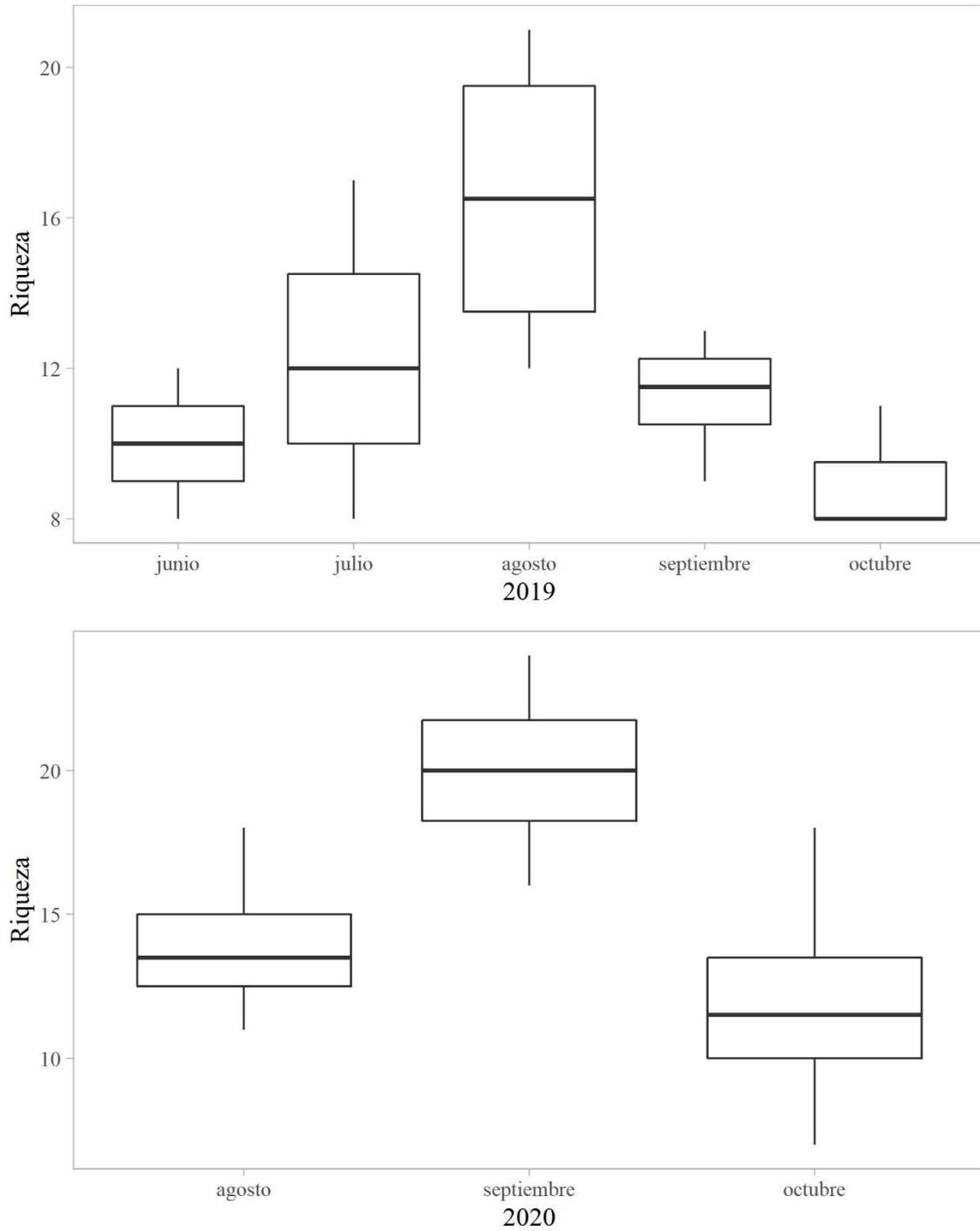


Figura 8. Riqueza mensual de fauna encontrada viva sobre la carretera Hermosillo-Mina Pilares en el año 2019 y 2020.

V.3.1 Abundancia Relativa Mensual por categoría de todos los individuos

Las abundancias totales de vivos y en tanatoecocenos, considerando todos los grupos, tuvieron valores mayores en agosto de 2019 y septiembre de 2020. Los meses de mayor ocurrencia coinciden con los meses de mayor riqueza en cada año, observando un patrón de mayores abundancias durante los meses lluviosos (agosto y septiembre) y menores abundancias en los meses secos (junio y octubre) (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancias relativas mensuales por categoría vivos (ARMv) y muertos (ARMm) de todos los individuos para cada año de estudio

Abundancias relativas mensuales de todos los individuos							
Año	Categoría	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	TOTAL
2019	ARMv	140	336	702	510	49	1737
	ARMm	18	51	101	92	21	283
2020	ARMv	-	-	750	1495	133	2378
	ARMm	-	-	106	165	44	315
TOTAL							4713

La prueba de Kruskal-Wallis no mostró diferencias significativas entre las abundancias mensuales del 2019 ($H=8.73$, $p=0.07$). Por otro lado, se encontró que hubo por lo menos un par de meses diferentes en la abundancia de individuos vivos del 2020 ($H=7.73$, $p=0.02$) (Figura 9). El análisis post-hoc de Dunn mostró que los meses que difirieron de manera significativa fueron agosto y octubre ($p=0.02$). No se encontraron diferencias significativas ($p>0.05$) en las pruebas de U-Mann-Whitney.

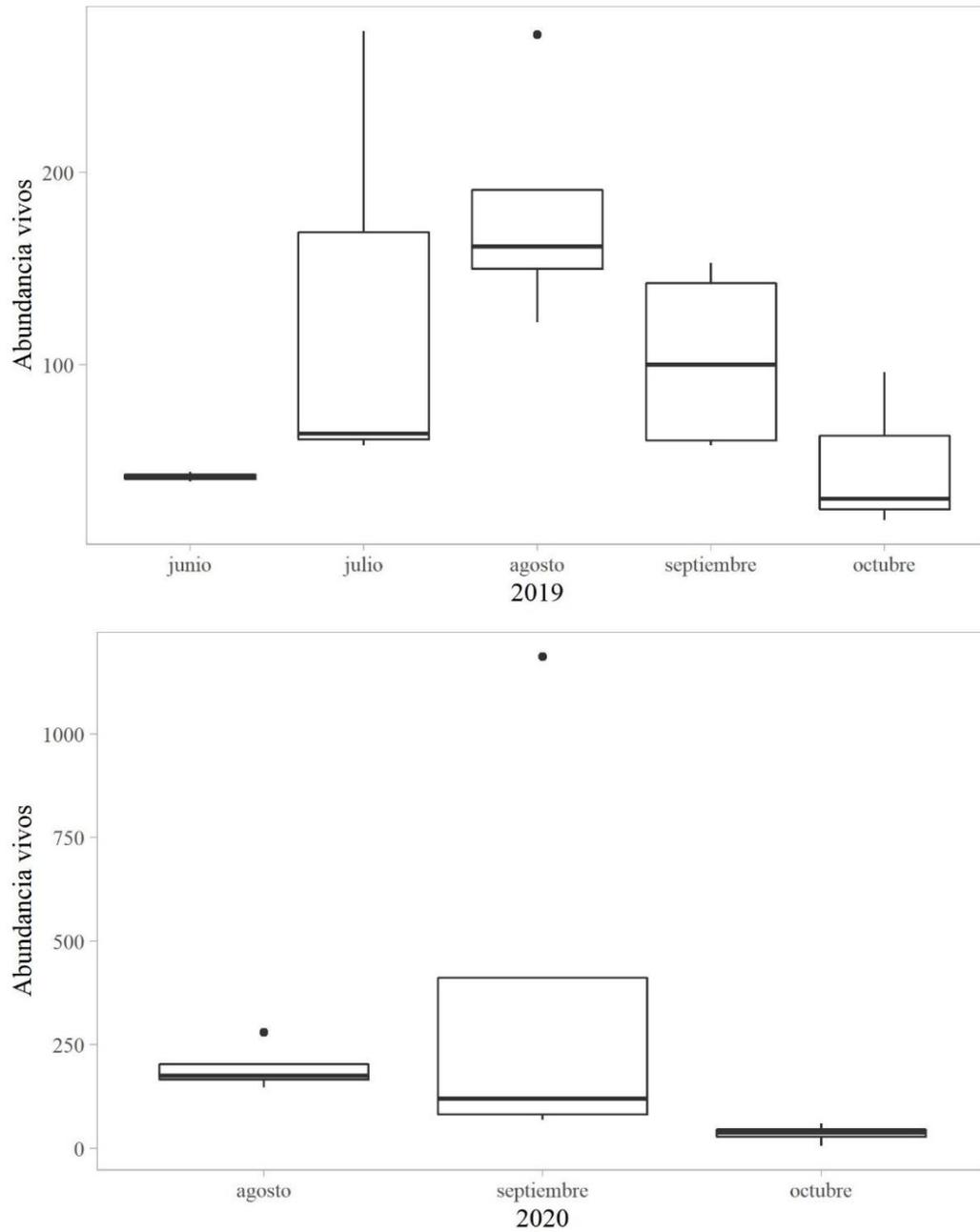


Figura 9. Abundancia mensual de fauna encontrada viva sobre la carretera Hermosillo-Mina Pilares en el año 2019 y 2020.

V.3.2 Abundancia Relativa Mensual por grupo taxonómico

Representantes de todos los grupos taxonómicos se observaron presentes en la carretera vivos o atropellados, pero la abundancia de estos grupos varió durante cada mes. En general, se encontró mayor ocurrencia en los meses lluviosos (Tabla 3). El grupo de las aves mayormente representado fue la familia Caprimulgidae (*Chordeiles acutipennis* y *Phalaenoptilus nuttallii*), observado con mayor abundancia en el mes de agosto de 2019 (ARMv=77, ARMm=34) y en septiembre de 2020 (ARMv=174, ARMm=25). En cambio, los meses con menores abundancias fueron junio de 2019 y octubre en ambos años.

Los mamíferos fueron abundantes en septiembre de 2019 para la categoría de vivos (ARMv=308), pero los individuos muertos fueron más abundantes en agosto (ARMm=41). El siguiente año las abundancias fueron altas tanto en agosto como en septiembre con más individuos vivos en agosto (ARMv=379) y los muertos en septiembre (ARMm=60). El mes con menor ocurrencia para mamíferos fue octubre, donde a diferencia de los demás meses las cifras disminuyen notablemente entrando a la estación otoñal.

En reptiles, la abundancia ARMv y ARMm se notó mayor en agosto en 2019; el siguiente año hubo mayor abundancia de reptiles vivos en septiembre, diferenciándose de los demás meses. La ARMm en 2020 fue notoria en septiembre. En general, las abundancias en todos los meses fueron bajas y no tan variables si comparamos con los otros grupos, pero se puede apreciar que como en los otros casos las menores abundancias se observaron en junio y octubre, que normalmente se consideran meses secos con ausencia o pocos eventos de lluvia.

La ocurrencia de los artrópodos vivos durante el primer año fue evidente el mes lluvioso de agosto, sin embargo, estos animales también fueron registrados con altas abundancias en julio; los artrópodos atropellados fueron frecuentes en agosto y septiembre. El siguiente año fue abundante de gran manera en septiembre, tanto para la ARMv y ARMm del grupo. Las cifras de este mes sobrepasan grandemente a las abundancias de los otros meses y hasta las cifras de los otros grupos, pues en ningún otro se observó una abundancia tan alta. El mes que tuvo menos conteos de artrópodos fue octubre en los dos años.

Tabla 3. Abundancias mensuales por categoría vivos (ARMv) y muertos (ARMm) de los grupos taxonómicos sobre la carretera Hermosillo-Mina Pilares

		Aves		Mamíferos		Reptiles		Artrópodos		TOTAL
		ARMv	ARMm	ARMv	ARMm	ARMv	ARMm	ARMv	ARMm	
2019	Junio	8	1	103	16	1	1	28	0	158
	Julio	19	6	103	38	3	3	211	4	387
	Agosto	77	34	282	41	11	7	332	19	803
	Septiembre	41	25	308	38	4	6	159	25	606
	Octubre	9	2	23	11	1	2	16	6	70
2020	Junio	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	Julio	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	Agosto	84	47	379	41	8	2	278	17	856
	Septiembre	174	25	256	60	9	16	1056	64	1660
	Octubre	5	6	98	32	8	4	22	2	177

V.3.3 Abundancia Relativa Mensual por categoría de las especies

Del total de especies, las que se registraron con mayor abundancia durante los dos años de estudio fueron el ratón de abazones (*Chaetodipus penicillatus*), el milpiés del desierto (*Orthoporus ornatus*), las aves de la familia Caprimulgidae (*Chordeiles acutipennis* y *Phalaenoptilus nuttallii*), la tarántula rubia mexicana (*Aphonopelma chalcodes*), la rata canguro mexicana (*Dipodomys merriami*) y rata cola blanca (*D. spectabilis*), así como las víboras de la familia Viperidae (Tabla 1). Las abundancias de las especies más frecuentes de cada mes se describen a continuación; las abundancias mensuales por categoría de aquellas especies con pocos registros fueron de 1 a 7 observaciones.

En junio de 2019, uno de los meses previos al verano o verano seco, las especies con más registros fueron el ratón de abazones (N=92, ARMv=80, ARMm=12), seguido del milpiés del desierto (N=14, ARMv=14, ARMm=0), la liebre antílope (N=12, ARMv=10, ARMm=2), la araña lobo (N=9, ARMv=9, ARMm=0), la rata canguro cola blanca (N=9, ARMv=8, ARMm=1), y las aves Caprimulgidae (N=8, ARMv=7, ARMm=1). Durante el mes solamente se registraron dos especies de reptiles, una lagartija cornuda (*Phrynosoma sp.*) atropellada y un

geko bandeado del noroeste (*Coleonyx variegatus*) con vida. El mes de junio se caracterizó por tener bajas abundancias y baja riqueza de especies.

En julio, el primer mes del verano húmedo o lluvioso, las especies que fueron más abundantes fueron el milpiés del desierto (N=195, ARMv=192, ARMm=3), el ratón de abazones (N=121, ARMv=89, ARMm=32), las aves Caprimulgidae (N=23, ARMv=19, ARMm=4), la liebre antílope (N=10, ARMv=8, ARMm=2). Algunas serpientes comenzaron a observarse a partir de este mes, como la cascabel de cuernitos (*C. cerastes*), falsa coralillo (*R. lecontei*), cascabel de cola negra (*C. molossus*), cascabel tigre (*C. tigris*), además de especies de hábitos diurnos como la lagartija cornuda y una iguana (no identificada), todas con un registro solamente.

Avanzado el verano lluvioso, en agosto, se pudo observar una gran ocurrencia del milpiés del desierto (N=304, ARMv=300, ARMm=4), el ratón de abazones (N=271, ARMv=238, ARMm=33), las aves Caprimulgidae (N=108, ARMv=75, ARMm=33), la tarántula rubia mexicana (N=40, ARMv=25, ARMm=15), la rata canguro cola blanca (N=22, ARMv=21, ARMm=1) y la liebre antílope (N=10, ARMv=6, ARMm=4). La cascabel de cuernitos fue el reptil con más apariciones, contando cuatro apariciones, una de ellas atropellada. Además de las serpientes registradas el mes pasado, comenzaron a avistarse con un par de apariciones la cascabel de diamantes (*C. atrox*), la culebra nocturna del desierto (*H. chlorophaea*), el monstruo de gila (*H. suspectum*), la chicotera (*M. flagellum*), entre otros reptiles. Otras especies con varias apariciones fueron la rata del género *Neotoma* sp., el conejo del desierto (*S. audubonii*), el zorrillo listado sureño (*M. macroura*), venado (*O. hemionus*), zorrilla del desierto (*V. macrotis*), zorra gris (*U. cinereoargenteus*), tejón (*T. taxus*), alacrán gigante del desierto (*H. arizonensis*). De manera general, las abundancias de las especies incrementaron este mes, tanto las ARMv como las ARMm.

En septiembre, último mes del verano lluvioso, las abundancias comenzaron a disminuir o se mantenían similar al mes pasado en algunas especies. Las mayores abundancias correspondieron al ratón de abazones (*C. penicillatus*) (N=274, ARMv=247, ARMm=27), el milpiés del desierto (*O. ornatus*) (N=97, ARMv=95, ARMm=2), la tarántula rubia mexicana (*A. chalcodes*) (N=84, ARMv=62, ARMm=23), las aves Caprimulgidae (N=66, ARMv=41,

ARMm=25), la rata canguro cola blanca (*D. spectabilis*) (N=25, ARMv=22, ARMm=3), el mapache (*Procyon lotor*) (N=19, ARMv=19, ARMm=0) y la rata del género *Neotoma sp.* (N=7, ARMv=7, ARMm=0). Otras especies con 3 a 4 conteos fueron el conejo del desierto (*S. audubonii*), la liebre antílope (*L. alleni*), el gato montés (*L. rufus*) y el zorrillo listado sureño (*M. macroura*). Especies que solamente se observaron en una o dos ocasiones fueron la zorra gris (*U. cinereoargenteus*), el coyote (*C. latrans*), cascabel de cola negra (*C. molossus*), cascabel tigre (*C. tigris*), cascabel de diamante (*C. atrox*) y el alacrán gigante del desierto (*H. arizonensis*).

El inicio del otoño quedó reflejado en el mes de octubre, donde la temperatura disminuye y las lluvias cesan. Durante este mes la riqueza de especies fue menor, así como las abundancias. Los más abundantes fueron el ratón de abazones (*C. penicillatus*) (N=21, ARMv=15, ARMm=6), la tarántula rubia mexicana (*A. chalcodes*) (N=21, ARMv=15, ARMm=6), las aves Caprimulgidae (N=10, ARMv=9, ARMm=1), la rata canguro cola blanca (*D. spectabilis*) (N=8, ARMv=6, ARMm=2). Se avistaron un par de veces la liebre antílope (*L. alleni*), gato montés (*L. rufus*), zorra gris (*U. cinereoargenteus*), tejón (*T. taxus*), cascabel de cuernitos (*C. cerastes*), cascabel de cola negra (*C. molossus*) y la cascabel de diamantes (*C. atrox*).

Los muestreos del año 2020 comenzaron en agosto, que al igual que en el año anterior, se observaron altas abundancias. Las especies más observadas fueron el ratón de abazones (*C. penicillatus*) (N=307, ARMv=275, ARMm=32), el milpiés del desierto (*O. ornatus*) (N=274, ARMv=260, ARMm=14), las aves Caprimulgidae (N=129, ARMv=83, ARMm=46), la rata canguro cola blanca (*D. spectabilis*) (N=37, ARMv=33, ARMm=4), la rata canguro mexicana (*D. merriami*) (N=28, ARMv=27, ARMm=1), la liebre antílope (*L. alleni*) (N=23, ARMv=22, ARMm=1), la tarántula rubia mexicana (*A. chalcodes*) (N=19, ARMv=16, ARMm=3). Otras especies que también frecuentaron la carretera, pero en menor magnitud fueron la rata *Neotoma sp.*, el conejo del desierto (*S. audonii*), gato montés (*L. rufus*), zorrillo listado sureño (*M. macroura*), cascabel tigre (*C. tigris*) y cascabel de diamantes (*C. atrox*). Se observaron en una ocasión o un par de veces la lechuga de campanario (*T. alba*), correcaminos (*G. californianus*), venado (*O. hemonius*), zorra gris (*U. cinereoargenteus*), tejón (*T. taxus*), coyote (*C. latrans*), murciélago (sin identificar), falsa coralillo (*R. lecontei*), culebra topera (*P. catenifer*), pinacate (*E. armata*) y matavenados (*Eremobates sp.*). En comparación al 2019 se observaron muy pocas

culebras y serpientes en general durante el mes; las especies más abundantes tuvieron valores muy similares a agosto del año anterior, pero la tarántula se observó con menor frecuencia.

Las abundancias de septiembre del segundo año fueron considerablemente altas, sobre todo para ciertas especies como el milpiés de desierto que tuvieron registros tan elevados que casi se imposibilitaba su conteo (N=1048, ARMv=998, ARMm=50); otras especies abundantes fueron las aves Caprimulgidae (N=192, ARMv=170, ARMm=22), la rata canguro mexicana (*D. merriami*) (N=118, ARMv=101, ARMm=17), el ratón de abazones (*C. penicillatus*) (N=111, ARMv=88, ARMm=23), la tarántula del desierto mexicana (*A. chalcodes*) (N=65, ARMv=51, ARMm=14), la rata canguro cola blanca (*D. spectabilis*) (N=39, ARMv=29, ARMm=10), la liebre antílope (*L. alleni*) (N=16, ARMv=12, ARMm=4), la cascabel de diamantes (*C. atrox*) (N=9, ARMv=6, ARMm=3), el zorrillo listado sureño (*M. macroura*) (N=8, ARMv=7, ARMm=1). Algunas de otras especies frecuentes fueron la lechuza de campanario (*T. alba*), las ratas *Neotoma* sp., conejo del desierto (*S. audubonii*), coyote (*C. latrans*), cascabel tigre (*C. tigris*), cascabel del Mohave (*C. scutulatus*) y pinacate (*E. armata*). Tuvieron registros de una o dos avistamientos el zopilote aura (*C. aura*), búho cornudo (*B. virginianus*), aves diurnas (sin identificar), gato montés (*L. rufus*), venado (*O. hemonius*), zorra gris (*U. cinereoargenteus*), tejón (*T. taxus*), murciélago, pecarí (*P. tajacu*), lagartija cornuda (*Phrynosoma* sp.), cascabel de cola negra (*C. molossus*), monstruo de gila (*H. suspectum*), chicotera (*M. flagellum*) y la culebra topera (*P. catenifer*). Durante septiembre de ambos años se presenciaron las mayores abundancias de tarántulas en sus dos categorías. En el segundo año, septiembre fue el mes con más abundancias además de la mayor riqueza de especies.

Por último, octubre de 2020, parecido al año anterior, fue un mes con abundancias bajas. El más abundante fue el ratón de abazones (*C. penicillatus*) (N=40, ARMv=31, ARMm=9), la rata canguro cola blanca (*D. spectabilis*) (N=37, ARMv=25, ARMm=12), la rata canguro mexicana (*D. merriami*) (N=30, ARMv=25, ARMm=5), la tarántula rubia mexicana (*A. chalcodes*) (N=20, ARMv=18, ARMm=2) y la cascabel de diamantes (*C. atrox*) (N=10, ARMv=6, ARMm=4). Otras especies que se observaron varias veces fueron el milpiés del desierto (*O. ornatus*), aves Caprimulgidae, zorra gris (*U. cinereoargenteus*), coyote (*C. latrans*), liebre (*L. alleni*), rata *Neotoma* sp. y la lechuza del campanario (*T. alba*); solamente una o dos veces fueron observados el zopilote aura (*C. aura*), correcaminos (*G. californianus*), aves

diurnas, conejo del desierto (*S. audubonii*), zorrillo listado sureño (*M. macroura*), cascabel del Mohave (*C. scutulatus*), Ilamacoa de Sonora (*T. lambda*) y el alacrán del desierto (*H. arizonensis*).

V.4 Tasa de mortalidad (TM) total y mensual en mamíferos y reptiles

De manera general, en mamíferos y reptiles las tasas de mortalidad fueron elevadas el mes de octubre en ambos años, con excepción de los reptiles en 2020 cuya tasa de mortalidad fue mayor en septiembre. De los dos grupos el más afectado fue el de los reptiles, donde en la mayoría de los casos estas tasas fueron del 50% o más. Se obtuvo una tasa de mortalidad total del 14.80% para mamíferos y del 48.71% para reptiles durante el periodo de muestreo 2019. La tasa de mortalidad total en 2020 para mamíferos fue del 15.25% y para reptiles 51.16%, valores mayores pero cercanos a los del año anterior.

El grupo de los mamíferos mostró la mayor tasa de mortalidad en octubre de 2019 ($TM_{2019}=32.35\%$) y en julio ($TM_{2019}=26.95\%$); las tasas de mortalidad más bajas fueron evidentes en septiembre del 2019 ($TM_{2019}=10.52\%$), con valores muy cercanos en junio y agosto. Similarmente en el segundo año se observó la mayor tasa en octubre ($TM_{2020}=26.8\%$) y la mortalidad más baja en agosto ($TM_{2020}=10.41\%$) (Figura 10).

El grupo de los reptiles presentó una mayor tasa de mortalidad en octubre de 2019 ($TM_{2019}=66.66\%$), el valor más bajo se obtuvo en agosto del mismo año. El año siguiente las tasas de mortalidad fueron altas en septiembre ($TM_{2020}=64\%$) y la menor tasa fue evidente en agosto ($TM_{2020}=20\%$), cuyo valor fue el menor observado en este grupo taxonómico (Figura 10).

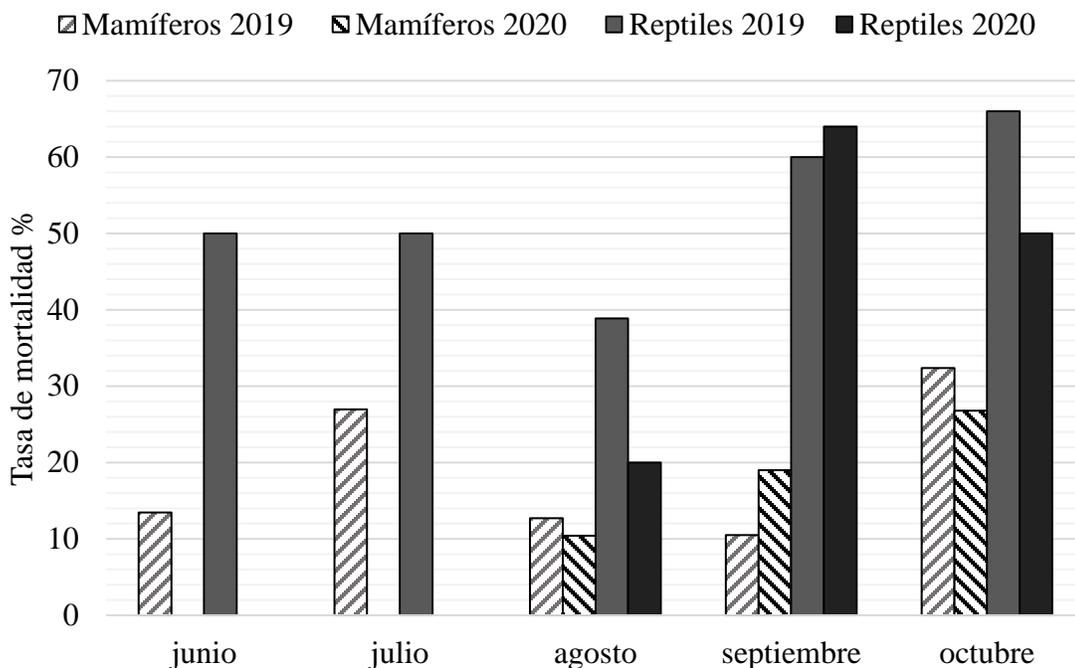


Figura 10. Tasa de mortalidad mensual de mamíferos y reptiles en los dos años de estudio.

V.4.1 Tasa de mortalidad (TM) de las especies de mamíferos y reptiles

Para los mamíferos las mayores tasas de mortalidad se presentaron en especies poco frecuentes como el murciélago, rata *Neotoma sp.* y coyote (*C. latrans*), quienes tuvieron muy pocas apariciones y se encontraron la mayoría de las veces en las tanatoecocenosis sobre la carretera (Tabla 4). El gato montés (*L. rufus*) tuvo una tasa del 50% en 2019 considerándolo afectado, pues las demás especies de mamíferos en el mismo año tuvieron tasas de entre el 10% y 37%, siendo afectados en su mayoría lagomorfos y roedores. En el último año las tasas fueron bajas, con excepción del murciélago (TM=100%), donde apenas alcanzaron valores del 25% las mayores tasas, que correspondieron a la rata *Neotoma sp.* y el gato montés (*L. rufus*). El pecarí (*P. tajacu*), mapache (*P. lotor*) y tejón (*T. taxus*) se observaron con vida sobre la carretera en todas las ocasiones.

En cuanto a los reptiles, la lagartija cornuda (*Phrynosoma sp.*), chicotera (*M. flagellum*), coralillo (*M. euryxanthus*), culebra topera (*P. catenifer*), lagartija y la iguana tuvieron una tasa de mortalidad del 100%, recalando de nuevo que fueron especies con muy pocos avistamientos

y en todos ellos como tanatoecocenosis; de éstas, las especies diurnas como la lagartija, iguana, y lagartija cornuda (*Phrynosoma sp.*), se encontraron en su totalidad atropelladas y no se pudieron identificar a nivel de especie. De las víboras de cascabel, que fueron los reptiles más abundantes, la especie con mayor tasa de mortalidad fue la cascabel tigre (*C. tigris*), seguido de la cascabel de Mohave (*C. scutulatus*), la cascabel de cola negra (*C. molossus*), la cascabel de diamantes (*C. atrox*) y la cascabel de cuernitos (*C. cerastes*), en orden decreciente. La mayoría de las culebras y el gecko se encontraron en su mayoría con vida (Tabla 5).

Tabla 4. Tasa de mortalidad por especie del grupo mamíferos en el año 2019 y 2020. * Indica ausencia de registro en el año de muestreo.

MAMÍFEROS		
Especie	TM 2019	TM 2020
Tejón (<i>Taxidea taxus</i>)	0	0
Rata canguro cola blanca (<i>Dipodomys spectabilis</i>)	10.4	23
Zorrillo listado sureño (<i>Mephitis macroura</i>)	12.5	7.7
Ratón de abazones (<i>Chaetodipus sp.</i>)	14.1	14
Venado (<i>Odocoileus hemionus</i>)	25	0
Liebre antílope (<i>Lepus alleni</i>)	31.6	18.2
Zorra gris (<i>Urocyon cinereoargenteus</i>)	33.33	0
Zorrita del desierto (<i>Vulpes macrotis</i>)	33.33	*
Conejo del desierto (<i>Sylvilagus audubonii</i>)	37.5	16.7
Gato montés (<i>Lynx rufus</i>)	50	25
Coyote (<i>Canis latrans</i>)	100	10
Rata (<i>Neotoma sp.</i>)	100	25
Murciélago	100	100
Pecarí (<i>Pecarí tajacu</i>)	*	0
Rata canguro mexicana (<i>Dipodomys merriami</i>)	33.3	13.1
Mapache (<i>Procyon lotor</i>)	0	*

Tabla 5. Tasa de mortalidad por especie grupo reptiles en el año 2019 y 2020. * Indica ausencia de registro en el año de muestreo.

REPTILES		
Especie	TM 2019	TM 2020
Geko bandeado del noroeste (<i>Coleonyx variegatus</i>)	0	*
Falsa coralillo (<i>Rhinocheilus lecontei</i>)	0	50
Culebra nocturna (<i>Hypsiglena chlorophaea</i>)	0	*
Culebra (<i>Phyllorhynchus decurtatus</i>)	0	*
Cascabel de cola negra (<i>Crotalus molossus</i>)	16.7	100
Cascabel cuernitos (<i>Crotalus cerastes</i>)	33.3	*
Cascabel de diamantes (<i>Crotalus atrox</i>)	50	31.8
Monstruo de gila (<i>Heloderma suspectum</i>)	50	0
Culebrita (<i>Hypsiglena sp.</i>)	50	*
Cascabel tigre (<i>Crotalus tigris</i>)	85.7	44.4
Coralillo (<i>Micruroides euryxanthus</i>)	100	*
Chicotera (<i>Masticophis flagellum</i>)	100	100
Lagartija	100	*
Iguana	100	*
Lagartija cornuda (<i>Phrynosoma sp.</i>)	100	100
Cascabel del Mohave (<i>Crotalus scutulatus</i>)	*	60
Culebra topera (<i>Pituophis catenifer</i>)	*	100
Ilamacoa de Sonora (<i>Trimorphodon lambda</i>)	*	0

V.5 Diversidad de fauna sobre la carretera

Para el cálculo del índice de diversidad de Shannon-Wiener se descartaron las especies de anfibios ya que no se contabilizaron sus abundancias. En el año 2019 se obtuvo un índice de Shannon-Wiener (H') de 1.82 el cual se contrastó con una H' máx de 3.80, lo que indicaría que la diversidad de fauna estimada para la carretera Hermosillo-Mina Pilares tiene valores medianos, es decir ni altos ni bajos. Al calcular la equitatividad con un valor de 0.47, parece indicar que las abundancias son poco equitativas entre las especies. En el año 2020 resultó una $H=1.73$ contrastada con una H' máx=3.61, indica que, como el año anterior, la diversidad faunística en la carretera presenta valores medianos y de manera similar, con una equitatividad de 0.48, las abundancias son poco equitativas. Al analizar los datos de ambos años en conjunto, se obtuvo una $H=1.83$, una H' máx=3.95 y equitatividad =0.46.

El índice de Sorensen indica un 76.08% de similitud entre la riqueza de especies de los dos años pues hubo especies que fueron registradas un año y el otro no (Apéndice H). La curva de acumulación de especies casi alcanza la asíntota, notando cómo al ir avanzando en los muestreos la curva comienza a aplanarse indicando una buena representatividad de la riqueza en este estudio (Figura 11). La buena representatividad de la fauna registrada en el inventario también se exteriorizó al aplicar diferentes estimadores de riqueza, donde con los valores de riqueza esperada comparada con la riqueza observada, se considera que los registros de fauna en este estudio representan entre el 78% y 91% de la riqueza del lugar según el Índice de completitud de cada estimador (Tabla 6).

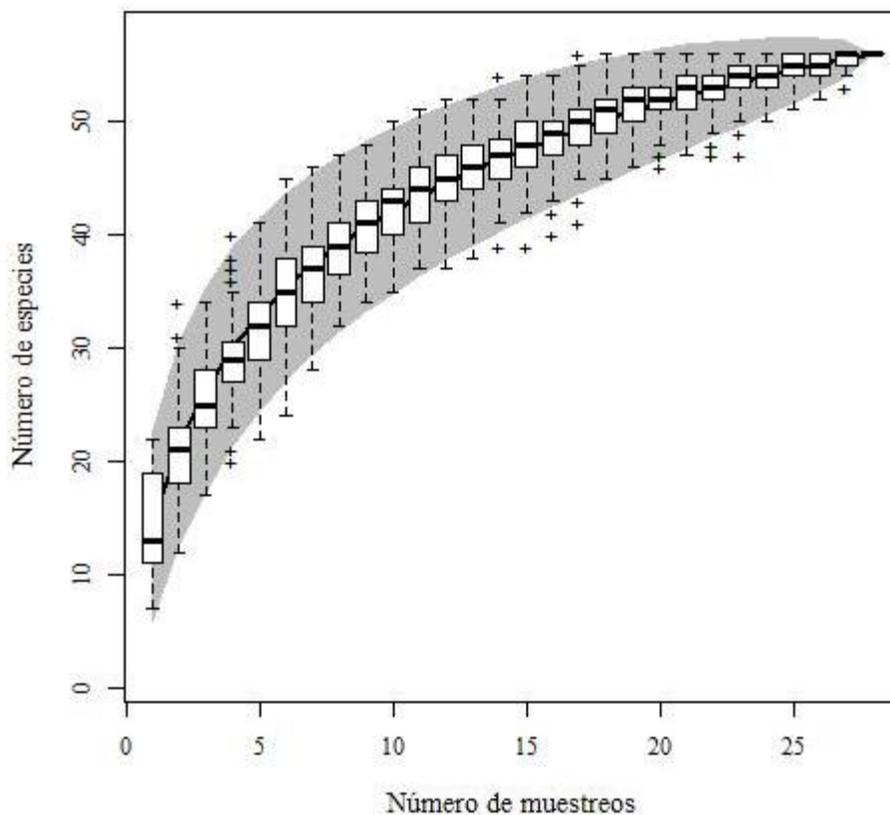


Figura 11. Curva de acumulación de especies por esfuerzo de muestreo (número de muestreos) de la fauna presente en la carretera Hermosillo-Mina Pilares durante el 2019 y 2020.

Tabla 6. Índice de completitud de riqueza de especies sobre la carretera Hermosillo-Mina Pilares durante 2019-2020 según varios estimadores.

Estimador de riqueza (S)	Riqueza esperada	Error estándar	Índice de completitud (Sobs/Sesp)
Chao	66.18	7.4	0.86
Jacknife 1	68.53	4.8	0.83
Jacknife 2	73	-	0.78
Bootstrap	62	2.9	0.91

V.6. Efecto del clima y el tráfico en la actividad de la fauna nocturna sobre la carretera

De los análisis realizados para cada una de las variables biológicas, aquellas que obtuvieron valores significativos, se relacionaron principalmente con la humedad relativa, la temperatura mínima, precipitación, y algunas abundancias de animales atropellados con el tráfico (Figuras 12, 13, 14). Las relaciones entre la actividad de fauna y el clima que se encontraron en el primer año, no se encontraron precisamente las mismas para el segundo año, sino que mostraron diferencias. Si bien todos los valores de regresión muestran ser significativos, la mayoría de ellos no son altos según los coeficientes de determinación, aun así, también se encontraron relaciones altas con $r^2 = 0.83$ y hasta $r^2 = 0.99$.

Los análisis con los datos de ambos años en conjunto resultaron significativos para la ARM de los individuos muertos (de todos los grupos en conjunto) y el tráfico ($r^2 = 0.55$, $p = 0.02$) (Figura 12A), indicando que la muerte de la fauna fue ocasionada durante los meses con mayor tráfico. Otra relación interesante se obtuvo con la misma variable biológica y la humedad relativa ($r^2 = 0.45$, $p = 0.04$) (Figura 12B).

Esto último se vio reflejado en algunos grupos como con la ARMm de aves ($r^2 = 0.42$, $p = 0.04$) (Figura 12D), la ARMv de mamíferos ($r^2 = 0.48$, $p = 0.03$) (Figura 12E) y su ARMm

($r^2=0.39$, $p=0.05$) (Figura 13G), la ARM de tarántulas ($r^2=0.59$, $p=0.02$) (Figura 13J), la ARM del ratón de abazones ($r^2=0.41$, $p=0.05$) (Figura 14M), la ARM de individuos vivos del 2020 ($r^2=0.99$, $p=$) (Figura 14P) y la ARM de milpiés ($r^2=0.75$, $p=0.0001$) (Figura 14Q).

Por otro lado, las aves y mamíferos estuvieron relacionados positivamente con la temperatura mínima: ARMm de aves ($r^2=0.44$, $p=0.04$) (Figura 12C), la ARMv de mamíferos ($r^2=0.46$, $p=0.03$) (Figura 12F), específicamente la ARM de aves Caprimulgidae ($r^2=0.45$, $p=0.04$) (Figura 13K) y la ARM del ratón de abazones ($r^2=0.89$, $p=0.0002$) (Figura 13L).

Los grupos que presentaron una relación positiva significativa con el tráfico fueron los reptiles ($r^2=0.41$, $p=0.05$) (Figura 13H) y los artrópodos ($r^2=0.51$, $p=0.01$) (Figura 13I), donde los meses que se hizo un mayor conteo de vehículos durante los muestreos coinciden en tener altas ocurrencias de esta fauna atropellada.

La riqueza de especies y la precipitación durante 2019 fue alta ($r^2=0.83$, $p=0.02$) (Figura 14N), la ARMm de aves y la precipitación muestran también una relación positiva, observando que en el caso de estos animales los atropellos fueron frecuentes durante los meses lluviosos ($r^2=0.95$, $p=0.01$) (Figura 14O). Esto coincide con la mayor actividad en abundancia y riqueza que se observó el mes de agosto de 2019 lo que resulta en que estos animales sean susceptibles a ser atropellados.

En el 2020 se encontró una relación positiva entre la ARM de animales vivos y la humedad relativa ($r^2=0.99$, $p=0.03$) (Figura 14P), misma relación que se observó para la ARM de los milpiés ($r^2=0.75$, $p=0.05$) (Figura 14Q). También se observó una relación positiva entre las abundancias relativas semanales de reptiles muertos y la precipitación ($r^2=0.53$, $p=0.02$) (Figura 14R).

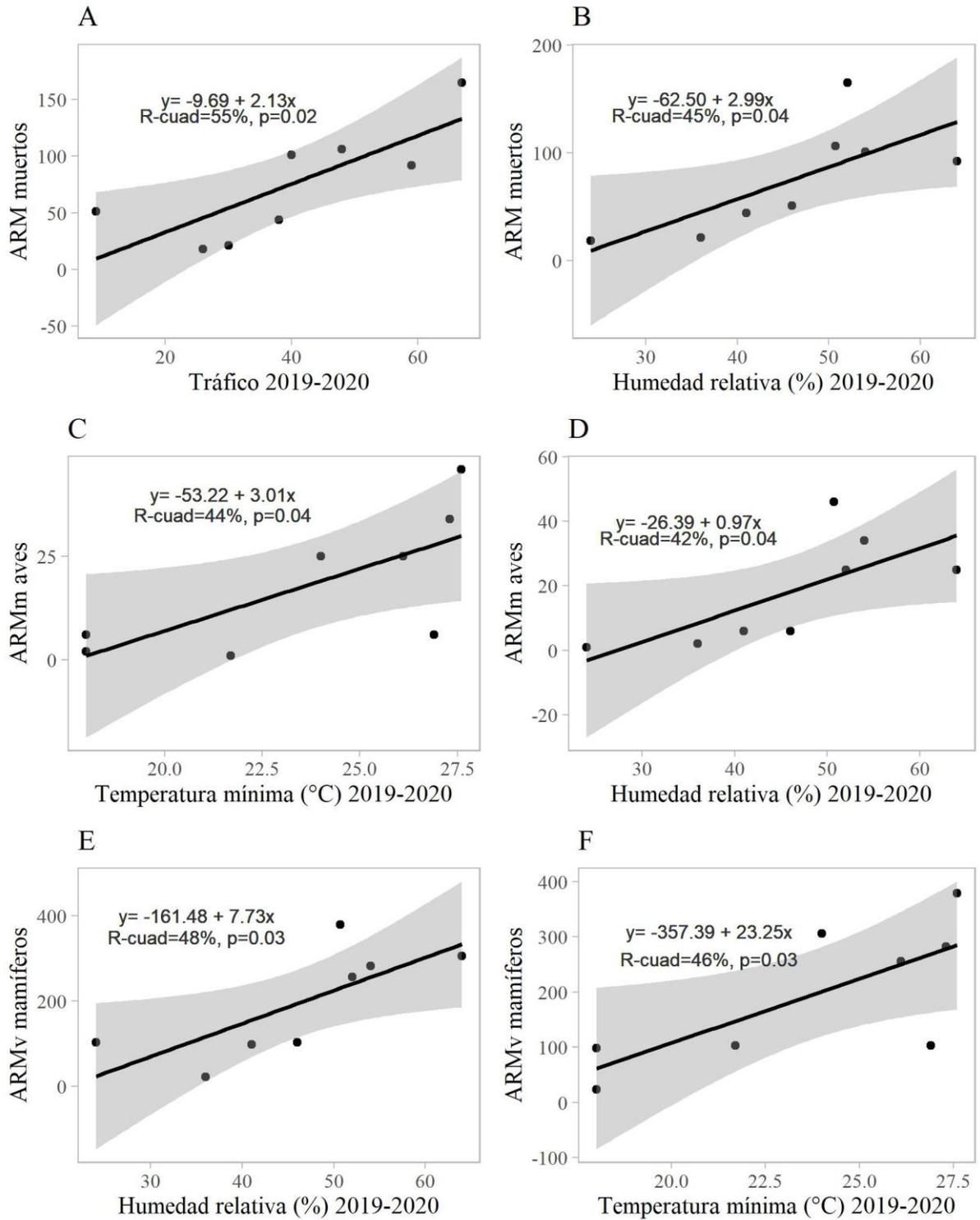


Figura 12. Regresiones lineales simples entre variables climáticas, tráfico y las abundancias por categoría (ARMv y ARMm) de fauna total (A, B), aves (C, D) y mamíferos (E, F) de ambos años (2019-2020).

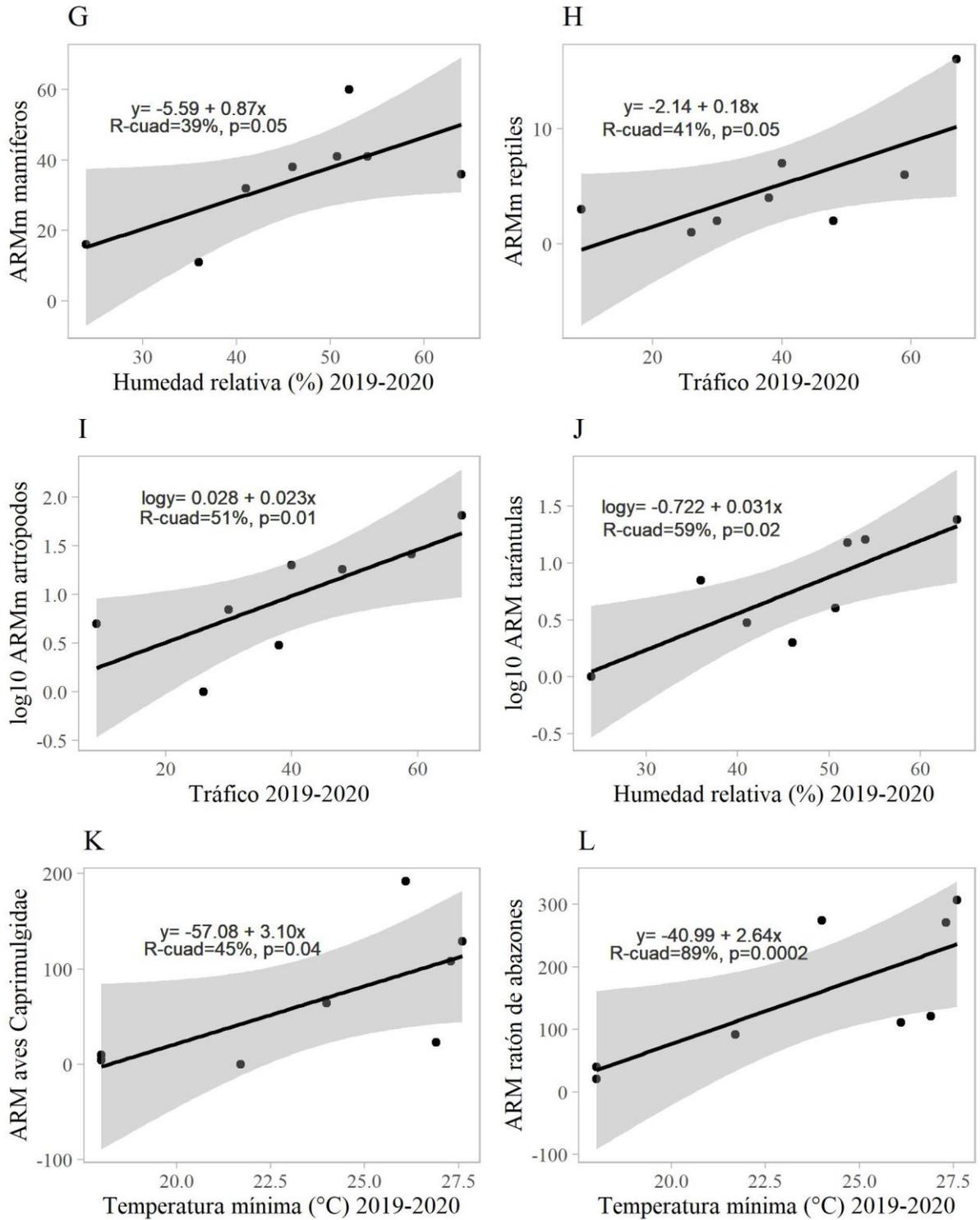


Figura 13. Regresiones lineales simples entre variables climáticas, tráfico y las abundancias por categoría (ARM, ARMm) de mamíferos (G), reptiles (H), artrópodos (I), tarántulas (J), aves Caprimulgidae (K), ratón de abazones (L) de ambos años (2019-2020).

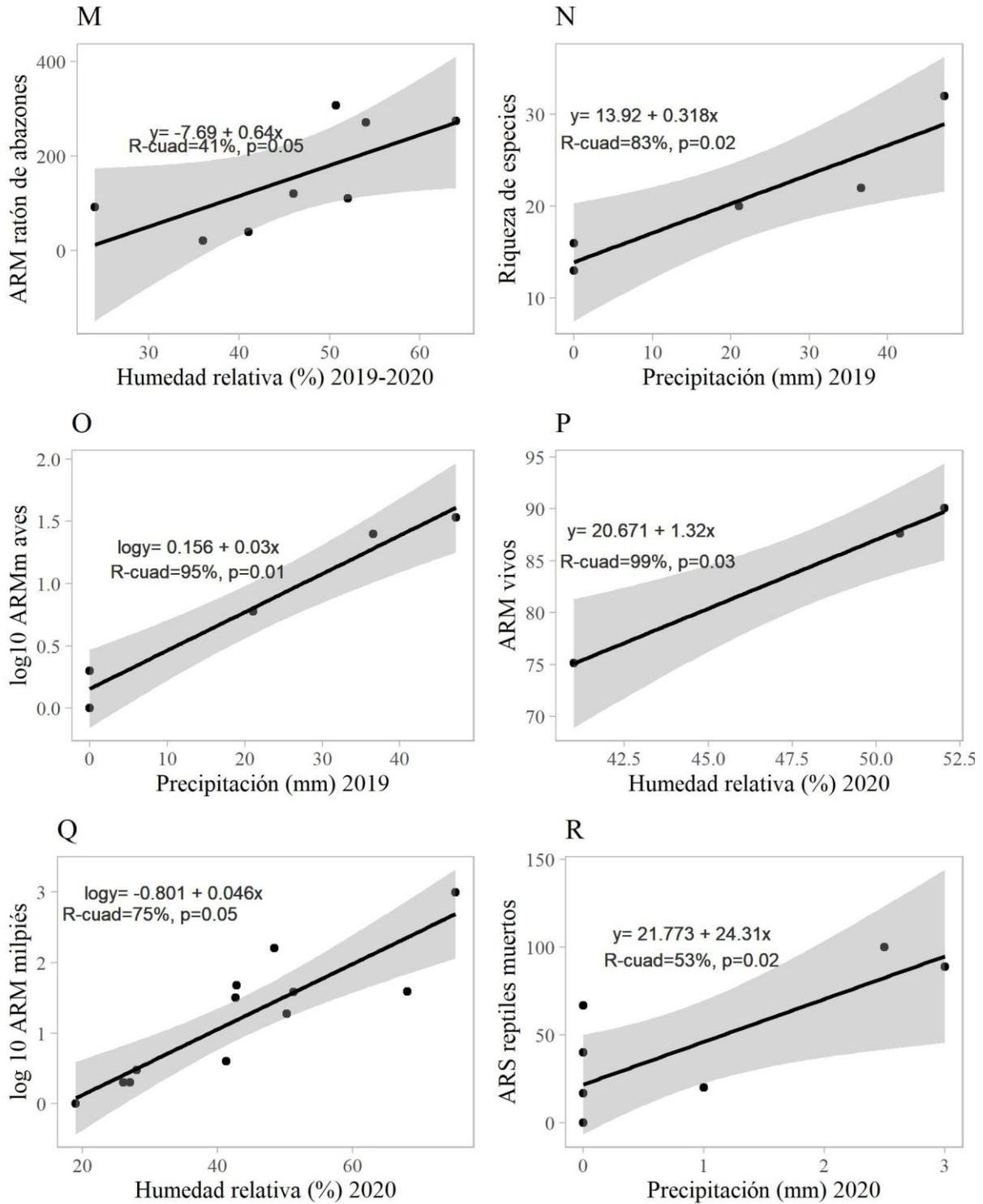


Figura 14. Regresiones lineales simples entre variables climáticas, tráfico y las abundancias por categoría (ARM, ARMv, ARMm) del ratón de abazones (M), aves (O), fauna total (P), milpiés (Q), reptiles (R) y riqueza de especies (N) por ambos años (2019-2020) o por año separados.

VI. DISCUSIÓN

La mortalidad ocasionada por atropellamientos perjudica a todo tipo de fauna sin importar el grupo taxonómico al que pertenezcan. Aun así, hay grupos que suelen ser más afectados viéndose reflejado en los análisis de mortalidad de estos, como es el caso de los reptiles y mamíferos (Forman y Alexander 1998). Debido a que existen varios factores por los que un animal pueda ser atraído a una carretera, es de esperar que se observe la visita de ciertas especies según sus hábitos e historia de vida y que estos sean más afectados que otros (Jackson 2003, Camacho 2013, Mccardle y Fontenot 2016, Foley 2018). Además, un aspecto importante a considerar cuando se hacen monitoreos de la actividad de la fauna es cómo se comportan según las variaciones del clima y cuáles son los patrones de estacionalidad (Garriga et al. 2017, Lima-Santos et al. 2017, Ascensao et al. 2019). Todos estos aspectos pudieron visualizarse a partir de las tanatoecocenosis observadas a lo largo de la carretera.

VI.1. Riqueza de especies

El número de especies que se registraron (58 especies) en vida y en las tanatoecocenosis en el transecto muestreado es alto, tomando en cuenta que en este trabajo se estudió principalmente fauna nocturna, haría falta considerar la fauna diurna que también habita en el sitio para saber con mayor precisión el porcentaje de riqueza que representa el área de estudio. Además, hace falta comparar la riqueza encontrada en la carretera con la riqueza fuera de ella para tener una mejor noción de los representantes de fauna del desierto que se encuentran en esta porción de la ciudad.

La cantidad de especies que se registraron con actividad en la carretera es elevada para la escala que representa, pues para Sonora, con una extensión de 184,934 km², se estima una riqueza de 1802 especies de artrópodos, aves, mamíferos y reptiles en conjunto (Molina-Freaner y Van Devender 2010); tan sólo en el área que abarca la carretera de estudio de 84 km se registró el 3.1% de la riqueza de especies que se estima para el estado.

El patrón desfasado de la riqueza de especies entre años coincidió con los eventos de precipitación de las estaciones y se corrobora con la relación positiva entre estas variables para

los dos años. Es conocido que en el desierto los eventos de lluvia pueden variar tanto en tiempo como en magnitud (Dimmit 2015), donde el mes de agosto suele presentar más lluvias. El año 2020 se consideró muy seco con clima atípico (CONAGUA 2020) con muy pocas lluvias en agosto y pocas en septiembre, lo que parece ser dio pauta para que la fauna tuviera más actividad durante ese mes.

Es difícil comparar si las mismas especies que avistamos en la carretera visitan frecuentemente las carreteras de este, o de otros sitios, puesto que en el estado se han realizado pocos monitoreos de fauna en carretera que hayan sido publicados y el único que se conoce se enfoca en una porción más templada del estado y no en la parte desértica (Manteca-Rodríguez et al. 2020). En el trabajo de Pacheco-Hoyos (2010) sobre mortalidad de serpientes en la carretera Hermosillo-Mina Pilares en el año 2010, se obtuvo una riqueza de 15 especies, lo que difiere por poco con los resultados de este estudio donde se registraron 13 especies de serpientes. De estas, no se observaron las especies de boas, *Boa constrictor* y *Lichanura trivirgata*, ni algunas culebras como *Lampropeltis getula*, *Thamnophis cyrtopsis* y *T. marcianus*, estas últimas más dependientes del agua por su comportamiento semiacuático.

En un estudio en una zona semi-árida de Puebla y Veracruz, México (González-Gallina et al. 2013), se estimó una riqueza de 58 especies dominada principalmente por mamíferos (S=28), aves (S=19) y reptiles (S=11) en orden decreciente. Aunque la riqueza fue la misma que en este estudio, la composición de especies difiere, claramente, por ser una zona geográfica diferente y el área muestreada diferente. Sin embargo, la representatividad de los grupos taxonómicos fue similar. Por ejemplo, diferentes especies de roedores conformaron la mayor parte de los mamíferos y fueron muy abundantes; así también, se observaron varias especies de lagomorfos y unos cuantos carnívoros como el coyote, el perro y gato doméstico. Las especies de aves fueron mayormente diurnas, a diferencia de este estudio, donde se avistaron principalmente especies nocturnas. En cuanto a reptiles, coinciden los dos estudios en encontrar las mayores abundancias en vipéridos en comparación con las otras serpientes, aunque en el presente estudio se encontraron más especies de víboras de cascabel. En total, 10 de las especies que se registraron en este estudio coinciden con el estudio de Gallina-González et al. (2013), notando el hábito de algunas especies de usar las carreteras.

Otro estudio sobre el impacto vehicular en la mortalidad de fauna realizado en Michoacán, México, identificó 15 especies de reptiles, 13 de mamíferos, 9 aves y 1 anfibio (Delgado-Trejo et al. 2018); esta representatividad es similar a la nuestra, encontrando una mayor riqueza de mamíferos y reptiles con varias especies dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010. Esto le da relevancia a la necesidad de monitorear las carreteras mexicanas e implementar estrategias para mitigar los efectos negativos de estas, ya que la actividad de varias especies y grupos taxonómicos en los caminos podría llegar a comprometer la biodiversidad de un lugar a largo plazo (Fahrig y Rytwinski 2009, Secco et al. 2018).

VI.2. Abundancias relativas

Las abundancias mensuales para todos los grupos fueron mayores en agosto, coincidiendo con el aumento en la actividad de la fauna posiblemente en respuesta a las lluvias de verano característico del Desierto Sonorense (Dimmit 2015). Sólo para el grupo de los reptiles, las ARMm sobrepasan las ARMv en los meses de septiembre y octubre, aunque cabe resaltar que los valores de abundancia fueron muy bajos.

En cuanto a la abundancia de serpientes, fueron contados 76 individuos, una abundancia reducida comparada con los reportes de hace 11 años del mismo lugar donde se contaron 117 individuos durante los años 2008 y 2009 (Pacheco-Hoyos 2010).

Estos resultados se asemejan a los de Pacheco-Hoyos (2010) en el mes en que hubo mayor actividad de serpientes ya que en su trabajo se encontraron mayores abundancias en septiembre con 60 serpientes en 2008 y 57 serpientes en 2009 el mismo mes, mientras que en este estudio fueron en agosto con 31 serpientes en 2019 y en septiembre 45 serpientes en 2020. En total con un esfuerzo de muestreo de 69 horas-búsqueda se encontraron 31 serpientes en el año 2019 dando una relación de 0.45, mientras que en el estudio de Pacheco-Hoyos (2010) con un esfuerzo de 126 horas-búsqueda en el año 2008 se encontraron 60 serpientes con una relación de 0.48 y en el año 2009 con 70 horas-búsqueda se encontraron 57 serpientes y una relación de 0.81. Esto indica que en 2008 y 2019 la proporción es similar, a diferencia del 2009 donde aumentó considerablemente la abundancia de serpientes encontradas, mismo comportamiento que se observó en 2020 con 50 horas-búsqueda y una relación de 0.90. A pesar de estas

observaciones no hay una razón clara de por qué hayan coincidido los resultados desde una perspectiva de eventos de ENSO.

Es conocido que la actividad de los milpiés suele estar ligada con los eventos de precipitación (Causey 1975), fenómeno que se observó durante los muestreos en los meses lluviosos. A pesar de que las abundancias fueron altas en los meses de lluvia en comparación de los secos, no se encontró una relación significativa entre la abundancia de los milpiés y la precipitación en nuestros análisis. El 2019 tuvo más eventos de precipitación durante la temporada, a diferencia del 2020 donde fueron muy escasos y el evento más fuerte ocurrió en el mes de septiembre, en el cual hubo una diferencia muy marcada en las abundancias de milpiés comparando con 2019.

La alta abundancia de milpiés observada en el 2020 no estuvo relacionada con la precipitación promedio mensual según el análisis de regresión simple. Algunas sugerencias de causas por las que ocurre este fenómeno en ciertas especies de diplópodos tienen que ver con un crecimiento desmesurado de una población aunado a una escasez de alimento, para encontrar sitios adecuados para la ovoposición, para localizar sitios donde estivar o debido a un disturbio y cambios en el hábitat a causa de las condiciones climáticas del año anterior (Meyer-Rochow 2015).

Aunque no fue posible realizar muestreos en junio y julio del 2020, se asume que el comportamiento de la fauna fue similar al del año anterior, teniendo en cuenta que son meses con poca actividad de los animales debido a la escasez de agua y a las altas temperaturas características de estos meses del año (Hanson y Hanson 2015).

VI.3. Tasas de mortalidad

Las tanatoecocenosis en conjunto con los registros en vida, exhibieron una tasa de mortalidad de mamíferos baja, pues en pocas especies se tuvo una TM mayor del 50%, caso contrario para los reptiles, que como grupo presentaron las mayores tasas de mortalidad; esto debido a una mayor utilización de las carreteras por estos animales ectotermos con el hábito de buscar medios para regular su temperatura, lo cual los hace susceptibles a ser atropellados (Mccardle y

Fontenot 2016). Este mismo comportamiento puede ser por el cual la mortalidad de reptiles presentó un patrón estacional, donde las mayores ocurrencias de atropellamientos fueron observadas al inicio de la estación otoñal del desierto sonorense, en el mes de octubre donde la temperatura comienza a disminuir.

Considerando que las abundancias de reptiles fueron mayores durante los meses húmedos se esperaría encontrar también una mayor mortalidad como en otros estudios, donde hay más ocurrencia de atropellamientos en los meses con lluvia en comparación a los secos (Hastings et al. 2019), sin embargo, no se observó tal resultado en este trabajo. Estudios sobre mortalidad de mamíferos pequeños en carreteras sugieren que estos animales son más susceptibles de ser atropellados ya que son atraídos a los márgenes de las carreteras cubiertos de vegetación (Ruiz-Capillas et al. 2015), lo cual pudo haber sido un factor para encontrar abundancias elevadas de roedores principalmente, puesto que la carretera Hermosillo-Mina Pilares está rodeada de zacate Buffel en cada costado, además de otros arbustos aledaños a la carretera.

El patrón de estacionalidad también se ha visto en mamíferos, donde coinciden las altas mortalidades con los periodos reproductivos y de dispersión de algunas especies (Ascensao et al. 2019). Otra causa de mortalidad en varios grupos taxonómicos puede deberse a ciertos rasgos o hábitos de una especie, por ejemplo, González-Suárez et al. (2018), encontraron que las tasas de mortalidad de mamíferos son más probables en aquellas especies lentas de movimiento y de hábitos carroñeros.

VI.4. Diversidad de fauna sobre la carretera

El valor mediano que mostró el índice de diversidad se debe a un balance entre las abundancias con valores muy altos que registraron solamente 6 especies, por ejemplo: el ratón de abazones (1237 individuos), el milpiés del desierto (1935 individuos), las aves Caprimulgidae (540 individuos), la tarántula rubia mexicana (254 individuos), la rata canguro mexicana y la rata canguro cola blanca con 179 y 180 individuos. El resto de las especies, que fue la mayoría, presentaron abundancias bajas con valores que van desde 1 a 82 individuos. Estos datos pudieron haber influido, puesto que si las especies hubieran sido representadas equitativamente

se obtendría un valor de diversidad más alto. Las abundancias bajas pueden indicar la presencia de especies raras sobre la carretera, lo cual no indicaría que sean especies raras en el ecosistema.

No se puede afirmar con certeza si la actividad humana como tráfico en la carretera ha impuesto un riesgo para la fauna a tal grado de alterar la composición de especies de la zona de año a año, pues a pesar de que hubo especies que fueron registradas en un año, en el siguiente año no se registraron. La fluctuación entre la aparición de una especie en un año y ausencia en otro año puede deberse también a la capacidad de dispersión de dicha especie y al tiempo que salen a la superficie, lo cual puede deberse a su vez al ambiente y a los recursos disponibles en un lugar sobre todo en el desierto donde la disponibilidad de estos recursos se ve limitada a periodos cortos de tiempo y acoplados a la precipitación (Whitford 1976, Hallet 1982, Paltridge y Southgate 2001, Davis y DeNardo 2009). La preferencia de hábitats es otra posible causa, por ejemplo, se sabe que la zorra del desierto (*V. macrotis*) prefiere espacios abiertos y pastizales, mientras que otras especies como el coyote (*C. latrans*) prefieren los matorrales donde hay mayor acceso a presas (Andrade-Ponce et al. 2020), esto pudo haber influido en los pocos avistamientos de la zorra del desierto en la carretera donde la vegetación principal a su alrededor es matorral.

El comportamiento de la curva de acumulación de especies donde casi alcanza la asíntota se debe a que, al hacer un buen inventario donde se detectan muchas especies, las nuevas que se van agregando son menos, pues ya se han detectado en su mayoría las especies, momento en el cual la curva comienza a aplanarse (Moreno 2001, Escalante-Espinosa 2003). Estos resultados indican que la riqueza estimada representa bien la riqueza en la zona, y que el esfuerzo de muestreo realizado es suficientemente bueno para detectar la fauna representativa del lugar, sobre todo teniendo en consideración las especies que pudieron ser registradas debido a las tanatoecocenosis. Sin embargo, se tiene que recalcar que a pesar de estar cerca aún no se llega a la asíntota.

A partir de los índices de completitud, se estima que hacen falta por observar entre 6 y 17 especies sobre la carretera para considerar la total representatividad de la fauna de la zona en actividad sobre la carretera. Visto desde esta perspectiva se puede decir que la mayoría de la fauna del lugar visita o hace uso de la carretera, sobre todo las especies nocturnas. La riqueza

de las especies de la zona puede estar sesgada, pues según la forma de vida o los hábitos de ciertas especies será más probable detectarlas (Pineda y Moreno 2015). Nuestras estimaciones indican que la riqueza en el lugar es representativa, no obstante, es posible que el número de especies registradas sería mayor si se hubieran realizado muestreos diurnos, muestreos durante otras estaciones, así como muestreos complementarios en zonas aledañas a la carretera. Algunas especies que se esperaba encontrar por estar activas durante las mañanas serían muchas aves, ardillas (*Spermophilus* sp.), algunas lagartijas e iguanas (*Dipsosaurus dorsalis*, *Urosaurus ornatus*, *Holbrookia maculata*, *Callisaurus draconoides*, *Sceloporus* sp.) la tortuga del desierto (*Gopherus agassizii*), así como algunos artrópodos como las mariposas (*Danaus gilippus*, *Vanessa* sp. *Phoebis* sp.), por mencionar algunas especies comunes en el desierto sonorense (Dimmit 2015).

VI.5. Efecto del clima y el tráfico en la actividad de la fauna nocturna sobre la carretera

Se ha demostrado que las variables climáticas son factores que influyen en los atropellamientos de fauna sobre los caminos (Gallina-González 2013, Carvalho et al. 2017, Garriga et al. 2017, Lima-Santos et al. 2017), sugiriendo en algunos casos que las tasas de mortalidad son mayores en las estaciones cálidas y húmedas principalmente para anfibios y reptiles (Garriga et al. 2017, Hastings et al. 2019).

La componente climática que presentó más relación con las componentes biológicas fue la humedad (aire y suelo), que es de esperar durante el verano monzónico donde las especies aprovechan la disponibilidad de recursos, sobre todo uno de los más preciados en el desierto que es el agua. Lo que ocurre durante la temporada de monzón de verano es que la llegada de vientos provenientes del mar, que están cargados con humedad, entra al continente donde se encuentran con un suelo caliente que provoca que el aire húmedo se eleve, se enfríe y condense generando con ello las lluvias de verano (Ingram y Brusca 2015). La actividad de la fauna en el sitio aumenta durante los meses con lluvia en la región debido a una disponibilidad de alimento ligada a las lluvias de verano, la que es considerada como una segunda temporada reproductiva para insectos, aves y mamíferos que se alimentan de ellos en el desierto Sonorense (Hanson y Hanson, 2015).

En el caso de las aves se conoce que tienen mayor incidencia de atropellamientos durante la estación de lluvias (Lima-Santos et al. 2017). Se ha observado que debido a los hábitos de uso de las carreteras por parte de las aves de la familia Caprimulgidae, como el chotacabras menor y el tapacaminos, presentes en la carretera de estudio, corren el riesgo de aumentar su mortalidad debido a colisiones con vehículos (Jackson 2003, Camacho 2013). Además de la termorregulación, se ha sugerido que el uso de las carreteras por estas aves se debe mayormente a que sirven como sitio de forrajeo y de apareamiento, volviéndolos vulnerables a atropellos (Foley 2018, De Felipe et al. 2019).

La cantidad de mamíferos, tanto vivos como en tanatoecocenos, coincidió también con lo establecido anteriormente respecto a la temporada productiva que es el verano monzónico. Especies como los roedores heterómidos presentan adaptaciones y estrategias a las altas temperaturas del desierto, con las que la pérdida de agua por evaporación es reducida (Walsberg 2000). Una estrategia es obtener agua de los alimentos como semillas de plantas anuales, insectos y a veces de plantas leñosas; esto los hace salir de sus refugios durante las noches sobre todo cuando la humedad del aire así lo permite gracias a las lluvias (Reichman y Van De Graaff 1973) y a la disminución de la temperatura nocturna. Dichos alimentos son frecuentes en las orillas de la carretera, donde la vegetación es favorecida por la esorrentía, siendo una causa de encontrar una abundancia marcada de estos y otros animales (Rotholz y Mandelik 2013, Lynch 2016, Dean et al. 2019).

Algunos artrópodos como las arañas también son atraídos por la vegetación alrededor de la carretera (Rotholz y Mandelik 2013, Kaur et al. 2019). La cantidad de insectos que se encuentra en la misma después de las lluvias provee de una fuente de alimento para las tarántulas por lo que es de esperarse que salgan a buscar alimento coincidiendo con la salida en búsqueda de parejas para reproducirse (Dimmit 2015). Estos artrópodos son dependientes de la humedad pues son propensos a la desecación cuando la temperatura es elevada por lo que habitualmente salen en las noches y cuando el clima es óptimo para esto (Shillington 2020).

Los milpiés del desierto también respondieron a la humedad, ya que es un disparador en la actividad de estos animales y es requerida para la eclosión de los huevos (Crawford 1987). El hecho de haber obtenido dicha relación solamente en 2020 resalta el acoplamiento de los milpiés

a la lluvia y a la humedad del ambiente, posiblemente por el contraste en el clima de ese año que fue muy seco y con los pocos eventos de precipitación que ocurrieron, fue una relación más determinante en su actividad en comparación con el 2019. A pesar de que se sabe que estos artrópodos frecuentan las carreteras, la información acerca de las causas de que las visiten es escasa y existen muy pocos trabajos que estudien los efectos del tráfico en esta fauna.

La temperatura mínima también tuvo efecto en la abundancia de las ARMm de aves, así como específicamente la abundancia de aves Caprimulgidae y ratones de abazones. A pesar de esto, aquellos datos que correspondieron a las abundancias altas siguen siendo de los meses cálidos del verano monzónico. En otros estudios no se encuentra un patrón claro de estacionalidad en las abundancias y/o atropellamientos de mamíferos y aves, pero son asociados positivamente con la temperatura del verano (Ruiz-Capillas 2015, Garriga et al. 2017, Carvalho et al. 2017, De Felipe et al. 2019).

Acorde a lo que se ha mencionado en este apartado, el incremento de la actividad y posiblemente densidad de la fauna del desierto obedece a la llegada de las lluvias de verano aprovechando todo recurso abundante y ocasionando el uso de la carretera como forrajeo, llegando algunos a ser atropellados. Particularmente el año 2019 la riqueza de especies y la ARMm de aves se asociaron positivamente con la precipitación, pero en el 2020 tales asociaciones no fueron significativas a pesar de que el pico de actividad ocurrió en el mes que presentó lluvias ese año. Una causa posible a esto es que durante el año 2019 los eventos de lluvia fueron mayores en número permitiendo tener más datos para realizar los análisis que reflejaron mejor la relación, caso contrario del año 2020 donde la lluvia fue escasa, así como los datos de precipitación. Aun así, la humedad relativa en el 2020 influyó en la abundancia total de los animales según los análisis de regresión, que es una variable climática que está asociada con la lluvia. Esta condición de humedad evidencia la respuesta de los animales a la tan esperada precipitación de la temporada, sobre todo en el caso de los milpiés que fueron realmente abundantes y fieles a esta condición climática por su historia de vida.

La mortalidad de reptiles del 2020 también se vio afectada por la actividad de estos animales en respuesta a la precipitación, acoplado a la abundancia de otros animales que fungen como alimento para este grupo representado principalmente por serpientes. Se ha demostrado

que este grupo sufre altas tasas de mortalidad durante las estaciones con lluvias (Rosen y Lowen 1994, Cuyckens et al. 2016, Carvalho et al. 2017, Santos-Lima et al. 2017), como se ha observado en los resultados de este estudio. De igual manera, se ha observado que la mortalidad de reptiles está correlacionada con la temperatura y la irradiancia solar, además de la precipitación (Garriga et al. 2017).

Si bien el clima es un factor importante en la actividad de la fauna en esta carretera, la cantidad de vehículos es otro elemento que explica los altos números de atropellos. A pesar de que la carretera de estudio es poco transitada pues está construida para permitir el acceso a ranchos y específicamente a la Mina Pilares, durante los muestreos se pudo observar el uso indebido de los conductores manejando a altas velocidades. Así también, eran notorias marcas de “arrancones” y días con aglomeraciones a la orilla de la carretera, lo que incita a pensar el uso que le dan algunos ciudadanos como pista de carreras.

Aunado a esto, es conocido que algunos aspectos de la fauna las hacen más susceptibles a ser atropelladas como su comportamiento de evadir o no las carreteras y sus rasgos como especie (Rytwinski y Fahrig 2012, Cook y Blumstein 2013, Duffet et al. 2020). La forma de la carretera es otro factor para que los animales sean atropellados, por ejemplo, se ha detectado que carreteras con curvas exigen que la velocidad del carro se disminuya y con ello la vulnerabilidad de los animales sea menor, al contrario, carreteras rectas permiten alcanzar velocidades altas dirigiendo a una mayor probabilidad de que ocurran colisiones auto animal (Delgado-Trejo et al. 2018). La mala percepción que tienen los conductores sobre la fauna, en especial las serpientes, hace que estos animales sean propensos a ser atropellados intencionalmente (Crawford y Andrews 2016).

VI.6. Impacto potencial de la carretera Hermosillo-Mina Pilares y el tráfico sobre la fauna del sitio

Los resultados que se obtuvieron en este estudio exponen el impacto del tráfico de una carretera local en la fauna de la zona y sirven como preliminar para tomar acción en la reducción de atropellos de fauna. Para ello es imprescindible recopilar más datos de varios años, analizar los patrones de atropellamientos para localizar las porciones de la carretera donde hay mayor riesgo

de atropellamientos y, por ende, donde se requiere ejecutar medidas de mitigación (Gunson y Zimmermann 2015). La Mina Pilares actualmente se encuentra en funcionamiento por lo que el efecto contraproducente que ejerce el tráfico sobre los animales es constante, implicando un riesgo inminente para la fauna del sitio a largo plazo.

Además del efecto negativo inmediato de las carreteras y vehículos, es importante conocer en un contexto local aquellos otros factores, como diversas actividades antropogénicas, que pueden estar perjudicando conjuntamente a las poblaciones de fauna del lugar para tener una mejor noción de su vulnerabilidad bajo un panorama más amplio (Brooks 2005). Son pocos los estudios que abordan la problemática de la infraestructura vial en la fauna a nivel de poblaciones, por lo que no se conoce con certeza como está comprometida la viabilidad de muchas especies; aun así, se estima que puede ser perjudiciales tanto la mortalidad como la fragmentación del paisaje sobre las poblaciones de algunos animales (Ceia-Hasse et al. 2017, Barbosa et al. 2020).

La importancia de proteger la biodiversidad de un lugar radica en que participa en la regulación y en la estabilidad de los procesos en los ecosistemas y en la generación de los servicios ecosistémicos que el humano aprovecha, si la fauna de un sitio llega a desaparecer, algunos de los servicios ecosistémicos y la salud del ecosistema podrían verse perjudicados (Cardinale et al. 2012, Hooper et al. 2012, Mace et al. 2012, Balvanera et al. 2017). Algunos de estos servicios se relacionan con la regulación de funciones del ecosistema, tales como la regulación de plagas, regulación del clima, suelos fértiles y agua limpia. De manera similar, los servicios de soporte son fundamentales en los procesos ecosistémicos como la fotosíntesis y el reciclaje de nutrientes. Otros servicios proveen bienes de consumo, como combustible, medicamentos y alimentos de plantas y animales. Además, existen los servicios culturales se relacionan más con la apreciación e interacción de los organismos y los humanos, generando disfrute al observarlos y también al brindar identidad a un grupo social (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

Se desconoce con certeza que afectaciones puedan surgir localmente en el ecosistema si llegaran a reducirse las poblaciones a lo largo del tiempo debido a las complejas relaciones que pueden existir en los ecosistemas. Un ejemplo de una de las relaciones entre organismos más reconocida es la que se da en las redes tróficas, donde la remoción de un elemento puede llevar

a un desbalance y volver susceptible al ecosistema (Worm y Duffy 2003). Las especies encontradas en la carretera de estudio permiten observar las posibles relaciones tróficas que pueden llegar a ocurrir en el lugar, ya que se encuentran depredadores como el coyote, gato montés y zorros, que pueden alimentarse de algunos herbívoros como liebres y conejos y granívoros como los roedores por mencionar algunos ejemplos. Suponiendo que la presión constante del tráfico dirige a que algunos de los animales que se encuentran en los niveles tróficos más altos sean extirpados de la zona, podría ocurrir un desbalance en las poblaciones de especies en un nivel trófico más bajo, tal podría ser el caso de las serpientes que controlan las poblaciones de roedores (Bouskila 1995, Webber et al. 2016).

Más ejemplos como este se pueden dilucidar, sin embargo, se requiere de la investigación científica en el tema en orden de tener más certidumbre de estos efectos en el ecosistema y los servicios que brindan. Para ello se requiere del monitoreo frecuente de la fauna y del conocimiento de su papel en los procesos ecosistémicos al mismo tiempo que incluir los componentes antropogénicos que puedan tener influencia en la salud de los ecosistemas (Lacher 2019), de esta manera se puede conducir a realizar prácticas más sustentables que sean compatibles con la conservación de la fauna y las necesidades del humano.

Actualmente en Sonora, la mitigación de los efectos adversos de las carreteras sobre la fauna comienza a tener más relevancia. La Ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Urbano del Estado señala en el artículo 18 que los programas regionales de ordenamiento territorial deben incluir la elaboración de proyectos y construcción de pasos de fauna sobre carreteras que integran la región. Esta reciente disposición representa un gran avance hacia la protección de fauna en las carreteras de Sonora, no obstante, la planeación y/o la construcción de pasos de fauna puede ser un proceso tardado y costoso sobre todo en carreteras ya existentes (McGuire et al. 2021).

Una alternativa sería seleccionar métodos complementarios para reducir los impactos, ya que existen diversas medidas como son la colocación de vallas o cercos, señalamientos preventivos estáticos y/o digitales por temporada, reflectores, y reductores de velocidad por mencionar algunos (Taylor y Goldingay 2010, Van der Grift et al. 2013, Benten et al. 2018, Helldin y Petrovan 2019, Mayer et al. 2021). Estas estrategias suelen ser implementadas a corto

plazo y ser de bajo costo, sin embargo, se recomienda que su efectividad sea probada mediante estudios rigurosos, además de la combinación de varias de las medidas de mitigación (Rytwinski et al. 2016, Khalilikhah y Heaslip 2017). Las obras de drenaje es un medio utilizado por la fauna para atravesar la carretera sin el riesgo de ser atropellados, es una estrategia de mitigación que suele ser acompañada con la colocación de cercos y que ha mostrado tener un buen impacto en la conservación de la fauna y en la conectividad del paisaje (Clevenger et al. 2001, Manteca-Rodríguez et al. 2019).

En el caso particular de la carretera Hermosillo-Mina Pilares, la construcción de pasos de fauna de tipo puente no serían factibles en el lugar según algunos de los criterios y normas para la construcción de pasos de fauna de la SCT (2020). Debido a que la mayoría de la fauna registrada es de tamaño mediano, una opción de mitigación que se puede implementar es la construcción de pasos de fauna embebidos con vallas conductoras; estos son utilizados por fauna pequeña-mediana, como anfibios, reptiles, invertebrados y aves que apeonan, y son elementos que se pueden agregar a carreteras ya construidas (SCT 2020). La remoción de la vegetación de los márgenes como parte del mantenimiento de la carretera, evitaría que los animales que la aprovechan la frecuenten en menor medida y por ende corran menos riesgo de ser atropellados (Lee et al. 2015), no obstante, es una medida que debe ser estudiada en el lugar antes de ser implementada para evitar afectar de otra manera a la fauna. Adicionalmente, la instalación de señalamientos, ya sean estáticos o digitales, que alerten a los conductores de la presencia de animales (Huijser et al. 2015). Otra medida útil sería utilizar estrategias de comunicación, por ejemplo, ofrecer charlas en radiodifusoras, televisión y redes sociales, durante las temporadas de alta actividad de la fauna para generar sensibilización a los usuarios de las carreteras y a los ciudadanos en general sobre la problemática (Knapp et al. 2016). De manera más puntual, dirigir las charlas a los trabajadores de la Mina Pilares y a los rancheros que frecuentan la carretera en dirección a la mina.

Una vez elegida la estrategia más adecuada de atenuación de riesgos, es recomendado en la medida de lo posible llevar a cabo monitoreos recopilando datos por lo menos desde cuatro años antes de efectuar las medidas de mitigación, y así también, realizar monitoreos cuatro años después para conocer la eficacia de las medidas implementadas (Rytwinski et al. 2016).

VII. CONCLUSIONES

A partir de las tanatoecocenosis de fauna nocturna y los registros de fauna en vida, se pudo conocer que los grupos taxonómicos más representativas haciendo uso de las carreteras fueron mamíferos y reptiles, seguido de aves y artrópodos en cuanto a riqueza de especies. Ciertas especies fueron más abundantes que otras, como fue el caso del milpiés del desierto, el ratón de abazones y las aves Caprimulgidae. El patrón de estacionalidad observado en la carretera muestra que hay meses donde la fauna tiene más actividad, como fueron el mes de agosto y septiembre para la mayoría de los animales; dicho patrón se debe de considerar para elaborar estrategias de protección acordes a los meses con alta actividad de fauna en la región, haciendo de esta manera que los esfuerzos de mitigación sean más efectivos, al igual que los esfuerzos de monitoreo. Los grupos de los mamíferos y reptiles fueron grandemente afectados, presentando las mayores abundancias de individuos muertos y grandes tasas de mortalidad. Algunas de las especies que están siendo afectadas por los atropellamientos son las serpientes de la familia Viperidae, las cuales están en categoría bajo protección especial según la NOM-059-SEMARNAT-2010, al igual que otras especies de reptiles y mamíferos como *Heloderma suspectum*, *Masticophis flagellum*, *Micruroides euryxanthus*, *Vulpes macrotis*, *Taxidea taxus*, entre otros. La riqueza de especies que se estimó en la carretera se puede considerar alta con base en la completitud de este análisis en relación con la riqueza que se esperaría encontrar en el lugar, sin embargo, hace falta comparar con la riqueza de fauna fuera de la carretera. Estos resultados indicarían además que muchas especies visitan la carretera, corriendo riesgo de ser atropelladas y potencialmente afectadas en sus poblaciones, sobre todo de aquellas especies que la frecuentan. La relación de la humedad y la temperatura con algunas variables biológicas muestra un indicio de que hay influencia del clima que dispara la actividad de la fauna sobre la carretera, lo cual coincidiría con las más altas abundancias de la mayoría de los grupos taxonómicos en la temporada de monzón en el Desierto Sonorense; estas relaciones también se vieron reflejadas en la mortalidad de fauna nocturna especialmente reptiles, mamíferos y aves nocturnas. La influencia de la precipitación, temperatura y humedad durante la estación monzónica favorece en primera instancia la productividad primaria de la región, por lo que la disponibilidad de alimento se ve favorecida y con ello la actividad de animales en busca de comida; estas condiciones propician la reproducción de los animales y promueve la salida de

los refugios utilizados durante condiciones adversas de sequía previo a las lluvias y de menor disponibilidad de recursos en el invierno. El tráfico vehicular, a pesar de ser bajo, también mostró estar relacionado con la mortalidad de los animales, cuya relación fue más evidente en reptiles y artrópodos según los análisis de regresión lineal; sin embargo, el efecto del tráfico es notorio de manera más implícita en los demás grupos taxonómicos cuyas mortalidades estuvieron relacionadas con el clima. Los resultados encontrados en este estudio denotan la importancia de la investigación en el área de la ecología vial para conocer el estado de vulnerabilidad de algunas especies que utilizan las carreteras y así priorizar sitios destinados a la conservación de la biodiversidad faunística u otras estrategias como la colocación de vallas y señalizaciones donde el riesgo sea mayor.

VIII. RECOMENDACIONES

Con base en el conocimiento obtenido en este estudio, se recomienda llevar a cabo monitoreos de fauna en las carreteras teniendo en cuenta la fenología y la estacionalidad en la que hay mayor actividad de cada grupo taxonómico o especie en particular que se desea estudiar, de tal manera se pueden utilizar medidas de mitigación en momentos puntuales sobre todo en el desierto donde la fauna se acopla a la disponibilidad de recursos del verano. El monitoreo focalizado, es decir especialmente de un grupo o una especie, se recomienda para aplicar las metodologías específicas que permitan estimar adecuadamente los conteos de fauna y su relación exacta con las carreteras, puesto que, a pesar de ser susceptibles a atropellos, las carreteras también pueden ser benéficas especialmente brindando disponibilidad de alimento. Con relación a lo anterior, se requiere el monitoreo específico de anfibios ya que no fueron abordados en este estudio, al igual que el monitoreo de invertebrados que suele ser un grupo con poca atención en los estudios en carreteras y de los que se requiere conocer más su comportamiento y afectación en relación con estas. Adicionalmente, para conseguir una estimación más precisa de la mortalidad de fauna pequeña se recomienda hacer muestreos a pie y de esta manera evitar subestimaciones en los análisis. Otra oportunidad de investigación sobre todo en el estado de Sonora es conocer cómo los animales interactúan con las carreteras locales de alto tráfico teniendo un punto de comparación con carreteras locales que son menos transitadas, aunado a la necesidad de identificar la existencia de corredores biológicos que pudieran estar siendo afectados por un efecto barrera causado por la red vial. Debido a que la aproximación de este estudio fue más descriptiva, se sugiere llevar a cabo análisis adicionales que permitan conocer el estado de las poblaciones y su viabilidad. Los análisis genéticos son recomendables para evaluar si existe un efecto barrera y si está afectando en la persistencia de una población, con lo que se puede conocer cuáles especies requieren más esfuerzo en su conservación. Por último, se sugiere el uso de sistemas de información geográfica como herramienta para detectar los puntos en la carretera donde hay mayores casos de mortalidad y que se pueda dilucidar si se trata de un corredor biológico, además de otros análisis para determinar relaciones con los tipos de vegetación, suelo y/o relieve con los puntos de incidencia.

IX. LITERATURA CITADA

- Aguirre-León, G. 2011. Métodos de estimación, captura y contención de anfibios y reptiles. 61-86 pp. En: Gallina-Tessaro, S. y López-González, C. 2011. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Universidad Autónoma de Querétaro- Instituto de Ecología, A.C. México. 377 p.
- Ahmad, F., Goparaju, L. y Qayum, A. 2018. Wildlife habitat suitability and conservation hotspot mapping: Remote Sensing and GIS based decision support system. *Geosciences*, 4(1):66-67.
- Akasaka, M., Osawa, T. y Ikegami, M. 2015. The role of roads and urban area in occurrence of an ornamental invasive weed: a case of *Rudbeckia laciniata* L. *Urban Ecosystems*. 18 (2015): 1021-1030.
- Andrade-Ponce, G., Gallina, S., Gómez-Valencia, B. y Lira-Noriega, A. 2020. Coexistencia de *Vulpes macrotis* y *Canis latrans* (Carnivora: Canidae) en la Reserva de la Biosfera de Mapimí, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 91(2020): e912973.
- Ascensão, F., Yogui, D., Alves, M., Medici, E. y Desbiez, A. 2019. Predicting spatiotemporal patterns of road mortality for medium-large mammals. *Journal of Environmental management*. 248: 109320.
- Avila-Serrano, G. y Téllez-Duarte, M. 2000. Procesos tafonómicos en tanatocenosis recientes de playa el pelícano, Baja California. *Ciencias Marinas*, 26(4):677-694.
- Ball, S., Caravaggi, A. y Butler, F. 2021. Runway roadkill: a global review of mammal strikes with aircraft. *Mammal Review*, 51(3):420-435.
- Balčiauskas, L., Stratford, J., Balčiauskienė, L., Kučas, A. 2020. Importance of professional roadkill data in assessing diversity of mammal roadkills. *Transportation Research Part D*, 87:102493.
- Balvanera, P., Quijas, S., Karp, D., Ash, N., Bennett, E., Boumans, R., Brown, C., Chan, K., Chaplin-Kramer, R., Halpern, B., Honey-Rosés, J., Kim, C., Cramer, W., Martínez-Harms, M., Mooney, H., Mwampamba, T., Nel, J., Polasky, S., Reyers, B., Roman, J., Turner, W., Scholes, R., Tallis, H., Thonicke, K., Villa, F., Walpole, M. y Walz, A. 2017. Ecosystem services. 39-78 pp. En: Walters, M. y Scholes, R. *The GEO handbook on biodiversity observation networks*. Springer. 326 p.
- Bager, A. y da Rosa, C. 2011. Influence of sampling effort on the estimated richness of road-killed vertebrate wildlife. *Environmental Management*, 47:851-858.
- Barbosa, P., Schumaker, N., Brandon, K., Bager, A. y Grilo, C. 2020. Simulating the consequences of roads for wildlife population dynamics. *Landscape and urban planning*. 193(2020): 103672.
- Bradley, C. y Colodner, D. 2020. The Sonoran Desert. 110-125 pp. En: *Encyclopedia of the World's Biomes*. Elsevier. Estados Unidos. 3500 p.

- Behrensmeyer, A. y Miller, J. 2012. Building Links Between Ecology and Paleontology Using Taphonomic Studies of Recent Vertebrate Communities. 69-92 pp. En: Paleontology in Ecology and conservation. Springer earth system sciences. Berlin. 274 p.
- Bencin, H., Prange, S., Rose, C. y Popescu, V. 2019. Roadkill and space use data predict vehicle-strike hotspots and mortality rates in a recovering bobcat (*Lynx rufus*) population. *Nature*, 9:15391.
- Benten, A., Annighöfer, P. y Vor, T. 2018. Wildlife warning reflectors' potential to mitigate wildlife-vehicle collisions- A review on the evaluation methods. *Frontiers in ecology and evolution*. 6 (37): 10.3389/fevo.2018.00037.
- Bernaldez, E., García-Viñas, E., Gutiérrez, F., Ortiz, C., Bernaldez, M., Ocaña, A., Vázquez, F., Gamero, M., y Vela, A. 2008. La ecología de la muerte: bioestratinomía en la Sierra Norte de Sevilla. 183-209 pp. En: Investigación científica y conservación en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. España. 284 p.
- Bisbal-Chinesta, J., Bañuls-Cardona, S., Fernández-García, M., Cáceres, I., Blain, H.A. y Vergés, J. 2020. Elucidating anuran accumulations: massive taphocenosis of tree frog *Hyla* from the Chalcolithic of El Mirador Cave. *Sierra de Atapuerca, Spain*, 30:102277.
- Bottjer, D. 2016. Paleoeology. Past, present, and future. John Wiley & Sons, Ltd. United Kingdom. 222 p.
- Bouskila, A. 1995. Interactions between predation risk and competition: a field study OF kangaroo rats and snakes. *Ecology*. 76(1):165-178.
- Brooks, M. y Lair, B. 2005. Ecological effects of vehicular routes in a desert ecosystem. United States Geological Survey. Estados Unidos. 24 p.
- Camacho, C. 2013. Behavioural thermoregulation in man-made habitats: surface choice and mortality risk in Red-necked Nightjars. *Bird Study*, 60:124-130.
- Capillas-Ruiz, P., Mata, C. y Malo, J. 2015. How many rodents die on the road? Biological and methodological implications from a small mammals' roadkill assessment on a Spanish motorway. *The Ecological Society of Japan*, 30:417-427.
- Cardinale, B., Duffy, J., Gonzalez, A., Hooper, D., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G., Tilman, D., Wardle, D., Kinzig, A., Daily, G., Loreau, M., Grace, J., Larigauderie, A., Srivastava, D. y Naeem, S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*. 486 (2012): 59-67.
- Carvalho, C., Custódio, A. y Marçal Júnior, O. 2017. Influence of climate variables on roadkill rates of wild vertebrates in the Cerrado Biome, Brazil. *Bioscience Journal*, 33(6):1632-1641.
- Castillo-Sánchez, C. 1999. Highways and wildlife conservation in Mexico. The Sonora pronghorn antelope at the El Pinacate y Gran Desierto de Altar Biosphere Reserve along the Mexico-USA border. En: Proceedings International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. Montana, USA.

- Causey, N. B. 1975. Desert millipedes (Spirostreptidae, Spretostreptida) of the Southwestern United States and Adjacent México. Occasional papers the Museum Texas Tech University. Number 35.
- Ceia-Hasse, A., Borda-de-Água, L., Grilo, C. y Pereira, H. 2017. Global exposure of carnivores to roads. *Global ecology and biogeography*. 26 (2017): 592-600.
- Central Intelligence Agency (CIA). 2013. The world fact book 2013–14. CIA, Washington, DC. <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/fields/2085.html>.
- Chao, A., Chazdon, R., Colwell, R. y Shen, T. 2004. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology letters*. 8 (2005):148-159.
- Chen, H. y Koprowski, J. Animal occurrence and space use change in the landscape of anthropogenic noise. *Biological Conservation*. 192 (2015): 315-322.
- Clevenger, A., Chruszcz, B. y Gunson, K. 2001. Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *Journal of applied ecology*. 38(2001): 1340-1349.
- Clevenger, A., Hardy, A. y Gunson, K. 2006. Analyses of wildlife-vehicle collision data: applications for guiding decision-making for wildlife crossing mitigation and motorist safety. National Cooperative Highway Research Utah State University. Estados Unidos. 23 p.
- Coffin, A. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15:396-406.
- Cook, T. y Blumstein, D. 2013. The omnivore's dilemma: diet explains variation in vulnerability to vehicle collision mortality. *Biological Conservation*, 167:310-315.
- Cooke, S., Balmford, A., Johnston, A., Newson, S. y Donald, P. 2019. Variation in abundances of common bird species associated with roads. *Journal of Applied Ecology*, 57:1271-1282.
- Costa, A., Ascensão, F. y Bager, A. 2015. Mixed sampling protocols improve the cost-effectiveness of roadkill surveys. *Biodiversity Conservation*. 24 (2015): 2953-2965.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2018. Reporte del Clima en México. Recuperado de: <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatolog%C3%ADa/Diagn%C3%B3stico%20Atmosf%C3%A9rico/Reporte%20del%20Clima%20en%20M%C3%A9xico/Anual2018.pdf>
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2019. Reporte del Clima en México. Recuperado de: <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatolog%C3%ADa/Diagn%C3%B3stico%20Atmosf%C3%A9rico/Reporte%20del%20Clima%20en%20M%C3%A9xico/Anual2019.pdf>

- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2020. Reporte del Clima en México. Recuperado de:
<https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatolog%C3%ADa/Diagn%C3%B3stico%20Atmosf%C3%A9rico/Reporte%20del%20Clima%20en%20M%C3%A9xico/Anual2020.pdf>
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2020. Monitor de Sequía en México. Recuperado de: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/598567/MS-31-Octubre2020.pdf>
- Crawford, C. 1987. Regional environments, life-history patterns, and habitat use of spirostreptid millipedes in arid regions. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 89:63-88.
- Crawford, B. y Andrews, K. 2016. Drivers' attitudes toward wildlife-vehicle collisions with reptiles and other taxa. *Animal conservation*. 19 (2016): 444-450.
- Cuyckens, G., Mochi, L., Vallejos, M., Gastón, P. y Biganzoli, F. 2016. Patterns and composition of road-killed wildlife in northwest Argentina. *Environmental Management*, 58:810-820.
- D'Amico, M., Ascensão, F., Fabrizio, M. Barrientos, R., Gortázar, C. 2018. Twenty years of road ecology: a topical collection looking forward for new perspectives. *European Journal of Wildlife Research*, 64:26.
- Darwin, C. 1860. *The voyage of the beagle*. Engel. Doubleday, New York.
- Davies, J., Poulsen, L., Schulte-Herbrüggen, B., Mackinnon, K., Crawhall, N., Henwood, W., Dudley, N., Smith, J. y Gudka, M. 2012. Conservación de la biodiversidad de las tierras áridas. Unión internacional para la conservación de la naturaleza. Kenia. 84 p.
- Davis, J. y DeNardo, D. 2009. Water supplementation affects the behavioral and physiological ecology of Gila Monsters (*Heloderma suspectum*) in the Sonoran Desert. *Physiological and biochemical zoology: Ecological and evolutionary approaches*. 82(6): 739-748.
- Dean, W., Seymour, C., Joseph, G. y Foord, S. 2019. A review of the Impacts of Roads on Wildlife in Semi-Arid Regions. *Diversity*, 81:11.
- De Felipe, M., Sáez-Gómez, P. y Camacho, C. 2019. Environmental factors influencing road use in a nocturnal insectivorous bird. *European Journal of Wildlife Research*. 65 (2019):31.
- Delgado-Trejo, C., Herrera-Robledo, R., Martínez-Hernández, N., Bedolla-Ochoa, C., Hart, C., Alvarado-Díaz, J., Suazo-Ortuño, Nava-Bravo, H., Lopez-Toledo, L. y Mendoza, E. 2018. Vehicular impact as a source of wildlife mortality in the Western Pacific Coast of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89:1234-1244.
- Dimmit, M. 2015. Biomes and communities of the Sonoran Desert. 5-20 pp. En: Dimmit, M., Wentworth-Comus, P. y Brewer, L. 2015. *A Natural History of the Sonoran Desert*. University of California Press. Estados Unidos. 575 p.

- Duffett, D., D'Amico, M., Mulero-Pázmány, M. y González-Suárez, M. 2020. Species' traits as predictors of avoidance towards roads and traffic. *Ecological indicators*. 115(2020): 106402.
- Dulac, J. 2013. Global land transport infrastructure requirements: estimating road and railway infrastructure capacity and costs to 2050. International Energy Agency. Paris.
- Escalante-Espinosa, T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos: ciencia y cultura*. 52 (2003): 53-56.
- Fahrig, L. y Rytwinski, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14(1): 21.
- Fernández-López, S. 1999. Tafonomía y fosilización. 51-107 pp. En: *Tratado de Paleontología*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid.
- Fernández-López, S. 2000. Temas de tafonomía. Departamento de Paleontología, Universidad Complutense de Madrid. 167 p.
- Ferreguetti, A., Graciano, J., Luppi, A., Pereira-Ribeiro, J., Duarte, C. y Godoy, H. 2020. Roadkill of médium 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):216-225.
- Foley, G. 2018. Habitat use by Common Nighthawks (*Chordeiles minor*) in Canada's boreal forest. Tesis de Maestría. University of Regina. Regina, Saskatchewan, Canadá.
- Forman, R. y Alexander, L. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29:207-231.
- Forman, R., Sperling, D., Bissonette, J., Clevenger, A., Cutshall, C., Dale, V., Fahrig, L., France, R., Goldman, C., Heanue, K., Jones, J., Swanson, F., Turrentine, T. y Winter, T. 2003. Foundations of road ecology. 3-24 pp. En: *Road ecology: Science and solutions*. Island press. Estados Unidos. 481 p.
- Gamfeldt, L., Hillebrand, H. y Jonsson, P. 2008. Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology*. 89(5): 1223-1231.
- Garland, T. y Bradley, G. 1984. Effects of a highway on Mojave Desert rodent populations. *The American Midland Naturalist*. 111(1):47-56.
- Garriga, N., Franch, M., Santos, X., Montori, A. y Llorente, G. 2017. Seasonal variation in vertebrate traffic casualties and its implications for mitigation measures. *Landscape and Urban Planning*, 157:36-44.
- Gerow, K., Kline, N., Swann, D. y Pokorny, M. 2010. Estimating annual vertebrate mortality on roads at Saguaro National Park, Arizona. *Human-Wildlife Interactions*. 4(2): 283-292.

- Gibson, L., Mychajliw, A., Leon, Y., Rupp, E. y Hadly, E. 2019. Using the past to contextualize anthropogenic impacts on the present and future distribution of an endemic Caribbean mammal. *Conservation Biology*, 33(3):500-510.
- Glista, D., DeVault, T. y DeWoody, J. 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning*, 91:1-7.
- González-Gallina, A. y Benítez-Badillo, G. 2013. Road ecology studies for Mexico: a review. *Oecologia Australis*, 17 (1):175-190.
- González-Gallina, A., Benítez-Badillo, G., Rojas-Soto, O. y Hidalgo-Mihart, M. 2013. The small, the forgotten and the dead: highway impact on vertebrates and its implications for mitigation strategies. *Biodiversity Conservation*, 22:325-342.
- González-Gallina, A., Benítez-Badillo, G., Hidalgo-Mihart, M., Equihua, M. y Rojas-Soto, O. 2016. Roadkills as a complementary information source for biological surveys using rodents as a model. *Journal of Mammalogy*, 97(1):145-154.
- González-Suárez, M., Zanchetta, F. y Grilo, C. 2018. Spatial and species-level predictions of road mortality risk using trait data. *Global Ecology and Biogeography*, 27:1093-1105.
- Gotelli, N. y Colwell, R. 2011. Estimating species richness. 39-54 pp. En: Magurran, A. y McGill, B. 2011. *Biological diversity, frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press. Estados Unidos. 368 p.
- Grilo, C., Borda-de-Água, L., Beja, P., Goolsby, E., Soanes, K., le Roux, A., Koroleva, E., Ferreira, F., Gagné, S., Wang, Y. González-Suárez, M. 2021. Conservation threats from roadkill in the global road network. *Global ecology and Biogeography*, 30:2200-2210.
- Gunson, K. y Zimmermann, F. 2015. Road-wildlifw mitigation planning can be improved by identifying the patterns and processes associated with wildlife-vehicle collisions. 101-pp. En: Van der Ree, R., Smith, D. y Grilo, C. 2015. *Handbook of road ecology*. John Wiley & Sons. Reino Unido. 522 p.
- Hallet, J. 2001. Habitat selection and the community matrix of a desert small-mammal fauna. *Ecology*. 63(5): 1400-1410.
- Hanson, R. y Hanson, J. 2015. Sonoran Desert natural events calendar. 27-34 pp. En: Dimmit, M., Wentworth-Comus, P. y Brewer, L. 2015. *A Natural History of the Sonoran Desert*. University of California Press. Estados Unidos. 575 p.
- Hastings, H., Barr, J. y Bateman, P. 2019. Spatial and temporal patterns of reptile roadkill in the north-west Australian tropics. *Pacific Conservation Biology*, 25:370-376.
- Helldin, J. y Petrovan, S. 2019. Effectiveness of small road tunnels and fences in reducing amphibian roadkill and barrier effects at retrofitted roads in Sweden. *PeerJ*. 7(2019): e7518.
- Herrmann, H., Pozarowski, K. y Ochoa, A. 2017. An interstate highway affects gene flow in a top reptilian predator (*Crotalus atrox*) of the Sonoran Desert. *Conservation Genetics*, 18:911-924.

- Hill, J., DeVault, T. y Belant, J. 2020. Research note: a 50-year increase in vehicle mortality of North American mammals. *Landscape and Urban Planning*, 197:103746.
- Hooper, D., Chapin, F., Ewel, J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J., Lodge, D., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A., Vandermeer, J. y Wardle, D. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1):3-35.
- Hooper, D., Adair, E., Cardinale, B., Byrnes, J., Hungate, B., Matulich, K., Gonzalez, A., Duffy, J., Gamfeldt y O'Connor, M. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*. 486(2012): 105-109.
- Huijser, M., Mosler-Berger, C., Olsson, M. y Strein, M. 2015. Wildlife warning signs and animal detection systems aimed at reducing wildlife-vehicle collisions. 198-212 pp. En: Van der Ree, R., Smith, D. y Grilo, C. 2015. *Handbook of road ecology*. John Wiley & Sons. Reino Unido. 522 p.
- IMT. 2019. Red Nacional de Caminos. Recuperado de: <https://www.gob.mx/imt/acciones-y-programas/red-nacional-de-caminos>.
- INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Hermosillo, Sonora. Recuperado de: <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=26>.
- Ingram, M. y Brusca, R. 2015. Desert storms. 45-54 pp. En: Dimmit, M., Wentworth-Comus, P. y Brewer, L. 2015. *A Natural History of the Sonoran Desert*. University of California Press. Estados Unidos. 575 p.
- Jackson, H. 2003. A field survey to investigate why nightjars frequent roads at night. *Ostrich Journal of African Ornithology*, 74:228-230.
- Jenkins, D., Ohyama, L., López-Borghesi, F., Hart, J., Bogotá-Gregory, J., Rautsaw, R., Correa, V., Guilfoyle, K., Jarvis, A., Loch, J., Mercier, K., Myers, O., Shaw, R., Volk, D. y Bard, A. 2021. Biogeography and predictors of wildlife killed on roads at peninsular Florida State Parks. *Ecology and Evolution*, 11:9049-9061.
- Jones, T., Babb, R., Hensley, F., LiWanPo, C. y Sullivan, B. 2011. Sonoran Desert snake communities at two sites: concordance and effects of increased road traffic. *Herpetological Conservation and Biology*, 6 (1):61-71.
- Kaur, H., Torma, A., Gallé-Szpisjak, N., Seat, J., Lorinczi, G., Módra, G. y Gallé, R. 2019. Road verges are important secondary habitats for grassland arthropods. *Journal of Insect Conservation*, 23:899-907.
- Khalilikhah, M. y Heaslip, K. 2017. Improvement of the performance of animal crossing warning signs. *Journal of safety research*. 62(2017): 1-12.
- Kidwell, S. 1991. The stratigraphy of shell concentrations. 211–289 pp. En: Allison, P. y Briggs, D. *Taphonomy: Releasing the Data Locked in the Fossil Record*. Plenum Press. New York. 546 p.

- Kidwell, S. 2013. Time-averaging and fidelity of modern death assemblages: building a taphonomy foundation for conservation paleobiology. *Paleontology*. 56(3):487-522.
- Knapp, C., Prince, L. y Arlington, J. 2016. Movements and nesting of the lesser Antillean iguana (*Iguana delicatissima*) from Dominica, West Indies: Implications for conservation. *Herpetological Conservation and Biology*. 11(6): 154-167.
- Kruskal, W. y Wallis, W. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*. 47(1952): 583-621.
- Lacher, T., Davidson, A., Fleming, T., Gómez-Ruiz, E., McCracken, G., Owen-Smith, N., Peres, C. y Vander, S. 2019. The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of mammalogy*. 100(3): 942-964.
- Langton, T. y Clevenger, A. 2020. Measures to reduce road impacts on amphibians and reptiles in California. Best management practices and technical guidance. Western Transportation Institute for California Department of Transportation. Estados Unidos. 127 p.
- Laurance, W. 2015. Bad roads, good roads. 10-15 pp. En: Van der Ree, R., Smith, D. y Grilo, C. 2015. *Handbook of road ecology*. John Wiley & Sons. Reino Unido. 522 p.
- Lee, E. y Croft, D. 2008. The effects of an arid-zone road on vertebrates: what are the priorities for management? 105-117 pp. En: Lunney, D., Munn, A. y Meikle, W. 2008. *Too close for comfort: contentious issues in human-wildlife encounters*. Royal Zoological Society of New South Wales. Australia. 292 p.
- Lee, E., Croft, D. y Achiron-Frumkin, T. 2015. Roads in the arid lands: Issues, challenges, and potential solutions. 382-390 pp. En: Van der Ree, R., Smith, D. y Grilo, C. 2015. *Handbook of road ecology*. John Wiley & Sons. Reino Unido. 522 p.
- Levine, B., Smith, C., Douglas, M., Davis, M., Schuett, G., Beaupre, S. y Douglas, M. 2016. Population genetics of the Copperhead at its most northeastern distribution. *Copeia*. 104(2) :448-457.
- Ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Urbano del Estado de Sonora. 2019. Boletín Oficial y Archivo del Estado, 36, Secc. I, 31 de octubre de 2019. Recuperado de: <http://boletinoficial.sonora.gob.mx/boletin/images/boletinesPdf/2019/10/2019CCIV36I.pdf>
- Liebig, P., Taylor, T. y Flessa, K. 2003. Bones on the beach: Marine mammal taphonomy of the Colorado Delta, Mexico. *Palaios*, 18(2): 168-175.
- Lima-Santos, R., Ascensão, F., Lopes-Ribeiro, M., Bager, A., Santos-Reis, M. y Aguiar, L. 2017. Assessing the consistency of hotspot and hot-moment patterns of wildlife road mortality over time. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15:56-60.
- Lin, Y., Anthony, J., Lin, W., Lien, W., Petway, J. y Lin, T. 2019. Spatiotemporal identification of roadkill probability and systematic conservation planning. *Landscape Ecology*, 34:717-735.

- Louys, J. 2012. Paleontology in ecology and conservation. Springer earth system sciences. Berlin. 274 p.
- Lynch, D. 2016. Living on the edge: enhanced roadside growth of creosote bush (*Larrea tridentata*). Desert Symposium, Desert Studies Center. 2016 :236-238.
- Mace, G., Norris, K. y Fitter, A. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. Trends in ecology and evolution. 27 (1):19-26.
- Magurran, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell publishing. Oxford. 266 p.
- Manteca-Rodríguez, M., Félix-Burrueal, R., Aguilar-Morales, C., Bravo, J., Traphagen, M. y Larios, E. 2021. Wildlife Use of Drainage Structures Under 2 Sections of Federal Highway 2 in the Sky Island Region of Northeastern Sonora, Mexico. Air, Soil and Water Research, 14:1-9.
- Mayer, M., Coleman, J., Elmeros, M. y Sunde, P. 2021. Understanding spatio-temporal patterns of vehicle collisions to improve roadkill mitigation. Journal of environmental management. 295 (2021): 113148.
- Mccardle, L. y Fontenot, C. 2016. The influence of thermal biology on road mortality risk in snakes. Journal of Thermal Biology, 56:39-49.
- McGuire, T., Clevenger, A., Robert, A., Callahan, R., Jacobson, S., Brocki, M. 2021. Innovative strategies to reduce the costs of effective wildlife overpasses. General Technical Report PSW-GTR-267. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. Estados Unidos. 30 p.
- Miller, J. 2011. Ghosts of Yellowstone: Multi- decadal histories of wildlife populations captured by bones on a modern landscape. PLoS ONE, 6(3): e18057.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being. Recuperado de: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>.
- Meijer, J., Huijbregts, M., Schotten, K. y Schipper, A. 2018. Global patterns of current and future road infrastructure. Environmental Research Letters. 13(2018): 064006.
- Molina-Freaner, F. y Van Devender, T. 2010. Diversidad biológica de Sonora. UNAM. México. 500 p.
- Monge-Najera, J. 2018. Roadkills in tropical ecosystems: a review with recommendations for mitigation and for new research. Revista de Biología Tropical, 66(2): 722-738.
- Morelle, K., Lehaire, F. y Lejeune, P. 2013. Spatio-temporal patterns of wildlife-vehicle collisions in a region with a high-density road network. Nature Conservation, 5:53-73.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA. España. 84 p.
- NOAA. 2021. ENSO: Cold & warm episodes by season. Recuperado de: https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php.

- Oksanen, J., Guillaume, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P., O'Hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E. y Wagner, H. 2020. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Organización Meteorológica Mundial (OMM). 2014. El Niño/Oscilación del Sur. Recuperado de: https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=7889.
- Organización de las Naciones Unidas (ONU). 2019. Objetivo 15: Vida de ecosistemas terrestres. Recuperado de: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/biodiversity/>.
- Pacheco, N. 2010. Mortalidad de serpientes en carreteras del Desierto de Sonora. Tesis Profesional. Universidad de Sonora. Sonora, México.
- Paltridge, R. y Southgate, R. 2001. The effect of hábitat type and seasonal conditions on fauna in two áreas of the Tanami Desert. *Wildlife research*. 28(3): 247-260.
- Peterson, A.T., Martínez-Meyer, E. y González-Salazar, C. 2004. Reconstructing the Pleistocene geography of the *Aphelocoma* jays (Corvidae). *Diversity Distrib.* 10:237-246.
- Pielou, E. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*. 13(1966): 131-144.
- Pineda, E. y Moreno, C. 2015. Evaluación de la diversidad de especies en ensamblajes de vertebrados: un primer acercamiento midiendo y comparando la riqueza de especies. 115-133pp. En: Gallina, S. 2015. *Manual de técnicas del estudio de la fauna*. Instituto de Ecología, A.C. México.
- Pinto, F., Clevenger, A., y Grilo, C. 2020. Effects of roads on terrestrial vertebrate species in Latin America. *Environmental Impact Assessment Review*, 81:106337.
- Polaco, O. y Guzmán, A. 1993. Mortalidad anual de mamíferos en una carretera al sur de Nuevo León. 395-408 pp. En: *Avances en el estudio de mamíferos de Mexico*. Asociación Mexicana de Mastozoología. México. 463 p.
- Puc, J., Delgado, T., Mendoza, E. Suazo, I. 2013. Las carreteras como una fuente de mortalidad de fauna silvestre en México. *CONABIO. Biodiversitas*, 111:12-16.
- R Core Team (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reichman, O. y Van De Graaff, K. 1973. Seasonal activity and reproductive patterns of five species of Sonoran desert rodents. *The American Midland Naturalist*. 90(1):118-126.
- Renzi, M., Martinell, J. y Reguant, S. 1975. Bioestatigrafía, tafonomía y paleoecología. *Acta Geología Hispánica*. 2:80-86.
- Rytwinski, T. y Fahrig, L. 2012. Do species life history traits explain population response to roads? A meta-analysis. *Biological conservation*. 147 (2012): 87-98.

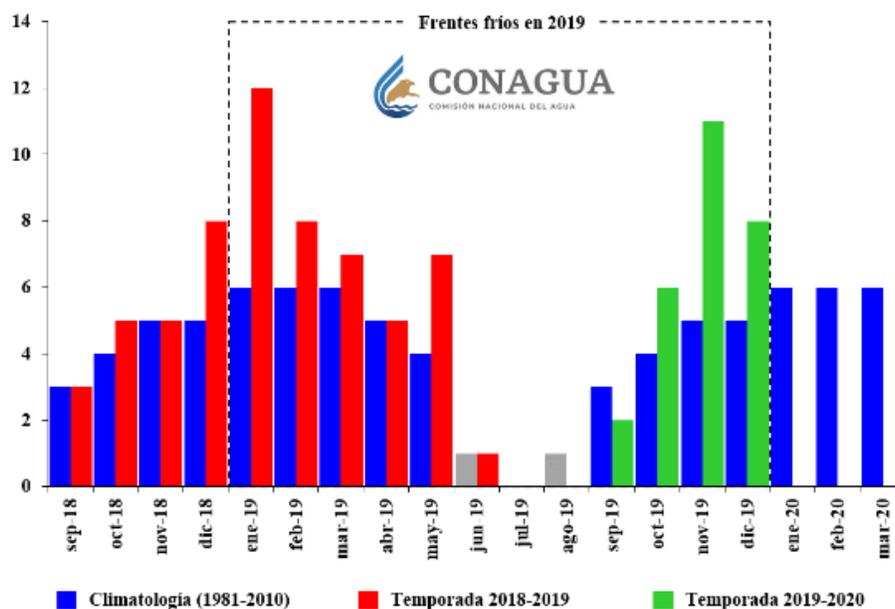
- Rytwinski, T., Soanes, K., Jaeger, J., Fahrig, L., Findlay, C., Houlihan, J., Van der Ree, R. y Van der Grift, E. 2016. How effective is road mitigation at reducing road-kill? A meta-analysis. *Plos ONE*. 11(11): e0166941.
- Rogozin, A., Isakova, I. y Snit'ko, L. 2017. Retrospective of diatom diversity dynamics in thanatocenoses under climate change. *Inland Water Biology*, 10(2):153-157.
- Rosa, S. y Bissonette, J. 2007. Roads and desert small mammal communities: positive interaction? UC Davis: Road Ecology Center. Recuperado de: <https://escholarship.org/uc/item/2xb388w7>
- Rosen, P. y Lowe, C. 1994. Highway mortality of snakes in the Sonoran Deserto of southern Arizona. *Biological Conservation*, 68:143-148.
- Rotholz, E. y Mandelik, Y. 2013. Roadside hábitats: effects on diversity and composition of plant, arthropod, and small mammal communities. *Biodiversity Conservation*, 22:1017-1031.
- Ruiz-Capilla, P. Mata, C. y Malo, J. 2015. How many rodents die on the road? Biological and methodological implications from a small mammals' roadkill assessment on a Spanish motorway. *Ecological Restoration*, 30:417-427.
- Santa Rosa-Del Río, M., Ávila, G., Téllez-Duarte, M., Gonzalez-Yajimovich, O. y Cupul, L. 2011. Distribución y abundancia de tanatocenosis de foraminíferos bentónicos submareales en el delta del río Colorado. *Boletín de la sociedad geológica Mexicana*, 63(3):445-458.
- Schwartz, A., Shilling, F. y Perkins, S. 2020. The value of monitoring wildlife roadkill. *European Journal of Wildlife Research*, 66:18.
- Secco, H., Alves da Rosa, C. y Rodrigues, P. 2018. Biodiversity crisis on Brazilian roads. *Biodiversity*, 19:3-4.
- Secretaría de Comunicaciones y Transporte (SCT). 2020. Manual de diseño de pasos para fauna silvestre en carreteras. Dirección General de Servicios Técnicos de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes. México. 353 p.
- SEINet. 2020. Dynamic flora. <https://swbiodiversity.org/seinet/checklists/dynamicmap.php?interface=key>
- Shannon, C. y Weaver, W. 1948. The mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*. 27(3): 379-423.
- Shapiro, S. y Wilk, M. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*. 52 (1965): 591-611.
- Shepard, D., Kuhns, A., Dreslik, M. y Phillips, C. 2008. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation*. 11(4): 288-296.
- Shillington, C. 2020. Physiological ecology of tarantulas: thermoregulation, metabolism, and performance traits. 297-318 pp. En: *New world tarantulas*. *Zoological Monographs*.

- SIDUR. 2017. Programa sectorial de infraestructura y desarrollo urbano sustentables. Sonora y ciudades con calidad de vida. Recuperado de: <http://estrategia.sonora.gob.mx/images/PSEEG/NormatividadPMP/Sectoriales/PS-SIDUR-16-21-SON.pdf>.
- Simmons, J. M., P. Sunnucks, A. C. Taylor, y R. van der Ree. 2010. Beyond roadkill, radiotracking, recapture and FST—a review of some genetic methods to improve understanding of the influence of roads on wildlife. *Ecology and Society*, 15 (1):9.
- Simon, J. 2012. Effects of Off-road vehicles on rodents in the sonoran desert. Tesis maestría. Arizona State University. Arizona. Estados Unidos.
- Smith, D. y van der Ree, R. 2015. Field methods to evaluate the impacts of roads on wildlife. 82-95 pp. En: *Handbook of road ecology*. John Wiley & Sons. Reino Unido. 522 p.
- Taylor, B. y Goldingay, R. 2010. Roads and wildlife: Impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife restoration*. 37(2010):320-331.
- Terry, R. 2010. On raptors and rodents: testing the ecological fidelity and spatiotemporal resolution of cave death assemblages. *Paleobiology*, 36(1):137-160.
- Van der Grift, E., Van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlahan, J., Jaeger, J., Klar, N., Madriñan, L. y Olson, L. 2013. Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and conservation*. 22(2013): 425-448.
- Van der Ree, R., Jaeger, J., van der Grift, E. y Clevenger, A. 2011. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving forward larger scales. *Ecology and Society*, 16(1):48.
- Van der Ree, R., Jaeger, J., Rytwinski, T. y van der Grift, E. 2015. Good science and experimentation are needed in road ecology. 71-81 pp. En: *Handbook of road ecology*. John Wiley & Sons. Reino Unido. 522 p.
- Van der Ree, R., Smith, D. y Grilo, C. 2015. The ecological effects of linear infrastructure and traffic: Challenges and opportunities of rapid global growth. En: *Handbook of road ecology*. John Wiley & Sons. Reino Unido. 522 p.
- Veech, J. 2018. Measuring biodiversity. 287-295pp. En: *Encyclopedia of the Anthropocene*. Elsevier. Estados Unidos. 476 p.
- Walsberg, G. 2000. Small mammals in hot deserts: some generalizations revisited. *BioScience*, 50(2):109-120.
- Webber, M., Jezkova, T. y Rodriguez-Robles. 2016. Feeding ecology of sidewinder rattlesnakes, *Crotalus cerastes* (Viperidae). *Herpetologica*. 72(4): 324-330.
- Whitford, W. 1976. Temporal fluctuations in density and diversity of desert rodent populations. *Journal of mammalogy*. 57(2): 351-369.
- Whitford, W. y Duval, B. 2002. Adaptations. 135-171 pp. En: Whitford, W. y Duval, B. 2002. *Ecology of desert systems*. Elsevier. Estados Unidos. 343 p.

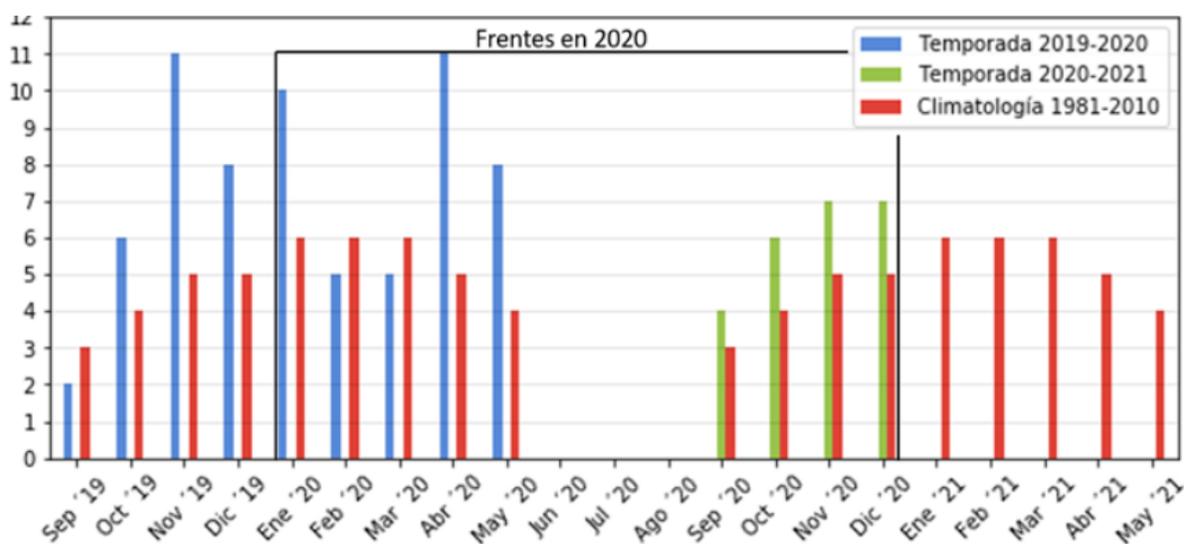
Worm, B. y Duffy, E. 2005. Biodiversity, productivity and stability in real food webs. *Trends in ecology and evolution*. 18(12): 628-632.

Zeileis, A. y Hothorn, T. 2002. Diagnostic checking in regression relationships. *R news*, 2(3):7-10.

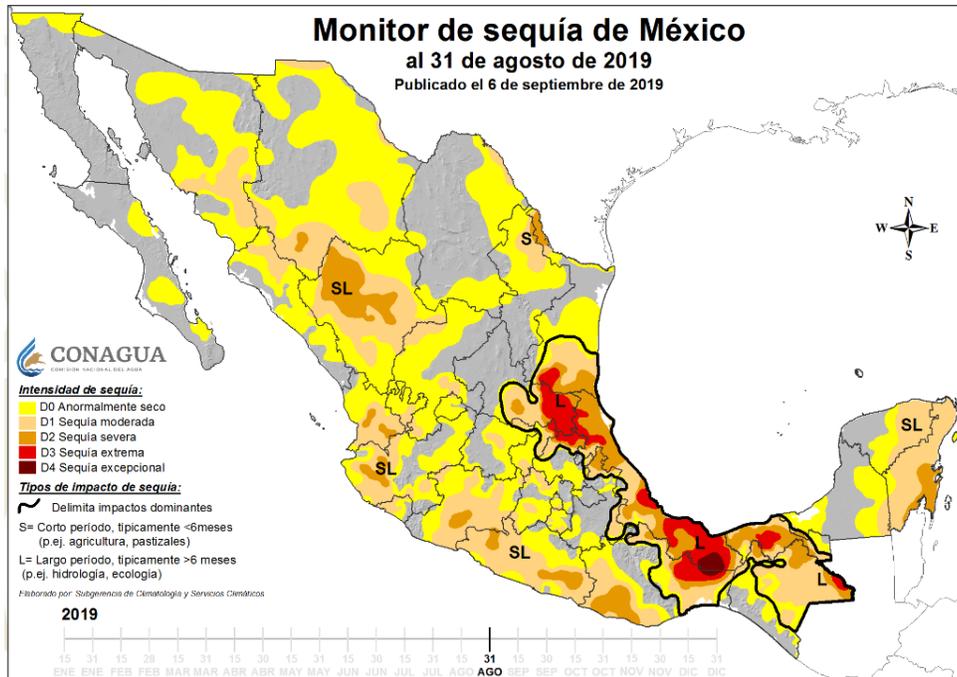
X. APÉNDICE



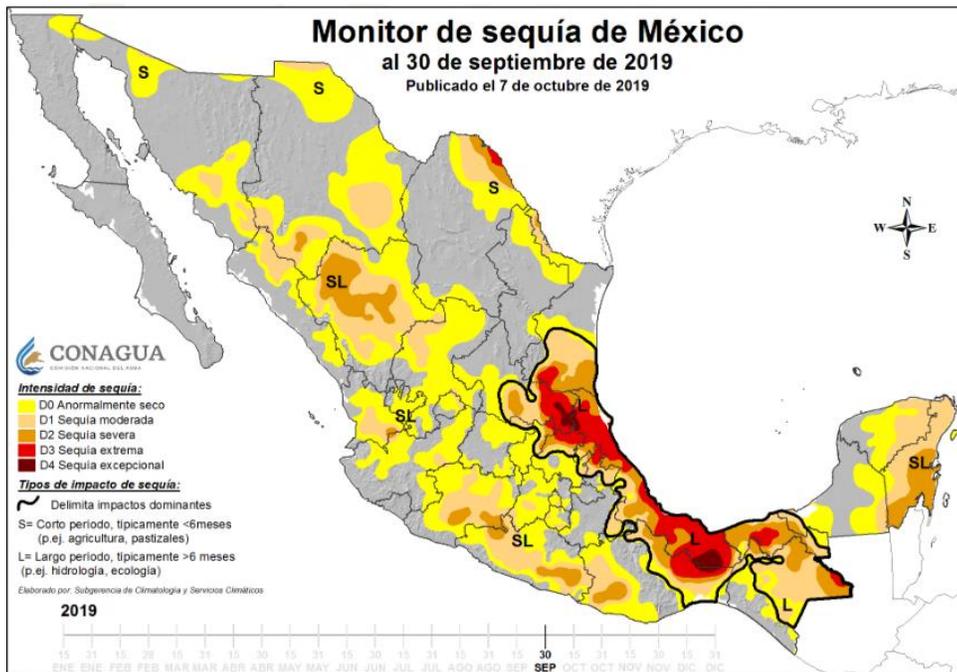
Apéndice A. Número de frentes fríos en el año 2019 y climatología 1981-2010 en México. Tomado de Reporte del Clima en México 2019. Tomado de CONAGUA 2020.



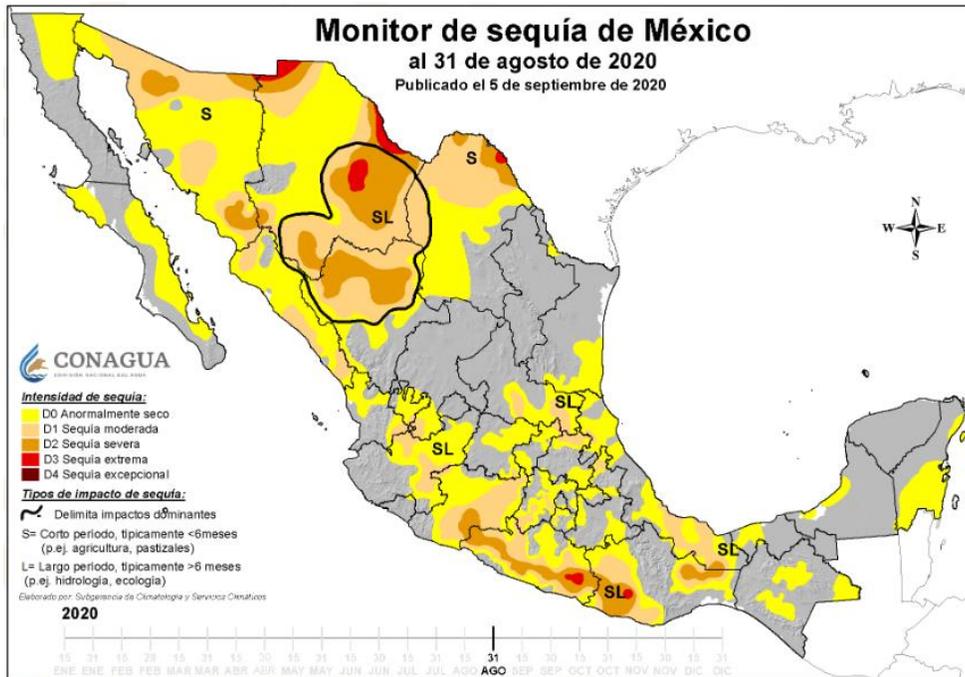
Apéndice B. Número de frentes fríos en el año 2020 y climatología 1981-2010 en México. Tomado de Reporte del Clima en México 2020. Tomado de CONAGUA 2020.



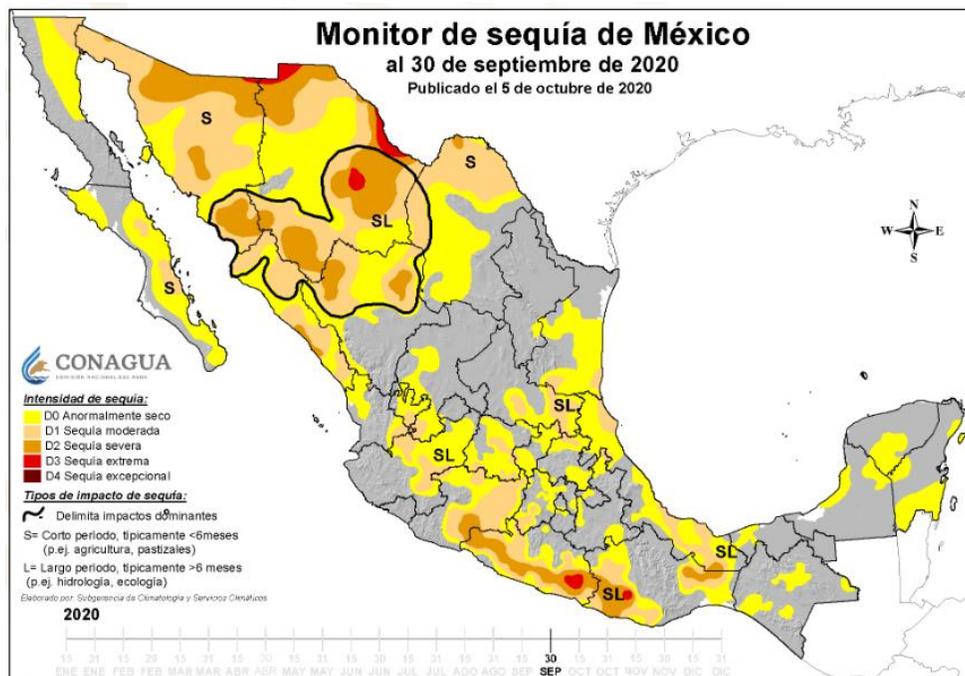
Apéndice C. Intensidad de sequía de los estados de México en agosto de 2019. Tomado de Monitor de Sequía de México CONAGUA-SMN 2019.



Apéndice D. Intensidad de sequía de los estados de México en septiembre de 2019. Tomado de Monitor de Sequía de México CONAGUA-SMN 2019.



Apéndice E. Intensidad de sequía de los estados de México en agosto de 2020. Tomado de Monitor de Sequía de México CONAGUA-SMN 2020.



Apéndice F. Intensidad de sequía de los estados de México en septiembre de 2020. Tomado de Monitor de Sequía de México CONAGUA-SMN 2020.

Apéndice G. Magnitud de eventos de precipitación (mm) de los días de Junio a Octubre de 2019 y 2020 con el número de eventos total de cada mes.

Día del mes	Precipitación (mm) por mes de 2019 y 2020									
	Jun-19	Jul-19	Ago-19	Sep-19	Oct-19	Jun-20	Jul-20	Ago-20	Sep-20	Oct-20
D1	0	0	0	0	0	0	0	-	2	0
D2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D3	0	0	0	2.4	0	0	0	0	0	0
D4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D5	0	9.8	0	1.3	0	0	0	0	0	0
D6	0	0	0	1.9	0	0	0	0	0	0
D7	0	0	0	5.8	0	0	0	0	0	0
D8	0	0	26.8	0	0	0	0	0	0	0
D9	0	0	14.2	0	0	0	1.3	-	0	0
D10	0	0	0	25.9	0	0	0	0	0	0
D11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D12	0	2.4	0	0	0	0	0	0	0	0
D13	0	4.5	0	9.6	0.01	0	0	0	0	0
D14	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
D15	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0
D16	0	26.9	0	13	0	0	14	1	0	0
D17	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0
D18	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0
D19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D20	0	0	0	0	0	0	0	0	2.5	0
D21	0	0.8	0	25.3	0	0	2.3	0	0	0
D22	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0
D23	0	35.2	6.2	0	0	0	4.3	0	0	0
D24	0	3.1	0	15	0	0	0	0	0	0
D25	0	0	0	47.9	0	0	-	0	0	0
D26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D27	0	0.3	0	0	0	-	0	0	0	0
D28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D29	0	0	0	0	0	0	5	9	0	0
D30	0	4.1	10.2	0	0	0	0	2	0	0
D31	-	0	9.6	-	0	-	2.7	1	-	0
No. Eventos total	0	9	6	10	2	0	7	4	2	0

Apéndice H. Presencia y ausencia de especies en los años de estudio 2019 y 2020.

	2019	2020
Especie		
Chotacabras y tapacaminos (Caprimulgidae)	Presente	Presente
Lechuza (<i>Tyto alba</i>)	Presente	Presente
Zopilote aura (<i>Cathartes aura</i>)	Presente	Presente
Paloma	Presente	Ausente
Ave diurna 1(gorrión)	Ausente	Presente
Búho cornudo (<i>Bubo virginianus</i>)	Ausente	Presente
Correcaminos norteño (<i>Geococcyx californianus</i>)	Ausente	Presente
Ave diurna 2	Ausente	Presente
Ave diurna 3	Ausente	Presente
Ratón abazones (<i>Chaetodipus penicillatus</i>)	Presente	Presente
Rata canguro mexicana (<i>Dipodomys merriami</i>)	Presente	Presente
Rata canguro cola blanca (<i>D. Spectabilis</i>)	Presente	Presente
Rata (<i>Neotoma sp.</i>)	Presente	Presente
Conejo (<i>Sylvilagus audubonii</i>)	Presente	Presente
Gato montés (<i>Lynx rufus</i>)	Presente	Presente
Liebre (<i>Lepus alleni</i>)	Presente	Presente
Zorrillo (<i>Mephitis macroura</i>)	Presente	Presente
Venado (<i>Odocoileus hermonius</i>)	Presente	Presente
Zorra gris (<i>Urocyon cinereoargenteus</i>)	Presente	Presente
Zorrita del desierto (<i>Vulpes macrotis</i>)	Presente	Ausente
Tejón (<i>Taxidea taxus</i>)	Presente	Presente
Mapache (<i>Procyon lotor</i>)	Presente	Ausente
Coyote (<i>Canis latrans</i>)	Presente	Presente
Murciélago	Presente	Presente
Pecari (<i>Pecari tajacu</i>)	Ausente	Presente
Cascabel de diamantes (<i>Crotalus atrox</i>)	Presente	Presente
Cascabel tigre (<i>Crotalus tigris</i>)	Presente	Presente
Cascabel cola negra (<i>Crotalus molossus</i>)	Presente	Presente
Cascabel cuernitos (<i>Crotalus cerastes</i>)	Presente	Ausente
Cascabel del Mohave (<i>Crotalus scutulatus</i>)	Ausente	Presente
Camaleón (<i>Phrynosoma sp.</i>)	Presente	Presente
Falsa coralillo (<i>Rhinocheilus lecontei</i>)	Presente	Presente
Monstruo gila (<i>Heloderma suspectum</i>)	Presente	Presente
Culebra nocturna (<i>Hypsiglena chlorophaea</i>)	Presente	Ausente
Culebra topera (<i>Pituophis catenifer</i>)	Ausente	Presente
Chicotera (<i>Masticophis flagellum</i>)	Presente	Presente
Gecko (<i>Coleonyx variegatus</i>)	Presente	Ausente
Ilamacoa de Sonora (<i>Trimorphodon lambda</i>)	Ausente	Presente
Coralillo (<i>Micruroides euryxanthus</i>)	Presente	Ausente
Culebra (<i>Hypsiglena sp.</i>)	Presente	Ausente
Iguana	Presente	Ausente
Culebra	Presente	Ausente

Lagartija	Presente	Ausente
Milpies desierto (<i>Orthoporus ornatus</i>)	Presente	Presente
Tarántula rubia mexicana (<i>Aphonopelma chalcodes</i>)	Presente	Presente
Araña lobo (<i>Lycosa deserta</i>)	Presente	Ausente
Alacrán gigante del desierto (<i>Hadrurus arizonensis</i>)	Presente	Presente
Torito (<i>Derobrachus geminatus</i>)	Presente	Ausente
Matavenados (<i>Eremobates sp.</i>)	Presente	Presente
Avispa (<i>Pepsis sp.</i>)	Presente	Ausente
Ciempiés (<i>Scolopendra heros</i>)	Presente	Ausente
Pinacate (<i>Eleodes armata</i>)	Presente	Ausente
