

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



TRANSFORMACIÓN DEL HÁBITAT Y SU IMPACTO EN LAS POBLACIONES

DE LA LAGARTIJA DE ARENA DE COAHUILA *Uma exsul*

(Schmidt y Bogert, 1947)

POR

Biol. HÉCTOR ALEJANDRO VARGAS RAMÍREZ

COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE

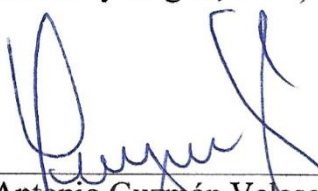
MAESTRÍA EN CONSERVACIÓN, FAUNA SILVESTRE

Y SUSTENTABILIDAD

2025

TRANSFORMACIÓN DEL HÁBITAT Y SU IMPACTO EN LAS POBLACIONES
DE LA LAGARTIJA DE ARENA DE COAHUILA *Uma exsul*

(Schmidt y Bogert, 1947)



Dr. Antonio Guzmán Velasco
Presidente



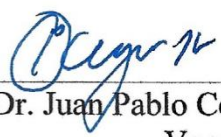
Dr. Juan Antonio García Salas
Secretario



Dra. Susana Favela Lara
Vocal



Dra. Irene Ruvalcaba Ortega
Vocal



Dr. Juan Pablo Ceyca Contreras
Vocal



Dra. Katiushka Arévalo Niño
Subdirectora de Posgrado



SUBDIRECCIÓN
DE POSGRADO

TRANSFORMACIÓN DEL HÁBITAT Y SU IMPACTO EN LAS POBLACIONES
DE LA LAGARTIJA DE ARENA DE COAHUILA *Uma exsul*
(Schmidt y Bogert, 1947)

Dirección de Tesis



Dr. Antonio Guzmán Velasco
Director



Dr. Alejandro Carbajal Saucedo
Director Externo

DERECHOS RESERVADOS©PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta Tesis está protegido, el uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material contenido que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde se obtuvo mencionando al autor o autores.

Financiamiento

Este trabajo fue financiado en su totalidad por la compañía ENEL GREEN POWER México S. de R.L. de C.V. en conjunto con el Parque Villanueva Solar S.A. de C.V. y el Laboratorio de Biología de la Conservación y Desarrollo Sostenible de la Facultad de Ciencias Biológicas, UANL.

Agradecimientos

Al Dr. Alejandro Carbajal Saucedo por su apoyo y confianza durante los años tanto de carrera profesional como de maestría. Su enseñanza fue fundamental en el enfoque de este proyecto, por lo que agradezco el tiempo que estuve bajo su tutela durante esta etapa de mi formación.

A la Dra. Irene Ruvalcaba Ortega por su disposición e interés en formar parte del comité de esta tesis y su orientación en el desarrollo de este proyecto.

Al Dr. Antonio Guzmán Velasco por habernos brindado la oportunidad de participar en un proyecto tan grande como lo fue el monitoreo en Viesca.

A la Dra. Luz Adriana Pérez Solano por su paciencia y tiempo dedicado al desarrollo de nuestra capacidad para abordar una cuestión en la que muchos flaqueamos, como los es la estadística.

Al Dr. Diego Arenas Moreno por haber brindado la oportunidad de contribuir al conocimiento herpetológico más allá de mi zona de origen.

A la Dra. Susana Favela Lara le agradezco por su trato tan ameno y atención hacia quienes hemos hecho nuestra maestría.

Al Dr. David Lazcano Villarreal por su consejo, amistad y tutela, incluso más allá del ámbito académico.

Al Dr. Juan Antonio García Salas y al Dr. Juan Pablo Ceyca Contreras por su dedicación a nuestro aprendizaje durante la maestría.

A la Dra. Angelina Ruiz Sánchez por su atención y tiempo dedicado en apoyar las primeras etapas del desarrollo de este proyecto.

A Eric Centenero Alcalá y a Henry Fahd Carmona por sus enseñanzas y sus buenos consejos durante el trabajo de campo.

A la M.C. Alejandra Elizabeth Arreola Triana por su disposición para ayudar a asegurar la integridad de este trabajo de tesis.

Al Dr. Denny Fernández Deviso Gamez por proporcionar información sumamente valiosa que contribuyó a la realización de esta tesis.

A la compañía Enel Green Power de México y a todo el personal activo del Parque Solar de Viesca por su total disposición y colaboración durante el desarrollo de este proyecto.

A los pobladores del Villa de Bilbao por su cooperación y esmero en la protección de la biodiversidad en las Dunas, es de reconocer su nivel de compromiso en el cuidado de las especies en su localidad.

A los miembros del Departamento de Conservación de la Facultad de Ciencias Biológicas por su contribución en las últimas etapas de este proyecto.

A mis compañeros de maestría por su amistad y buenos momentos durante nuestra formación.

Dedicatoria

Dedico este trabajo a la memoria del Dr. David Lazcano Villarreal (1952-2025). Fue un mentor, un colega y sobre todo un valioso amigo en el que pude encontrar la inspiración para seguir adelante en la búsqueda del conocimiento herpetológico.

Lo conocí al comienzo de mi formación profesional, por lo que le estaré eternamente agradecido por haberme recibido en su laboratorio y haberme guiado en momentos clave de mi formación profesional y personal.

Atesoraré cada momento en el que trabajamos y convivimos, pero que ahora permanecen en mi memoria, y que espero puedan inspirar a otros que comiencen en el camino de la investigación de manera profesional.

Nunca olvidaré el impacto que tuvo en mi vida y en la de muchos otros colegas, por lo que su legado prevalecerá en la eternidad.

Contenido

Agradecimientos	i
Dedicatoria.....	iv
ÍNDICE DE TABLAS	vii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	viii
RESUMEN.....	x
ABSTRACT	xi
1. Introducción.....	1
2. Antecedentes	3
2.1 El Desierto Chihuahuense	3
2.2 <i>Uma exsul</i> : ecología y requerimientos del hábitat.....	4
2.3 Vulnerabilidad de las especies endémicas y amenazas hacia <i>Uma exsul</i>	6
2.4 Energías limpias y la transformación de los hábitats	9
2.5 Áreas protegidas como herramienta de conservación	10
2.6 Efectos de la transformación del hábitat sobre la biodiversidad.....	11
3. Justificación	13
4. Hipótesis.....	14
4.1 Predicciones	14
5. Objetivos	15
5.1 Objetivo general	15
5.2 Objetivos específicos	15
6. Material y métodos.....	16
6.1 Sitios de estudio	16
6.2 Trabajo de campo.....	19
6.3 Análisis de datos	21
6.3.1 Densidad y abundancia poblacional.....	21
6.3.2 Influencia de la temporada/sitios en la estructura poblacional	25
6.3.3 Diferencias morfométricas entre las poblaciones	25
6.3.4 Influencia de las variables en la morfometría de las poblaciones.	25
6.3.5 Influencia de la temporada/sitio en la actividad diaria	26

7. Resultados	27
7.1 Densidad y abundancia poblacional	27
7.2 Estructura poblacional	29
7.2.1 Proporción de sexos	29
7.2.2 Estructura de edades	33
7.2.3 Influencia de la temporada/sitios en la estructura poblacional	36
7.3 Captura de individuos	40
7.3.1 Estructura de sexo y edad	40
7.3.2 Morfometría	41
7.3.3 Diferencias morfométricas entre las poblaciones	46
7.3.4 Influencia de las variables en la morfometría de las poblaciones ..	49
7.4 Actividad diaria	53
7.4.1 Actividad en los sitios	53
7.4.2 Actividad por temporada	54
7.4.3 Influencia de la temporada/sitio en la actividad diaria	56
8. Discusión	59
8.1 Densidad poblacional y abundancia	59
8.2 Estructura poblacional	62
8.3 Diferencias morfométricas	65
8.4 Actividad diaria	67
9. Conclusiones	70
10. Perspectivas	71
Anexos	72
Literatura citada	99

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Densidad poblacional estimada en el Parque Solar y el Área Natural de Bilbao de los monitoreos de verano, otoño e invierno. D inds/km ² (IC 95%) (Densidad en individuos por kilómetro cuadrado con intervalo de confianza al 95%), N (Abundancia), Estd (Error estándar).	27
Tabla 2. Total de individuos observados de ambas poblaciones.	29
Tabla 3. Total de individuos y proporción por sexo observados en el Parque Solar en cada temporada.	31
Tabla 4: Total de individuos y proporción de los sexos en el Área Natural de Bilbao en cada temporada.	32
Tabla 5. Conteo total de los individuos por edad en ambos sitios	33
Tabla 6. Conteo total de los individuos por edad en los sitios de cada temporada	34
Tabla 7: Proporción de individuos por sexo/edad en los sitios.	40
Tabla 8: Morfometría por sexo y edad de los individuos colectados en los sitios.	42
Tabla 9. Morfometría por sexo y edad de los individuos colectados en los sitios	43
Tabla 10: Morfometría de los individuos colectados sin sexo determinado.	44
Tabla 11. Promedios y desviación estándar de las medidas corporales de los individuos colectados de cada temporada en los sitios	45
Tabla 12: Tamaño del efecto de las variables sexo/sitio en la prueba ANOVA de dos vías. η^2 (tamaño del efecto en la variabilidad total), η^2_p (tamaño del efecto en la variabilidad parcial), η^2 (%) (variabilidad total expresada en porcentaje), η^2_p (%) (variabilidad parcial expresada en porcentaje).	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ejemplar de <i>Uma exsul</i> (Fotografía de Eric Centenero Alcalá).	5
Figura 2: Delimitación de los sitios de estudio. Parque solar (Azul) y el Área Natural Protegida Voluntaria Dunas de Bilbao (Rojo).	16
Figura 3: Gobernadora (<i>Larrea tridentata</i>), parte del matorral desértico micrófilo. ...	17
Figura 4: Paneles solares en el Complejo Parque Villanueva Solar.	18
Figura 5: Dunas y vegetación de Bilbao.	18
Figura 6: Ubicación de los transectos recorridos en el Parque Solar.	19
Figura 7: Ubicación de los transectos recorridos en el área de las dunas en el Área Natural de Bilbao.	20
Figura 8: Superficie de muestreo en los sitios.	24
Figura 9: Densidad poblacional estimada en los sitios (a) y abundancia estimada (b).	28
Figura 10: Porcentaje de individuos por categoría de sexo/edad en los sitios.	36
Figura 11: Frecuencia de observación de los sexos. Observaciones por sitios (a) y por temporada (b).	37
Figura 12: Frecuencia de observación de las edades. Observaciones por sitio (a) y por temporada (b).	39
Figura 13: Comparación de las medidas de Longitud hocico-cloaca de los individuos en sus categorías de sexo/edad.	46
Figura 14: Comparación de longitud total de los individuos por categorías de sexo/edad.	47
Figura 15: Comparación de peso de los individuos por categorías de sexo/edad.	48
Figura 16: Comparación de medidas morfométricas de las crías de los sitios.	49
Figura 17: Comparativa de las medidas morfométricas de las variables sexo/sitio de ambas poblaciones.	50
Figura 18: Total de individuos activos por horario en los sitios.	53
Figura 19: Individuos activos por temporada/horario en el Parque Solar.	54
Figura 20: Individuos activos por temporada/horario en el Área Natural de Bilbao.	55
Figura 21: Número de individuos activos por temporada/horario en los sitios.	56

Figura 22: Frecuencia de individuos activos por sitio.	57
Figura 23: Frecuencia de individuos activos por temporada.	58

RESUMEN

La lagartija de arena de Coahuila (*Uma exsul*) es una especie endémica del suroeste del estado de Coahuila, encontrándose actualmente amenazada por la modificación de su entorno; ya que su distribución se encuentra restringida en una zona con una importante actividad agrícola. A la modificación del hábitat de *U. exsul* se han sumado las energías limpias, debido a que el potencial de captación solar donde esta especie se distribuye ha atraído a la instalación de parques fotovoltaicos, incorporándose a las actividades que amenazan a las poblaciones de esta especie. Para conocer el impacto por el cambio del uso de suelo, se realizó una serie de monitoreos dentro de las instalaciones de un Parque Solar y dentro del Área Natural de Bilbao, en donde, durante el trabajo de campo, se realizó un muestreo de distancias para la estimación de densidad dentro de los sitios y la captura de individuos mediante lazo para la obtención de medidas morfométricas que se utilizaron para la comparación entre individuos de ambos sitios. Esto se realizó desde la primavera de 2023 hasta primavera de 2024. Se observó a un total de 482 ejemplares en el parque solar y 207 en Bilbao, con mayor actividad durante la jornada matutina. Se estimó la densidad poblacional más alta en el Área Natural de Bilbao que el parque solar. Se capturó un total de 97 individuos entre ambos sitios (40 en el Parque Solar y 57 en el Área Natural de Bilbao). Se determinó una relación significativa entre las variables sitio/temporadas en la estructura de edad de las poblaciones, así como en su actividad diaria. Los individuos de Bilbao alcanzaron mayores medidas de longitud y peso; aunque sin diferencias significativas en su morfometría. Se encontró una influencia de los factores del sitio y sexo en la morfometría de los individuos, siendo el factor del sexo el de mayor influencia en las medidas de longitud y peso de los individuos, con un efecto reducido del sitio.

ABSTRACT

The Coahuila sand lizard (*Uma exsul*) is an endemic species of the southwestern region of Coahuila, currently threatened by habitat modification, as its distribution is limited to an area with significant agricultural activity. In addition to habitat alteration, clean energy development has emerged as a new threat, since the high solar capture potential in the species' range has attracted the installation of photovoltaic parks, adding to the pressures on its populations. To assess the impact of land-use change, a series of monitoring efforts were carried out within the facilities of a solar park and in the Área Natural de Bilbao. During fieldwork, distance sampling was conducted to estimate population density in each site, and individuals were captured using a noose to obtain morphometric measurements for comparison between sites. This study was conducted from spring 2023 to spring 2024. A total of 482 individuals were observed in the solar park and 207 in Bilbao, with greater activity recorded during the morning hours. Population density was estimated to be higher in the Área Natural de Bilbao than in the solar park. In total, 97 individuals were captured between both sites (40 in the solar park and 57 in Bilbao). A significant relationship was found between site/season variables and the age structure of the populations, as well as in their daily activity patterns. Individuals from Bilbao reached greater body length and weight, although no statistically significant differences in morphometry were found. Site and sex were found to influence morphometry, with sex having the strongest effect on individual length and weight, and site showing a smaller influence.

1. Introducción

El consumo de los recursos naturales por el ser humano ha propiciado un incremento en la modificación del entorno, lo que ha derivado en acciones como la agricultura y la deforestación, aunado a la intensificación de estas y de otras actividades extractivas (Manson et al., 2009; San Vicente y Lozano-Valencia, 2009; García, 2011; Navarro-Rodríguez et al., 2015). Estas acciones conducen a una disminución de la biodiversidad a nivel global por la transformación de los hábitats, abarcando procesos de fragmentación, los cuales implican la pérdida de conectividad y de calidad del hábitat original (García, 2011; Banks-Lite et al., 2020) y que pueden llevar al aislamiento y/o alteración en las interacciones de las poblaciones, lo que incrementa sus probabilidades de extinción (Navarro-Rodríguez et al., 2015).

La modificación del entorno puede darse por causas naturales, como resultado de procesos geológicos que alteran el medio ambiente y que ocurren de manera lenta en el tiempo. Por otro lado, las causas pueden ser de origen antropogénico, las cuales ocurren de manera muy rápida en la escala de tiempo (Navarro-Rodríguez, et al., 2015).

Las modificaciones de origen antropogénico y la creciente demanda de los recursos naturales han impulsado una respuesta dirigida a la sustentabilidad, por lo que se ha optado por diferentes alternativas para mitigar los impactos que involucran el cambio climático y la contaminación de los hábitats (Hernández et al., 2015). Entre estas prácticas alternativas se encuentra el aprovechamiento de energía solar, el cual conlleva diferentes impactos ambientales. La construcción e instalación de parques solares implica la remoción de vegetación, la fragmentación del hábitat, la compactación y erosión de los suelos, alteración de los microclimas, alteración del paisaje, incremento de emisiones de CO₂, decline de poblaciones nativas e invasiones de especies no nativas (Copeland et al., 2011; Lovich y Ennen, 2011; Turney y Fthenakis, 2011; Hernández et al., 2015; Rabaia et al., 2021).

Las zonas áridas en el norte del territorio nacional resultan atractivas para la instalación de parques fotovoltaicos por su potencial de captación de energía solar, lo que

las vuelve vulnerables ante la modificación antropogénica, sobre todo cuando los gobiernos no consideran los desiertos como zonas de importancia biológica por la falta de estudios ecológicos en torno a estos y al poco desarrollo de las comunidades cercanas a estos (Grotsky y Hernández, 2020).

Dentro de las zonas áridas de México, más precisamente, dentro del Desierto Chihuahuense, se encuentra a la lagartija de arena de Coahuila (*Uma exsul*), una especie endémica del suroeste de Coahuila, cuya distribución se encuentra restringida a las Dunas de Viesca (García-de la Peña y Romero-Méndez, 2012). Las dunas son acumulaciones de granos de cuarzo compuestos por dióxido de silicón (SiCO_2), y en el caso de las Dunas de Viesca, estas apenas representan el 0.026% de la superficie del Desierto Chihuahuense (Castañeda-Gaytán et al., 2008). A pesar de las condiciones de aridez, este ecosistema alberga una importante diversidad de flora y fauna adaptadas a las condiciones donde las altas temperaturas y la escasez de agua son predominantes; sin embargo, las Dunas de Viesca no están exentas del deterioro y la fragmentación, pues el desarrollo de actividades humanas implican la alteración en la formación de las dunas por la compactación de los suelos (Castañeda-Gaytán et al., 2008; Cervantes-Ramírez y Franco-González, 2010; García-de la Peña y Romero-Méndez, 2012).

En este ecosistema se ha desarrollado una importante actividad agrícola y, debido a su gran potencial de captación solar, también se ha promovido la construcción de parques fotovoltaicos (Enel Green Power, 2016). Estas actividades han contribuido significativamente a la alteración del entorno y la modificación del hábitat de esta especie, a su vez, significan una drástica modificación al ecosistema de las dunas donde al que esta especie está estrechamente asociada.

2. Antecedentes

2.1 El Desierto Chihuahuense

Es el desierto más extenso de Norteamérica, encontrándose entre la Sierra Madre Oriental y la Sierra Madre Occidental (Gatica-Colima, 2012; Zavala-Hurtado y Jiménez, 2020). Su superficie es de 507,000 km², ocupando los estados mexicanos de Chihuahua, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Nuevo León, Querétaro, San Luis Potosí, Tamaulipas y Zacatecas (Granados-Sánchez et al., 2011) y ocupa un rango altitudinal que va desde los 1000 a 2000 msnm; aunque también se encuentran zonas montañosas que sobrepasan los 3,050 msnm. En cuanto a la composición de suelos, gran parte de la región está compuesta por suelos calcáreos sobre piedra caliza, aunque las montañas pueden tener un origen ígneo y es común encontrar cuencas endorreicas conocidas como “bolsones” (Zavala-Hurtado y Jiménez, 2020).

El clima de la región es seco y se caracteriza por condiciones que pueden ser extremas, llegando a superar los 40°C durante el verano, siendo la porción sur donde las temperaturas son más cálidas y llegando -30°C en partes del noroeste del desierto en las temporadas más frías. Las precipitaciones abarcan un rango de entre los 200 mm- 300 mm por año, presentándose sobre todo en los meses de mayo a septiembre, lo que significa un régimen de lluvias durante el verano (Brown, 1982).

Dentro del Desierto Chihuahuense, la vegetación está compuesta principalmente por plantas arbustivas y sub-arbustivas, destacando el matorral desértico micrófilo compuesto por la gobernadora (*Larrea tridentata*) y el hojaseén (*Flourensia cernua*), junto el matorral desértico rosetófilo, que se caracteriza por su composición de plantas espinosas como la lechuguilla (*Agave lechuguilla*), el sotol (*Dasylirion palmeri*) y la palma (*Yucca carnerosana*). Así mismo, las cactáceas son abundantes en una asociación vegetal conocida como matorral crassicaule, en el que se encuentra una gran variedad de especies del género *Opuntia*. Dentro de las zonas planas se ubican pastizales y en las porciones bajas de las montañas se distribuye la vegetación del bosque de piñonero-encino (*Pinus cembroides*). En ciertas porciones del Desierto Chihuahuense, más precisamente, en los valles en las cimas de las montañas y laderas yace la vegetación correspondiente al bosque

de coníferas, donde se encuentran especies como *Cupressus arizonica*, *Juniperus pachyphlaca*, *Pinus arizonica*, *Pinus ayacahuite* (Granados-Sánchez et al., 2011).

En la superficie de las Dunas de Viesca son predominantes las plantas xerófilas, las cuales poseen raíces bastante largas que les permiten alcanzar los mantos freáticos, hojas modificadas como espinas o incluso la capacidad de producir sustancias ligeramente tóxicas o con sabor desagradable para los herbívoros (Castañeda-Gaytán et al., 2008). En las dunas es común encontrar arbustos perennes halófilos, entre estos el saladillo (*Suaeda nigrescens*), que forma microhábitats que favorecen a la presencia de invertebrados y vertebrados gracias a la formación de montículos alrededor de sus raíces. Otra especie característica es *L. tridentata*, que puede crecer en suelos compactados y arenosos, representando una fuente de alimento para la fauna local y refugio. Por otro lado, el mezquite (*Prosopis glandulosa*) es una de las fuentes de microhábitats más importantes de las dunas; ya que al ser un arbusto alto provee de sitios de anidamiento para las aves de la zona (Castañeda-Gaytán et al., 2008; García-de la Peña y Romero-Méndez, 2012)

2.2 *Uma exsul*: ecología y requerimientos del hábitat

Uma exsul (Figura 1) es una especie de la familia Phrynosomatidae, y es endémica del suroeste de Coahuila, encontrándose únicamente en las dunas dentro de la región de Viesca, dentro del Desierto Chihuahuense, donde aprovecha la disposición de madrigueras hechas previamente por roedores para su protección contra amenazas durante el día (Pough, 1978; Gadsden et al., 2001b; García-de la Peña y Romero-Méndez, 2012). La temporada reproductiva de este organismo se da entre los meses de marzo a julio, en la que las hembras dejan pocas nidadas de entre dos o tres huevos que eclosionan durante el verano y a comienzos de otoño, cuando ocurren las mayores precipitaciones y una mayor disposición de alimento para las crías (Gasden et al., 2006; García-de la Peña y Romero-Méndez, 2012).

Entre las características morfológicas con las que es posible reconocer a *Uma exsul* se encuentra su tamaño, el cual varía entre los sexos, llegando a más de 70 mm de longitud hocico-cloaca en el caso de los machos y 55 mm en las hembras, con un cuerpo cubierto por escamas granulares, destacando las escamas de los parpados, fosas nasales y

oídos, cuyas escamas proyectadas evitan la obstrucción de estas cavidades por la entrada de arena (García-de la Peña y Romero-Méndez, 2012).

Cuenta además con escamas alargadas y semirrígidas proyectadas hacia atrás del cuarto dedo de las extremidades posteriores (el más largo), permitiendo así una mejor sujeción a la arena, aumentando la posibilidad de alcanzar mayor velocidad de huida ante depredadores, entre los que se encuentran reptiles como la lagartija leopardo (*Gambelia wislizenii*) y la serpiente de cascabel (*Crotalus atrox*), aves como el búho llanero (*Athene cunicularia*), el cuervo (*Corvus corax*), el correcaminos (*Geococcyx californianus*) y el águila cola roja (*Buteo jamaicensis*), además de mamíferos como el coyote (*Canis latrans*) (García- de la Peña et al., 2004; Castañeda-Gaytán et al., 2008; García-de la Peña y Romero-Méndez, 2012).



Figura 1: Ejemplar de *Uma exsul* (Fotografía de Eric Centenero Alcalá).

La dieta de *U. exsul* está compuesta por artrópodos, destacando la ingesta de formícidos seguido de hemípteros, siendo los primeros el recurso alimenticio más abundante durante la primavera, verano y otoño, mientras que los hemípteros son el alimento más abundante durante el invierno y primavera (Gadsden et al., 2001a; Schulte et al., 2017). El nicho alimenticio de *U. exsul* se traslapa entre los sexos, de modo que el forrajeo de machos y hembras puede darse en los mismos microhábitats, sobre todo en

montículos donde crece *L. tridentata* y *S. nigrescens*, con un pico de forrajeo que ocurre entre las 10:00 y 13:00 hrs (Gadsden et al., 2001a).

Esta especie se puede encontrar a lo largo de los bordes de las dunas, ya sea en áreas abiertas o bajo la vegetación que se encuentra dispersa, y, al sentirse amenazada, corre a ocultarse dentro de la arena o dentro de madrigueras hechas por roedores en el suelo; aunque también se le puede encontrar inmóvil sobre la arena, camuflándose con el sustrato (Commings y Savitzky, 1973).

La actividad de *U. exsul* se desarrolla durante el día; con un comportamiento bimodal en primavera, con su primer pico de actividad entre las 09:00 y 11:00 hrs y reduciendo su actividad entre las 14:00-15:00 hrs, cuando las temperaturas son más elevadas. La actividad bimodal también se presenta en verano, con un primer pico de actividad entre las 08:00 y 12:00 hrs y el segundo pico de actividad entre las 16:00 y 18:00 hrs. En otoño la actividad cambia a un patrón unimodal, siendo más activa entre las 11:00 y 15 hrs, coincidiendo con las temperaturas más elevadas y cesando para las 18:00 hrs, en invierno, esta especie se mantiene en hibernación, emergiendo con el comienzo de la actividad reproductiva. (Gadsden et al., 2006; García-de la Peña et al., 2007 b).

El área de actividad de *U. exsul* son diferente entre los sexos, pues los machos presentan un ámbito hogareño más extenso que el de las hembras. El periodo reproductor de *U. exsul* ocurre durante la primavera (desde marzo hasta julio) donde las hembras depositan alrededor de tres huevos en pocas nidadas al año. Además, entre los sexos existe cierta territorialidad, en la que los machos son más tolerantes que las hembras, algo asociado a su ámbito hogareño más amplio (Castañeda-Gaytán, 2006; Gadsden et al., 2006; Castañeda-Gaytán et al., 2008).

2.3 Vulnerabilidad de las especies endémicas y amenazas hacia *Uma exsul*

La modificación de los diferentes entornos representa cambios a los que los individuos considerados como nativos de un sitio en específico podrían adaptarse; ya que los organismos cuentan con rangos de tolerancia fisiológica particularmente alta que les permite soportar dichos cambios en su entorno. Sin embargo, diferentes especies de lagartos no cuentan con una capacidad de tolerancia lo suficientemente alta para ajustarse

a la posible transformación de su medio natural (Gadsden et al., 2012). En particular, las especies endémicas se sitúan como aquellas con mayor vulnerabilidad ante los cambios en el entorno, ya que se trata de especies que bien pueden encontrarse distribuidas en pocas poblaciones reducidas, pobre capacidad reproductiva, o ser altamente dependientes a un recurso específico, además de verse desplazadas ante modificaciones por la competencia (Domingo-Delgado et al., 2004; Wijesinghe y Brooke, 2004; Santos y Tellería, 2006; Gurrutxaga-San Vicente y Lozano-Valencia, 2006; Isik, 2011).

Sumado a la modificación en la disposición de recursos, la vulnerabilidad de las especies endémicas aumenta ante la introducción de nuevos depredadores, en un nivel mayor que la introducción de nuevos competidores en el medio; pues esto se suma a la limitada disposición de recursos esenciales para las especies endémicas, llevando a un posible incremento en la mortalidad de las poblaciones (Pysek et al., 2017).

El principal factor de amenaza que enfrentan las poblaciones de *U. exsul* es la transformación de su hábitat, ya que, dentro de la región donde se encuentra distribuida, ocurren diferentes tipos de actividades como la agricultura y la industria las cuales ya han reducido considerablemente el área de distribución de la especie hasta en un 44% (Ballesteros-Barrera et al., 2007) e inclusive actividades recreativas han representado un factor de amenaza para la especie (Gadsden et al., 2001b).

Entre estas actividades, el tránsito de vehículos todo terreno es asociado como la principal actividad recreativa que ha repercutido en las poblaciones de *U. exsul*, pues Gadsden et al., 2001b relacionan el declive poblacional de la especie con el tránsito de vehículos en el área de las dunas en 1999, ya que mencionan que este trajo como consecuencia la destrucción de madrigueras de la especie y la huida de individuos, siendo además consecuencia de la poca supervisión de dichas actividades (Castañeda-Gaytán et al., 2008).

Del mismo modo, el desarrollo de la actividad agrícola representa un factor de transformación del área de las dunas por las labores de desmonte de vegetación, y en cuando a la actividad industrial, la extracción de arena de las dunas de forma clandestina, esto para fabricación de moldes del tipo monobloc y moldes de construcción, aunado a la

contaminación por la acumulación de residuos, lo que daña la salud del ecosistema (Castañeda-Gaytán et al., 2008).

Junto con la modificación de su entorno, *U. exsul* enfrenta estrados causados por las sequías, ya que falta de disponibilidad de recursos necesarios para sus poblaciones debido a que la producción primaria en su zona de distribución puede verse afectada por la escasez de precipitaciones, lo que disminuye las poblaciones de artrópodos que constituyen la dieta de la especie (Gadsden et al., 2001b; Ortega-Gaucin y Velasco, 2013), de modo que la poca disponibilidad de alimento podría representar un factor de riesgo para los neonatos de las poblaciones, debido a que las nidadas de *U. exsul* eclosionan durante la temporada de lluvias cuando hay una mayor abundancia de recursos alimenticios (Gadsden et al., 2001; García-de la Peña et al., 2004; Gadsden et al., 2006).

Aunado a los factores ecológicos y antrópicos antes mencionados, en estudios más recientes, se ha podido determinar la estructura genética de las poblaciones de *U. exsul*. En dichos estudios se encontró una baja variabilidad genética entre sus poblaciones, las cuales son geográficamente diferenciadas. A pesar de haber un flujo genético alto entre poblaciones cercanas, este podría sufrir la obstaculización por la fragmentación de las dunas, y, por ende, necesidad de conservar la variabilidad genética para la adaptación a futuras perturbaciones en su entorno (López-Martínez et al., 2020).

Dentro del rango de distribución de *U. exsul* se han instalado parques solares, y con ello, las consecuencias que implica el cambio de uso de suelo como la alteración en las condiciones ambientales de humedad, temperatura o cambios en la diversidad de las especies presentes en los sitios (Thomas et al., 2023).

El cambio en el paisaje por el cambio de uso de suelo tras la instalación involucró la construcción de caminos, la remoción de la vegetación y reubicación de fauna. En este proceso, se empleó maquinaria pesada (camiones, mezcladoras de cemento, grúas) junto con maquinaria para la excavación y perforación de los suelos en un proceso de remoción de hasta 10 cm del suelo e instalación de vallas perimetrales (Enel Green Power, 2016), lo que forma parte de la ya existente amenaza que representa la fragmentación del hábitat

para las poblaciones de esta especie y que ha llevado a *U. exsul* a ser catalogada como una especie “críticamente amenazada” (Ballesteros-Barrera et al., 2007).

2.4 Energías limpias y la transformación de los hábitats

El desarrollo de las energías limpias supone una gran oportunidad para el desarrollo económico y social, además, se le ha atribuido un gran potencial para la protección de los recursos naturales no renovables (Robayo-Perdomo, 2016). No obstante, el despliegue de la infraestructura destinada a la producción de energías limpias implica la destrucción y/o remoción de extensiones de cubierta vegetal, lo cual propicia a la pérdida de biodiversidad y daño a los hábitats por los procesos de construcción, que significan el uso de maquinaria pesada, y pueden comprometer la integridad de los suelos (Romero-Pereira y Sánchez-Coria, 2022; Ángeles-Barral et al., 2023).

A pesar de que la manera en la que la implementación de las energías limpias afecta a los diferentes hábitats, su estudio ha recibido poca atención, aunque es bien conocida la modificación del entorno para la construcción de caminos, edificios, líneas de transmisión, entre otras, que para su instalación pueden provocar cambios en el uso de suelo y modificar los procesos que involucran los ciclos de formación de nutrientes en áreas específicas (Jones et al., 2015; Sánchez-Zapata et al., 2016). A una escala más reducida, es posible que la instalación de tales infraestructuras (tanto de parques solares como de parques eólicos) puedan influir en las condiciones micro climáticas; debido a que estas construcciones poseen un gran potencial de intercepción de la precipitación, además de poder llevar a cambios en las temperaturas superficiales de los suelos (Sánchez-Zapata et al., 2016).

Las poblaciones silvestres pueden experimentar directamente los estragos ocasionados por el acondicionamiento del entorno para la producción de energías limpias; ya que los individuos utilizan recursos dentro de las inmediaciones de las estructuras en operación, lo que resulta en accidentes a menudo fatales para estos. Además, los individuos de diferentes especies pueden verse drásticamente expuestos a diferentes contaminantes generados por los productos utilizados para la operación y el

mantenimiento de las diferentes instalaciones tanto solares como eólicas (Jones et al., 2015).

2.5 Áreas protegidas como herramienta de conservación

Las áreas protegidas han sido reconocidas por su rol en la conservación de la biodiversidad, siendo esenciales en la continuidad de procesos ecológicos y como el reservorio de especies en peligro de extinción que, a su vez, proporcionan recursos esenciales para los pueblos aledaños y a instituciones enfocadas a la investigación científica; por lo que es de resaltar la necesidad de su preservación y restauración (Politi y Rivera, 2009; Vázquez-Torres et al., 2010). En el caso particular de México, la importancia de las áreas protegidas ha cambiado a lo largo del tiempo; ya que, originalmente, la prioridad de las áreas protegidas había sido la de conservar la belleza paisajística, pasando a priorizar la protección de especies y a promover el desarrollo sustentable de las comunidades; procurando efectos económicos y sociales positivos en comunidades menos favorecidas, sobre todo las de carácter local (Torres-Orozco et al., 2015).

Los objetivos para el establecimiento de áreas protegidas de carácter federal son variados, lo que ha llevado a su categorización, ya sea la conservación del recurso biótico a partir de su valor escénico, histórico, o cultural; sin embargo, es prioritaria la conservación de las zonas cuya diversidad es representativa de los ecosistemas de México y a su diversidad biológica (González-Ocampo et al., 2014; Íñiguez-Dávalos et al., 2014).

Al definirse el establecimiento de las áreas protegidas se plantean estrategias cuyas metas apuntan hacia la conservación mediante la realización de actividades de manera compatible con la el entorno, sobresaliendo estrategias como la zonificación, con la cual mejora la dirección de acciones destinadas al manejo, disminuye los conflictos de distribución de tierras a través del orden territorial, permite replicar estrategias de control entre zonas y facilita la comunicación al público (Sabatini et al., 2003; González-Ocampo et al., 2014; Íñiguez-Dávalos et al., 2014), esto último mejorado al lograr la cooperación entre la parte ambiental y territorial, pues al incentivar a la participación de las

comunidades es posible mejorar la difusión con fines educativos (Valdanha-Neto, 2023).

Parte del esfuerzo por la conservación también involucra el esfuerzo social, mediante las Áreas Naturales Voluntarias o Áreas destinadas voluntariamente a la conservación (ADVC), cuya propiedad puede abarcar entes privados, comunitarios y gubernamentales, y que cuentan con la participación social en el resguardo de la biodiversidad. Estas pueden ser gestionadas tanto por comunidades indígenas como por entidades privadas, y aunque el financiamiento puede correr por parte de los propietarios, se ha reconocido el financiamiento por parte de empresas y su rol en el desarrollo de estrategias en pro de la conservación (Peña-Azcona et al., 2022).

Entre las áreas naturales gestionadas de manera voluntaria se encuentran las Dunas de Bilbao. A este sitio se le ha asociado un gran valor ecológico, científico, turístico, educativo y productivo al ser clave en la retención de agua durante los periodos de lluvia y en el entendimiento sobre la interacción de diferentes poblaciones, junto con el atractivo paisajístico que ha sido aprovechado con fines turísticos y de educación ambiental, los cuales son ejercidos por los habitantes del sitio; quienes se han beneficiado de los recursos disponibles en el sitio como parte de su cultura regional (Castañeda-Gaytán et al., 2008).

2.6 Efectos de la transformación del hábitat sobre la biodiversidad

La transformación del hábitat es el resultado de las modificaciones del medio en cuanto a su estructura y configuración dentro de un paisaje a raíz de los procesos de fragmentación (García, 2011; Navarro-Rodríguez et al., 2015). A diferencia de los procesos de transformación que pueden ocurrir de manera natural a raíz de fenómenos climáticos, la transformación de los hábitats por acción antropogénica implica un punto de no retorno ante la imposibilidad de restaurar el entorno a su calidad original, lo que es una consecuencia directa de las actividades productivas que buscan satisfacer una demanda cada vez mayor de recursos para el consumo del ser humano (Mustard et al., 2004; Duarte et al., 2006; Manson et al., 2009).

Como principal consecuencia de los procesos de transformación de los hábitats se destaca la pérdida de biodiversidad (Mustard et al., 2004) y, al abarcar amplia extensión

territorial, significaría la pérdida de la biota local a corto plazo (Navarro-Rodríguez et al., 2015). Otra de las consecuencias importantes que implica la transformación de los hábitats, es la obstaculización de procesos vitales dentro de los ecosistemas y la reducción en la disponibilidad de recursos esenciales para las poblaciones, lo que significa un impacto considerable en el desarrollo de las comunidades y propicia un incremento en la mortalidad de las diferentes poblaciones que las conforman, además de facilitar cambios en las interacciones a nivel interespecífico (Debinski y Holt, 2000; Andrade-Hernández, 2014).

Tras los eventos que llevan a la transformación de los hábitats, las poblaciones son susceptibles a sufrir cambios demográficos, en los que ciertos estratos pueden verse aislados, propiciando cambios en las relaciones sociales e incluso llevar a alteraciones en su composición genética, lo que lleva al proceso de extinción local en porciones del hábitat fragmentado propiciado por el entrecruzamiento entre individuos emparentados que se encuentran sometidos al aislamiento (Debinski y Holt, 2000; Van Belle y Estrada, 2005; Navarro-Rodríguez et al., 2015).

3. Justificación

Uma exsul es una especie que se encuentra únicamente en el suroeste del estado de Coahuila, cuya categoría de protección es “En Peligro de extinción” dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010; García-de la Peña y Romero-Méndez, 2012), así como dentro de la Lista roja de la IUCN (Vázquez-Díaz et al., 2007). Esta especie enfrenta principalmente la modificación de su entorno, ya que se encuentra ubicado en un área con una gran actividad agrícola, textil e industrial, lo que afecta drásticamente su rango de distribución (Ballesteros-Barrera et al., 2007), sumado a esto, dentro del municipio de Viesca se ha presentado un particular interés hacia las energías renovables, lo que involucra a la actividad de parques eólicos y más recientemente, de los parques solares, debido al gran potencial de la zona en cuanto a la captación de luz solar y al potencial desarrollo de la comunidad (Enel Green Power, 2016), pasando a formar parte de las actividades que actualmente representan el origen de la modificación del entorno de *U. exsul*.

4. Hipótesis

Los parámetros poblacionales de *U. exsul* (densidad y abundancia, estructura poblacional, condición corporal y actividad diaria) se verán afectados negativamente por el impacto del cambio de uso de suelo tras la instalación de un parque solar en comparación con los parámetros poblacionales de una población en un sitio bajo conservación voluntaria

4.1 Predicciones

- La densidad poblacional en el sitio impactado será menor en el sitio donde se instaló el parque solar que en el sitio bajo conservación.
- En el sitio bajo conservación voluntaria se encontrará una población con un mayor número de individuos en desarrollo (juveniles/crías) que en sitio impactado por el parque solar.
- La composición de sexos en ambas poblaciones estará conformada en su gran mayoría por hembras en ambos sitios.
- Los individuos en el sitio bajo conservación voluntaria presentaran una mayor condición corporal (longitud/peso) en comparación con los individuos del sitio impactado.
- La diferencia en la condición corporal de los individuos entre los sitios será significativa.
- El número de individuos activos en el sitio impactado por el parque solar será menor que en el sitio bajo conservación voluntaria.

5. Objetivos

5.1 Objetivo general

Comparar parámetros poblaciones de *Uma exsul* entre un parque solar y un sitio bajo conservación voluntaria.

5.2 Objetivos específicos

- Estimar y comparar la densidad poblacional de *U. exsul* en ambas poblaciones.
- Definir y comparar la estructura poblacional de *U. exsul* en ambas condiciones.
- Medir y comparar características morfológicas entre ambas poblaciones.
- Cuantificar y comparar los patrones de actividad diaria de *U. exsul* entre las poblaciones de ambos sitios.

6. Material y métodos

6.1 Sitios de estudio

Las instalaciones de un parque solar corresponden a la compañía Enel Green Power de México, mientras que el área natural voluntaria Dunas de Bilbao es perteneciente al Ejido Villas de Bilbao, ambos sitios se ubican dentro de los límites del Municipio de Viesca, al suroeste del estado de Coahuila (Figura 2).

Para este estudio, y debido a la ampliación del Parque Solar, se delimitó un polígono que abarca todas sus secciones, lo que resultó en una superficie de 28.63 km². Por otro lado, el polígono del Área Natural de Bilbao se delimitó considerando únicamente la extensión ocupada por las dunas en su totalidad, lo que resultó en una superficie de 30.09 km². Ambos polígonos se trazaron mediante Qgis versión 3.32.3.

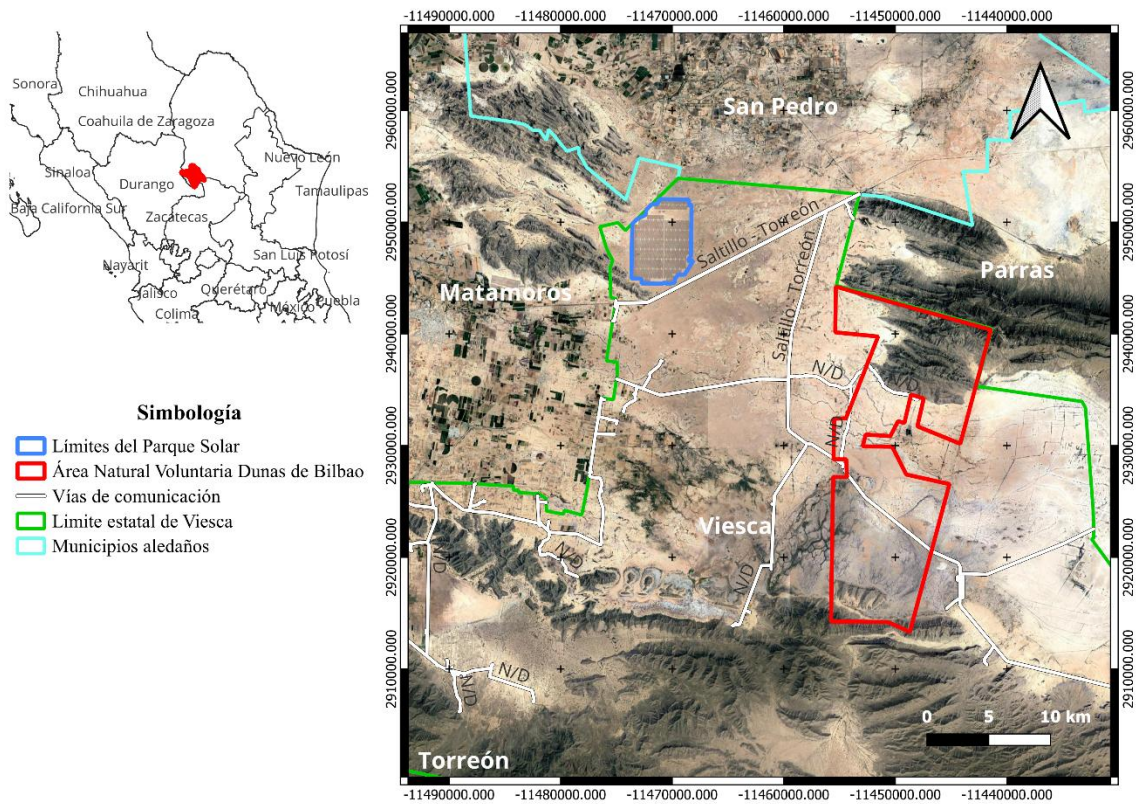


Figura 2: Delimitación de los sitios de estudio. Parque solar (Azul) y el Área Natural Protegida Voluntaria Dunas de Bilbao (Rojo).

En la región, el clima es muy seco-semicálido [(BW(h') HW (w)], donde la vegetación predominante corresponde al matorral desértico micrófilo (Figura 3), incluyendo diferentes especies como el zacate, zacatón, zacate colorado, cactáceas y la biznaga. Aunque gran parte de la superficie de Viesca no es apta para la agricultura (64%), dentro de los límites del municipio se lleva a cabo la práctica de actividades agrícolas, en las que el cultivo de cucurbitáceas como el melón, es una de las principales prácticas en la zona (Enel Green Power, 2016; INEGI, 2010).



Figura 3: Gobernadora (*Larrea tridentata*), parte del matorral desértico micrófilo.

El Parque Solar de Viesca inició sus actividades en 2018, con una superficie inicial de 24 km² y donde predomina el matorral desértico micrófilo, el matorral desértico rosetófilo y vegetación halófita xerófila. La construcción de este Parque Solar se realizó sobre un área destinada a al cultivo de melón, maíz y forrajes, y siguió los objetivos de cubrir la demanda energética en México mediante la mejora en la producción de energía eléctrica renovable y reducir la emisión de gases de efecto invernadero mediante la instalación de paneles solares (Figura 4). Este Parque Solar está conectado con la Red Nacional de Transmisión, a su vez, conectado mediante su línea de transmisión con la subestación Torreón Sur-Ramos Arizpe. Los paneles dentro del sitio presentan una altura de 2 m, con una separación de 7 m. Estos se caracterizan por estar instalados a través de filas, para manteniéndose conectados entre sí, además que dentro del parque se ubican instalaciones especializadas en el flujo de corriente eléctrica (Enel Green Power, 2016).



Figura 4: Paneles solares en el Complejo Parque Villanueva Solar.

Por otro lado, la Reserva Natural Voluntaria Villa de Bilbao (Figura 5) es considerada como la zona turística más importante de las Dunas de Viesca, abarcando una superficie total 291.19 km², de los cuales 1.39 km² corresponden al uso recreativo de las dunas. El sitio es administrado por ejidatarios, quienes ofrecen servicios como recorridos guiados, renta de equipo de acampado y de vehículos, reservaciones, etc. La vegetación xerófila es dominante en el área, destacando especies como la gobernadora, el saladillo y el mezquite, este último siendo aprovechado para la extracción de leña y carbón. La vegetación en las dunas proporciona refugio y alimento a la fauna adaptada a este entorno, por lo cual ha sido señalada la importancia de la conservación de la diversidad biológica en el sitio, la cual es vulnerable al deterioro y fragmentación (Castañeda-Gaytán et al., 2008; García-Gutiérrez y Pompa-Mansilla, 2015).



Figura 5: Dunas y vegetación de Bilbao.

6.2 Trabajo de campo

Las actividades de monitoreo se realizaron del 19 al 21 de abril de 2023 en el muestreo inicial de primavera 2023 y del 3 al 7 de julio (verano) del mismo año. El método de muestreo por distancias se implementó hasta el muestreo de otoño (septiembre de 2023) en el que se llevó a cabo un recorrido de 26 transectos 300 m a pie y hasta 4 km en vehículo en el Parque Solar. Para el monitoreo de invierno, que se realizó los días del 5 al 8 de diciembre se hizo un recorrido a pie de 39 transectos de entre 400 a 800 m y en vehículo hasta 2 km en el Parque Solar (Figura 6).

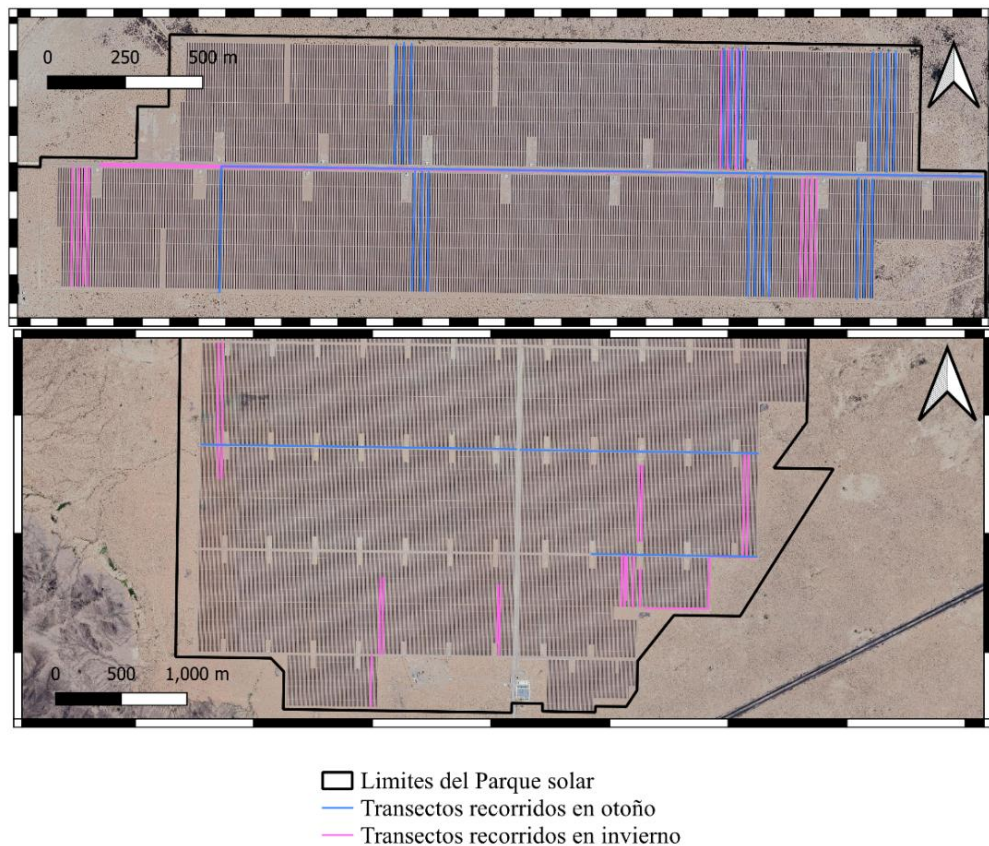


Figura 6: Ubicación de los transectos recorridos en el Parque Solar.

En cuanto a las actividades en el Área Natural de Bilbao, se recorrieron 17 transectos de 800 a 1 km a pie durante las actividades de otoño. Posteriormente, en el monitoreo de invierno, se realizó el recorrido de un total de nueve transectos de 600 m a 1 km a pie (Figura 7)

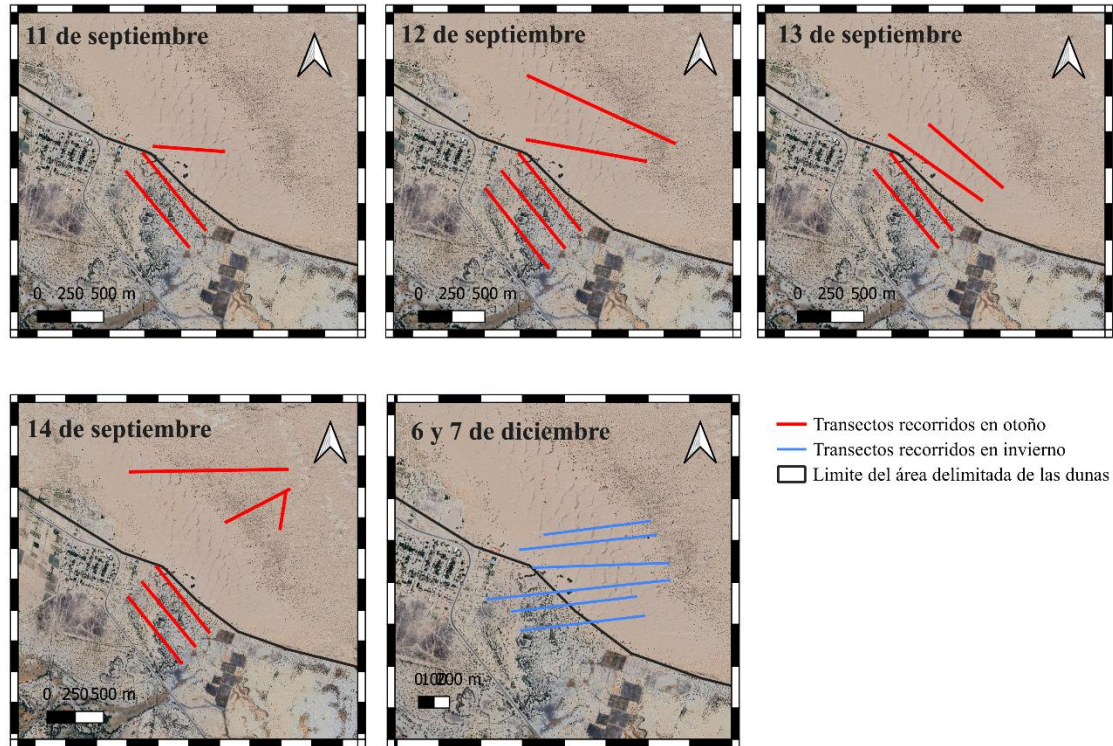


Figura 7: Ubicación de los transectos recorridos en el área de las dunas en el Área Natural de Bilbao.

El trabajo de campo concluyó los días del 29 de febrero al 3 de marzo de 2024, en los que se hizo un recorrido de 16 transectos en el Parque Solar. Durante este proyecto se visitaron ambos sitios durante cinco días, en dos periodos de monitoreo, matutino (09:00 – 12:00 hrs) y vespertino (15:00 – 18:00 hrs), esto se realizó de manera alternada (Figura)

Los transectos abarcaron una longitud de entre 300 a 800 m tanto en el Parque Solar como en Área Natural de Bilbao. El recorrido de los transectos se realizó a pie, donde se tomó la distancia perpendicular de los individuos (metros) con respecto al transecto con la precaución de registrar la distancia de los individuos en su posición inicial (Barracough, 2000; Rosa et al., 2022). También se tomaron las características de los

individuos (especie, sexo, edad), la ubicación en la que se avistaron (UTM 13N) y la hora de observación (periodo matutino o vespertino).

Durante los muestreos primavera de 2023 y verano se realizaron las observaciones en vehículo, y para los monitoreos realizados otoño e invierno, se recorrieron los transectos individualmente y siendo cuatro observadores quienes realizaron el trabajo de campo. Hasta la primavera de 2024 cuando se incrementó el esfuerzo de muestreo a ocho observadores y se empleó el doble observador en los transectos.

Para la toma de datos morfométricos se recurrió al método de lazado, en el fueron empleadas cañas de pesca e hilo dental, con el que se montó un lazo con nudo corredizo para la captura de los ejemplares. De la captura de los individuos se obtuvieron los datos sexo, la edad y la especie, su longitud hocico cloaca (LHC, mm), longitud total (LT, mm), y peso (g). Las medidas fueron tomadas mediante el uso de cinta métrica de plástico con una extensión hasta 1350 mm, mientras que el peso se registró con dinamómetros marca PESOLA®.

Posterior a la captura y toma de datos de los individuos, se inició un marcaje de estos, lo que hizo mediante plumones Sharpie® de color negro en la región dorsal con un número de identificación, siendo una técnica segura y que no compromete la supervivencia de los individuos (Jones y Ferguson, 1980). Finalizado el marcaje, los ejemplares fueron reubicados en el sitio donde fueron capturados.

6.3 Análisis de datos

6.3.1 Densidad y abundancia poblacional

Verano

Debido a que el método de muestreo por distancias se implementó hasta el muestreo de otoño (septiembre de 2023), la densidad poblacional de verano en el Área Natural de Bilbao se estimó mediante Distance Software versión 8.0 (Thomas et al., 2010). La elección de esta herramienta se debió a la falta de bordes delimitados en los transectos, lo cual impidió definir un ancho fijo para delimitar un área de muestreo.

Para calcular las distancias perpendiculares se utilizaron los archivos KML de los transectos de los muestreos posteriores, ya que las coordenadas de los individuos observados en verano representan la ubicación en la que los ejemplares fueron avistados en el área de las dunas. Estas coordenadas se convirtieron en objetos espaciales y se estimaron las distancias perpendiculares con respecto al transecto más cercano mediante el uso del paquete *sf* de Rstudio. Los datos resultantes se exportaron a una base de datos de Excel para su posterior manejo en Distance 8.0 (Thomas et al., 2010) (Anexo 1).

En el programa se seleccionaron las unidades de longitud de los transectos en metros y la superficie en kilómetros cuadrados. Se realizaron tres análisis independientes, cada uno asignado a los modelos de detección (Half-normal, Hazard rate y Uniform). Por el tamaño de la muestra ($n = 94$), se seleccionó como la estimación final aquella con el valor más bajo del Criterio de Información de Akaike (AIC). En la ventana de resultados de programa se incluyeron las columnas de abundancia estimada y los límites inferior y superior del intervalo de confianza.

Por otro lado, la densidad poblacional del Parque Solar en verano se estimó a partir del área total muestreada del sitio. Esta se obtuvo al dividir el total de individuos observados entre el área delimitada por la longitud total recorrida multiplicada por el ancho de la superficie donde se realizaron las observaciones de los individuos (Anexo 2).

Otoño e invierno

Para el análisis de los datos tomados en campo a partir del muestreo de otoño se empleó Rstudio versión 2021.09.0+351 (Rstudio Team, 2021). En el cálculo de la densidad dentro del área de muestreo se utilizó el estimador Hayne (Anexo 3) aplicado al muestreo por distancias respecto al transecto, de acuerdo con la siguiente fórmula (Brower et al., 1998):

$$D_{Am} = \frac{\Sigma (1/dp)}{2 * L}$$

Donde la densidad del área de muestreo (D_{Am}) es igual a la sumatoria del inverso de las distancias de observación (dp en metros) entre el doble la distancia total recorrida de todos los transectos en metros. La fórmula proporciona el resultado en individuos por metro cuadrado (inds/m²), por lo que realizó la conversión a inds/km² multiplicando D_{Am} por 1,000,000, y se dividió entre el área de muestreo en km². Se hizo una extrapolación para estimar la densidad dentro del área total del sitio de estudio (D_{Total}) la cual se hizo a partir de la formula:

$$D_{Total} = D_{Am} \left(\frac{A_m}{A_{Total}} \right)$$

Para determinar el área de muestreo (A_m) se multiplico la longitud total recorrida por el promedio de la distancia perpendicular respecto al transecto de cada monitoreo en los sitios, luego se realizó la conversión a km². A partir de esta conversión se determinó una superficie de muestreo de 0.074 km² en el Parque Solar y 0.047 en el Área Natural de Bilbao km², esto en el muestreo de otoño. De los monitoreos de invierno se delimitó una superficie de muestreo de 0.138 km² en el Parque Solar y 0.106 km² en el Área Natural de Bilbao. Las áreas de muestreo se dividieron entre la superficie total de los sitios (Parque solar: 28.63 km² y Área Natural de Bilbao: 30.09 km²) y se multiplicaron por la densidad estimada en el área del muestreo (Figura 8).

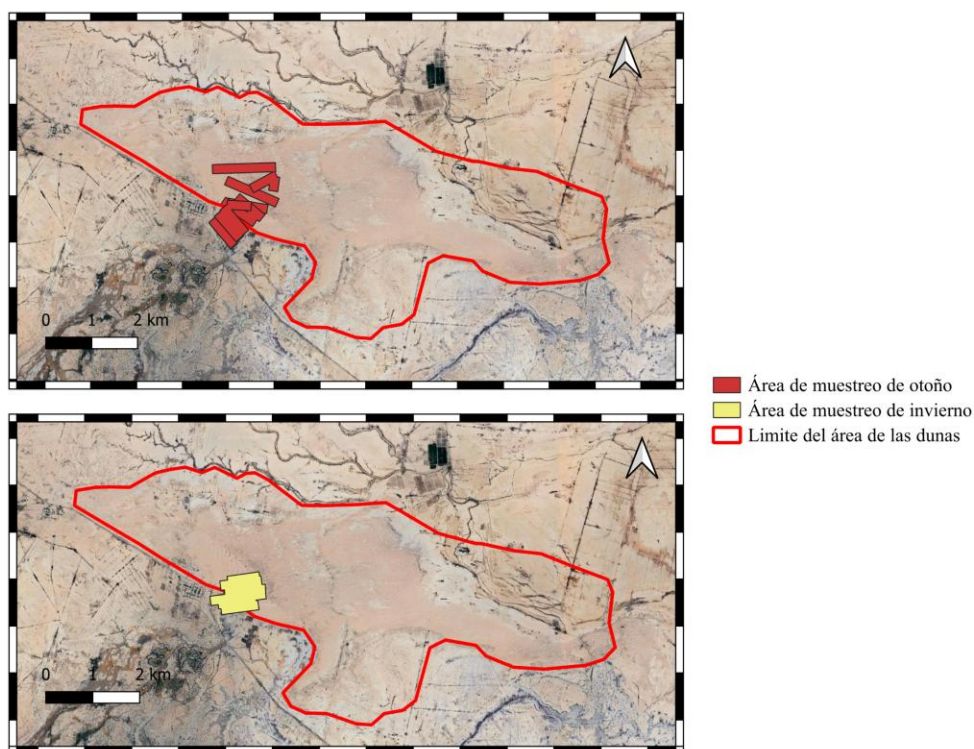
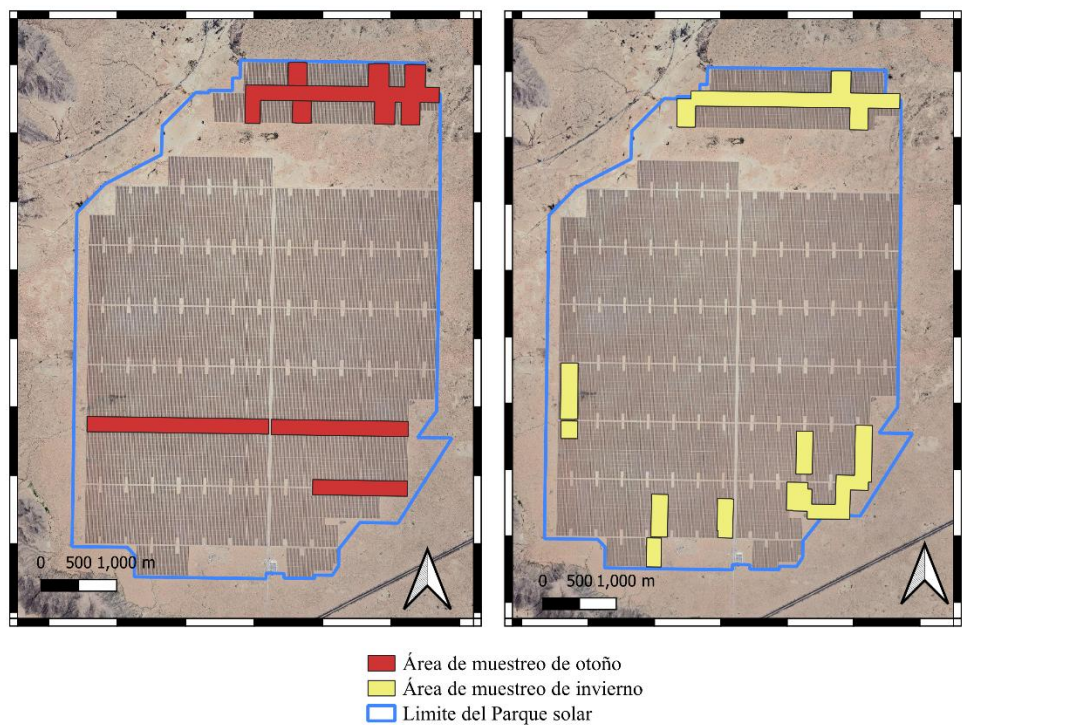


Figura 8: Superficie de muestreo en los sitios.

6.3.2 Influencia de la temporada/sitios en la estructura poblacional

Se realizaron los análisis en RStudio. Los análisis partieron de la prueba de χ^2 cuadrada (Anexo 4) a fin de determinar una posible influencia entre las variables categóricas, ya que se utilizó para determinar una influencia entre las variables del sitio y la temporada sobre la estructura de sexo y edad de ambas poblaciones. Se utilizó esta misma prueba en el caso de las variables sitio y temporada y su influencia en cuanto a la actividad diaria de los individuos en los sitios.

A esta prueba se le agregó la corrección de Bonferroni a fin de evitar falsos positivos y confirmar la posible relación entre las variables. Para evitar un posible sesgo en estas pruebas, se excluyeron los datos correspondientes a los muestreos realizados en primavera de 2023 y 2024, debido a que durante estas temporadas no se llevaron a cabo los monitoreos de la población de *U. exsul* en el Área Natural de Bilbao.

6.3.3 Diferencias morfométricas entre las poblaciones

En la comparación de la morfometría de las poblaciones se recurrió a la prueba U de Mann-Whitney (Anexo 5). La elección de esta prueba se debe a la comparación de individuos agrupados por sexo/edad, siendo que se evaluó la diferencia en la longitud y el peso de individuos del mismo sexo y edad entre ambos sitios, por lo que, al agrupar a los individuos bajo este criterio, se formaron muestras pequeñas este análisis.

6.3.4 Influencia de las variables en la morfometría de las poblaciones

El sitio junto con el sexo fue definido como variables de influencia para la morfometría de las poblaciones de *U. exsul* para realizar la prueba de Anova de dos vías (Anexo 6) y probar una posible influencia de estas individualmente o por su interacción en las medias de los valores de LHC y peso. Para realizar el Anova y definir la influencia del sexo de los ejemplares, se excluyó a los individuos sin sexo determinado, en su mayoría crías y a demás individuos de los que no se pudo determinar el sexo

Se determinó la proporción del efecto de las variables (Anexo 7), y se realizó la prueba post-hoc Tukey para comparar las medias independientes entre las variables del sexo y el sitio (Anexo 8). Además, se realizaron pruebas de normalidad Shapiro Wilk a los datos (Anexo 9) y la prueba de Levene de homogeneidad de varianzas (Anexo 10).

6.3.5 Influencia de la temporada/sitio en la actividad diaria

Al igual que con la prueba aplicada a la estructura poblacional de los sitios, se empleó la prueba χ^2 para determinar la relación entre las categorías comprendidas por la temporada/sitio y la actividad de los individuos (matutino/vespertino) (Anexo 11). Para esta prueba se procuró evitar un posible sesgo, ya que se excluyeron los individuos observados en los muestreos de primavera de 2023 y 2024, pues en dichos muestreos se visitó únicamente el sitio que comprende el parque solar. Igual que como se aplicó en la prueba sobre la estructura de las poblaciones, se aplicó la corrección de Bonferroni para evitar un falso positivo.

7. Resultados

7.1 Densidad y abundancia poblacional

Las mayores densidades corresponden al Área Natural de Bilbao (Tabla 1). Se estimó una densidad de 17.93 inds/ km² en el Parque Solar durante el verano, aunque la densidad del Área Natural de Bilbao presento una mayor densidad, de hasta 34.82 inds/km². La mayor densidad poblacional estimada para el Parque Solar corresponde al muestreo de otoño, del que se determinó una densidad de 46.66 inds/km²; aunque esta es menor que la densidad para el Área Natural de Bilbao en el mismo muestreo, que resulto en una densidad estimada en 50.42 inds/km². Las densidades para los muestreos realizados en invierno fueron menores en comparación con lo calculado para otoño, ya que se obtuvo una densidad de 12.11 inds/km² en el Parque Solar, que también fue menor que la densidad calculada para el Área Natural de Bilbao en dicha temporada, que alcanzó los 14.97 inds/km². Del mismo modo, la mayor abundancia de individuos en las temporadas corresponde al Área Natural de Bilbao (Figura 9)

Tabla 1. Densidad poblacional estimada en el Parque Solar y el Área Natural de Bilbao de los monitoreos de verano, otoño e invierno. D inds/km² (IC 95%) (Densidad en individuos por kilómetro cuadrado con intervalo de confianza al 95%), N (Abundancia), Estd (Error estándar).

Sitio	Muestreo	D inds/km ² (IC 95%)	N	Estd
Parque Solar	Verano	17.93 (14.46 – 21.42)	514	1.77
	Otoño	46.66 (46.50 – 46.86)	1336	0.08
	Invierno	12.11 (12.01 – 12.21)	347	0.05
Área Natural de Bilbao	Verano	34.82 (21.57 – 56.22)	1048	2.72
	Otoño	50.42 (50.07 – 50.77)	1517	0.17
	Invierno	14.97 (14.85 – 15.10)	451	0.06

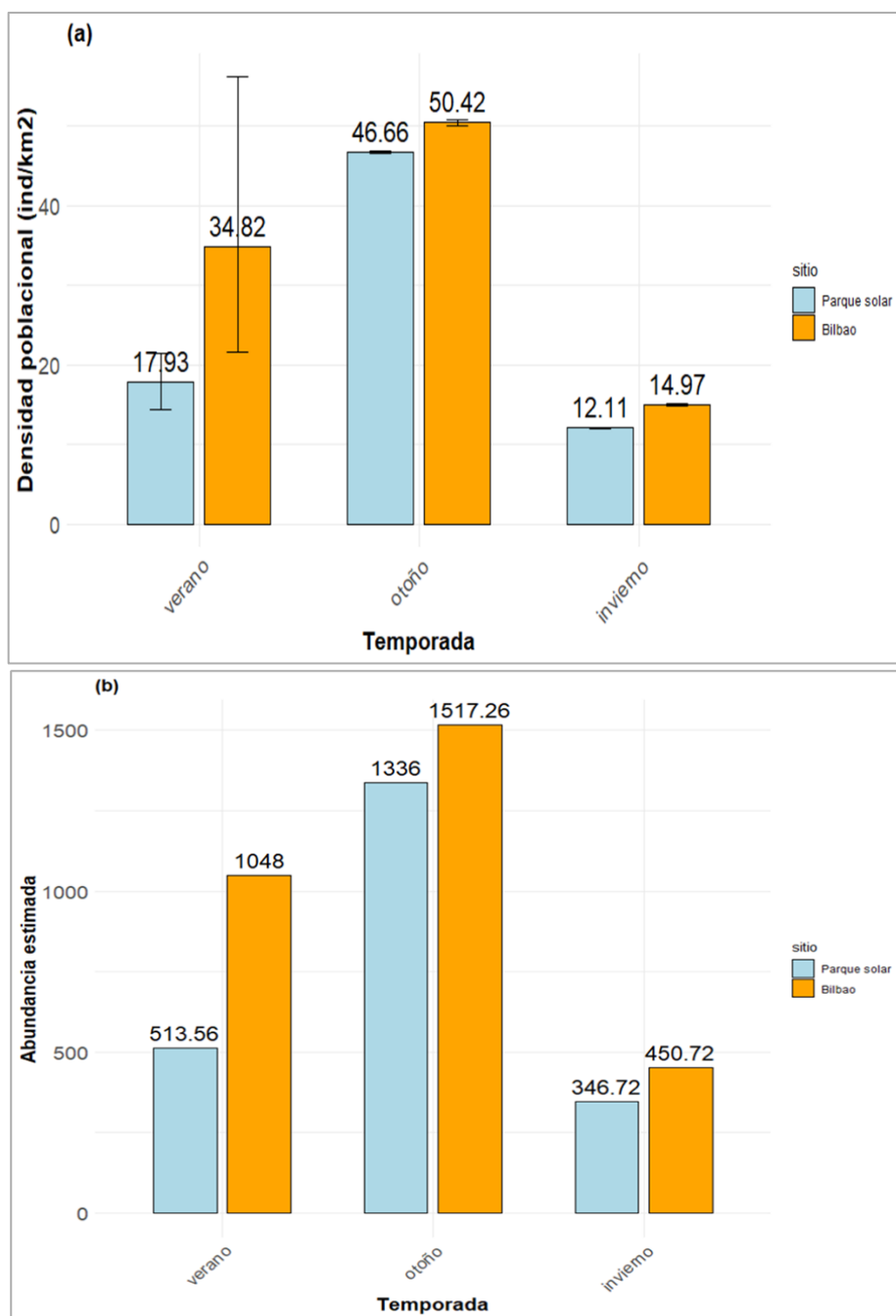


Figura 9: Densidad poblacional estimada en los sitios (a) y abundancia estimada (b).

7.2 Estructura poblacional

7.2.1 Proporción de sexos

Se registraron un total de 689 observaciones de *Uma exsul* tras un año de monitoreo en el Parque Solar y las Área Natural de Bilbao (Tabla 2). Predominaron aquellos individuos en los que no se logró identificar un sexo (SD) con un total de 327 observaciones, representando el 47.5% de los registros, estando compuestas principalmente por crías. Seguido de las crías, se registró un total de 198 observaciones de los machos en los sitios, que representó a una proporción del 28.73%, y, por último, se observó un total de 164 hembras, siendo las menos observadas durante el estudio, llegando solo a un 23.80% del total de las observaciones.

Tabla 2. Total de individuos observados de ambas poblaciones.

Sexos	Registros (n)	Porcentaje (%)
Machos	198	28.7
Hembras	164	23.8
SD	327	47.5
Total	689	100

De las instalaciones del parque se obtuvieron un total de 482 registros, compuestos por 140 observaciones correspondientes a machos, 117 de hembras y 225 de individuos sin determinar su sexo (Tabla 3). El total de observaciones dentro de este sitio varió durante las temporadas del año. En abril de 2023, se encontró un total de 96 individuos, que constaron de 40 machos, seguido de 34 hembras y solo 22 individuos sin determinar. Para el verano, en julio de 2023, ocurrió un leve aumento en las observaciones, con un total de 102 registros, en los que predominaron los individuos sin sexar; ya que se anotó un total de 50 registros, seguido de los machos, con 34 observaciones, siendo una gran diferencia con respecto a las hembras, de las que solo se registró 18 observaciones. Se percibió un incremento considerable de ejemplares durante el otoño (septiembre de 2023), ya que se logró registrar un total de 146 individuos; sin embargo, volvieron a ser más

abundantes los individuos sin sexo determinado, con 65 observaciones. En esta temporada las hembras fueron más abundantes, pues se registraron 45 individuos, siendo un aumento considerable en comparación con la cantidad de hembras observadas durante la temporada de verano, y, durante esta temporada, se percibió un incremento mínimo en la cantidad de machos, siendo 36 individuos.

El total de individuos que se observaron dentro del Parque Solar disminuyó para el invierno (diciembre 2023), pues se logró observar un total de 59 individuos. Los ejemplares sin sexo alcanzaron un total de 41 registros, seguidos de los machos, de los cuales se observaron solo 12 individuos, y, a diferencia del otoño, se encontró una disminución considerable en el número de hembras, siendo que solo se observaron 6 ejemplares. Para marzo de 2024, dentro de las instalaciones del parque se obtuvieron menos registros en comparación con la primavera de 2023; ya que fueron 79 observaciones en total. Esta ocasión, se observó a machos y hembras en cantidades similares, siendo 18 y 14 registros respectivamente. En este monitoreo final se registraron 47 ejemplares sin sexo determinado, una cantidad mucho mayor en comparación con lo observado en primavera de 2023.

Tabla 3.Total de individuos y proporción por sexo observados en el Parque Solar en cada temporada

Parque Solar				
Temporada	Machos	Hembras	Sin determinar	Total
Primavera (2023)	40	34	22	96
Proporción	0.35	0.42	0.23	1.18:1
Verano	34	18	50	102
Proporción	0.33	0.17	0.49	1.8:1
Otoño	36	45	65	146
Proporción	0.25	0.31	0.44	0.8:1
Invierno	12	6	41	59
Proporción	0.20	0.10	0.70	2:1
Primavera (2024)	18	14	47	79
Proporción	0.23	0.18	0.69	1.29:1
Total	140	117	225	482

A lo largo de las temporadas, los machos fueron más abundantes en comparación de las hembras en la población de *Uma exsul* del parque. Esto se vio reflejado en la proporción de sexos, aunque ésta mostró variaciones a través de las temporadas. La proporción de machos:hembras en la primavera de 2023 fue de 1.18:1, y al pasar a la temporada de verano la proporción cambió a 1.8:1; y aunque hubo una disminución en la proporción los machos siguieron siendo predominantes. Al pasar a otoño ocurrió una drástica disminución de la proporción, y cabe resaltar es la única temporada en la que la cantidad de hembras rebaso a la de los machos; pues se determinó una relación 0.8:1, y para el invierno esta vuelve a disminuir, pero los machos volvieron a ser más abundantes que las hembras en una proporción 2:1, esta proporción volvería a incrementarse en primavera de 2024, de nuevo con una cantidad de machos superior a la de hembras en una proporción 1.29:1.

En el Área Natural de Bilbao se registró un total de 207 individuos. Se encontró a un total de 94 individuos durante el verano (Tabla 5), y al igual que en el Parque Solar, los machos fueron más abundantes que las hembras, aunque la cantidad de machos fue ligeramente superior; ya que se observaron 26 machos y 21 hembras en el sitio y un total de 47 ejemplares sin sexo determinado. En otoño la cantidad de individuos que se detectó fue un total de 101 ejemplares con poca variación entre la cantidad de ejemplares de ambos sexos, debido a que se observaron 29 machos y 24 hembras, volviendo a ser más abundantes los ejemplares sin determinar. En invierno, la cantidad de ejemplares tuvo un drástico descenso, pasando a ser únicamente 12, compuestos por 3 machos, 2 hembras y 7 ejemplares sin sexo determinado.

Tabla 4: Total de individuos y proporción de los sexos en el Área Natural de Bilbao en cada temporada.

Área Natural de Bilbao				
Temporada	Machos	Hembras	Sin determinar	Total
Verano	26	21	47	94
Proporción	0.28	0.22	0.5	2:1
Otoño	29	24	48	101
Proporción	0.24	0.29	0.48	1.21:1
Invierno	3	2	7	12
Proporción	0.17	0.25	0.58	1.5:1
Total	58	47	102	207

En el Área Natural de Bilbao, la tendencia en cuanto a proporción de sexos es similar a lo observado en parque, siendo una proporción machos:hembras de 2:1 durante el verano. En otoño se registró la mayor cantidad de ejemplares en el sitio, y, por ende, la proporción de los sexos vio un incremento pasando a una proporción machos:hembras de 1.21:1, lo que, paso a verse disminuyó para el invierno, en la que se pudo determinar una proporción 1.5:1, y, al igual que el Parque Solar, los machos fueron más abundantes que las hembras.

7.2.2 Estructura de edades

La estructura de edad presento variabilidad en ambos sitios (Tabla 6), ya que dentro del Parque solar se registró la mayor cantidad de adultos, alcanzando un total de 131 adultos, una cantidad mucho mayor en comparación con el Área Natural de Bilbao, donde se observaron hasta 78 adultos. En contraste, los ejemplares sub-adultos fueron los de menor presencia en los sitios, solamente se encontraron seis sub-adultos en el parque y siete en el Área Natural de Bilbao. Los individuos en etapa juvenil alcanzaron un número mayor en el Parque Solar, donde se observó hasta 155 individuos mientras que en el Área de Bilbao se registraron hasta 39 ejemplares juveniles. El número de crías fue similar entre ambos sitios, ya que observaron hasta 86 crías en el Parque Solar y 80 crías en el Área Natural de Bilbao. Dentro de estas poblaciones hubo una pequeña cantidad ejemplares de los cuales no se pudo determinar su edad, sin embargo, estos fueron únicamente ocho en el Parque Solar y tres en el Área Natural de Bilbao.

Tabla 5. Conteo total de los individuos por edad en ambos sitios

Parque Solar			Área Natural de Bilbao		
General					
Edad	Conteo (n)	Proporción (%)	Edad	Conteo (n)	Proporción (%)
Adultos	131	33.9	Adultos	78	37.7
Sub-adultos	6	1.5	Sub-adultos	7	3.3
Juveniles	155	40.2	Juveniles	39	18.8
Crías	86	22.3	Crías	80	38.6
Sin determinar	8	2	Sin determinar	3	1.4
Total	386	100	Total	207	100

La distribución por edad varió según la temporada (Tabla 7). En el verano, se detectaron 46 adultos en el Parque Solar y 50 el Área Natural de Bilbao. Solo se avistó un sub-adulto en este último, y sin observaciones en el Parque Solar, mientras que se encontraron 14 juveniles en parque y solo un juvenil en Área Natural de Bilbao. Se observaron 38 crías en el Parque Solar y 39 crías en el área Natural, y solo en el Parque Solar hubo cuatro individuos sin edad determinada. En otoño, se registraron 30 adultos en el Parque Solar y 50 en el Área Natural de Bilbao, además de cinco ejemplares sub-adultos

(uno en el Parque Solar y cuatro en el Área Natural de Bilbao. En esta temporada predominaron los juveniles, con 74 ejemplares en el parque fotovoltaico y 32 en Bilbao.

Tabla 6. Conteo total de los individuos por edad en los sitios de cada temporada

Parque Solar			Área Natural de Bilbao		
Verano (julio 2023)					
Edad	Conteo (n)	Proporción (%)	Edad	Conteo (n)	Proporción (%)
Adultos	46	45.1	Adultos	50	53.2
Sub-adultos	0	0	Sub-adultos	1	1
Juveniles	14	13.7	Juveniles	1	1
Crías	38	37.3	Crías	39	41.5
Sin determinar	4	3.9	Sin determinar	3	3.1
Total	102	100	Total	94	100
Otoño (septiembre 2023)					
Edad	Conteo (n)	Proporción (%)	Edad	Conteo (n)	Proporción (%)
Adultos	30	20.5	Adultos	25	24.89
Sub-adultos	1	0.6	Sub-adultos	4	3.9
Juveniles	74	50.7	Juveniles	32	31.7
Crías	37	25.3	Crías	40	39.6
Sin determinar	4	2.7	Sin determinar	0	0
Total	146	100	Total	101	100
Invierno (diciembre 2023)					
Edad	Conteo (n)	Proporción (%)	Edad	Conteo (n)	Proporción (%)
Adultos	17	28.8	Adultos	3	25
Sub-adultos	3	5	Sub-adultos	2	16.7
Juveniles	36	61	Juveniles	6	50
Crías	3	5	Crías	1	8.3
Sin determinar	0	0	Sin determinar	0	0
Total	59	100	Total	12	100
Primavera 2024 (febrero-marzo)					
Edad	Conteo (n)	Proporción (%)			
Adultos	38	48.1			
Sub-adultos	2	2.5			
Juveniles	31	39.2			
Crías	8	10.1			
Sin determinar	0	0			
Total	79	100			

Las crías fueron más abundantes en el Área Natural de Bilbao, donde se registraron 40 ejemplares, mientras que, se detectaron 37 crías en el parque fotovoltaico. El caso de ejemplares sin edad determinada se presentó únicamente en el Parque Solar, con cuatro ejemplares. En invierno, el número de individuos por edad se vio drásticamente reducido, ya que únicamente se registraron 17 adultos en el Parque Solar, una cantidad mayor a la registrada en el Área Natural de Bilbao, donde únicamente se encontraron tres individuos. La cantidad de sub-adultos fue solamente de 3 en el parque y 2 en el Área Natural de Bilbao; aunque en esta estación los ejemplares juveniles fueron considerablemente abundantes; ya que se encontraron hasta 36 individuos dentro del parque fotovoltaico, mientras que en el Área Natural de Bilbao fue únicamente de 6, así mismo, fueron pocas las crías observadas en esta temporada, ya que únicamente se observaron tres crías en el Parque Solar y una en el Área Natural de Bilbao. Al final, en el monitoreo de primavera en el parque se avistó un total de 38 adultos, dos sub-adultos, 31 juveniles, solo ocho crías y sin casos de individuos sin determinar.

En cuanto al porcentaje de individuos por sexo/edad en los sitios, los mayores porcentajes de individuos adultos corresponden a los machos en ambos sitios. Dentro del parque fotovoltaico, los machos adultos alcanzaron un 17.10% del total de los individuos del sitio, mientras que las hembras llegaron al 10.88%, y los individuos adultos sin sexo determinado en un 5.96%. El porcentaje de hembras juveniles en el Parque Solar llegó al 10.32%, superando al porcentaje de machos de esta edad, que llegaron al 8.03%. Entre los menores porcentajes se encontraron los machos sub-adultos, con 0.78%, y los individuos sin sexo ni edad determinada con 1.81% de los registros del parque. En cambio, los individuos juveniles sin sexo determinado alcanzaron el 21.76% de las observaciones, mientras que las crías representaron el 22.28% de las observaciones (Figura 10).

En el Área Natural de Bilbao, el porcentaje de machos adultos también superó al de las hembras, pues estos abarcaron el 20.77% de las observaciones, mientras que las hembras adultas fueron el 13.33%. Entre los individuos juveniles, las hembras alcanzaron el 7.25%, superando a los machos que representaron el 6.28%; y, a diferencia del Parque Solar, los individuos juveniles sin sexo determinado representaron solo el 5.31%. Al igual

que en el parque, los individuos sub-adultos representaron los menores porcentajes en ambos sexos, siendo el 0.97% en los machos, el 1.45% en las hembras y el 0.97% de los individuos sin sexo determinado. Por su parte, el mayor porcentaje de los individuos sin sexo determinado en el Área Natural Bilbao corresponde a las crías, que alcanzaron hasta el 36.65% de las observaciones.

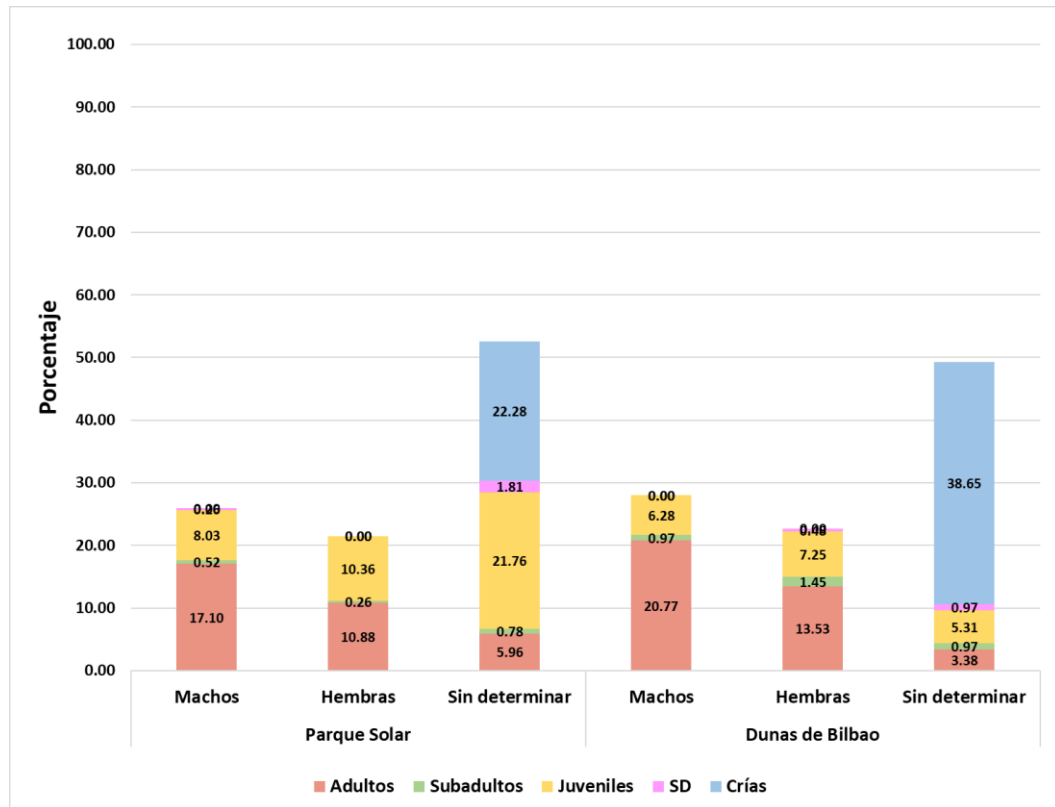


Figura 10: Porcentaje de individuos por categoría de sexo/edad en los sitios.

7.2.3 Influencia de la temporada/sitios en la estructura poblacional

Luego de realizar prueba de χ^2 , no se encontró una relación significativa entre la frecuencia de observación de los sexos y los sitios ($X=0.139$, $p=0.815$, >0.05); aunque la relación entre las variables temporada/sexo resulto significativa ($X=14.9$, $p=0.004$, <0.05) (Figura 11). Con el fin de evitar errores del tipo 1 (falsos positivos) se utilizó la corrección de Bonferroni, mediante la cual, quedó confirmada la falta de evidencia para asociar la estructura poblacional de los sexos con el sitio ($p=0.93$, >0.05), posteriormente, se ajustó el valor de p para la influencia de la temporada en los sexos, que apuntó hacia una

asociación real entre las temporadas y la estructura de sexos de las poblaciones de *U. exsul*. ($p=0.004$, <0.05).

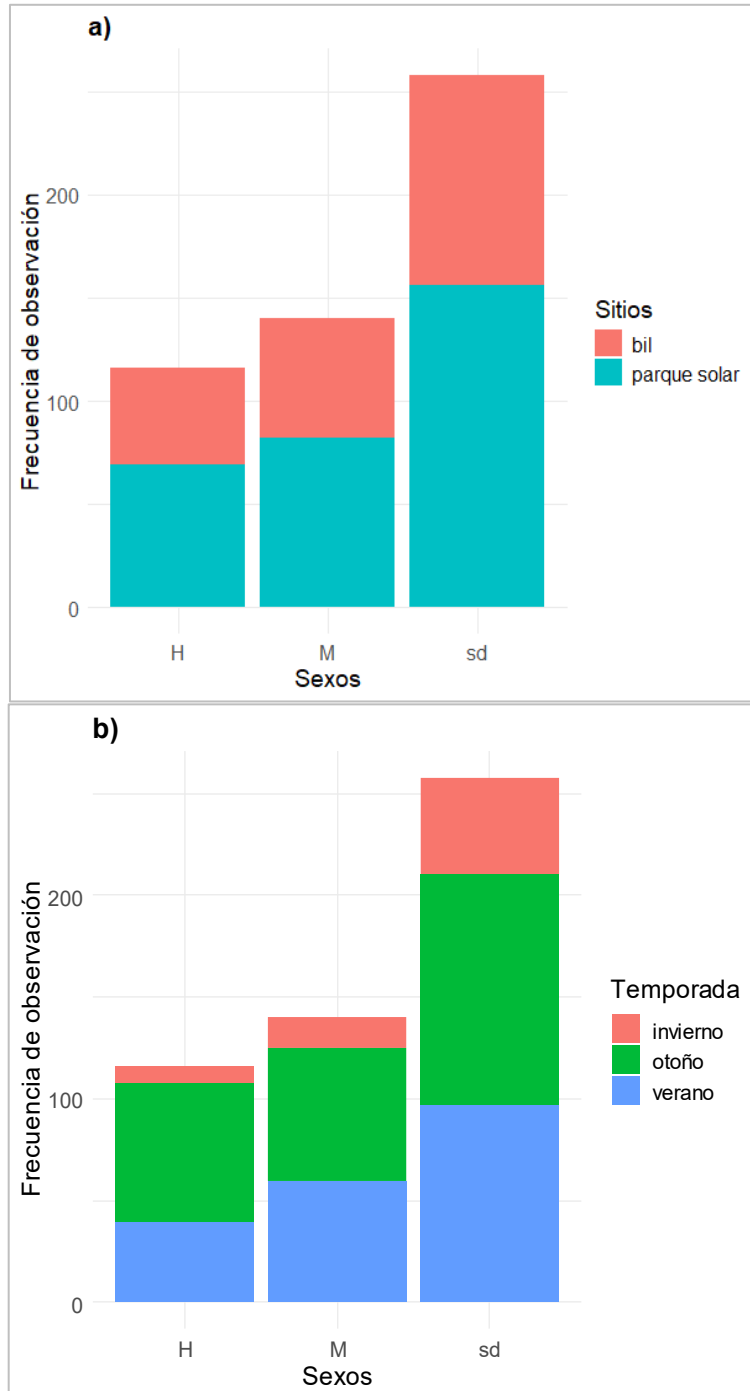


Figura 11: Frecuencia de observación de los sexos. Observaciones por sitios (a) y por temporada (b).

Del mismo modo, se investigó la influencia de las variables que representan el sitio y la temporada con respecto a la edad en ambas poblaciones. Se encontró una relación significativa entre la edad en las poblaciones y el sitio ($X=30.45$, $p<0.01$), y se estimó una relación significativa entre la frecuencia de observación de las edades y las temporadas en los sitios ($X= 119.86$, $p<0.01$) (Figura 12). Al igual que en la prueba aplicada a la influencia de los factores sitio/temporada en la estructura de sexos, se realizó el ajuste de los valores de p , con el cual quedó confirmada la asociación del factor sitio con la estructura de edad de las poblaciones; y, así como en el caso de la asociación de los sitios, se confirmó la influencia de las temporadas en la estructura de edades en las poblaciones ($p<0.01$).

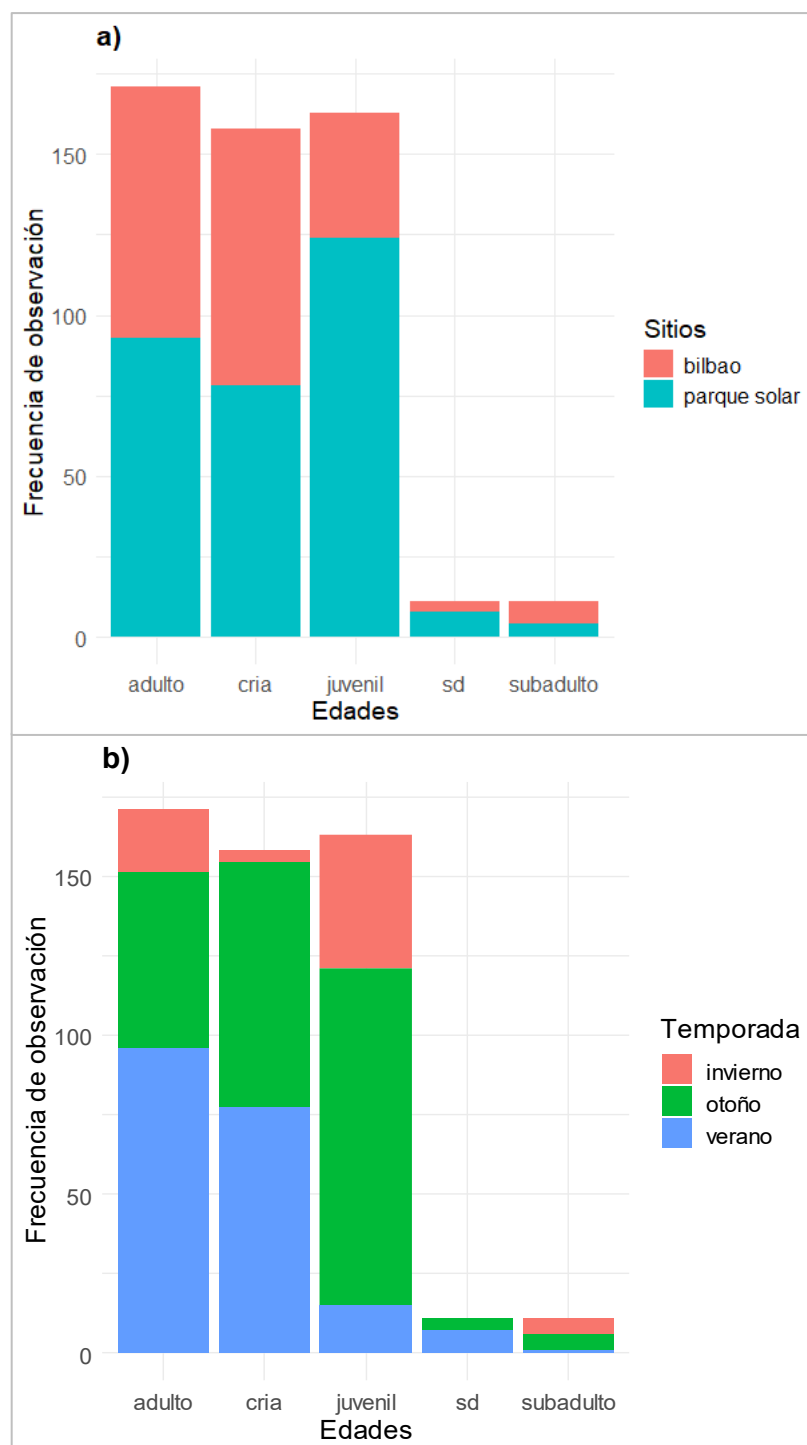


Figura 12: Frecuencia de observación de las edades. Observaciones por sitio (a) y por temporada (b).

7.3 Captura de individuos

7.3.1 Estructura de sexo y edad

Se capturó un total de 97 individuos entre ambos sitios (40 individuos colectados en el Parque Solar y 57 en el Área Natural de Bilbao) (Tabla 7). La estructura por sexo y edad mostró variaciones entre los sitios. Se colectó una mayor cantidad de individuos adultos en el Área Natural de Bilbao (26 ejemplares), con 11 machos y 13 hembras, mientras que en el Parque Solar se colectaron cinco adultos (dos machos y tres hembras), sin ejemplares adultos sin sexo determinado dentro de la muestra.

Tabla 7: Proporción de individuos por sexo/edad en los sitios.

Edad	Sexo	Parque Solar	Área Natural de Bilbao
Adultos	Machos	2	11
	Hembras	3	13
	SD	0	2
	Total	5	26
Sub-adultos	Machos	2	1
	Hembras	3	3
	SD	0	0
	Total	5	4
Juveniles	Machos	5	3
	Hembras	3	4
	SD	5	4
	Total	13	11
SD	Machos	1	0
	Hembras	0	2
	SD	0	0
	Total	1	2
Crías	Total	16	14
Total de individuos		40	57

Se capturó un total de nueve individuos sub-adultos: dos machos y tres hembras en el Parque Solar, y un macho y tres hembras sub-adultas en el Área Natural de Bilbao. Los individuos juveniles fueron más numerosos en el Parque Solar, donde se colectaron 13 ejemplares (cinco machos, tres hembras y cinco sin sexo determinado, mientras, en el Área Natural de Bilbao, se obtuvieron 11 juveniles (tres machos, cuatro hembras y cuatro juveniles sin sexo determinado. Solo se colectaron dos individuos sin edad determinada (un ejemplar macho en el Parque Solar y uno sin sexo determinado en el Área Natural de Bilbao. Se colectó un total de 30 crías: 16 en el Parque Solar y 14 en el Área Natural de Bilbao.

7.3.2 Morfometría

De los individuos capturados se obtuvieron las medidas corporales de longitud hocico-cloaca (LHC), longitud total (LT) y peso (g). A nivel poblacional, los individuos adultos del Área Natural de Bilbao alcanzaron mayores tallas en LT ($160.30 \text{ mm} \pm 20.42 \text{ mm}$) y peso ($12.50 \text{ g} \pm 4.45 \text{ g}$) mientras que los individuos adultos del Parque Solar alcanzaron un promedio de LHC de 73.16 mm. Se observó lo mismo con los individuos sub-adultos y los individuos juveniles, siendo los ejemplares del Área Natural de Bilbao los que alcanzaron una mayor LT y peso en comparación de los ejemplares del parque, donde estos también llegaron a un promedio mayor de LHC de 65.60 mm. Los ejemplares juveniles del Área Natural de Bilbao alcanzaron los mayores valores de longitud y peso en comparación de los ejemplares del Parque Solar, lo cual también se observó en el caso de las crías (Tabla 8).

Tabla 8: Morfometría por sexo y edad de los individuos colectados en los sitios.

Sitio	Edad	LHC (mm)	LT (mm)	Peso (g)
Parque Solar	Adultos	73.16 ± 5.30	154.50 ± 14.25	12 ± 3.64
	Sub-adultos	65.60 ± 5.75	134.20 ± 14.04	7.90 ± 2.60
	Juveniles	52.14 ± 3.93	118.43 ± 10.67	4.77 ± 1.38
	Crías	34.60 ± 2.47	76.60 ± 10.97	1.10 ± 0.50
Área	Adultos	72.4 ± 6.42	160.30 ± 20.42	12.50 ± 4.45
Natural de	Sub-adultos	65.40 ± 4.83	146.90 ± 7.94	8.20 ± 1.25
	Juveniles	58.90 ± 6.47	129.10 ± 18.26	6.50 ± 2.12
Bilbao	Crías	35.44 ± 2.50	81.89 ± 5.51	1.22 ± 0.62

En relación con la morfometría por sexo en las diferentes categorías de edad (Tabla 9). Los ejemplares adultos de Bilbao alcanzaron mayores valores de longitud y peso que los ejemplares colectados en el Parque Solar, por otro lado, los machos sub adultos del parque fotovoltaico mostraron un peso promedio mayor que el de los machos sub-adultos del Área Natural Bilbao, llegando a los 8.70 g, al igual que las hembras sub-adultas del parque, que tuvieron una LHC promedio mayor que la de las hembras sub-adultas de Bilbao (65.50 mm). En el caso de los juveniles, tanto machos como hembras del Área Natural de Bilbao alcanzaron mayores valores de longitud y peso en el Área Natural Bilbao.

Tabla 9. Morfometría por sexo y edad de los individuos colectados en los sitios

Sitio	Sexo	Edad	LHC (mm)	LT (mm)	Peso (g)
Parque Solar	Machos	Adultos	72.80 ± 5.85	156.40 ± 15.06	13.00 ± 3.02
		Sub-adultos	65.30 ± 5.41	133.90 ± 16.83	8.70 ± 3.09
		Juveniles	52.38 ± 3.70	117.75 ± 10.06	4.95 ± 1.38
	Hembras	Adultos	72.60 ± 6.54	145.20 ± 16.98	9.10 ± 3.23
		Sub-adultos	65.50 ± 5.75	134.20 ± 14.04	7.90 ± 2.66
		Juveniles	55.33 ± 3.06	118.63 ± 14.98	5.50 ± 1.80
Sitio	Sexos	Edad	LHC (mm)	LT (mm)	Peso (g)
Área Natural de Bilbao	Machos	Adultos	73.70 ± 5.87	164.30 ± 20.33	12.90 ± 4.82
		Sub-adultos	65.40 ± 5.13	147.80 ± 7.89	8.20 ± 1.22
		Juveniles	59.20 ± 9.00	130.60 ± 28.99	6.80 ± 1.73
	Hembras	Adultos	72.40 ± 6.05	161.20 ± 20.37	9.33 ± 3.24
		Sub-adultos	64.60 ± 4.84	145.10 ± 7.89	8.30 ± 1.23
		Juveniles	58.90 ± 6.47	129.10 ± 18.26	6.50 ± 2.12

En este mismo caso, los machos alcanzaron las mayores medidas de longitud y de peso, aunque, en el caso del Parque Solar, la diferencia en los promedios de LHC entre los individuos adultos es baja, mientras que, las hembras sub-adultas presentaron un valor mayor de LHC (65.50 mm) aunque la diferencia también fue baja. Otra diferencia recae en el peso de las hembras sub-adultas del Área Natural de Bilbao, pues el promedio de peso (8.30 g) es mayor que el promedio de peso obtenido de las hembras-sub-adultas del Parque Solar (7.90g).

Entre los individuos sin sexo determinado (juveniles y crías), fueron los individuos del Área Natural de Bilbao quienes alcanzaron los mayores valores de longitud y peso que los ejemplares del Parque Solar; ya que los individuos juveniles del Área Natural de

Bilbao alcanzaron un promedio de LHC=44.80 mm, LT=98.00 mm y peso=3.00g, mientras que, de las crías de del mismo sitio se obtuvo un promedio de LHC=35.44, LT=81.89.50 y peso=1.22, mayores que los promedios obtenidos de las crías del parque (Tabla 10).

Tabla 10: Morfometría de los individuos colectados sin sexo determinado.

Sitio	Edad	LHC (mm)	LT (mm)	Peso (g)
Parque Solar	Juveniles	44.70 ± 3.14	82.20 ± 17.12	2.50 ± 0.79
	Crías	34.60 ± 2.47	76.60 ± 10.97	1.10 ± 0.50
Sitio	Edad	LHC (mm)	LT (mm)	Peso (g)
Área Natural de Bilbao	Juveniles	44.80 ± 1.92	98.00 ± 10.93	3.00 ± 0.71
	Crías	35.44 ± 2.50	81.89 ± 5.51	1.22 ± 0.62

Se determinaron los promedios de las medidas de cada categoría de edad en las diferentes temporadas (Tabla 11). El promedio máximo de la longitud hocico-cloaca de los adultos se calculó de los individuos capturados en otoño (76.11 mm), así como la mayor longitud total (168.78 mm). Sin embargo, el mayor promedio de peso de los adultos ocurrió en invierno (13.00 g), mientras que, en verano, los ejemplares adultos tuvieron el menor promedio de peso (11.72 g). Los individuos sub-adultos alcanzaron el mayor promedio de LHC en primavera (67.20 mm), siendo en el invierno cuando estos llegaron al menor promedio (64.00 mm), y, al igual que con la LHC, los sub-adultos llegaron al mayor promedio de peso en primavera (9.10 g).

Por su parte, los ejemplares juveniles presentaron el mayor promedio de LHC y peso en verano (LHC=60.20, peso=7.80g), siendo en invierno la temporada en la que se obtuvieron los promedios más bajos de LHC (51.0 mm) y peso (5.00 g); aunque la LT de los individuos juveniles en invierno fue mayor en comparación con el promedio de LT que se obtuvo de los individuos juveniles en primavera (LT=110.67 mm)., así mismo, el promedio de LT de los juveniles en otoño (LT=122.71 mm) fue mayor que el promedio de LT en primavera (LT=110.67 mm).

Tabla 11. Promedios y desviación estándar de las medidas corporales de los individuos colectados de cada temporada en los sitios

Verano (julio 2023)			
Edad	LHC (mm)	LT (mm)	Peso (g)
Adultos	71.20 ± 4.34	154.40 ± 15.24	11.72 ± 3.95
Sub-adultos	65.40 ± 5.27	142.60 ± 9.18	8.40 ± 1.05
Juveniles	60.20 ± 5.23	135.30 ± 9.48	7.80 ± 1.64
Crías	36.50 ± 4.70	76.60 ± 11.59	1.50 ± 1.01
Otoño (septiembre 2023)			
Edad	LHC (mm)	LT (mm)	Peso (g)
Adultos	76.11 ± 6.13	168.78 ± 26.82	12.56 ± 5.50
Sub-adultos	66.75 ± 3.41	144.25 ± 11.59	7.50 ± 1.31
Juveniles	54.57 ± 5.88	122.71 ± 17.82	4.43 ± 1.27
Crías	38.25 ± 4.77	87.06 ± 10.12	1.56 ± 0.72
Invierno (diciembre 2023)			
Edad	LHC (mm)	LT (mm)	Peso (g)
Adultos	70.00 ± 7.07	148.00 ± 21.21	13.00 ± 4.24
Sub-adultos	64.00 ± 6.46	132.80 ± 15.79	8.20 ± 3.17
Juveniles	51.00 ± 0	114 ± 0	5.00 ± 0
Crías	40.00 ± 9.90	89.00 ± 25.46	2.50 ± 0.71
Primavera 2024			
Edad	LHC (mm)	LT (mm)	Peso (g)
Adultos	76.00 ± 7.07	162.50 ± 14.85	14.75 ± 0.35
Sub-adultos	67.20 ± 2.32	137.30 ± 15.44	9.10 ± 3.16
Juveniles	52.67 ± 6.11	110.67 ± 7.77	6.03 ± 1.56
Crías	48.00 ± 0	59.00 ± 0	2.70 ± 0.0

En el caso de las crías, el promedio inicial de LHC fue de 36.50 mm en verano, con un aumento para otoño (38.25 mm) e invierno (40.00 mm). A diferencia de la LHC el promedio de la LT de las crías mostró un descenso, partiendo de 76.60 mm en verano hasta los 59.00 mm en primavera de 2024; sin embargo, a diferencia de la LHC, el promedio del peso de las crías experimentó un incremento con las temporadas, partiendo de 1.50 g en verano a 2.70 g en primavera.

7.3.3 Diferencias morfométricas entre las poblaciones

Tras la comparativa de morfometría no se encontraron diferencias significativas entre las medianas de longitud hocico-cloaca de machos adultos ($W=12.5$, $p=0.84$, >0.05), así mismo, ni en el caso de la LHC de las hembras adultas de los sitios ($W=22.5$, $p=0.73$, >0.05). En el caso de la prueba aplicada a los individuos juveniles, la diferencia en la LHC de machos juveniles resultó no significativa ($W=10$, $p=0.57$, >0.05), al igual que en la comparativa de LHC de las hembras juveniles ($W=3$, $p=0.4$, >0.05) (Figura 13).

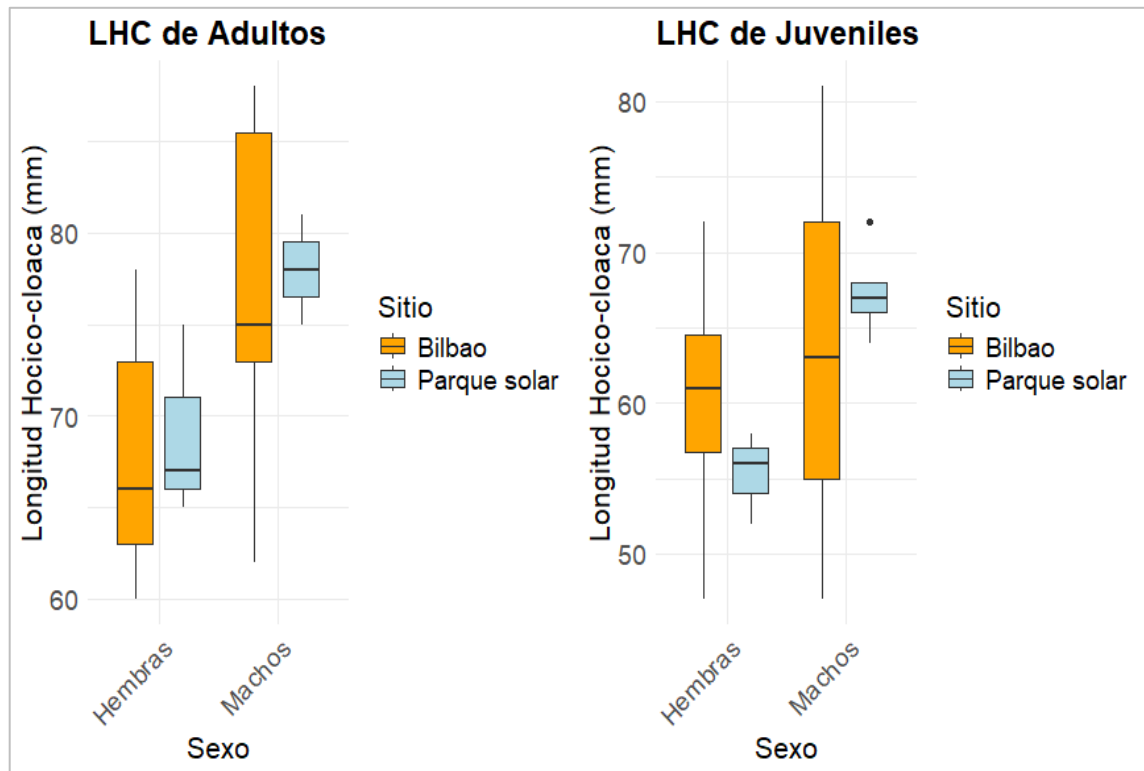


Figura 13: Comparación de las medidas de Longitud hocico-cloaca de los individuos en sus categorías de sexo/edad.

Tras aplicar esta prueba para conocer las diferencias en la longitud total (LT) no se encontró una diferencia significativa entre esta medida de los machos adultos de Parque Solar y el Área Natural de Bilbao ($W=9.5$, $p=0.84$, >0.05) al igual que con los machos juveniles ($W=8$, $p>0.05$). Tras aplicar esta prueba a las hembras en sus categorías de edad,

se determinó la falta de diferencias significativas en la LT de hembras adultas ($W=10$, $p=0.22$, >0.05) al igual que en hembras juveniles ($W=3$, $p=0.4$, >0.05) (Figura 14).

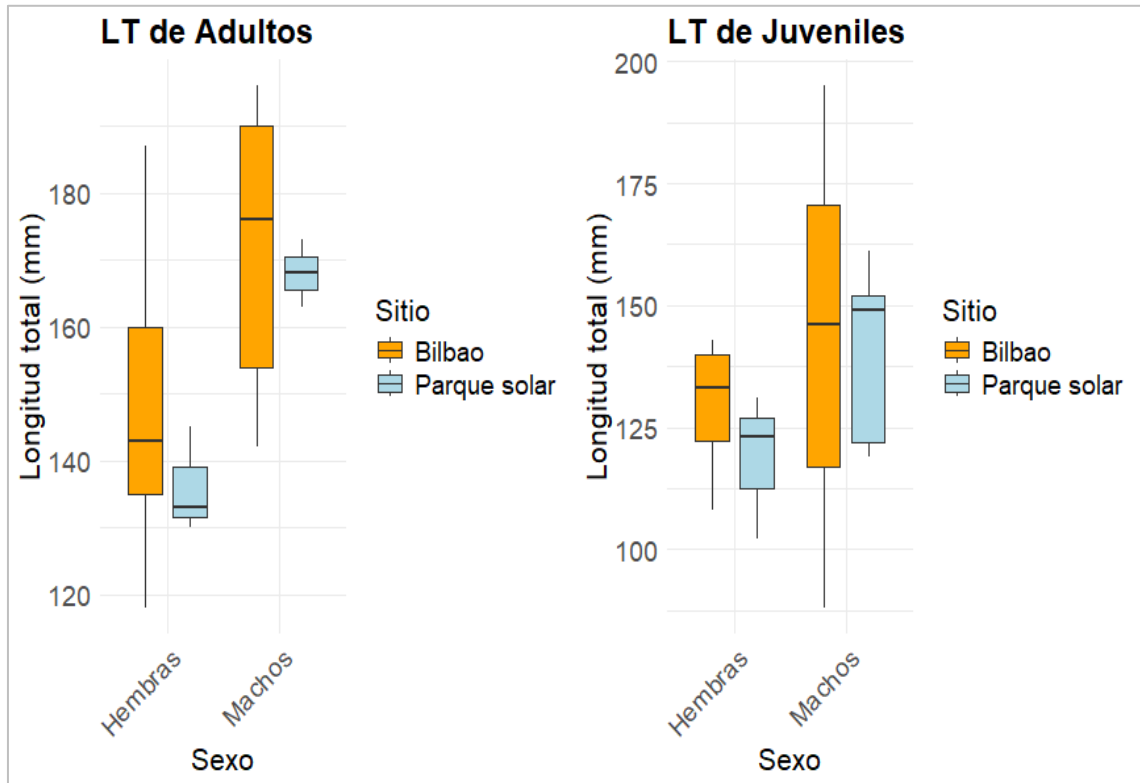


Figura 14: Comparación de longitud total de los individuos por categorías de sexo/edad.

Por último, no se encontró una diferencia significativa del peso entre los machos adultos ($W=10$, $p=0.92$, >0.05) ni en los machos juveniles ($W=9$, $p=0.76$, >0.05). Del mismo modo, la diferencia del peso entre hembras adultas de los sitios no fue estadísticamente significativa ($W=6.5$, $p=0.09$, >0.05), lo que se repitió en el caso de las hembras juveniles ($W=5.5$, $p=0.05$) (Figura 15).

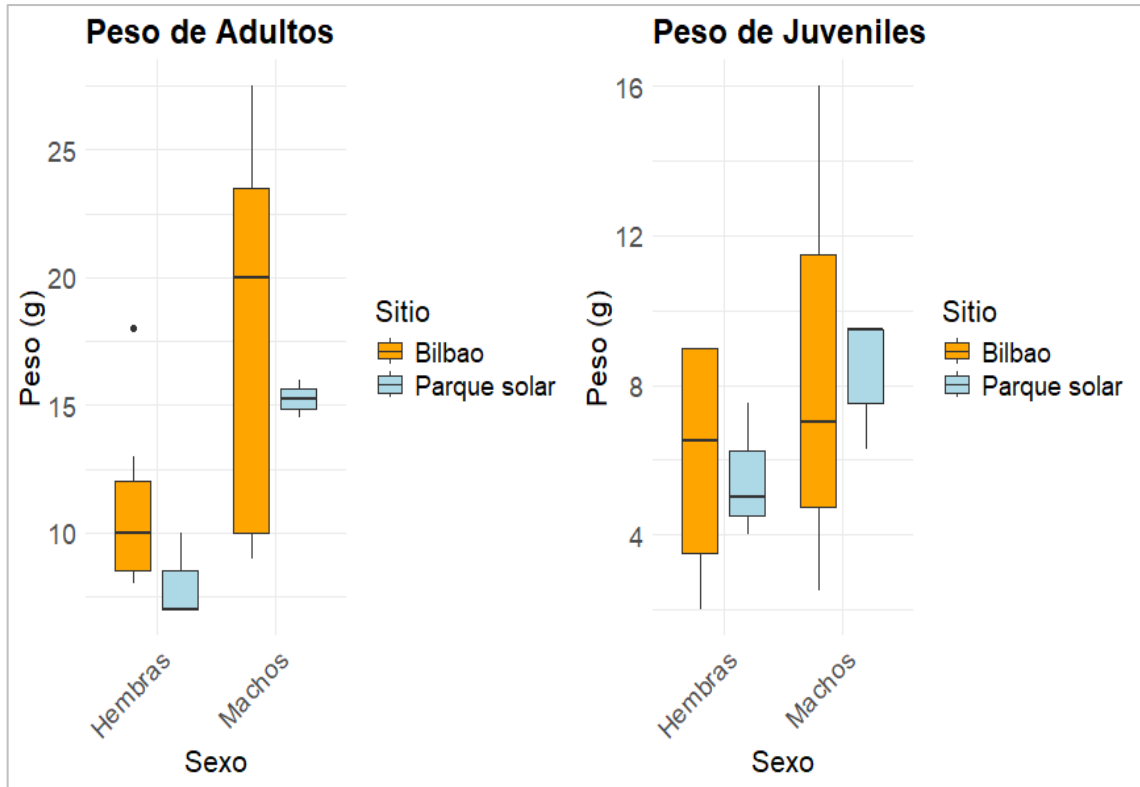


Figura 15: Comparación de peso de los individuos por categorías de sexo/edad.

Posteriormente, se buscó identificar las diferencias morfométricas entre las crías de ambas poblaciones. Partiendo de la comparación de las medidas de LHC sin encontrar diferencias significativas de la LHC de las crías ($W= 1005$, $p=0.79$, >0.05). De igual manera, tras la aplicación de la prueba no se encontró una diferencia significativa en el peso de las crías entre ambas poblaciones ($W= 122.5$, $p=0.66$, >0.05) (Figura 16). Tras la realización de esta prueba aplicada a los individuos colectados en los dos sitios, con un 95% de confianza, se concluye que no existen diferencias significativas en la morfometría de las poblaciones de *Uma exsul* en sus estratos poblacionales del Parque Solar y el Área Natural de Bilbao.

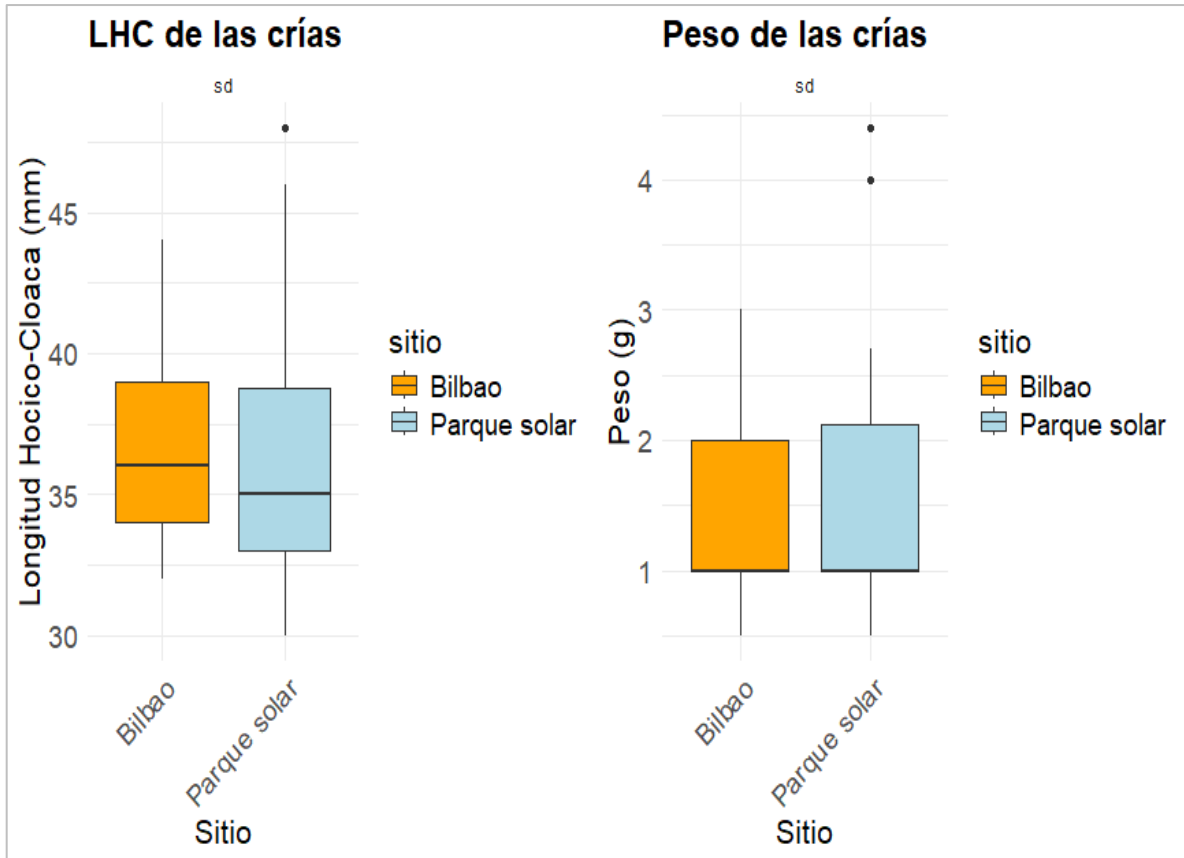


Figura 16: Comparación de medidas morfométricas de las crías de los sitios.

7.3.4 Influencia de las variables en la morfometría de las poblaciones

Tras la aplicación del Anova de dos vías se determinó un efecto significativo del sexo en la LHC ($p=0.010$, <0.05) al igual que el sitio ($p=0.012$, <0.05) sin que la interacción entre ambas variables represente un efecto significativo ($p=0.25$, >0.05). Se dio el mismo caso en el peso, ya que el sexo y el sitio representan un efecto significativo de manera individual ($p<0.05$), mas no la interacción entre estas dos variables ($p=0.28$, >0.05) (Figura 17).

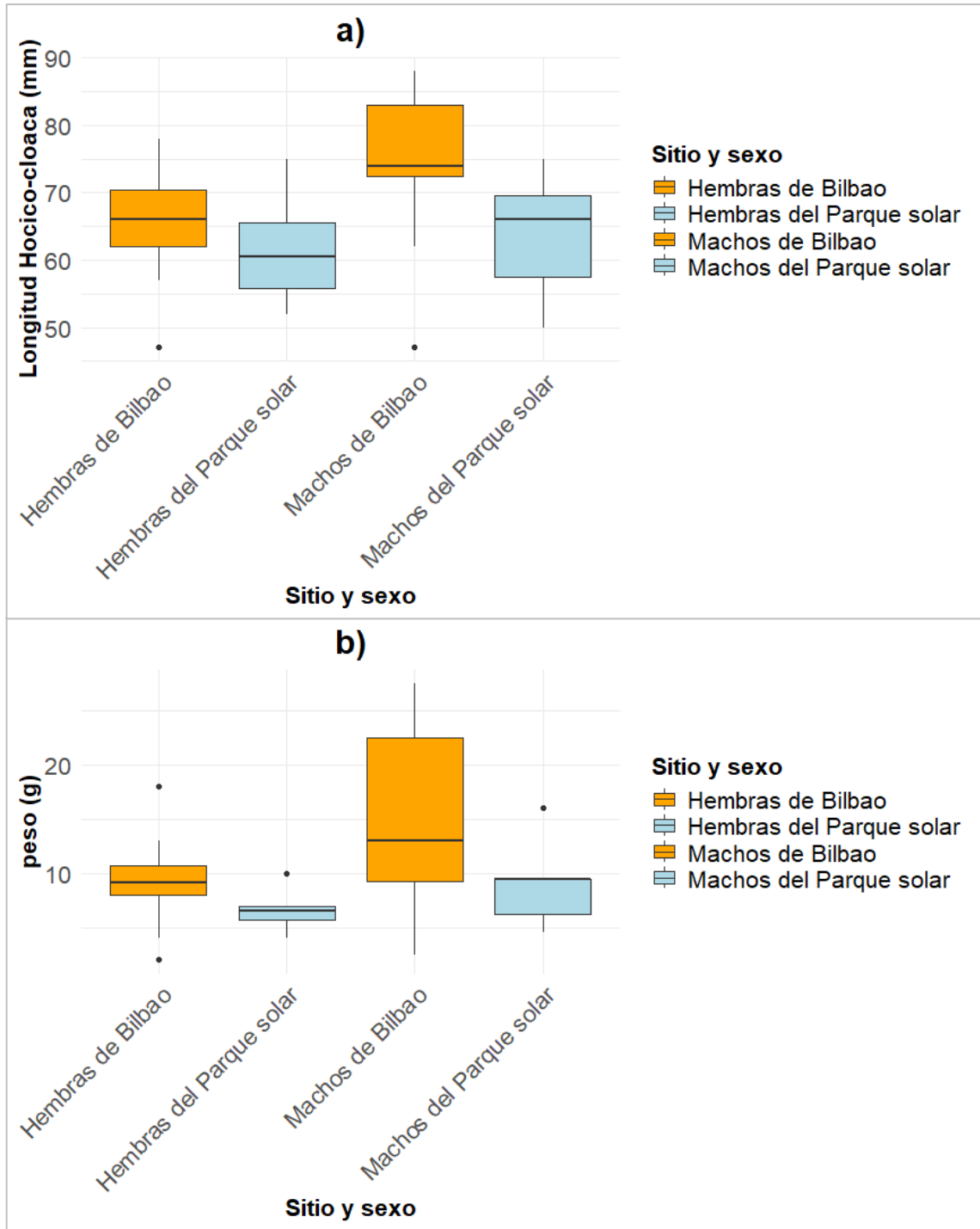


Figura 17: Comparativa de las medidas morfométricas de las variables sexo/sitio de ambas poblaciones.

Posteriormente, se determinó la proporción de la varianza de las variables y su interacción (Anexo 7). Al determinar el efecto de la variable del sexo (Tabla 12), se determinó que este explica el 11.17% de la variabilidad total y el 12.83% de la variabilidad parcial de la LHC, mientras que, para el peso, el sexo de los individuos explica el 16.36% de la variabilidad total y el 18.64% de la variabilidad parcial. Los porcentajes del efecto del sitio fueron similares, ya que esta variable representa el 12.07% de la variabilidad total y el 13.71% de la variabilidad parcial de la LHC, siendo que, para el peso, el efecto del sitio explica el 11.97% de la variabilidad total y el 14.36 de la variabilidad total, con lo cual, en el análisis de los factores sexo/sitio, se determinó un efecto moderado de estos factores en la morfometría.

Por último, la interacción entre ambas variables representa un efecto reducido al explicar el 2.08% de la variabilidad total y el 2.66% de la variabilidad parcial de la LHC y solo el 1.77% de la variabilidad total y el 2.42% de la variabilidad parcial del peso, siendo un efecto mucho más reducido que el de las variables individuales.

Tabla 12: Tamaño del efecto de las variables sexo/sitio en la prueba ANOVA de dos vías. η^2 (tamaño del efecto en la variabilidad total), η_p^2 (tamaño del efecto en la variabilidad parcial), $\eta^2(\%)$ (variabilidad total expresada en porcentaje), $\eta_p^2(\%)$ (variabilidad parcial expresada en porcentaje).

Variables (LHC)	η^2	η_p^2	$\eta^2(\%)$	$\eta_p^2(\%)$
Sitio	0.1207	0.1371	12.07%	13.71%
Sexo	0.1117	0.1283	11.17%	12.83%
Sitio: Sexo	0.0208	0.0266	2.08%	2.66%
Variables (Peso)	η^2	η_p^2	$\eta^2(\%)$	$\eta_p^2(\%)$
Sitio	0.1197	0.1436	11.97%	14.36%
Sexo	0.1636	0.1864	16.36%	18.64%
Sitio: Sexo	0.0177	0.0242	1.77%	2.42%

Mediante la prueba post-hoc Tukey se encontró una diferencia significativa entre las medias de LHC entre los individuos del Área Natural de Bilbao y el Parque Solar (diff = -7.06, $p < 0.05$), siendo los machos quienes presentan una media de LHC mayor que las hembras (diff = 6.56, $p = 0.05$). Sobre la interacción entre los factores, se determinó que los machos son significativamente más grandes que las hembras en el Área Natural de Bilbao (diff = 8.42, $p < 0.05$), así como también que las hembras del Parque Solar (diff = 13.09, $p < 0.05$). Posteriormente, la prueba arrojó a un valor que raya el umbral de la significancia en la comparativa de LHC entre los machos de los sitios (diff = -10.89, $p = 0.045$).

Al seguir con la prueba aplicada al peso se determinó que la diferencia en la media de peso entre los sitios es estadísticamente significativa, siendo la media del parque fotovoltaico menor que la del Área Natural de Bilbao (diff = -4.63, $p < 0.05$). En la evaluación de los sexos se definió una diferencia significativa en la media del peso entre machos y hembras (diff = 4.632, $p < 0.05$) y en cuanto a la interacción entre el factor de los sexos y los sitios, se determinó que la diferencia significativa entre los machos del Área Natural de Bilbao y las hembras del mismo sitio (diff = 5.63, $p < 0.05$), al igual que los machos y hembras del Parque Solar ($p < 0.05$). Se encontró una diferencia significativa entre los machos de ambos sitios (diff = -6.18, $p = 0.04$), sin embargo, este valor se encuentra cercano del nivel significancia (p ajustado = 0.0445) al igual que en la prueba aplicada a la LHC, por lo tanto, la diferencia entre los machos de los sitios debe interpretarse con precaución, sin asumir en su totalidad una diferencia significativa entre los machos de los sitios.

7.4 Actividad diaria

7.4.1 Actividad en los sitios

La actividad de *Uma exsul* en los sitios fue completamente diurna, con el mayor número de individuos activos durante el periodo matutino (Figura 18), lo que se repitió en la gran mayoría de las temporadas. Se contó hasta un total de 244 individuos activos durante la mañana en el parque fotovoltaico (09:00-12:00 hrs), y el número de estos se vio disminuido avanzado el mediodía, y se volvió a observar mayor actividad en el sitio hacia el periodo vespertino (15:00-18:00 hrs), y se cuantificó un total de 238 ejemplares cuya actividad fue durante horas de la tarde. En el Área Natural de Bilbao la actividad fue predominantemente matutina, con un total de 150 individuos activos durante este periodo; en contraparte, solo se documentaron 57 individuos con actividad vespertina en el Área Natural de Bilbao.

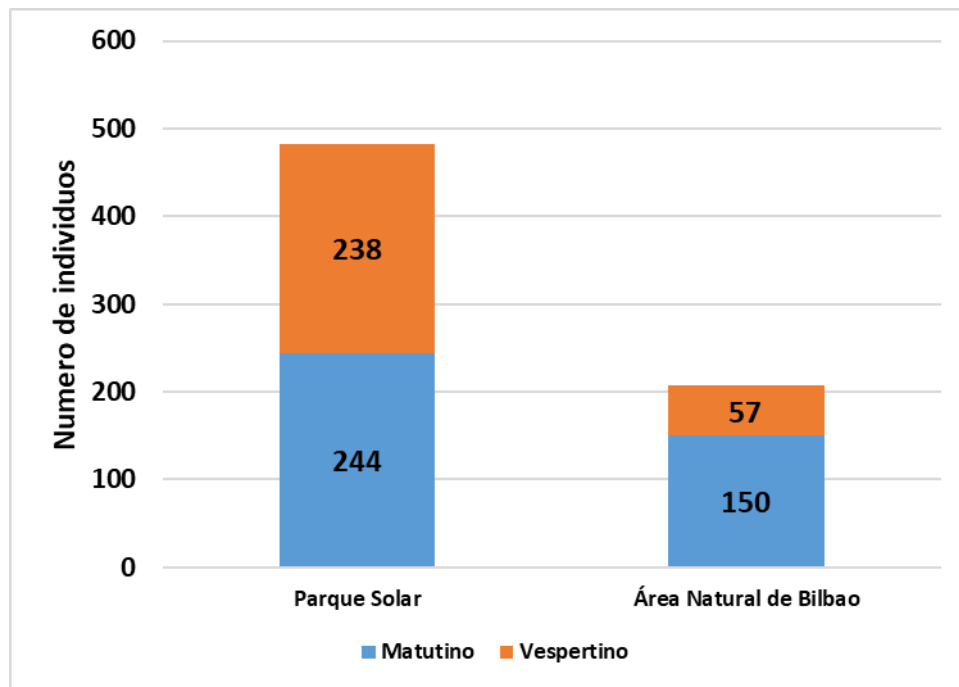


Figura 18: Total de individuos activos por horario en los sitios.

7.4.2 Actividad por temporada

Entre las temporadas, la actividad de *U. exsul* predominó durante horas de la mañana, lo que ocurrió en ambos sitios. En el Parque Solar (Figura 19) se observaron hasta 60 individuos con actividad matutina al comienzo del monitoreo, y solo 36 ejemplares durante la jornada vespertina. Para el verano se vio un incremento en el número de ejemplares activos en los dos periodos; aunque la actividad matutina siguió siendo predominante (59 individuos activos) y el incremento que se observó para el periodo vespertino llegó hasta 43 ejemplares.

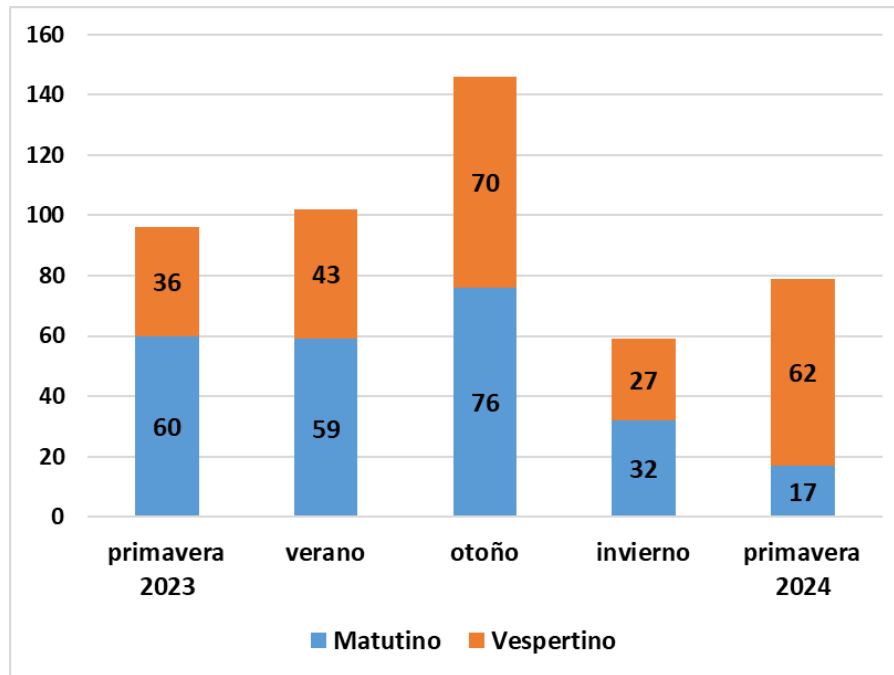


Figura 19: Individuos activos por temporada/horario en el Parque Solar.

En la primavera de 2024 se documentó la mayoría de los ejemplares con actividad vespertina, debido a que solo se registraron 17 individuos con actividad matutina y 62 con actividad vespertina. Se encontró la misma tendencia por la actividad diaria en el Área Natural de Bilbao (Figura 20), siendo durante el verano cuando se observó el mayor número de ejemplares activos en horas de la mañana (78 ejemplares), lo que es una gran diferencia del número de individuos activos durante la tarde, puesto a que solo se contaron 16 individuos.

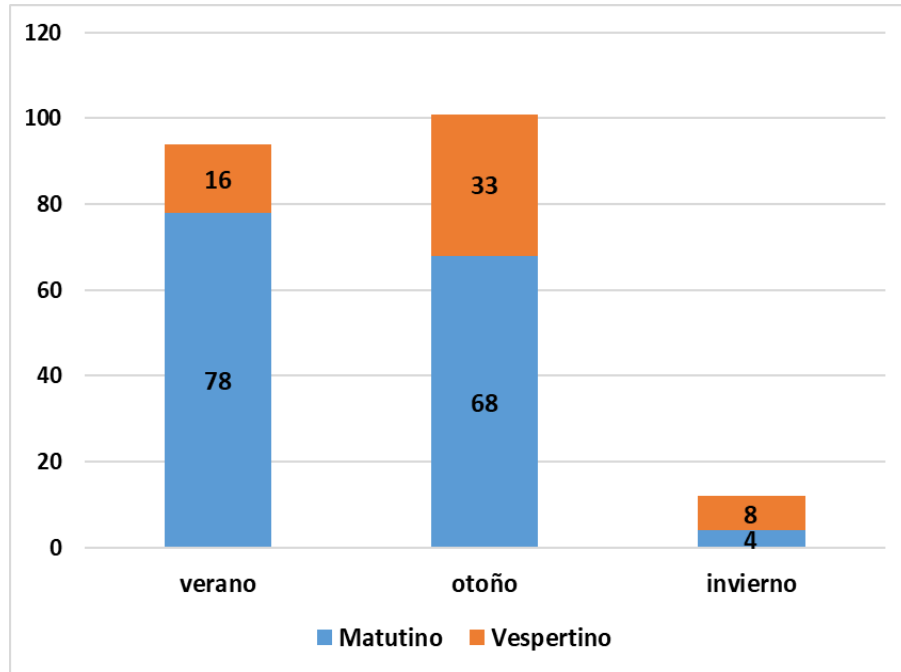


Figura 20: Individuos activos por temporada/horario en el Área Natural de Bilbao

A diferencia del Parque Solar, se registró una disminución en el número de individuos en la mañana (68 ejemplares); aunque sí ocurrió un aumento de aquellos con actividad vespertina, en el que se cuantificaron 33 individuos. Evidentemente, la actividad en el Área Natural de Bilbao disminuyó para el invierno, esto ocurrió de manera drástica para los dos periodos de actividad, siendo la diferencia más notable para el periodo matutino, en el que solamente se observaron 4 ejemplares; y, aunque la diferencia es bastante reducida, se registraron la mayoría de los individuos activos durante la tarde, siendo únicamente 8 individuos con actividad vespertina durante el invierno.

Al comparar la cantidad de individuos activos en los sitios, se encontró que en el Parque Solar la actividad de *U. exsul* es más equilibrada en las temporadas. En contraste, En el Área Natural de Bilbao, la actividad predomina en la jornada matutina tanto en verano como en otoño, aunque durante el invierno, la actividad de *U. exsul* fue mayor en el periodo vespertino, donde se observaron 8 ejemplares (Figura 21).

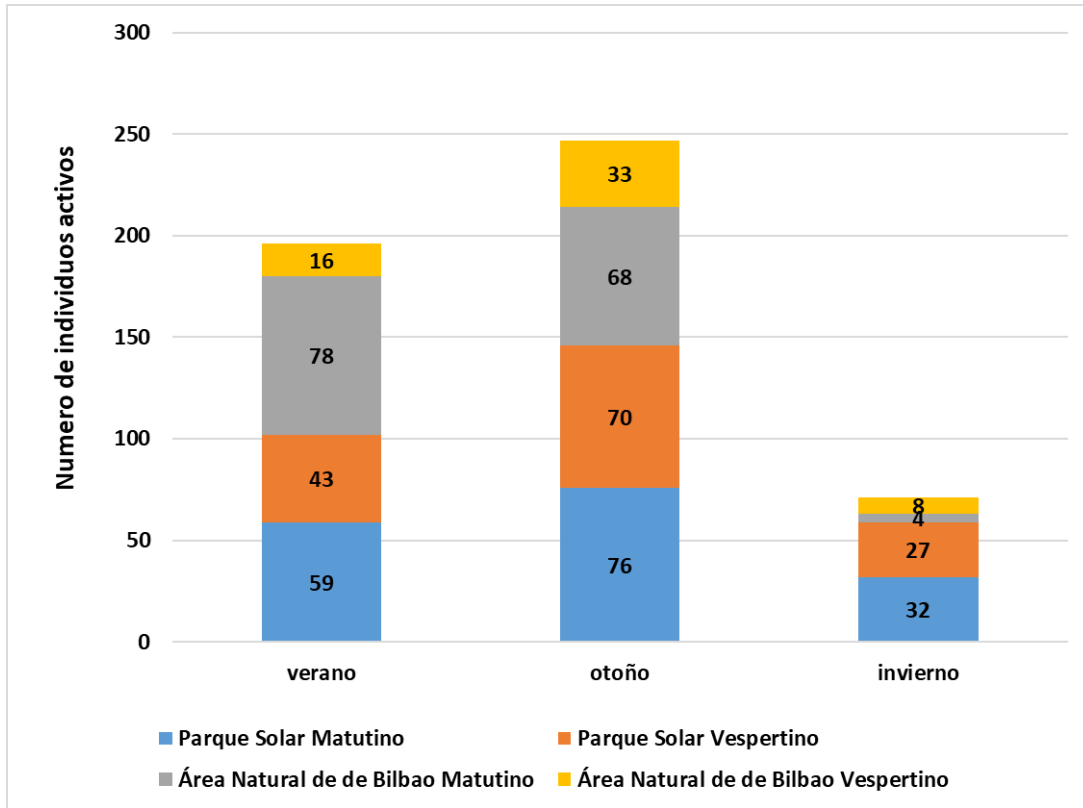


Figura 21: Número de individuos activos por temporada/horario en los sitios.

7.4.3 Influencia de la temporada/sitio en la actividad diaria

Con el resultado de la prueba χ^2 , se definió una relación significativa entre el sitio y el horario de actividad de *U. exsul* en los sitios ($X=16.32$, $p<0.01$), lo que sugiere que la actividad de los individuos en ambos horarios no es independiente del sitio (Figura 22). Se optó por el uso de la corrección de Bonferroni para reducir la probabilidad de cometer un error del tipo 1. Luego de haber realizado este ajuste, se obtuvo un valor de p ajustada menor que el nivel de significancia ($p<0.01$), con lo cual, se puede concluir que el efecto observado entre el sitio y el horario de actividad es estadísticamente significativo.

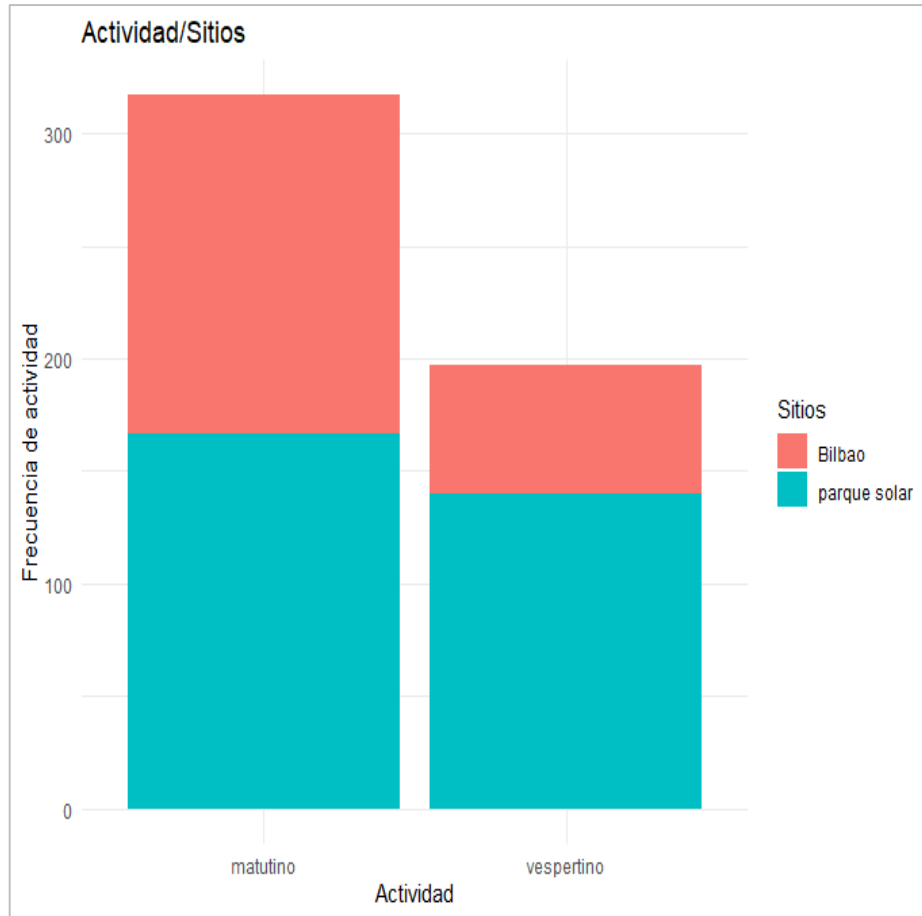


Figura 22: Frecuencia de individuos activos por sitio.

Del mismo modo, se encontró una relación significativa entre la temporada y la actividad diaria en las poblaciones ($X=10.41$, $p=0.005$, <0.01) (Figura 23). Se aplicó la corrección de Bonferroni al valor de p obtenido de la prueba anterior, cuyo resultado permite confirmar una relación significativa entre las temporadas y el horario de actividad de los individuos ($p=0.005$), por lo que se concluye que la actividad de los individuos no es independiente de la temporada.

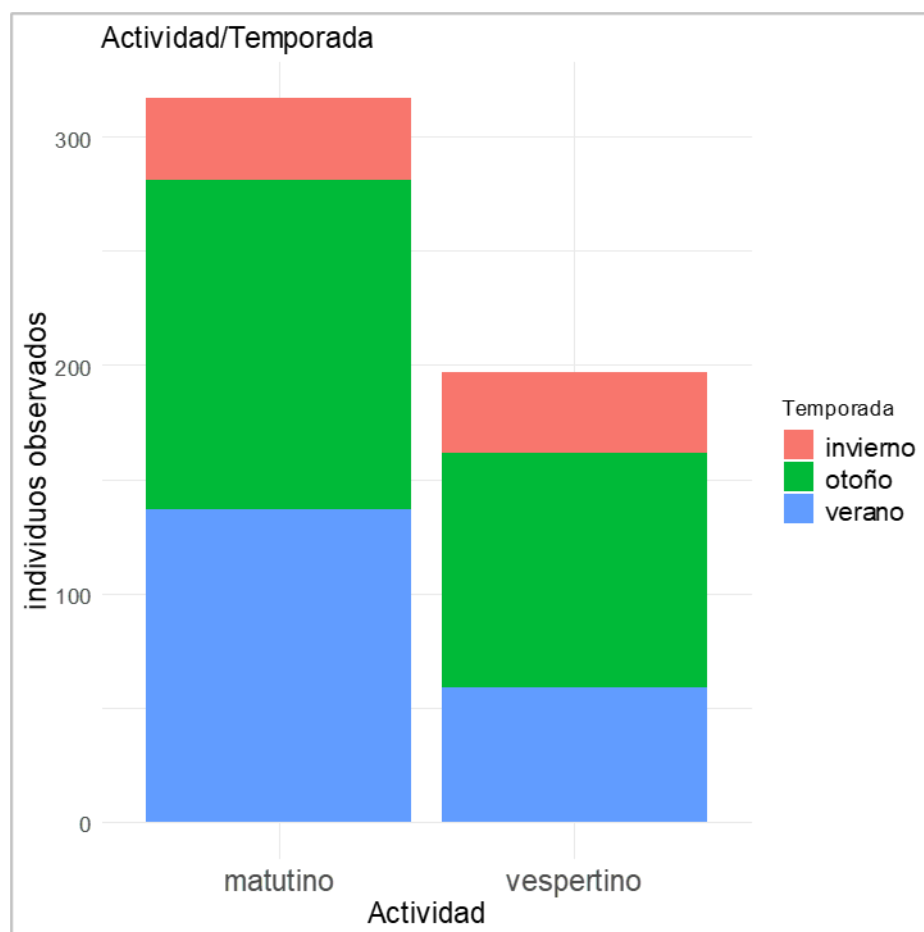


Figura 23: Frecuencia de individuos activos por temporada.

8. Discusión

8.1 Densidad poblacional y abundancia

Para estimar la densidad poblacional se utilizó a la fórmula de Hayne, que es recomendada para transectos donde los individuos pueden ser difíciles de detectar (Brower et al., 1998). Esta fórmula ha sido aplicada para estimar la densidad poblacional en entornos modificados, principalmente con mamíferos (Ramos-Nina y Canales-Gutiérrez, 2018), pero también ha sido útil para comparar densidades de herpetofauna entre sitios impactados y prístinos, ya que asume que los individuos permanecen inmóviles hasta que estos se ven en la necesidad de huir del observador (Miller y McFarlane, 2007), lo que se observó frecuentemente en los transectos.

En comparación con estudios previos, las densidades estimadas para *U. exsul* en este estudio fueron menores que las reportadas por Castañeda-Gaytán (2006) en el municipio de Viesca, pues estimó densidades de 22.9 inds/ha (2290 inds/km²) en verano y 22.6 inds/ha (2260 inds/km²) en otoño. Su estudio empleó el método de Schumacher-Eschmeyer, que consiste en la captura y marcaje de individuos durante un periodo de tiempo determinado (Freitas-Nery y Marino-Simao, 2012; Cohen et al., 2013), mientras que para este estudio se utilizó el muestreo por distancias.

Además de esta diferencia metodológica, existe una marcada variación espacial. Castañeda-Gaytán (2006) realizó su investigación aproximadamente a dos kilómetros al oeste de Villa de Bilbao, fuera de la superficie de las dunas. Su área de muestreo es considerablemente menor (dos hectáreas o 0.02 km²), en contraste con las superficies de este estudio: 28.63 km² (Parque Solar) y 30.09 km² (Área Natural de Bilbao), lo que implicaría una mayor dispersión de los individuos.

La estimación de la densidad poblacional de *U. exsul* ya ha sido estimada anteriormente en el Área Natural de Bilbao. Gadsden et al., (2001) estimaron una densidad poblacional de 14 a 71 inds/2ha (7 – 35.5 inds/ha o 700 – 3550 inds/km²). En su estudio, se delimitación de cuadrantes recorridos estacionalmente, y, al igual que en este estudio, se realizó el recorrido de transectos, pero sin registrar distancias de observación. Por tanto,

este estudio representa la primera aplicación del muestreo por distancias en poblaciones de *U. exsul*, especialmente en un sitio impactado por la instalación de un parque fotovoltaico. Cabe destacar que el tiempo que ha transcurrido entre este estudio y los estudios antes mencionados sobre la demografía de *U. exsul* supera los 20 años.

Es importante considerar que, además de las diferencias metodológicas, la actividad antropogénica en el sitio de distribución de *U. exsul* ha cambiado con el paso de los años. Las mayores densidades que fueron reportadas en estudios anteriores podrían estar relacionadas a la reducida actividad industrial que se experimentaba en Viesca desde 1992 (Ríos-Rodríguez, 2007a). Durante la década de los 2000's, actividades como el aprovechamiento maderero, urbanización, y construcción de caminos/carreteras contribuyeron al cambio de suelo (Ríos, 2007b; Rodríguez, 2015). Mas recientemente se han integrado actividades agrícolas y ganaderas (Rodríguez-Pérez y Castro-Lugo, 2023), lo que podría explicar, junto con las diferencias metodológicas, las menores densidades registradas en este estudio, evidenciando un deterioro progresivo del hábitat derivado del cambio de uso de suelo y el aumento de la presión antropogénica durante las últimas dos décadas en la región de Viesca.

En sitios fragmentados, la densidad puede disminuir por la pérdida en la calidad del entorno (Díaz et al., 2000), reduciendo la posibilidad de que los individuos encuentren microhábitats con condiciones óptimas para el forrajeo y la termorregulación (Santos et al., 2008). No obstante, también puede incrementar si ocurre un aumento en los recursos como el alimento, lo que sucede sobre todo posterior a periodos de lluvia (Gadsden et al., 2001a). Un ejemplo de este fenómeno se ha documentado en otras especies, como es el caso de *U. stansburiana*, cuya densidad puede variar como respuesta a los cambios en la productividad del sitio y la calidad del hábitat (Whitford y Creusere, 1977).

En el parque fotovoltaico se observó a una cantidad considerable de individuos debajo de los paneles solares, donde se genera una superficie provista de sombra. Se ha sugerido que la disponibilidad de nuevos recursos como refugios o alimento puede incrementar la densidad poblacional, (Buckley y Jetz, 2007; Peterson et al., 2018; Souter et al., 2004). Dado que *U. exsul* suele encontrarse en zonas sombreadas por la vegetación

García- de la Peña et al., 2007), es posible que el sombreado generado por los paneles del parque represente un recurso adicional que favorezca la termorregulación, como se ha documentado en otras especies como *Psammodromus algirus* en hábitats modificados (Santos et al., 2008). Considerando que el incremento de las temperaturas del sustrato puede sobrepasar la tolerancia térmica de la especie (Pough, 1978), es probable que los individuos busquen el sombreado bajo los paneles, lo que contribuiría a su presencia en el Parque Solar.

Otro recurso presente en el sitio bajo modificación fue el alimento, más precisamente las hormigas de la familia Formicidae, siendo uno de los principales recursos alimenticios de *U. exsul* (Gadsden et al., 2001a). Estas que pueden persistir en entornos modificados al diversificar de su dieta ante la baja calidad del alimento disponible en medios perturbados (Traniello, 1989; Gibb y Hochuli, 2002). Además, en el Parque Solar también se observó la actividad de roedores cuyas madrigueras son aprovechadas por *U. exsul* como refugio (Pough et al., 1978). Su presencia en ambientes modificados ha sido relacionada con la remoción de vegetación, lo que facilita su movilidad, la detección de depredadores y la construcción de nuevas madrigueras (Turner, 1982; Nelson et al., 2009).

Estos elementos podrían favorecer la presencia de *U. exsul* en el sitio modificado. Sin embargo, la estabilidad de estos recursos podría verse afectada por las continuas modificaciones en el uso de suelo que ocurren dentro del parque fotovoltaico.

La densidad estimada fue mayor en el Área Natural de Bilbao, donde el suelo se ha clasificado como de “baja calidad” para la agricultura, lo que ha favorecido la conservación de la vegetación nativa, y el valor paisajístico y recreativo sitio (López-López y Sánchez-Crispín, 2010). Aunque forma parte de un área bajo conservación voluntaria y no se ha utilizado para cultivos, las actividades recreativas como el tránsito de vehículos todo terreno, sobre todo en temporadas de alta afluencia representa un factor de presión para *U. exsul*, y que ya ha sido reportado en la población presente en el sitio (Gadsden et al., 2001b; García-Gutiérrez y Pompa-Mancilla, 2015; Enel Green Power, 2016). Por lo tanto, aunque el sitio es objeto de prácticas en pro de su conservación, la

población de *U. exsul* en las dunas puede resentir los efectos negativos derivados de las actividades recreativas sin supervisión.

No obstante, los datos utilizados para la estimación de densidad y abundancia se tomaron en septiembre y diciembre, después del periodo de mayor concurrencia de turistas (García-Gutiérrez y Pompa-Mancilla, 2015). El mes de septiembre corresponde a la temporada cálida y lluviosa en la región (García et al., 1985) en la que *U. exsul* es más activa (García- De la Peña et al., 2007; García-de la Peña y Romero-Méndez, 2012), por lo que la estacionalidad pudo haber facilitado la observación de los individuos.

Cabe destacar que una diferencia importante es en cuanto a las características de los sitios, pues en el Área Natural de Bilbao la mayor abundancia de *U. exsul* en la superficie de las Dunas podría ser explicada por la conservación de la vegetación nativa, ya que se han mantenido las especies como *Larrea.tridentata* considerada como una fuente de alimento para la especie (García-de la Peña, 2007a; García-Gutiérrez y Pompa-Mancilla, 2015). En cambio, en el Parque Solar, el terreno ya había sido modificado para las labores de cultivo, y posteriormente las especies que componen la vegetación nativa fueron removidas, sobre todo aquellas que no están listadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010, entre estas *L. tridentata*, junto con la remoción de suelos por la construcción de caminos de terracería, lo que podría explicar la mayor abundancia de individuos dentro del Área Natural Voluntaria de Bilbao.

8.2 Estructura poblacional

En este estudio se comparó la estructura poblacional entre ambos sitios. Dado que *Uma exsul* es una especie endémica con un rango de distribución muy restringido y una alta especificidad de nicho, la transformación del hábitat puede generar alteraciones en su composición poblacional (García-De la Peña 2007a; Walkup et al., 2017).

Entre 1996 y 1999, Gadsden et al., (2001b), estimaron la estructura poblacional de *U. exsul* en la laguna seca de Mayrán y de Viesca. Durante este periodo, reportaron una proporción de sexos predominada por hembras adultas, con una proporción machos:hembras de 1:3 en el Área Natural de Bilbao entre los meses de noviembre de 1997 a mayo de 1999. Este patrón contrasta con las proporciones obtenidas de del Área

Natural de Bilbao en 2023, donde los machos fueron más abundantes que las hembras entre septiembre y diciembre. El tiempo entre ambos estudios es considerablemente largo, y la proporción de sexos en poblaciones de lagartos puede variar con el tiempo (Tenan et al., 2013), influida por factores como la calidad del hábitat, la disponibilidad de recursos y la sensibilidad de los sexos ante las condiciones ambientales, sus diferencias en el desarrollo (Schoener y Schoener, 1980; LeGalliard et al., 2005).

U. exsul presenta diferencias en el desarrollo entre ambos sexos (Gadsden et al., 2001b) y su hábitat ha sufrido de modificaciones en las últimas décadas. En este estudio, se observó una menor proporción de hembras durante la mayoría de las temporadas. Hews, (1993) sugiere que este patrón puede estar relacionado con la redistribución de los recursos, lo que lleva a las hembras a modificar sus áreas de actividad en función de la disponibilidad de estos recursos.

En el Parque Solar, la remoción de vegetación se realizó mediante maquinaria pesada, lo que podría haber reducido el área de actividad de las hembras, que es aún menor que la de los machos, pudo verse aún más reducida después de la preparación del sitio por la disminución de fuentes de alimento (Gadsden et al., 2001b; LeGalliard et al., 2005; Castañeda-Gaytán, 2006; Enel Green Power, 2016), lo que reduciría el tiempo de exposición de las hembras y por tanto su visibilidad en los muestreos.

Sin embargo, los machos también fueron los más abundantes en el Área Natural de Bilbao, donde aún persiste la vegetación nativa (García-Gutiérrez y Pompa-Mansilla, 2015). Según Castañeda-Gaytán (2006), una abundancia mayor de alimento puede generar interacciones de competencia y agresión, lo reduciría las áreas de actividad. Los machos de *U. exsul* son más tolerantes a los traslapes intraespecíficos que las hembras, y poseen áreas de actividad más amplias, mientras que las hembras tienden a mantenerse menos expuestas y a evitar disputas territoriales (Gadsden et al., 2001b; Castañeda-Gaytán, 2006). Por ello, la mayor abundancia de machos en los sitios podría estar más relacionada con las características propias de su comportamiento, ya que son más tolerantes y con mayor movilidad, mientras que las hembras expresan una conducta más reservada, lo que explicaría su menor representación en las observaciones realizadas.

También se observó la presencia constante de crías en los sitios, las cuales, especialmente en verano y otoño, siendo estas estaciones en las que ocurre la eclosión de las puestas de huevos, incluso antes que en otras temporadas de nacimiento en el género *Uma* (Gadsden et al., 2006), coincidiendo también con las fechas en las que se realizaron los muestreos y con el periodo de mayores precipitaciones en la zona (Gadsden, 2006; García-de la Peña y Romero-Méndez, 2012). Gadsden et al. 2001 reportaron a las crías como el segundo grupo más abundante, pero con mayor presencia en el mes de noviembre, lo que asociaron con la extensión de las precipitaciones 1997. En años recientes, las precipitaciones se han concentrado entre los meses de mayo y agosto en Viesca (Servicio Meteorológico Nacional, 2025), lo cual coincide con los muestreos en los que se observó al mayor número de crías. Este patrón sugiere una relación temporal entre la presencia de las crías y el periodo de lluvias en la región, lo que podría facilitar su observación debido al aumento de recursos alimenticios tras el paso de las lluvias.

El análisis de χ^2 mostró una relación significativa entre los sitios y la composición de edad de las poblaciones; con mayor proporción de adultos en el Parque Solar. Esto podría reflejar un menor reclutamiento de individuos juveniles; ya que la actividad humana puede alterar la estructura poblacional, como se ha observado en especies como *Sceloporus aerenicolus* y *Holbrookia maculata*, donde se ha señalado el efecto del estrés por la instalación de caminos reflejado en el alto número de individuos adultos, o mayor dispersión de individuos en etapa juvenil (Walkup et al., 2017; Keehn et al., 2019). Sin embargo, se observó una mayor cantidad de individuos juveniles en el Parque Solar, lo que sugeriría una mayor supervivencia y, por ende, un mayor reclutamiento de individuos en desarrollo. Esto puede ser asociado a la menor presencia de depredadores, sobre todo de aves rapaces, las cuales suelen ser menos abundantes tras la instalación de infraestructuras de parques fotovoltaicos y al daño directo que estos ocasionan a las estas (García-de la Peña et al., 2004; Smith y Dwyer, 2016).

La estructura del medio también influye en el tamaño del área de actividad. En sitios con mayor heterogeneidad (como el Área Natural de Bilbao) *U. exsul* puede incrementar su área de actividad. En contraste la transformación del medio (en el caso de

Parque Solar) puede llevar al reacomodo y disponibilidad de microhábitats, además de alterar el comportamiento, ecología y fisiología de las especies que enfrentan cambio en su entorno, por lo que, en ciertas etapas de vida, los individuos pueden optar por estrategias que mejoren su forrajeo o su territorialidad (Eason y Stamps, 1992; Vega et al., 2000; García-De la Peña et al., 2004).

8.3 Diferencias morfométricas

Las dimensiones de los individuos capturados en este estudio se encuentran dentro del rango reportado para la especie por Estrada-Rodríguez et al. (2004) y García-de la Peña y Romero-Méndez (2012), quienes indican que los individuos adultos pueden alcanzar entre 53 y 100 mm (LHC). Sin embargo, los individuos del Área Natural de Bilbao presentaron mayores promedios de longitud y peso; así como una mayor variabilidad en sus medidas corporales en comparación con los individuos del Parque Solar.

Al comparar las medidas de longitud de los individuos mediante la U de Mann-Whitney, no se encontraron diferencias significativas en las medidas de longitud y peso entre ambas poblaciones. Este resultado concuerda con estudios anteriores sobre el impacto de la pérdida de vegetación en zonas desérticas, donde tampoco se encontraron diferencias significativas en la condición corporal de los individuos entre sitios impactados y sin impacto, lo que es asociado con la disponibilidad de alimento, la cual podría mantenerse aún en hábitats modificados (Attum y Eason 2006).

En el Parque Solar fue común observar hormigas que forman parte de la dieta de *U. exsul*, cuya presencia en sitios perturbados se atribuye a su capacidad de colonizar dichos sitios modificados (Gadsden et al., 2001a; Crist, 2009), por lo que la permanencia de este recurso alimenticio podría evitar una mayor disminución en la condición corporal de los individuos.

A pesar de la falta de diferencias significativas, los mayores promedios de longitud y peso registrados en el Área Natural de Bilbao podrían estar relacionados con una mayor disposición del recurso alimenticio. Este sitio aún cuenta con la vegetación nativa que favorece la presencia de artrópodos que conforman la dieta de *U. exsul* (Durstche, 1995;

García-de la Peña et al., 2007; García-Gutiérrez y Pompa-Mancilla, 2015). No obstante, dado a que gran parte de la superficie del Área Natural de Bilbao consiste en arena suelta, los individuos deben desplazarse activamente hacia la vegetación durante el forrajeo, por lo que el factor que la diferencia entre los sitios podría estar influida por otros factores, como la temperatura.

En comparación con estudios previos, los promedios de las medidas corporales en este estudio son menores que lo registrado por Castañeda-Gaytán (2006), quien reportó promedios de LHC y peso de hasta 78.7 mm en machos y 67.5 mm en hembras, con pesos de 16 y 10.5g respectivamente. Durante 2006, las temperaturas máximas promedio fueron de 38°C en julio, 37°C en septiembre y 30°C en diciembre, mientras que, en julio de 2023, el cual llegó hasta los 40°C en la zona de Viesca (Servicio Meteorológico Nacional, 2025).

Las matrices resultantes de la fragmentación de los hábitats pueden presentar un aumento en las temperaturas, y con ello, la actividad diaria de los lagartos puede verse alterada (Tuff et al., 2019). En el Parque Solar, gran parte del suelo y la vegetación fueron removidos (Enel Green Power, 2016), lo que resultó en porciones del suelo compactado, habiendo una menor la disposición de arena suelta, lo que dificultaría la capacidad de *U. exsul* de aprovechar la arena suelta para su termorregulación (Pough, 1978; García-de la Peña y Romero-Méndez, 2012).

Este cambio en la estructura del sitio significaría un mayor esfuerzo de movimiento para los individuos del Parque Solar, al tener que desplazarse activamente durante más tiempo hacia sitios sombreados para regular su temperatura corporal en lugar de poder enterrarse directamente bajo el sustrato, significando un mayor gasto energético.

Finalmente, la mayor variabilidad en la morfometría de *U. exsul* en el Área Natural de Bilbao podría estar relacionada con su densidad poblacional. Al considerar la estructura este sitio, donde la densidad de individuos puede ser mayor que la de la cobertura vegetal, un mayor tamaño corporal puede favorecer a los individuos durante sus despliegues de competencia (Calsbeek y Smith, 2007; Iglesias et al., 2012). Además, la presencia de plantas nativas favorece la presencia de artrópodos, lo que significa un incremento de alimento, y, por ende, una mayor presencia de individuos y con ello la competencia entre

los mismos (Castañeda-Gaytán, 2006). Así, las condiciones ecológicas del Área Natural de Bilbao, aparte de promover una mayor densidad poblacional también podrían promover una mayor diversidad morfológica en la que los individuos pueden competir en un entorno con recursos más abundantes.

8.4 Actividad diaria

Se observó un patrón de actividad bimodal en ambas poblaciones de *U. exsul*, el cual, según García-De la Peña et al., (2007b), persiste a lo largo del año, aunque tiende a variar acorde a los cambios en las temperaturas del sustrato y del aire. En verano, la actividad diurna de *U. exsul* comienza más temprano que en la primavera y durante su segundo periodo de actividad, puede extenderse hasta las 18:00 hrs. En contraste, durante el otoño se ha reportado que la actividad vespertina termina alrededor de las 17:00 hrs, sin información sobre la actividad de la especie durante el invierno.

La cantidad de individuos activos varió entre ambos sitios, pues la mayoría de las observaciones en el muestreo de otoño ocurrieron en el parque solar. En entornos modificados, la actividad de especies especialistas puede aumentar, como se reportó en el caso de *Sceloporus arenicolus*, donde la fragmentación redujo la disponibilidad de microhábitats y forzó a los individuos a un mayor desplazamiento para acceder a recursos disponibles en los parches del hábitat fragmentado (Young et al., 2018).

En el parque solar, se observó al mayor número de individuos activos principalmente debajo de los paneles, donde la cobertura de vegetación arbustiva era menor. En dichas secciones se encontraba ausente la gobernadora (*L. tridentata*) considerada como una fuente de alimento para *U. exsul*, ya que se le atribuye la concentración de artrópodos (Durtsche, 1995; García- de la Peña, 2007b), lo que implicaría una menor disponibilidad de alimento en el Parque Solar. Esto llevaría a una mayor necesidad de desplazamiento hacia zonas con mayor alimento disponible (Balouch et al., 2022), lo que explicaría un mayor número de individuos activos en el Parque Solar.

Por su parte, en el Área Natural de Bilbao se registró al mayor número de individuos activos durante el verano, sobre todo en la jornada matutina. A diferencia del Parque Solar, donde una amplia extensión del terreno está ocupada por paneles solares, la

superficie de las Dunas de Bilbao está ocupada en su gran mayoría por la acumulación de arena característica de la zona, con una menor cobertura de sombra, lo que significaría una menor superficie de sombra para su termorregulación.

En áreas abiertas, como las dunas, la actividad de *U. exsul* no solo depende de la vegetación, sino también de refugios creados por roedores y del uso del sustrato arenoso, de los cuales *U. exsul* puede aprovecharlos como refugio y para regular su temperatura corporal (Pough et al., 1978; García-de la Peña y Romero-Mendez, 2012). La presencia de madrigueras en la región puede asociarse al género *Dipodomys* o “ratas canguro”, el cual está presente en el Desierto Chihuahuense junto con conejos (*Sylvilagus*) y liebres (*Lepus*) y con capacidad de utilizar tierra sin vegetación para establecer sus madrigueras (Best, 1988; Root et al., 1999; Elizalde-Arellano et al., 2014), por lo que la actividad de *U. exsul* en Bilbao podría estar relacionada con el uso de estos espacios y del sustrato al haber una menor disponibilidad de sombra para la termorregulación que facilitara su exposición, y, por tanto, dificultaría su visibilidad.

Otro de los motivos en cuanto a la diferencia en la cantidad de los individuos activos observados es la habituación a la intromisión humana, la cual puede variar entre ambos sitios (García-Gutiérrez y Pompa-Mancilla, 2015; Enel Green Power, 2016). La habituación en los lagartos puede variar acorde a los sexos, siendo los machos quienes pueden ser más propensos a la habituación por su constante exposición en áreas donde se ubican otros organismos de bajo riesgo como lo son los seres humanos (Rodríguez-Prieto et al., 2011).

En el parque fotovoltaico, la actividad humana se ha mantenido constante debido al ingreso recurrente de personal y vehículos. Esta exposición prolongada a los seres humanos podría haber facilitado la habituación de *U. exsul* a la presencia de los trabajadores, quienes además han sido informados sobre el estado de conservación de *U. exsul* dentro de la NOM-059-SEMARNAT-1994 y NOM-059-SEMARNAT-2010, (SEMARNAT, 2002; Enel Green Power, 2016), por lo que han recibido instrucciones para evitar dañar a los individuos presentes en las instalaciones. Este manejo podría explicar una mayor tolerancia de los individuos hacia la presencia del ser humano.

En cambio, el tránsito de visitantes en el Área Natural de Bilbao está limitado a turistas de las ciudades aledañas a Viesca, y aunque el sitio ofrece de recorridos guiados por las dunas, no se especifica si los turistas que llegan a las dunas reciben algún tipo de información sobre *U. exsul* y su categoría de conservación dentro de la Norma Oficial Mexicana (García-Gutiérrez y Pompa-Mancilla 2015). El desconocimiento sobre la especie por parte de los visitantes podría llevar a intentos de una interacción directa con los individuos y como consecuencia, a una posible huida hacia partes más alejadas del sitio.

Además, la afluencia turística en el Área Natural de Bilbao ocurre en ciertos periodos del año, por lo que la entrada de visitantes está limitada a eventos estacionales, en contraste con la exposición diaria que ocurre en el Parque Solar. Ante la limitada presencia humana, los individuos pueden percibir al ser humano como una verdadera amenaza de depredación y huir a mayor distancia (McGowan et al., 2014; Golawska et al., 2024). Lo anterior explicaría la menor cantidad de individuos activos en el Área Natural de Bilbao, pues la menor exposición humana podría mantener a los individuos en un comportamiento más cauteloso, lo que reduciría la cantidad de individuos activos observados por una rápida respuesta de huida.

9. Conclusiones

La mayor densidad poblacional de *U. exsul* ocurre en el Área Natural de Bilbao, durante el mes de septiembre.

La proporción de machos supera a la de las hembras en ambos sitios.

Los machos adultos junto con las crías son los más abundantes en los dos sitios durante gran parte del año.

No hay diferencias estadísticamente significativas en la morfometría los individuos al compararse entre categorías de sexo/edad.

Tras la realización de la prueba post-hoc Tukey, las diferencias en la morfometría de los individuos rayan el umbral de la significancia, por lo que no es posible asumir una diferencia morfometría entre los machos de ambas poblaciones.

La cantidad de individuos adultos y juveniles es mayor en el Parque Solar que en Área Natural de Bilbao.

El sitio y el sexo de los individuos ejercen un efecto estadísticamente significativo en la morfometría de las poblaciones de *U. exsul*.

La actividad de *U. exsul* presenta un patrón de actividad bimodal en ambas poblaciones, con el mayor número de individuos activos en el periodo matutino.

El mayor número de individuos activos se da en el Parque Solar durante el mes de septiembre, mientras que en el Área Natural de Bilbao ocurre en mes de julio.

10. Perspectivas

Este proyecto abordó el impacto de la instalación de infraestructuras para energías limpias sobre una población endémica de lagarto con alta especificidad de nicho. Debido a la sensibilidad de la especie y la perturbación directa del hábitat, fue indispensable realizar observaciones de campo estacionales y detalladas.

Para futuros estudios similares, es fundamental establecer una comunicación efectiva entre investigadores y quienes gestionan o utilizan el territorio, como dueños, ejidatarios o administradores. Su conocimiento del sitio es invaluable para contextualizar los cambios observados en las poblaciones.

Así mismo, es esencial definir desde el inicio un método de muestreo estandarizado, con un esfuerzo de campo constante (mismo número de observadores, horarios y recorridos), para garantizar la confiabilidad de las estimaciones demográficas.

En los siguientes proyectos que involucren el impacto de la transformación del hábitat en la herpetofauna, es recomendado no solo tomar datos de las propias características de los individuos, sino también del uso de los posibles nuevos recursos tras la modificación del entorno, lo cual permitirá mejorar la comprensión de como los individuos interactúan con nuevos recursos que pueden ser aprovechados en sus diferentes estrategias para sobrevivir.

Trabajar con especies crípticas como *Uma exsul* también requiere conocer sus patrones de comportamiento y uso de microhábitat, lo cual mejora notablemente la eficiencia en campo. Finalmente, en áreas destinadas a la conservación, la educación ambiental dirigida tanto a pobladores como a visitantes es clave para fomentar prácticas responsables y fortalecer la protección de especies amenazadas.

Anexos

Anexo 1: Medición de distancia perpendicular de puntos de Bilbao en verano para estimación en distance software

```
##paquetería

library(sf)

library(ggplot2)

library(dplyr)

library(tmap)

##carga de polígono y de puntos

poligonod<-st_read("dunas.shp")

puntosd<-read.csv("verano_bil.csv")

##conversión de csv a objeto espacial

puntos_dbil <- st_as_sf(puntosd, coords = c( "UTMX" , "UTMY" ), crs = 32613)

st_crs(puntos_dbil)

st_crs(transectos4jb)

st_crs(poligonod)

st_crs(puntos_4jb)

##exportación del archivo shp

st_write(puntos_db,
"c:/DirectorioR/pruebas_uexsul_tesis/densidad_parcelas_exp/puntos_dbil_utm.shp")

##carga de transectos del 4 de julio

transectos4jb<-st_read("tr_4j_bil.shp")

##medición de la distancia perpendicular en metros

dist_perpendicular <- st_distance(puntos_4jb, transectos4jb)

dist_minima <- apply(dist_perpendicular, 1, min)

puntos_4jb$distancia_perpendicular <- dist_minima

#asignación de puntos a los transectos

if (!"id" %in% names(transectos4jb)) {

  transectos4jb$id <- 1:nrow(transectos4jb)
```

```
}  
nearest_transect <- st_nearest_feature(puntos_4jb, transectos4jb)  
puntos_4jb$id <- transectos4jb$id[nearest_transect]  
head(puntos_4jb)  
  
##carga de transectos del 5 de julio en Bilbao  
transectos5jb<-st_read("tr_5j_bil.shp")  
puntos_5jb <- puntos_dbil[puntos_dbil$fecha == "5 de julio", ]  
##medición de distancia perpendicular de los transectos del 5 de julio  
dist_perpendicular <- st_distance(puntos_5jb, transectos5jb)  
dist_minima <- apply(dist_perpendicular, 1, min) # Encuentra la distancia mínima para  
cada punto  
puntos_5jb$distancia_perpendicular <- dist_minima  
  
##asignación de puntos a los transectos  
nearest_transect <- st_nearest_feature(puntos_5jb, transectos5jb)  
puntos_5jb$id <- transectos5jb$id[nearest_transect]  
head(puntos_5jb)  
  
##carga de transectos del 6 de julio en Bilbao  
transectos6jb<-st_read("tr_6j_bil.shp")  
puntos_6jb <- puntos_dbil[puntos_dbil$fecha == "6 de julio", ]  
##medición de distancia perpendicular  
dist_perpendicular <- st_distance(puntos_6jb, transectos6jb)  
dist_minima <- apply(dist_perpendicular, 1, min)  
puntos_6jb$distancia_perpendicular <- dist_minima  
  
##asignación de los puntos a los transectos  
if (!"id" %in% names(transectos6jb)) {  
  transectos6jb$id <- 1:nrow(transectos6jb)  
}
```

```
nearest_transect <- st_nearest_feature(puntos_6jb, transectos6jb)
puntos_6jb$id <- transectos6jb$id[nearest_transect]

##carga de transectos del 7 de julio en Bilbao
transectos7jb<-st_read("tr_7j_bil.shp")
puntos_7jb <- puntos_dbil[puntos_dbil$fecha == "7 de julio", ]
##medición de distancia perpendicular
dist_perpendicular <- st_distance(puntos_7jb, transectos7jb)
dist_minima <- apply(dist_perpendicular, 1, min)
##asignación de los puntos a los transectos
if (!"id" %in% names(transectos7jb)) {
  transectos7jb$id <- 1:nrow(transectos7jb)
}
nearest_transect <- st_nearest_feature(puntos_7jb, transectos7jb)
puntos_7jb$id <- transectos7jb$id[nearest_transect]
puntos_7jb$distancia_perpendicular <- dist_minima
```

Anexo 2: Cálculo de densidad del CPVS en verano

##tamaño de muestra

n_ps <- 102

##longitudes de los transectos

Lvps <- sum(427.12, 2422.37, 392.27, 2739.08, 353.70, 1811.93, 4688.55, 2416.65, 768.80, 2331, 2411.56, 198.55, 391.99, 393.34, 384.71)

##ancho de los transectos

Wvps <- sum(8.18, 33.38, 8.77, 19.18, 14.60, 20.25, 46.26, 20.59, 16.86, 14.7, 20.41, 8.25, 8.43, 8.20, 8.87)

##superficie del área de muestreo en km2

A_muestreada_julio <- (Lvps * Wvps) / 1000000

##cálculo de densidad

D_julips <- n_ps / A_muestreada_julio

##abundancia de individuos

##error estándar de verano cpvs

SE_jul <- sqrt(n_ps) / A_muestreada_julio

SE_jul

##intervalo de confianza de verano en cpvs

LI_jul <- D_julips - 1.96 * SE_jul

LS_jul <- D_julips + 1.96 * SE_jul

N_total_julio <- D_julips * A_total

Anexo 3: Estimación de densidad poblacional – Formula de Hayne

```
datos_uma_septiembre<-read.csv("otoño_cpvs.csv") ##base datos de septiembre CPVS

dist_recorrida<-14937.91 ##sumatoria de los transectos en el muestreo

##filtrado de datos **solo aquellos con distancia perpendicular registrada

datos_filtrados <- datos_uma_septiembre[!is.na(datos_uma_septiembre$dist_m), ]

datos_filtrados

## conjunto de distancias perpendiculares

dp<-datos_filtrados$dist_m

dp

area_km2<- 28.63 #area del CPVS en km2

##area de muestreo

ancho_dp<- mean(dp) #promedio de la distancia perpendicular

area_muestreo <- dist_recorrida * ancho_dp

dist_recorrida

## conversión del área de muestreo a km2

area_muestreo_km2<-area_muestreo/1000000

area_muestreo_km2

###calculo de densidad en el área de muestreo

(dp, dist_recorrida, area_muestreo_km2) {

  dens_m <- (sum(1/dp) / (2 * dist_recorrida)) * (1000000 / area_muestreo_km2)

  print(dens_m)

}

##extrapolación al área del sitio

densidad_septiembre_ps<-dens_m*(area_muestreo_km2/area_km2)
```

```
##abundancia de individuos
```

```
densidad_septiembre_ps*area_km2
```

```
##error standard cpvs
```

```
se <- sd(1/dp) / sqrt(length(dp)) * (1000000 / (2 * dist_recorrida * area_km2))
```

```
se
```

```
# Intervalo de confianza al 95%
```

```
t_value <- qt(0.975, df = length(dp) - 1)
```

```
ic_lower <- densidad_v - t_value * se
```

```
ic_upper <- densidad_v + t_value * se
```

```
# Mostrar resultados del intervalo de confianza
```

```
cat("Densidad estimada:", densidad_v, "ind/km²\n" )
```

```
cat("IC 95%: (", ic_lower, ", ", ic_upper, ")\n")
```

```
###CALCULO DE DENSIDAD DE BILBAO
```

```
densidad_uma_bil<-read.csv("otoño_bilbao.csv")
```

```
dist_recorrida_bil<-15067.61
```

```
#filtrado de datos de bilbao
```

```
datos_filtrados_bil <- densidad_uma_bil[!is.na(densidad_uma_bil$dist_m), ]
```

```
datos_filtrados_bil
```

```
dp_bil<-datos_filtrados_bil$dist_m
```

```
dp_bil
```

```
superficie_bil<-30.09 ##área de Bilbao en km2
```

```
###area de muestreo en Bilbao septiembre
```

```
ancho_dpbil<- mean(dp_bil)

area_muestreo_bil <- dist_recorrida_bil * ancho_dpbil

area_muestreo_km2bil<-area_muestreo_bil/1000000

area_muestreo_km2bil

##densidad en el área de muestreo

(dp_bil, dist_recorrida_bil, area_m,uestreo_km2bil) {

  dens_bilm <- (sum(1/dp_bil) / (2 * dist_recorrida_bil)) * (1000000 /
area_muestreo_km2bil)

  print(dens_bilm)

##extrapolacion de densidad en el sitio

dens_bilm*(area_muestreo_km2bil/superficie_bil)

##abundancia en Bilbao

N_total_bil <- dens_bil * superficie_bil

N_total_bil

##error estándar Bilbao

se_bil <- sd(1/dp_bil) / sqrt(length(dp_bil)) * (1000000 / (2 * dist_recorrida_bil *
superficie_bil))

se_bil

##intervalo de confianza Bilbao

t_valuebil<- qt(0.975, df = length(dp_bil) - 1)

ic_lowerbil<- dens_bil - t_valuebil * se_bil

ic_upperbil <- dens_bil + t_valuebil * se_bil

cat( "Densidad estimada:" , dens_bil, "ind/km²\n")
```

```
cat("IC 95%: (", ic_lowerbil, ",", ic_upperbil, ")\n")

###CALCULO DE DENSIDAD DE INVIERNO CPVS

datos_inps<-read.csv("invierno_parquesolar.csv")

dist_recorrida_inv<-67102

datos_filtrados_inv <- datos_inps[!is.na(datos_inps$dist_m), ]

datos_filtrados_inv

dp_inv<-datos_filtrados_inv$dist_m

dp_inv

superficie_inv<-28.63

superficie_inv

##area de muestreo en diciembre cpvs

ancho_dpinv<- mean(dp_inv)

area_muestreo_inv <- dist_recorrida_inv * ancho_dpinv

area_muestreo_km2inv<-area_muestreo_inv/1000000

area_muestreo_km2inv

##densidad en el área de muestreo

(dp_inv, dist_recorrida_inv, area_muestreo_km2inv) {

  dens_invm <- (sum(1/dp_inv) / (2 * dist_recorrida_inv)) * (1000000 /
area_muestreo_km2inv)

  print(dens_invm)

#extrapolación al área del sitio

dens_invm*(area_muestreo_km2inv/superficie_inv)
```

```
##calculo de abundancia invierno cpvs
```

```
N_total_inv<-dens_inv * superficie_inv
```

```
N_total_inv
```

```
##error estándar invierno cpvs
```

```
se_inv <- sd(1/dp_inv) / sqrt(length(dp_inv)) * (1000000 / (2 * dist_recorrida_inv *  
superficie_inv))
```

```
se_inv
```

```
##intervalo de confianza del muestreo de diciembre cpvs
```

```
t_valueinv <- qt(0.975, df = length(dp_inv) - 1)
```

```
ic_lower_inv <- dens_inv - t_valueinv * se_inv
```

```
ic_upper_inv <- dens_inv + t_valueinv * se_inv
```

```
cat("Densidad estimada:", dens_inv, "ind/km2\n")
```

```
cat("IC 95%: (", ic_lower_inv, ",", ic_upper_inv, ")\n")
```

```
##Calculo de densidad invierno Bilbao
```

```
datos_invbil<-read.csv("invierno_bilbao.csv")
```

```
dist_recorrida_invbil<-51620
```

```
datos_filtrados_invbil <- datos_invbil[!is.na(datos_invbil$dist_m), ]
```

```
datos_filtrados_invbil
```

```
dp_invbil<-datos_filtrados_inv$dist_m
```

```
dp_invbil
```

```
#superficie de Bilbao
```

```
superficie_invbil<-30.09
```

```
superficie_invbil
```

```
###calculo del área de muestreo invierno bilbao
```

```
ancho_dpinvbil<- mean(dp_invbil)
```

```
area_muestreo_invbil <- dist_recorrida_invbil * ancho_dpinvbil
```

```
area_muestreo_km2invbil<-area_muestreo_invbil/1000000
```

```
area_muestreo_km2invbil
```

```
###densidad en el área de muestreo
```

```
(dp_invbil, dist_recorrida_invbil, area_muestreo_km2invbil) {
```

```
  dens_invbilm <- (sum(1/dp_inv) / (2 * dist_recorrida_invbil)) * (1000000 /  
  area_muestreo_km2invbil)
```

```
  print(dens_invbilm)
```

```
#extrapolación al área de muestreo
```

```
dens_invbilm*(area_muestreo_km2invbil/superficie_invbil)
```

```
##abundancia en Bilbao, diciembre
```

```
N_total_invbil<-dens_invbil * superficie_invbil
```

```
N_total_invbil
```

```
##error estándar del resultado de diciembre Bilbao
```

```
se_invbil <- sd(1/dp_invbil) / sqrt(length(dp_invbil)) * (1000000 / (2 *  
  dist_recorrida_invbil * superficie_invbil))
```

```
se_invbil
```

```
##intervalo de confianza diciembre Bilbao
```

```
t_valueinvbil <- qt(0.975, df = length(dp_invbil) - 1)
```

```
ic_lower_invbil <- dens_invbil - t_valueinvbil * se_invbil
```

```
ic_upper_invbil <- dens_invbil + t_valueinvbil * se_invbil  
cat("Densidad estimada:", dens_invbil, "ind/km²\n")  
cat("IC 95%: (", ic_lower_invbil, ",", ic_upper_invbil, ")\n")
```

Anexo 4: Pruebas chi cuadrada

Influencia de la temporada-sitios en la estructura poblacional

```
##base de datos
```

```
datos_cs<-read.csv("chi_uex.csv")
```

```
##Paqueteria para el análisis
```

```
library(ggplot2)
```

```
library(dplyr)
```

```
library(stats)
```

```
library(pheatmap)
```

```
library(vcd)
```

```
##prueba sin primavera# en primavera no se muestreo en bilbao# exclusión para evitar  
el sesgo
```

```
actividad_filtrada <- subset(datos_cs, !(temp %in% c("prim_2024","prim_2023")))
```

```
##preparación de tabla de contingencia para análisis, influencia de los sitios en los sexos
```

```
tabla_contingenciasx <- table(actividad_filtrada$sx, actividad_filtrada$sitio)
```

```
tabla_contingenciasx
```

```
#Prueba Chi cuadrada sitios/sexos
```

```
resultado_chissx <- chisq.test(tabla_contingenciasx)
```

```
print(resultado_chissx)
```

```
##correccion de Bonferroni sitios/sexos
```

```
p_valor_ajustado_sx <- p.adjust(resultado_chissx$p.value, method = "bonferroni")

cat("P-valor corregido por Bonferroni:", p_valor_ajustado_sx, "\n")

#prueba de chi aplicada a los sexos-temporada

tabla_contingenciasxt <- table(actividad_filtrada$sx, actividad_filtrada$temp)

print(tabla_contingenciasxt)

##corrección de Bonferroni

p_valor_ajustado_ssxt <- p.adjust(resultado_chissxt$p.value, method = "bonferroni")

cat("P-valor corregido por Bonferroni:", p_valor_ajustado_ssxt, "\n")

resultado_chissxt <- chisq.test(tabla_contingenciasxt)

print(resultado_chissxt)

###base de datos de edad

#prueba de chi cuadrada aplicada a la edad-sitio

edades<-read.csv("edad_cs.csv")

#filtrado de edad-temporada

edad_filtrada <- subset(edades, !(temp %in% c("prim_2024")))

#prueba chi cuadrada edad/sitio

tabla_contingenciae <- table(edad_filtrada$edad, edad_filtrada$sitio)

print(tabla_contingenciae)

resultado_chise<- chisq.test(tabla_contingenciae)

print(resultado_chise)

##correccion de Bonferroni

p_valor_ajustado_ed <- p.adjust(resultado_chise$p.value, method = "bonferroni")
```

```
cat("P-valor corregido por Bonferroni:", p_valor_ajustado_ed, "\n")

#prueba chi edad/temporada

tabla_contingenciaet <- table(edad_filtrada$edad, edad_filtrada$temp)

print(tabla_contingenciaet)

resultado_chiset<- chisq.test(tabla_contingenciaet)

print(resultado_chiset)

##correccion de Bonferroni

p_valor_ajustado_et <- p.adjust(resultado_chiset$p.value, method = "bonferroni")

cat("P-valor corregido por Bonferroni:", p_valor_ajustado_et, "\n")
```

Anexo 5: Diferencias morfológicas entre las poblaciones

##Paqueteria para el análisis de morfometría de las poblaciones

```
library(ggplot2)

library(dplyr)

library(stats)

library(pheatmap)

library(vcd)

library(car)

library(tidyverse)

library(cowplot)

##Base de datos morfológicos

datos1<-read.csv("morfos_u_exsul.csv")

###filtrado de datos para mann whitney+bonferroni###sin subadultos###
```

```
datos_filtrados <- subset(datos1, edad != "subadulto")

####separación por sexo/ edad (machos adultos)

machos_adultos <- datos1 %>%

  filter(sexo == "m", edad == "adulto")

##division de los datos por sitio y extracción de la LHC de machos adultos

cpvs_madultos <- machos_adultos %>%

  filter(sitio == "cpvs") %>%

  pull(lhc) #valores de longitud hocico-cloaca

bil_madultos <- machos_adultos %>%

  filter(sitio == "bil") %>%

  pull(lhc)

##division de los datos y extracción de la LT de machos adultos

lt_cpvs_madultos <- machos_adultos %>%

  filter(sitio == "cpvs") %>%

  pull(lt)

lt_bil_madultos <- machos_adultos %>%

  filter(sitio == "bil") %>%

  pull(lt)

##division de los datos y extracción del peso de machos adultos

peso_cpvs_madultos <- machos_adultos %>%

  filter(sitio == "cpvs") %>%

  pull(peso)
```

```
peso_bil_adultos <- machos_adultos %>%
```

```
  filter(sitio == "bil") %>%
```

```
  pull(peso)
```

#Realizacion de la prueba de mann-whitney a machos adultos

```
lhc_machos_adultos <- wilcox.test(cpvs_adultos, bil_adultos)
```

```
lt_machos_adultos <- wilcox.test(lt_cpvs_adultos, lt_bil_adultos)
```

```
peso_machos_adultos <- wilcox.test(peso_cpvs_adultos, peso_bil_adultos)
```

##division de los datos por sitio y extracción de la LHC de machos juveniles

```
machos_juveniles <- datos1 %>%
```

```
  filter(sexo == "m", edad == "juvenil")
```

```
cpvs_mjuvenil <- machos_juveniles %>%
```

```
  filter(sitio == "cpvs") %>%
```

```
  pull(lhc)
```

```
bil_mjuvenil <- machos_juveniles %>%
```

```
  filter(sitio == "bil") %>%
```

```
  pull(lhc)
```

##division de los datos y extracción de la LT de machos juveniles

```
lt_cpvs_mjuvenil <- machos_juveniles %>%
```

```
  filter(sitio == "cpvs") %>%
```

```
  pull(lt)
```

```
lt_bil_mjuvenil <- machos_juveniles %>%
```

```
  filter(sitio == "bil") %>%
```

```
pull(lt)
```

```
##division de los datos y extracción del peso de machos juveniles
```

```
peso_cpvs_mjuvenil <- machos_juveniles %>%
```

```
  filter(sitio == "cpvs") %>%
```

```
  pull(peso) # Extraer la columna de interés
```

```
peso_bil_mjuvenil <- machos_juveniles %>%
```

```
  filter(sitio == "bil") %>%
```

```
  pull(peso)
```

```
#Realizacion de la prueba de mann-whitney a machos juveniles
```

```
peso_machos_juveniles <- wilcox.test(peso_cpvs_mjuvenil, peso_bil_mjuvenil)
```

```
lt_machos_juveniles <- wilcox.test(lt_cpvs_mjuvenil, lt_bil_mjuvenil)
```

```
lhc_machos_juveniles <- wilcox.test(cpvs_mjuvenil, bil_mjuvenil)
```

```
##division de los datos por sitio y extracción de la LHC de hembras adultas
```

```
hembras_adultos <- datos1 %>%
```

```
  filter(sexo == "h", edad == "adulto")
```

```
cpvs_hadultos <- hembras_adultos %>%
```

```
  filter(sitio == "cpvs") %>%
```

```
  pull(lhc)
```

```
bil_hadultos <- hembras_adultos %>%
```

```
  filter(sitio == "bil") %>%
```

```
  pull(lhc)
```

```
##division de los datos y extracción de la LT de hembras adultas
```

```
lt_cpvs_hadultos <- hembras_adultos %>%
  filter(sitio == "cpvs") %>%
  pull(lt)

lt_bil_hadultos <- hembras_adultos %>%
  filter(sitio == "bil") %>%
  pull(lt)

##division de los datos y extracción del peso de hembras adultas

peso_cpvs_hadultos <- hembras_adultos %>%
  filter(sitio == "cpvs") %>%
  pull(peso)

peso_bil_hadultos <- hembras_adultos %>%
  filter(sitio == "bil") %>%
  pull(peso)

##aplicacion de la prueba de mann-whitney a las hembras adultas

lhc_hembras_adultos <- wilcox.test(cpvs_hadultos, bil_hadultos)

lt_hembras_adultos <- wilcox.test(lt_cpvs_hadultos, lt_bil_hadultos)

peso_hembras_adultos <- wilcox.test(peso_cpvs_hadultos, peso_bil_hadultos)

####HEMBRAS JUVENILES###

hembras_juveniles <- datos1 %>%
  filter(sexo == "h", edad == "juvenil")

#LHC

cpvs_hjuveniles <- hembras_juveniles %>%
```

```
filter(sitio == "cpvs") %>%
```

```
pull(lhc)
```

```
bil_hjuveniles <- hembras_juveniles %>%
```

```
filter(sitio == "bil") %>%
```

```
pull(lhc)
```

##division de los datos y extracción de la LT de hembras juveniles

```
lt_cpvs_hjuveniles <- hembras_juveniles %>%
```

```
filter(sitio == "cpvs") %>%
```

```
pull(lt)
```

```
lt_bil_hjuveniles <- hembras_juveniles %>%
```

```
filter(sitio == "bil") %>%
```

```
pull(lt)
```

##division de los datos y extracción del peso de hembras juveniles

```
peso_cpvs_hjuveniles <- hembras_juveniles %>%
```

```
filter(sitio == "cpvs") %>%
```

```
pull(peso)
```

```
peso_bil_hjuveniles <- hembras_juveniles %>%
```

```
filter(sitio == "bil") %>%
```

```
pull(peso)
```

##aplicacion de la prueba de mann-whitney a las hembras juveniles

```
lhc_hembras_juveniles <- wilcox.test(cpvs_hjuveniles, bil_hjuveniles)
```

```
lt_hembras_juveniles <- wilcox.test(lt_cpvs_hjuveniles, lt_bil_hjuveniles)
```

```
peso_hembras_juveniles <- wilcox.test(peso_cpvs_hjuveniles, peso_bil_hjuveniles)
```

```
##prueba de mann-whitney aplicada a crías
```

```
crias <- datos1 %>%
```

```
  filter(sexo == "sd", edad == "cria")
```

```
cpvs_crias <- crias %>%
```

```
  filter(sitio == "cpvs") %>%
```

```
  pull(lhc)
```

```
bil_crias <- crias %>%
```

```
  filter(sitio == "bil") %>%
```

```
  pull(lhc)
```

```
##division de los datos y extracción de la LT de las crías
```

```
lt_cpvs_crias <- crias %>%
```

```
  filter(sitio == "cpvs") %>%
```

```
  pull(lt)
```

```
lt_bil_crias <- crias %>%
```

```
  filter(sitio == "bil") %>%
```

```
  pull(lt)
```

```
##division de los datos y extracción del peso de las crías
```

```
peso_cpvs_crias <- crias %>%
```

```
  filter(sitio == "cpvs") %>%
```

```
  pull(peso)
```

```
peso_bil_crias <- crias %>%
```

```
filter(sitio == "bil") %>%  
  
pull(peso)  
  
##aplicacion de la prueba de mann-whitney a las crias  
  
lhc_crias <- wilcox.test(cpvs_crias, bil_crias)  
  
lt_crias <- wilcox.test(lt_cpvs_crias, lt_bil_crias)  
  
peso_crias <- wilcox.test(peso_cpvs_crias, peso_bil_crias)
```

Anexo 6: Influencia de las variables en la morfometría de las poblaciones

##Paquetes utilizados para la realización del ANOVA de dos vías

```
library(ggplot2)  
  
library(dplyr)  
  
library(stats)  
  
library(pheatmap)  
  
library(vcd)  
  
library(car)  
  
library(tidyverse)  
  
library(agricolae)  
  
library(fitdistrplus)
```

##base de datos morfométricos

```
datos1<-read.csv("morfos_u_exsul.csv")
```

##exclusión de los datos de primavera 2024

```
datos_filtro <- subset(datos1, !(Temp %in% c("prim_2024")))
```

##exclusión de las crías

```
datos_mh <- subset(datos_filtro, !(edad %in% c("cria")))
```

```
##exclusión de las individuos sin sexo determinado
```

```
datos_sex <- subset(datos_mh, !(sexo %in% c("sd")))
```

```
#Prueba ANOVA de dos vías morfometría sexo/sitio
```

```
anova_sitio_lhc_sex <- aov(lhc ~sitio*sexo, data=datos_sex)
```

	Df	Sum_sq	Mean_Sq	F_value	Pr(>f)
sitio	1	532	531.9	6.848	0.0118*
sexo	1	549	548.5	7.062	0.0107*
sitio:sexo	1	102	102	1.313	0.2576
residuales	48	3728	77.7		

```
anova_sitio_peso_sex <- aov(peso ~sitio*sexo, data=datos_sex)
```

	Df	Sum_sq	Mean_Sq	F_value	Pr(>f)
sitio	1	7175	175.03	7.046	0.01074*
sexo	1	273.2	273.17	10.997	0.00174**
sitio:sexo	1	29.5	29.52	1.188	0.2811
residuales	48	1192.3	24.84		

Anexo 7: Tamaño del efecto de las variables en el ANOVA de dos vías

```
library(lsr)
```

```
etaSquared(anova_sitio_lhc_sex)
```

	eta.sq	eta.sq.part
sitio	0.12066502	0.13713785
sexo	0.11170278	0.12825852
sitio:sexo	0.02076572	0.02662333

etaSquared(anova_sitio_peso_sx)

	eta.sq	eta.sq.part
sitio	0.1196759	0.14356093
sexo	0.16357276	0.18640318
sitio:sexo	0.02076572	0.02415954

Anexo 8: Prueba post-hoc Tukey

TukeyHSD(anova_sitio_lhc_sx)

Comparación (tuckey LHC)	Diferencia (diff)	Límite inferior (lwr)	Límite superior (upr)	Valor p ajustado (p adj)
cpvs-bil	-7.06	-12.48	-1.64	0.011
m-h	6.56	1.59	11.54	0.010
cpvs:h-bil:h	-4.67	-14.35	5.01	0.577
bil:m-bil:h	8.42	0.57	16.28	0.031
cpvs:m-bil:h	-2.47	-12.65	7.70	0.916
bil:m-cpvs:h	13.09	2.82	23.36	0.007
cpvs:m-cpvs:h	2.20	-9.94	14.34	0.962
cpvs:m-bil:m	-10.90	-21.63	-0.16	0.045

TukeyHSD(anova_sitio_peso_sx)

Comparación (tuckey peso)	Diferencia (diff)	Límite inferior (lwr)	Límite superior (upr)	Valor p ajustado (p adj)
cpvs-bil	-4.63	-7.12	-0.98	0.010
m-h	4.63	1.82	7.44	0.001
cpvs:h-bil:h	-2.83	-8.31	2.64	0.520
bil:m-bil:h	5.63	1.19	10.08	0.007
cpvs:m-bil:h	-0.55	-6.30	5.21	0.994
bil:m-cpvs:h	8.47	2.66	14.27	0.001
cpvs:m-cpvs:h	2.29	-4.58	9.15	0.812
cpvs:m-bil:m	-6.18	-12.25	-0.11	0.0445

Anexo 9: Pruebas de Normalidad (Shapiro Wilk)

#Prueba de normalidad aplicada la morfometría de los sexos

#separación de los datos de los individuos machos del CPVS

```
machos_cpvs <- subset(datos_sex, sexo == "m" & sitio == "cpvs")
shapiro.test(machos_cpvs$lhc)
shapiro.test(machos_cpvs$lt)
shapiro.test(machos_cpvs$peso)
```

Sexo/medidas)	W	p-value
machos (lhc)	0.89	0.28
machos (lt)	0.91	0.40
machos (peso)	0.88	0.24

#separación de los datos de las hembras del CPVS

```
hembras_cpvs <- subset(datos_sex, sexo == "h" & sitio == "cpvs")
shapiro.test(hembras_cpvs$lhc)
shapiro.test(hembras_cpvs$lt)
shapiro.test(hembras_cpvs$peso)
```

Sexo/medidas	W	p-value
hembras(lhc)	0.95	0.74
hembras (lt)	0.92	0.46
hembras (peso)	0.91	0.41

#separación de los datos de los individuos machos de bilbao

```
machos_bil <- subset(datos_sex, sexo == "m" & sitio == "bil")
shapiro.test(machos_bil$lhc)
shapiro.test(machos_bil$lt)
shapiro.test(machos_bil$peso)
```

Sexo/medidas)	W	p-value
machos (lhc)	0.96	0.47
machos (lt)	0.97	0.62
machos (peso)	0.94	0.28

#separación de los datos de las hembras de Bilbao

```
hembras_bil <- subset(datos_sex, sexo == "h" & sitio == "bil")
shapiro.test(hembras_bil$lhc)
```

```
shapiro.test(hembras_bil$lt)
```

```
shapiro.test(hembras_bil$peso)
```

Sexo/medidas	W	p-value
hembras(lhc)	0.96	0.47
hembras (lt)	0.97	0.62
hembras (peso)	0.95	0.23

##Normalidad de residuos Shapiro-Wilk

```
residuos_lhc_edad<- residuals(anova_sitio_lhc_edad)
```

```
shapiro_test_lhc_edad <- shapiro.test(residuos_lhc_edad)
```

```
residuos_peso_edad<- residuals(anova_sitio_peso_edad)
```

```
shapiro_test_peso_edad <- shapiro.test(residuos_peso_edad)
```

```
residuos_lhc_sx<- residuals(anova_sitio_lhc_sx)
```

```
shapiro_test_lhc_sx <- shapiro.test(residuos_lhc_sx)
```

```
residuos_peso_sx<- residuals(anova_sitio_peso_sx)
```

```
shapiro_test_peso_sx <- shapiro.test(residuos_peso_sx)
```

shapiro wilk	W	p-value
lhc-sitio-edad	0.96	0.02
peso-sitio-edad	0.84	2.07E-08
lhc -sitio - sexo	0.96	0.07
peso – sitio- sexo	0.096	0.19

Anexo 10: Homogeneidad de varianzas (Levene)

#Prueba de homogeneidad de varianza de las medidas morfométricas -Prueba de Levene

```
machos <- subset(datos_sex, sexo == "m") #Separación de los datos de los machos
```

```
leveneTest(lhc ~ edad, data = machos)
```

```
leveneTest(peso ~ edad, data = machos)
```

levene (lhc)	Df	F value	Pr(>F)
group	1	0.06	0.81
	20		
levene (peso)	1	6.04	0.02
group	20		

#Separación de los datos de las hembras

```
hembras <- subset(datos_sex, sexo == "h")
```

```
leveneTest(lhc ~ sexo, data = hembras)
```

```
leveneTest(peso ~ sexo, data = hembras)
```

levene (lhc)	Df	F value	Pr(>F)
group	1	0.22	0.64
	28		
levene (peso)	1	1.34	0.26
group	28		

##Homogeneidad de varianza edad/sexo Levene (machos adultos)

```
machos_adultos_ps <- subset(datos_sex, sexo == "m" & edad == "adulto")
```

```
leveneTest(lhc ~ sitio, data = machos_adultos_ps)
```

```
leveneTest(peso ~ sitio, data = machos_adultos_ps)
```

levene (lhc)	Df	F value	Pr(>F)
group	1	3.35	0.13
	5		
levene (peso)	1	3.15	0.14
group	5		

##Homogeneidad de varianza edad/sexo Levene (machos juveniles)

```
hembras_adultos_ps <- subset(datos_sex, sexo == "h" & edad == "adulto")
```

```
leveneTest(lhc ~ sitio, data = machos_juveniles_ps)
```

```
leveneTest(peso ~ sitio, data = machos_juveniles_ps)
```

levene (lhc)	Df	F value	Pr(>F)
group	1	3.35	0.13
	5		
levene (peso)	1	3.15	0.14
group	5		

##Homogeneidad de varianza edad/sexo Levene (hembras juveniles)

```
hembras_juveniles_ps <- subset(datos_sex, sexo == "h" & edad == "juvenil")
```

```
leveneTest(lhc ~ sitio, data = hembras_juveniles_ps)
```

```
leveneTest(peso ~ sitio, data = hembras_juveniles_ps)
```

levene (lhc)	Df	F value	Pr(>F)
group	1	0.88	0.40
	4		
levene (peso)	1	0.72	0.41
group	14		

##Homogeneidad de varianza crías

```
crias<- subset(datos1, edad == "cria")
```

```
leveneTest(lhc ~ sitio, data = crias)
```

```
leveneTest(peso ~ sitio, data = crias)
```

levene (lhc)	Df	F value	Pr(>F)
group	1	0.89	0.35
	28		
levene (peso)	1	0.72	0.40
group	28		

Anexo 11: prueba de chi cuadrada aplicada a la actividad diaria

##filtrado para datos de primavera 2024 y 2023 y creación de tabla de contingencia

```
actividad_filtrada <- subset(datos_cs, !(temp %in% c("prim_2024", "prim_2023")))
```

```
tabla_contingencia_filtrada <- table(actividad_filtrada$actividad,  
actividad_filtrada$sitio)
```

	bil	cpvs
Matutino	150	167
vespertino	57	140

##aplicación de chi cuadrada sitio/actividad

```
resultado_chisq_f <- chisq.test(tabla_contingencia_filtrada)
```

##tabla de contingencia temporada/actividad

```
tabla_contingencia_temporada <- table(actividad_filtrada$actividad,  
actividad_filtrada$temp)
```

	invierno	otoño	verano
Matutino	36	144	137
vespertino	35	103	59

##prueba de chi cuadrada temporada/actividad

```
resultado_chisq_t <- chisq.test(tabla_contingencia_temporada)
```

Literatura citada

- Andrade-Hernández. M. 2014. Transformación de los ecosistemas naturales por actividades antropogénicas. Biodiversidad y Desarrollo en Yucatán. 316-319.
- Attum, O.A, Eason, P.K. 2006. Effects of vegetation loss on a sand dune lizard. The Journal of Wildlife Management, 70(1): 27-30.
- Ángeles-Barral, M, Ruiz-Díez, A, Prados, M.J. 2023. Energías renovables y cambios de usos del suelo en el sur de la Península Ibérica: Una lectura territorial de la política energética. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, (97).
- Ballesteros-Barrera, C, Martínez-Meyer, E, Gadsden, H. 2007. Effects of land-cover transformation and climate change on the distribution of two microendemic lizards, genus *Uma*, of northern Mexico. Journal of Herpetology, 41(4): 733-740.
- Banks-Lite, C, Ewers, R.M, Folkard-Tapp, H, Fraser, A. 2020. Countering the effects of habitat loss, fragmentation and degradation through habitat restoration. One Earth, 3(6), 672-676.
- Balouch, S, Driscoll, Naseer, A, Rais, M, Doherty, T.S. 2022. Impacts of land cover on reptile movement and habitat use in farming landscapes. Animal Conservation, 25(6): 837-848.
- Barraclough, R.K. 2000. Distance sampling: A discussion document produced for the Department of Conservation. Department of Conservation, Science & Research Internal Report. Pp, 8-14.
- Best, T.L. 1988. *Dipodomys nelsoni*. The American Society of Mammalogist, 236, 1-4.
- Braña, F. 1991. Summer activity and thermoregulation in the wall lizard *Podarcis muralis*. Herpetological Journal, 50, 544-549.
- Brower, J.E, Zar, J.H, y Von Ende, C.N. 1998. Field and laboratory methods for general ecology. WCB McGraw Hill. Pp: 132-136.
- Brown, D.E. 1982. Chihuahuan Desertscrub. Desert Plants, 169-179.

- Buckland, S.T, Rexstad, E.A, Marques, T.A, Oedekoven, C.S. 2015. Distance Sampling: Methods and applications. Springer| International Publishing, Switzerland.
- Buckley, L.B, Jetz, W. 2007. Insularity and determinants of lizard population density. Ecology letters, 10(6): 481-489.
- Calsbeek, R, Smith, T. 2007. 'Probing the adaptative landscape using experimental islands: Density-dependent natural selection on lizard body size. Evolution, 61(5): 1052-1061.
- Castañeda-Gaytán, J.G. 2006. Ámbito hogareño y requerimiento de hábitat de los saurios: *Uma exsul*, *Uta steynegeri* y *Aspidoscelis marmoprata* en las dunas de arena de Viesca, Coahuila, México. Universidad Autónoma de Nuevo León. Tesis Doctoral.
- Castañeda-Gaytán, J, García-de la Peña, M, Lazcano-Villarreal, D. 2008. Herpetofauna de las Dunas de Viesca y su Hábitat. Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México.
- Cervantes-Ramírez, M.C, y Franco-González, A.M. 2010. Diagnóstico inicial del medio físico. En: Comarca Lagunera: Procesos regionales en el contexto global, López-López, A, y Sánchez-Crispín, A. (coords). Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geografía. Pp. 99 – 122.
- Cohen, F, Takano, B.F, Shimizu, R.M, Bueno, S.L. 2013. Tamaño poblacional de *Aegla paulensis* (Decapoda: Anomura: Aeglidae). Latinamerican Journal of Aquatic Research, 41(4): 746-752.
- Commins, M.L, Savitzky, A.H. 1973. Field observations on the population of the sand lizard *Uma exsul*. Journal of Herpetology, 7(1): 51-53.
- Copeland, H.E, Pocewicz, A, Kiesecker, J.M, 2011. Geography of energy development in western North America: Potential impacts on terrestrial ecosystems. En: Energy development and wildlife conservation in western North America, Naugle, D.E. (Ed). Island Press, Washington D.C. Pp. 7-22.

- Crist, T.O. 2009. Biodiversity, species interactions and functional roles of ants (Hymenoptera: Formicidae) in fragmented landscapes: A review. *Myrmecological News*, 12, 3-13.
- D’cruze, N, Kumar, S. 2011. Effects of anthropogenic activities on lizard communities in northern Madagascar. *Animal Conservation*, 14(5): 542-552.
- Debinski, D.M, Holt, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, 14(2): 342-355.
- Díaz, J.A, Carbonell, R, Virgós, E, Santos, T, Tellería, J.L. 2000. Effects of forest fragmentation on the distribution of the lizard *Psammodromus algirus*. *Animal Conservation Forum*, 3(3): 235-240.
- Domingo-Delgado, J, Ramón-Arévalo, J, Fernández-Palacios, J.M. 2004. Consecuencias de la fragmentación varia: Efectos de borde de las carreteras en la laurisilva y el pinar de Tenmerife. En: *Ecología Insular/Island Ecology*, Fernández-Palacios, J.M, y Morici, C (Eds). Asociación Española de Ecología Terrestre. PP. 181-225.
- Duarte, C.M, Alonso, S, Benito, G, Montes, C, Pardo-Buendía, M, Ríos, A.F, Simó, R, Dachs, J. 2006. Cambio Global: Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra. Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Durtsche, R.D. 1995. Foraging ecology of the fringe-toed lizard, *Uma inornata*, during periods of high and low food abundance. *Copeia*, (4): 915-926.
- Eason, P. K, Stamps, J. A. 1992. The effect of visibility on territory size and shape. *Behavioral Ecology*, 3(2): 166-172.
- Elizalde-Arellano, C, López-Vidal, J.C, Hernández-García, L, Laundre, J.W, Cervantes-Reza, F, Morales-Mejía, F.M, Ramírez-Vargas, M, Dávila-Galaviz, González-Romero, A, Alonso-Spilsbury, M. 2014. Registro de presencia y actividades de algunos mamíferos en el Desierto Chihuahuense, México. *THERYA*, 5(3):793-816.

- Enel Green Power, Villanueva Solar S.A de C.V. 2016. Proyecto: “Villanueva Solar” a ubicarse en el municipio de Viesca, en el Estado de Coahuila de Zaragoza. Evaluación de Impacto Social.
- Estrada-Rodríguez, J.L, Gadsden, H, Leyva-Pacheco, S, López-Corruejo, H. 2004. A new capture technique for the Coahuila Fringe-Toed Lizard (*Uma exsul*) and other desert lizards. *Herpetological Review*, 25(3): 244-245.
- Fournier, A.M, Krementz, D.G. 2017. Nocturnal distance sampling all-terrain vehicle surveys for nonbreeding rails. *Wildlife Society Bulletin*, 41(1): 151-156.
- Freitas-Nery, M, Marino-Simao, S. 2012. Estimación de abundancia por captura-recaptura de los delfines Guiana en el sureste de Brasil. *Ciencias Marinas*, 38(3): 529-541.
- Gadsden, H, Palacios-Orona, L.E, Cruz-Soto, G.A. 2001. Diet of the mexican fringe-toed lizard (*Uma exsul*). *Journal of Herpetology*, 35(3): 493-496.
- Gadsden, H., López-Corrujedo, H., Estrada-Rodríguez, J. L., Romero-Méndez, U. 2001. Biología poblacional de la lagartija de arena de Coahuila *Uma exsul* (Sauria: Phrynosomatidae): implicaciones para su conservación. *Boletín de la Sociedad Herpetológica Mexicana*, 9(2): 51-66.
- Gadsden, H, Dávila-Carrasco, M. D, Gil-Martínez, R. 2006. Reproduction in the Arenicolous Mexican Lizard *Uma exsul*. *Journal of Herpetology*, 40(1): 117-122.
- Gadsden, H, Ballesteros-Barrera, Hinojosa-De la Garza, O, Castañeda, G, García-de la Peña, C, Lemos-Espinal, J.A. 2012. Effects of landcover transformation and climate change on the distribution of two endemic lizards, *Crotaphytus antiquus* and *Sceloporus cyanostictus* of Northern Mexico. *Journal of Arid Environments*, 83, 1-9.
- García- De la Peña, C, Castañeda-Gaytán, J.G, Gadsden, H, Contreras-Balderas, A.J, Lazcano, D. 2004. Autotomía caudal de *Uma exsul* (Sauria: Phrynosomatidae). *Boletín de la Sociedad Herpetológica Mexicana*, 12(1): 43-48.

- García- de la Peña, C, 2006. Organización ecológica de un gremio de saurios en las dunas de arena de Viesca, Coahuila, México. Universidad Autónoma de Nuevo León. Tesis Doctoral.
- García-De la Peña, C, Castañeda, G, Gadsden, H, Contreras-Balderas, A.J. 2007. Niche segregation within a dune lizard community in Coahuila, México. The Southwestern Naturalist, 52(2): 251-257.
- García-De la Peña, C, Gadsden, H, Contreras-Balderas, A.J, Castañeda, G. 2007. Ciclos de actividad diaria y estacional de un gremio de saurios en las dunas de arena de Viesca, Coahuila, México. Revista Mexicana de Biodiversidad, 78(1): 141-147.
- García, D. 2011. Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. Ecosistemas, 20(2): 1-10.
- García-de la Peña, C, Romero-Méndez, U. 2012. Diversidad biológica de las Dunas de Viesca, Coahuila, México. Editorial Académica Española.
- García, E, Vidal, R, Hernández, M.E. 1985. Aspectos climáticos de las zonas áridas del norte de la altiplanicie mexicana. Investigaciones geográficas, (15): 41-74.
- Gatica-Colima, A, 2012. El Desierto Chihuahuense. ¿Que sabemos de él? Centro de Estudios Biológicos. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez.
- García-Gutiérrez, I, Pompa-Mansilla, S. 2015. Informe final de actividades de la consultoría “Línea base y programa sostenible de desarrollo turístico de las Dunas de Bilbao, dentro del área de conservación voluntaria del Ejido Villa de Bilbao, Coahuila”. Agencia Alemana de Cooperación al Desarrollo - Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- Gibb, H, Hochuli, D.F. 2002. Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. Biological Conservation, 106(1): 91-100.

- Golawska, S. Chralambidou, I, Surmacki, A, Golawski, A. 2024. Tourism influences escape behavior of lizards in relationship with human clothing color. Scientific Reports, 14(1): 16869.
- Goldberg, S.R. 1972. Seasonal weight and cytological changes in the fat bodies and liver of the iguanid lizard *Sceloporus jarrovi* Cope. COPEIA (2): 227-232.
- González-Ocampo, H.A, Cortés-Calva, P, Iñiguez-Dávalos, L.I, Ortega-Rubio, A. 2014. Las áreas naturales protegidas de México. Investigación y Ciencia, (60): 7-15.
- Granados-Sánchez, D, Sánchez-González, A, Grabados-Victorino, R.L, Borja-De la Rosa, A. 2011. Ecología de la vegetación del Desierto Chihuahuense. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 17(SPE): 111-130.
- Grant, B.W, Dunham, A.E. 1988. Thermally imposed time constraints on the activity of the desert lizard *Sceloporus merriami*. Ecology, 69(1): 167-176.
- Grodsky, S.M, Hernandez, R.R. 2020. Reduced ecosystem services of desert plants from ground-mounted solar energy development. Nature Sustainability, 3(12): 1036-1043.
- Hernández, R.R, Hoffacker, M.K, Murphy-Mariscal, M.L, Wu, G.C, Allen, M.F. 2015. Solar energy development impacts land cover change and protected areas. Proceedings of the National Academy of Sciences, 112(44): 13579-13584.
- Hews, D. K. 1993. Food resources affect female distribution and male mating opportunities in the iguanian lizard *Uta palmeri*. Animal Behaviour, 46(2): 279–291.
- Iglesias, S, Tracy, Bedford, G, Christian, K. 2012. Habitat differences in body size and shape of the Australian agamid lizard, *Lophognathus temporalis*. Journal of Herpetology, 46(3): 297-303.
- INEGI. 2010. Compendio de información geográfica municipal, Viesca, Coahuila de Zaragoza.

- Iñiguez-Dávalos, L, I, Jiménez-Sierra, C.L, Sosa-Ramírez, J, Ortega-Rubio, A. 2014. Categorías de las áreas naturales protegidas en México y una propuesta para la evaluación de su efectividad. *Investigación y Ciencia*, 22(60): 65-70.
- Işık, K. 2011. Rare and endemic species: why are they prone to extinction? *Turkish Journal of Botany*, 35(4): 411-417.
- Jones, S.M., Ferguson, G.W. 1980. The effect of Paint marking on mortality in a Texas population of *Sceloporus undulatus*. *COPEIA*, 850-854.
- Jones, N.F., Pejchar, L, Kiesecker, J.M. 2015. The energy footprint: how oil, natural gas, and wind energy affect land for biodiversity and the flow of ecosystem services. *BioScience*, 65(3): 290-301.
- Keehn, J.A, Shoemaker, K.T, Feldman, C.R. 2019. Population-level effects on wind farms on a desert lizard. *The Journal of Wildlife Management*, 83(1): 145-157.
- LeGalliard, J.F, Fitze, P.S., Ferriere, R, Clobert, J. 2005. Sex ratio bias, male aggression and population collapse in lizards. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(50): 18231-18236.
- Lemos-Espinal, J.A, Smith, H.M, Dixon, J.R, Cruz, A. 2015. Anfibios y reptiles de Sonora, Chihuahua y Coahuila, México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pp 201-257.
- Letnic, M, Dickman, C.R, Tischler, M.K, Tamayo, B, Beh, C.L. 2004. The responses of small mammals and lizards to post-fire succession and reinfall in arid Australia. *Journal of Arid Environment*, 29: 85-114.
- López-Martínez,H, Romero-Méndez, U, Lazcano, D, Gadsden, H, Ávila-Rodriguez, V, García-de la Peña, C. 2020. Estructura genética poblacional de la lagartija de arenera *Uma exsul* Schmidt y Bogert, 1947, en el Desierto Chihuahuense. *Biocencia*, 22(1), 102-108.
- Lovich, J.E, Ennen, J.R. 2011. Wildlife conservation and solar energy development in the desert southwest, United States. *BioScience*, 61(12): 982-992.

- Manson, R.H, Jardel-Peláez, E.J, Jiménez-Espinoza, M, Escalante-Sandoval, C.A. 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico, en Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, pp. 131-184.
- McCain, C.M. 2010. Global analysis of reptile elevational diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(4): 541-553
- McGowan, M.M, Patel, P.D, Stroh, J.D, Blumstein, D.T. 2014. The effect of human presence and human activity on risk assessment and flight initiation distance in skinks. *Ethology*, 120(11): 1081-1089.
- Meiri, S. 2010. Length-weight allometries in lizards. *Journal of Zoology*, 281(3): 218-226.
- Miller, J.R, McFarlane, D.A. 2007. A preliminary investigation into Hayne estimates of poison dart frog (Anura: Dendrobatidae) densities in recovering tropical forest habitats, southwestern Costa Rica. *Herpetological Conservation and Biology*, 3(2): 289-294.
- Mustard, J, Defries, R.S, Fisher, T, Moran, E. 2004. Fragmentation of the landscape and habitat loss for biodiversity. En: Land change science: observing, monitoring, and understanding trajectories of change on the earth's surface, Gutman, G, Jaenets, A.C, Moran, E.F, Mustard J.F, Rindfuss, R.R, Y Cochrane M.A. (Eds). Springer Science & Business Media. Pp. 1-20.
- Navarro-Rodríguez, M.C, González-Guevara, L.F, Flores-Vargas, R, Amparán-Salido, R.T. 2015. Fragmentación y sus implicaciones: Análisis y reflexión documental. Universidad de Guadalajara: Pp 7-25.
- Nelson, A.D, Goetze, J.R, Watson, E, Nelson, M, 2009. Changes in vegetation patterns and their effect on Texas Kangaroo rats (*Dipodomys elator*), *Texas Journal of Science*, 61(2): 119-130.

- Ortega-Gaucin, D, Velasco, I. 2013. Aspectos socioeconómicos y ambientales de las sequías en México. *Aqua-Iac*, 5(2): 78-90.
- Peña-Azcona, I, Ortega-Argueta, A, García-Barrios, R, Elizondo, C. 2022. Voluntary conservation areas in Mexico: Scope and challenges. *Revista de Ciencias Ambientales*, 56(2): 120-145.
- Peterson, J.E, Blouin-Demers, 2018. Density-dependent habitat selection predicts fitness and abundance in a small lizard. *Oikos*, 127(3): 448-459.
- Politi, N, y Rivera, O. 2009. Importancia de las Áreas Protegidas. *El Guaipo*, 11(3): 4-8.
- Pough, F.H. 1973. Lizard energetics and diet. *Ecology*, 54(4): 837-844.
- Pough, F.H, Morafka, D.J, y Hillman, P.E. 1978. The ecology and burrowing behaviour of the Chihuahuan fringe-footed lizard, *Uma exsul*. *Copeia*, 81-86.
- Pysek, P, Blackburn T.M, García-Berthou, E, Perglova, I, Rabitsch, W. 2017. Displacement and local extinction of native and endemic species. Impacts of biological invasions on ecosystem services, 157-175.
- Rabaia, M.K.H, Abdelkareem, M.A, Sayed, E.T, Elsaid, K, Chae, K.J, Wilberforce, T, y Olabi, A.G. 2021. Environmental impacts of solar energy systems: A review. *Science of the Total Environment*, 754, 141989.
- Ramos-Nina, C.B, Canales-Gutiérrez, A. 2018. Estimación poblacional y daño agrícola de *Lepus europaeus* (Liebre Europea) en época lluviosa en la península de Chucuito, Lago Titicaca, Perú. *Ecología Aplicada*, 17(2): 141-147.
- Ríos-Rodríguez, Y. 2007. *Viesca, municipio en agonía. El siglo de Torreón*. https://www.elsiglodetorreon.com.mx/noticia/2005/viesca-municipio-en-agonia.html?utm_source=chatgpt.com
- Ríos-Rodríguez, Y. 2007. *Carretera unirá a Viesca con Mazapil, Zac. El Siglo de Torreón*. <https://www.elsiglodetorreon.com.mx/noticia/2006/carretera-unira-a-viesca-con-mazapil-zac.html>

- Robayo-Perdomo, N. 2016. Energías renovables: “La nueva economía” y su impacto ambiental. Universidad Militar Nueva Granada. Tesis de Especialidad.
- Rodríguez, F. 2015. *Coahuila, un desorden territorial*. *Vanguardia*. https://vanguardia.com.mx/coahuila/semanario/2627188-coahuila-un-desorden-territorial-GNVG2627188?utm_source=chatgpt.com
- Rodríguez, M.A. 2018. *Inauguran parque solar fotovoltaico Villanueva con 80% de avance*. *El Economista*. <https://www.eleconomista.com.mx/empresas/Inauguran-parque-solar-fotovoltaico-Villanueva-con-80-de-avance--20180322-0067.html#:~:text=La%20instalación%20de%20Villanueva%20se,producida%20por%20el%20parque%20fotovoltaico>.
- Rodríguez-Prieto, I, Martín, J, Fernandez-Juiric, E. 2011. Individual variation in behavioural plasticity: Direct and indirect effects of boldness, exploration and sociability on habituation to predators in lizards. *Proceedings of the Royal Society: Biological Sciences*, 278(1703): 266-273.
- Rodríguez-Pérez, R.E, Castro-Lugo. D. 2023. Análisis de potencialidades y estrategias de desarrollo sustentable en Viesca, Coahuila. Universidad Autónoma de Coahuila. Pergamino Editora. Pp 53-56.
- Romero-Pereira, M.C, Sánchez-Coria, A. 2022. Impactos ambientales de sistemas de energía solar fotovoltaica: una revisión de análisis de ciclo de vida y otros estudios. *Revista EIA*, 19(38): 1-18.
- Root, J.J, Jorgensen, E.E, Demarais, S. 1999. Effects of a habitat boundary on small mammals associated with the white sands dune complex. *The Southwestern Naturalist*, 44(2): 193-198.
- Rosa, G, Salvidio, S, Trombini, E, Costa, A. 2022. Estimating density of terrestrial reptiles in forest habitats: The importance of considering availability in distance protocols. *Trees, Forests and People*, 7, 100184.

- RStudio Team. (2021). RStudio: Integrated Development Environment for *R* (Version 2021.09.0+351) [Computer software]. RStudio, PBC
- Sabatini, M.C, Verdiell, A, Rodríguez-Iglesias, R.M, Vidal, M.C. 2003. Zonificación de áreas naturales protegidas: una propuesta cuantitativa. *Aportes y Transferencias*, 7(1): 29-44.
- Sánchez-Zapata, J.A, Clavero, M, Carrete, M, DeVault, T.L, Hermoso, V, Losada, M.A, Polo, M.J, Sánchez-Navarro, S, Pérez-García, J.M, Botella, F, Ibáñez, C, Donázar, A. 2016. Effects of renewable energy production and infrastructure on wildlife. *Current Trends in Wildlife Research*, 97-123.
- San Vicente, M.G, Lozano-Valencia, P.J. 2010. Causas de los procesos territoriales de fragmentación de hábitats. *Lurralde Inves. Espac*, 33, 147-158.
- Santos, T & Tellería, J.L. 2006. Perdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2): 3-12.
- Santos, T. Díaz, J.A, Pérez-Tris, J, Carbonell, Tellería, J.L. 2008. Habitat quality predicts the distribution of a lizard in fragmented woodland better than habitat fragmentation. *Animal Conservation*, 11(1): 46-56.
- Schoener, T.W, Schoener, A. 1980. Densities, sex ratios and population structure in four species of Bahamian *Anolis* lizards. *Journal of Ecology*, 49(1): 19-53.
- Schulte, J.J, Smith, G.R, Lemos-Espinal, J.A. 2017. Diet of juvenile lizards, *Uma exsul*, from Coahuila, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 62(1): 69-71.
- Secretaría de Gobernación. Sin año. Programa de manejo de la Reserva Natural Voluntaria Villa de Bilbao, Municipio de Viesca. Coahuila de Zaragoza. https://sma.gob.mx/wp-content/uploads/2021/08/PROGRAMA_DE_MANEJO_VILLA_BILBAO.pdf#page=17.09
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001. Protección ambiental-especies nativas de México

de flora y fauna silvestre-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestre-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación.

Servicio Meteorológico Nacional. 2025. Estación Estadística Climatológica. Gobierno de México. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica>

Smith, J.A, Dwyer, J.F. 2016. Avian interactions with renewable energy infrastructure: An update. *The Condor: Ornithological Applications*, 118(2): 411-423.

Souter, N.J, Bull C.M, Hutchinson, M.N. 2004. Adding burrows to enhance a population of the endangered pygmy blue tongue lizard, *Tiliqua adelaidensis*. *Biological Conservation* 116(3):403-408.

Tenan, S, Rotger Vallespir, A, Igual, J.M, Moya, O, Royle, J.A, Tavecchia, G. 2013. Population abundance, size structure and sex-ratio in an insular lizard. *Ecological Modelling*, 267: 39-47.

Thomas, L, Buckland, S.T, Rextad, E.A, Laake, J.L, Stringberg, S, Hedley, S.L, Bishop, J.R.B, Marques, T.A, Burnham, K.P. 2010. Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5-14. <https://distancesampling.org>

Thomas,S.J, Thomas, S, Sahoo, S.S, Kumar, A, Awad, M.M. 2023. Solar parks: A review on impacts, mitigation mechanism through agriovoltatics and techno-economic analysis. *Energy Nexus*, 11(2023): 100220.

Torres-Orozco, D, Jiménez-Sierra, C.L, Sosa-Ramírez, J, Cortés-Calva, P, Solís-Cámara, A.B, Iñiguez-Dávalos, L.I, Ortega-Rubio, A. 2015. La Importancia de las áreas naturales protegidas en nuestro país. En: *Las Áreas Naturales Protegidas y la*

- investigación científica en México, Ortega-Rubio, A, Pinkus-Rendón, M.J, y Espitia-Moreno, I, C. (Eds). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. PP. 41-60.
- Traniello, J.F. 1989. Foraging strategies of ants. *Annual Review of Entomology*, 34(1): 191-210.
- Tuff, K.T, Glidden, C.K, Melbourne, B.A, Meyers, J.A, Nix, H.A, Sarre, S.D, Davies. K.F. 2019. Shrinking skins: lizard body size declines in a long-term forest fragmentation experiment. *Landscape Ecology*, 34: 1395-1409.
- Turner, F.B. 1982. Environmental effects of solar-thermal power systems: Ecological observations during early testing of the Barstow 10-Mwe pilot stps. University of California, Los Angeles. Laboratory of Biomedical and Environmental Sciences.
- Turney, D. y Fthenakis, V. 2011. Environmental impacts from the installation and operation of large-scale solar power plants. *Renewable and Sustainable Reviews*, 15(6): 3261-3270.
- Valdanha-Neto, D. 2023. Educación rural y conservación ambiental: Caminos educativos a las áreas protegidas. *Revista Iberoamericana de Educación Rural*, 2(3): 105-117.
- Van Belle, S, Estrada, A. 2005. Cambios demográficos en poblaciones del mono aullador negro (*Alouatta pigra*) como consecuencia de la fragmentación del hábitat. *Universidad y Ciencia*, (2): 1-9.
- Vázquez-Díaz, J, Gadsden, H, Quitero-Díaz, G.E, Ponce-Campos, P, Lavin, P. 2007. *Uma exsul*. The IUCN Red List of Threatened Species 2007: e. T6416A12742974. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T64162A12742974.en>
- Vega, L. E, Bellagamba, P. J, Fitzgerald, L. A. 2000. Long-term effects of anthropogenic habitat disturbance on a lizard assemblage inhabiting coastal dunes in Argentina. *Canadian Journal of Zoology*, 78(9): 1653-1660.
- Walkup, D.K, Leavitt, D.J, Fitzgerald, I.A. 2017. Effects of habitat fragmentation on population of dune-dwelling lizards. *Ecosphere*, 8(3), e01729.

- Wijesinghe, M.R, Brooke, M. 2004. What causes the vulnerability of endemic animals? A case study from Sri Lanka. *Journal of Zoology*, 263(2): 135-140.
- Whitford, W. G, Creusere, F.M. 1977. Seasonal and yearly fluctuations in Chihuahuan Desert lizard communities. *Herpetologica* (33): 54-65.
- Zavala-Hurtado, J.A, Jiménez, M. 2020. Diversity and uniqueness at its best: Vegetation of the Chihuahuan Desert. En Mendujano, M.C, Pisanty, I, y Eguiarte, L.E (Eds), *Plant diversity and ecology in the Chihuahuan Desert*. Berlin/Heidelberg, Germany: Springer InternationalPublising. Pp 1-17.

