CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

ABUNDANCIA Y ADAPTACIÓN AL HÁBITAT DE LA LIEBRE NEGRA (*Lepus insularis*) EN EL COMPLEJO INSULAR ESPÍRITU SANTO, GOLFO DE CALIFORNIA, MÉXICO.

T E S I S

Que para obtener el grado de

Maestra en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación en Ecología de Zonas Áridas)

P r e s e n t a

María José Morán Gutiérrez

La Paz, Baja California Sur, enero de 2023

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las **11:00** horas del día **16** del Mes de **Noviembre** del **2022**, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Abundancia y adaptación al hábitat de la liebre negra (Lepus insularis) en el Complejo Insular Espíritu Santo, Golfo de California, México".

Presentada por el alumno:

María José Morán Gutiérrez

Aspirante al Grado de MAESTRO EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Ecología de Zonas Áridas.**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA

Dra. María del Carmen Blázquez Moreno
Directora de Tesis

Dr. Pedro Peña Garcillán
Co-Tutor de Tesis

Dr. Miguel Delibes de Castro
Co-Tutor de Tesis

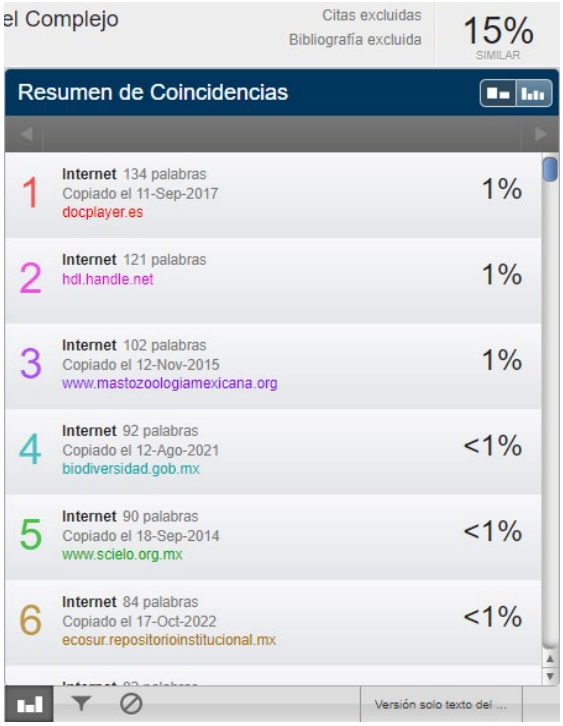
Dra. Gracia Alicia Gómez Anduro,
Directora de Estudios de Posgrado y
Formación de Recursos Humanos.

La Paz, Baja California Sur, a 23 de noviembre de 2022.

Los miembros del comité de tesis del (la) estudiante MARIA JOSE MORAN GUTIERREZ del Programa de Maestría en Ciencias en el Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales con Orientación en Zonas Áridas, revisamos el contenido de la tesis y otorgamos el Vo.Bo. dado que la tesis no representa un plagio de otro documento como lo muestra el reporte de similitud realizado:

- Herramienta antiplagio: iThenticate
- Filtros utilizados: Citas y bibliografía excluidas
- Porcentajes de similitud:15%

  Se muestra captura de pantalla



Firmas del comité:

Dra. María del Carmen Blázquez Moreno
Directora de Tesis

Dr. Pedro Peña Garcillán
Co-Tutor de Tesis

Dr. Miguel Delibes de Castro
Co-Tutor de Tesis

Conformación de Comités

Comité Tutorial

Dra. María del Carmen Blázquez Moreno
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Directora de Tesis

Dr. Pedro Peña Garcillán
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Tutor de Tesis

Dr. Miguel Delibes de Castro
Estación Biológica de Doñana, CSIC
Co-Tutor de Tesis

Comité Revisor de Tesis

Dra. María del Carmen Blázquez Moreno.
Dr. Pedro Peña Garcillán.
Dr. Miguel Delibes de Castro.

Jurado de Examen

Dra. María del Carmen Blázquez Moreno.
Dr. Pedro Peña Garcillán.
Dr. Miguel Delibes de Castro.

Suplente

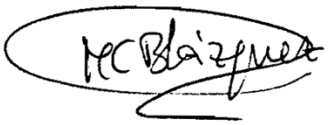
Dra. Patricia González Zamorano

Resumen

La liebre negra (*Lepus insularis*) es un lagomorfo endémico al Complejo Insular Espíritu Santo, en el Área de Protección de Flora y Fauna "Islas del Golfo de California". Se encuentra bajo protección especial por la legislación mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010) y como "vulnerable" por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. La información ecológica sobre la liebre negra es escasa y se desconoce su estatus población actual. Además, en 2021 se detectó la presencia del virus causante de la Enfermedad Hemorrágica Viral de los Conejos Tipo 2 en la población. En respuesta a este potencial escenario de vulnerabilidad, decidimos crear una línea base de conocimiento sobre la ecología de la liebre negra, a través del análisis de su abundancia espaciotemporal y de uso del hábitat. La abundancia relativa de la liebre negra se estimó a partir del conteo de grupos fecales frescos y rascaderos mensualmente durante un año en 8 senderos de 500 m × 2 m, y se colocaron 30 cámaras-trampa en 6 de los transectos para monitorear el horario de actividad de la liebre. Asimismo, se establecieron 20 senderos de 500 m × 2 m divididos en 10 tramos de 50 m para evaluar la influencia de las variables del hábitat sobre la abundancia de la liebre negra. En cada tramo se delimitó una parcela circular de 314.2 m^2 en la que se midieron 7 variables ambientales y topográficas, y se utilizaron estos factores para modelar la abundancia. Finalmente, se construyó un modelo de idoneidad de hábitat para *L. insularis*. En 2021 los valores más altos de abundancia se registraron durante los meses de abril y mayo, y se encontró que es dependiente de la estacionalidad climática y el tipo de microhábitat. Además, se comprobó que *L. insulari*s es un animal de hábitos crepusculares y nocturnos, que prefiere las zonas compuestas por suelos arenosos y/o pedregosos con abundante cobertura arbórea. Por el contrario, la liebre negra evita los terrenos inclinados y con presencia de competidores.

Palabras clave: excretas, idoneidad de hábitat, lepórido, mamíferos, patrón de actividad.

ORCID: 0000-0002-0173-3439



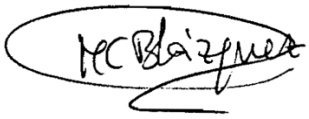
Vo. Bo. Dra. María del Carmen Blázquez Moreno
Directora de tesis

Summary

The black jackrabbit (*Lepus insularis*) is an endemic lagomorph only present in the Espíritu Santo Archipelago, Gulf of California, protected by the Mexican law, and categorized as vulnerable by the IUCN. Ecological knowledge about this species is scarce and even its population status is poorly known. Additionally, in 2021 the Rabbit Hemorrhagic Disease Virus type II was detected in some dead individuals. In response to this potential vulnerability scenario, we generated a baseline study of its current habitat use and spatial-temporal abundance. We delimitated a grid composed by cells of 2.5 km × 2.5 km along the archipelago and then we selected 20 cells by random sampling, where we established a total of twenty 500-m-long transects divided in ten 50-m-long sampling points. We considered the number of fresh fecal pellets as an indicator of black-jackrabbit abundance. To reach our first objective, monthly counted fresh fecal pellets in eight 500 m-long transects for a year, and estimated relative abundance monthly, per season and per habitat. To determinate the habitat use, we installed 30 camera traps throughout different areas of xeric scrubland to register the activity pattern. Then, we measured 8 topographical and ecological variables (fecal abundance, bare ground, coverage by vegetation height, altitude, slope, soil type, competitors' presence, food availability) in 200 plots of 314.2 m^2 allocated in 20 transects and analyzed the relationship between species abundance and habitat variables with a GLM. Finally, we constructed a habitat suitability model using a minimum volume ellipsoid (MVE). Our results suggest that in 2021 the black jackrabbit was more abundant during the dry season, especially in the months of April and May and its abundance is related to the seasonality and habitat type. We also found the daily activity pattern of *L. insularis* peaks during the twilight, and the preferred areas are zones with sandy or rocky soils with abundant tree cover.

Key words: activity patterns, feces, leporid, mammals, suitability model.

ORCID: 0000-0002-0173-3439



Vo. Bo. Dra. María del Carmen Blázquez Moreno
Directora de tesis

Dedicatoria

A mi mamá,

Agradecimientos

Agradezco al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. por brindarme el apoyo necesario para cursar mis estudios de maestría, y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por otorgarme la beca con número (CVU) 1080977. Asimismo, quiero agradecer al Personal de la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos y reconocer el exhaustivo trabajo que realizaron durante la pandemia de COVID-19. Especialmente, agradezco a la Dra. Gracia Alicia Gómez Anduro, la C. Adriana Franzoni, la Lic. Raquel Herrera, la Lic. Osvelia Ibarra, la C. Tania Verónica Núñez y al Lic. Horacio Sandoval Gómez por esforzarse para que nuestro Posgrado con modalidad en línea fuera “de lo más normal”.

Agradezco infinitamente a mi Comité Tutorial por estar siempre presente y mostrar interés en mejorar nuestro proyecto. A la Dra. Carmen Blázquez por facilitarme todos los medios para realizar esta investigación, pero también por impulsarme a confiar en mi trabajo y a balancear mi vida personal y laboral. Al Dr. Pedro Peña y al Dr. Miguel Delibes por aportar valiosas recomendaciones para dar sustento a esta investigación. También, agradezco a la Dra. Patricia González Zamorano por su tiempo, paciencia y dedicación. Sin lugar a duda, su perseverancia y organización me permitieron aprender muchísimo sobre los Sistemas de Información Geográfica.

Al personal de CONANP y GECI quienes brindaron los medios e invirtieron su tiempo para hacer los muestreos en campo. Gracias a Elia, Caro, Carlos, Flor, Chuy y Noé por siempre mostrarse dispuestos a buscar liebres en los lugares más recónditos de Espíritu Santo.

A mis amigas y amigos de la maestría: Imanol, Mariana, Luis Felipe, Viviana, Citlali, Rodrigo, Daniel, Andrea, Joselyn, Anayeli y Valeria. ¡Ustedes hicieron que vivir en La Paz fuera una experiencia inolvidable!

A mi amiga Ilse, quien me impulsó a viajar al otro lado del mundo para dar a conocer mi trabajo. Gracias por estar siempre presente y acompañarme a contar cacas de liebre aún en los meses más calurosos del año.

A mis perritos, Rubri, Pinky y Dunita, cuya compañía alegra cada uno de mis días desde hace 14 años.

A Víctor, quien ha sido mi compañero durante siete años. Muchas gracias por dar todo para que Duna y yo seamos felices. ¡Te amo!

A mi mamá, cuyo amor y respeto por la naturaleza me ha guiado para seguir el camino de la investigación. Muchas gracias por creer en mí.

Contenido

Resumen i
Summary ii
Dedicatoria iii
Agradecimientos iv
Contenido vi
Lista de figuras viii
Lista de tablas x
Abreviaturas xi
1. INTRODUCCIÓN 1
2. ANTECEDENTES 4
2.1 Historia natural de *L. insularis* 4
2.1.1 Morfología 4
2.1.2 Relaciones filogenéticas 4
2.1.3 Alimentación 5
2.1.4 Competidores y depredadores 6
2.1.5 Uso de hábitat 7
2.2 Técnicas de monitoreo de lagomorfos 8
2.3 Enfermedad Hemorrágica Viral de los Conejos 10
2.4 Modelado de hábitat 11
3. JUSTIFICACIÓN 14
4. HIPOTESIS 16
5. OBJETIVOS 17
5.1 Objetivo general 17
5.2 Objetivos particulares 17
6. MATERIAL Y MÉTODOS 18
6.1 Área de estudio 18
6.2 Especie de estudio 18
6.3 Muestreo en campo 19
6.3.1 Grupos fecales 22
6.3.1.1 Tiempo de desecación de las excretas 22
6.3.1.2 Autocorrelación espacial de las heces dentro de cada transecto 25
6.3.2 Rascaderos 26
6.3.3 Individuos 27
6.3.4 Carcasas 27
6.3.5 Estimación de la abundancia relativa 27
6.3.5.1 Análisis temporal 30
6.3.5.2 Análisis espacial 30
6.3.6 Determinación del horario de actividad 31
6.3.7 Influencia de las variables del hábitat sobre la abundancia de liebres 31
6.3.7.1 Caracterización del hábitat 31
6.3.7.1.1 Elevación 32
6.3.7.1.2 Inclinación de la pendiente 32
6.3.7.1.3 Suelo desnudo 33
6.3.7.1.4 Tipo de sedimento dominante 33

6.3.7.1.5 Estrato vegetal dominante 34
6.3.7.1.6 Alimento disponible....36
6.3.7.1.7 Presencia de competidores 36
6.3.7.2 Análisis estadísticos....37
6.3.8 Distribución de la liebre negra....38
6.3.8.1 Modelo de nicho ecológico 38
6.3.8.2 Modelo de idoneidad del hábitat....39
7. RESULTADOS....41
7.1 Abundancia relativa de *L. insularis* 41
7.1.1 Grupos fecales....41
7.1.1.1 Análisis temporal....41
7.1.1.2 Análisis espacial....42
7.1.1.3 Estimación de la densidad....44
7.1.2 Rascaderos 44
7.1.2.1 Análisis temporal....44
7.1.2.2 Análisis espacial....46
7.1.3 Conteo de individuos 47
7.1.4 Conteo de carcasas 49
7.2 Horario de actividad 50
7.3 Influencia de las variables del hábitat sobre la abundancia....52
7.3.1 Evaluación anual 52
7.3.2 Evaluación estacional: estación seca 53
7.3.3 Evaluación estacional: estación húmeda....54
7.3.4 Vegetación asociada a la construcción de rascaderos 55
7.4 Distribución de la liebre negra 57
8. DISCUSIÓN 58
8.1 Abundancia relativa....59
8.2 Horario de actividad 61
8.3 Caracterización del hábitat....62
8.4 Distribución de la liebre negra 64
9. CONCLUSIONES....66
10. LITERATURA CITADA....67
11. ANEXO....74

Lista de figuras

Figura 1. Rastros de liebre negra. (A) Grupos fecales, (B) Rascaderos, (C) Cráneo, (D) Individuo adulto. 20
Figura 2. Transecto mensuales y semestrales recorridos con periodicidad mensual o semestral 21
Figura 3. Patrón de coloración de las heces de *L. californicus*. (1) Café oscuro, (2) Café claro, (3) Ocre, (4) Pajizo. 23
Figura 4. Categorías de color en las heces de *L. californicus*. (A) Café oscuro, (B) Café claro, (C) Ocre, (D) Pajizo, (E) Café grisáceo, (F) Manchado.....24
Figura 5. Decoloración de las heces fecales a través del tiempo. Barras azules = heces frescas, barras rojas = heces secas. 24
Figura 6. Porcentaje de grupos fecales secos contra frescos a través del tiempo. 25
Figura 7. Transectos mensuales utilizados para estimar la abundancia relativa de la liebre negra. 29
Figura 8. Porcentaje de suelo desnudo. Estimación del porcentaje de suelo desnudo (verde claro) presente en una parcela. 33
Figura 9. Tipos de sedimento en el archipiélago. (A) Arenoso, (B) Pedregoso, (C) Rocoso. 34
Figura 10. Estratos vegetales. (A) Herbáceas, (B) Arbustivas, (C) Arbóreas. 35
Figura 11. Medición de la cobertura en los diferentes estratos vegetales. 36
Figura 12. Competidores de la liebre negra. (A) Cráneo de *C. hircus*, (B) *A. l. insularis*, (C) *Sauromalus* sp. 37
Figura 13. Análisis de correlación de las 19 variables bioclimáticas con resolución 1 km × 1 km. La intensidad del color refleja el índice de correlación entre las variables comparadas (rojo = relación positiva, azul = relación negativa). 39
Figura 14. Análisis de correlación entre las variables topográficas de resolución 90 × 90 m. La intensidad del color refleja el índice de correlación entre las variables comparadas (rojo = relación positiva, azul = relación negativa). 40
Figura 15. Abundancia mensual de grupos fecales. Se presenta la abundancia de grupos fecales registrada mensualmente de enero a diciembre 2021 en un diagrama de caja y bigotes. Los valores atípicos están representados por puntos rojos.....41
Figura 16. Abundancia de grupos fecales por transecto. Se presenta la abundancia de los grupos fecales registrados por transecto durante el periodo enero a diciembre 2021 en un diagrama de caja y bigotes. Los valores atípicos están representados por puntos rojos. (BAL) Ballena, (BON) Bonanza, (CAR) Cardonal, (COR) Corralito, (DIS) Dispensa, (EMB) Embudo, (EG3) Ensenada Grande 3, (MOR) Morritos. 43
Figura 17. Abundancia mensual de rascaderos. Se presenta la abundancia de rascaderos registrada mensualmente de enero a diciembre 2021 en un diagrama de caja y bigotes. Los valores atípicos están representados por puntos rojos.....45
Figura 18. Abundancia de rascaderos de *L. insularis* por transecto. Las líneas negras representan la mediana, las líneas rojas la media, y los puntos rojos los valores atípicos. (BAL) Ballena, (BON) Bonanza, (CAR) Cardonal, (COR) Corralito, (DIS) Dispensa, (EMB) Embudo, (EG3) Ensenada Grande 3, (MOR) Morritos. 46
Figura 19. Abundancia de individuos avistados mensualmente. Se presenta el número de liebres negras observadas mensualmente durante el monitoreo de enero a diciembre 2021. Los

resultados registrados durante la estación seca del año se presentan en color gris claro, mientras que las abundancias correspondientes a la estación lluviosa se presentan en color gris oscuro. 48
Figura 20. Abundancia de avistamientos por transecto. Se presenta el número de liebres negras observadas por transecto durante el monitoreo de enero a diciembre 2021. 49
Figura 21. Abundancia de carcasas por mes. Se presenta el número de carcasas de liebres negras registradas durante el monitoreo de enero a diciembre 2021. 50
Figura 22. Horario de actividad de la liebre negra. El eje de las ordenas representa la abundancia de liebres avistadas mediante las cámaras-trampa colocadas del 23 de noviembre al 13 de diciembre 2021, y el eje de las abscisas representa el tiempo en horas en que se llevó a cabo el avistamiento. 51
Figura 23. Pareja de liebres avistadas mediante una cámara-trampa. 52
Figura 24. Cobertura vegetal asociada a rascaderos. El gráfico muestra el número la frecuencia de asociación de cada familia a la construcción de rascaderos de liebre negra. 56
Figura 25. Modelo de idoneidad de la liebre negra en el Complejo Insular Espíritu Santo. 57

Lista de tablas

Tabla 1. Clase de distancia a la que se observa autocorrelación positiva (+) o negativa (-) significativa en los distintos transectos y estaciones, estimado mediante el índice de Moran. ...26
Tabla 2. Variables del hábitat. 32
Tabla 3. Tabla de contingencia de grupos fecales para la prueba de bondad de ajuste.....42
Tabla 4. Comparaciones Pareadas de Wilcoxon (grupos fecales). (BAL) Ballena, (BON) Bonanza, (CAR) Cardonal, (COR) Corralito, (DIS) Dispensa, (EMB) Embudo, (EG3) Ensenada Grande 3, (MOR) Morritos. 44
Tabla 5. Tabla de contingencia de rascaderos para la prueba de bondad de ajuste. 46
Tabla 6. Comparaciones Pareadas de Wilcoxon (rascaderos). (BAL) Ballena, (BON) Bonanza, (CAR) Cardonal, (COR) Corralito, (DIS) Dispensa, (EMB) Embudo, (EG3) Ensenada Grande 3, (MOR) Morritos. 47
Tabla 7. Tabla de contingencia de individuos para la prueba de bondad de ajuste. 48
Tabla 8. Tabla de contingencia de las carcasas para la prueba de bondad de ajuste. 50
Tabla 9. Coeficientes del GLM anual.....53
Tabla 10. Coeficientes del GLM de la estación seca. 54
Tabla 11. Coeficientes del GLM de la estación húmeda. 55
Tabla 12. Frecuencia de rascaderos asociados y no asociados a cobertura vegetal para la prueba de bondad de ajuste.....55
Tabla 13. Listado de las especies vegetales asociadas a la construcción de rascaderos.....56

Abreviaturas

AIC: Criterio de Información de Akaike.

AUC: Área bajo la curva ROC.

Cyt B: Citocromo b.

CONABIO: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

EHVC: Enfermedad Hemorrágica Viral de los Conejos.

GBIF: Global Biodiversity Information Facility.

GLM: Modelo Lineal Generalizado.

INEGI: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

MDE: Modelo Digital de Elevación.

MVE: Minimum Volume Ellipsoid.

NDVI: Índice de vegetación de diferencia normalizada.

SEMARNAT: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

SENASICA: Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria.

SNIB: Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de México.

1. INTRODUCCIÓN

Los lagomorfos son un orden muy antiguo de mamíferos que se caracteriza por tener el cráneo fenestrado y dos pares de dientes incisivos superiores (Fernández *et al.*, 2015). Con base en el registro fósil se ha estimado que derivan del continente asiático, y desde el Eoceno tardío están separados en dos familias que se distinguen por el número de piezas dentales, Ochotonidae y Leporidae (Ge *et al.*, 2013; Smith *et al.*, 2018). La Familia Leporidae se conforma por conejos y liebres, los cuales difieren entre sí por la longitud de sus orejas y patas traseras, la construcción de madrigueras y la características físicas que presentan las crías recién nacidas (Lorenzo Monterrubio y Ruíz Jiménez, 2013).

En México existen 15 especies de lepóridos, de las cuales 6 son consideradas endémicas y 9 están clasificadas dentro de una categoría de riesgo (Velázquez, 2012; Lorenzo Monterrubio y Ruíz Jiménez, 2013). Los lagomorfos especialistas y endémicos, como *S. insonus, S. graysoni, S. mansuetus, L. flavigularis, L. insularis* y *Romerolagus diazi*, se distribuyen en el 23% del territorio mexicano, por lo cual es importante desarrollar una estrategia de conservación (Velázquez, 2012).

La liebre negra (*L. insularis*) es una especie que se consideraba endémica del Complejo Insular Espíritu Santo frente al municipio de La Paz, en el estado de Baja California Sur. Se encuentra sujeta a protección especial en la legislación mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010) y está categorizada como vulnerable por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (SEMARNAT, 2010; Lorenzo y Johnson, 2019). Recientemente se ha propuesto que no se considere endémica a nivel específico sino solo como subespecie de la especie peninsular, *L. californicus insularis* (Álvarez-Castañeda y Lorenzo, 2017).

El origen filogenético de *Lepus insularis* se ha propuesto que proviene de la especie *L. californicus* de la cual quedó completamente aislada entre hace 12,000 a 5,000 años, tras la separación del Complejo Insular Espíritu Santo de la Península de Baja California (Cervantes y Castañeda, 2012). Sin embargo, su estatus a nivel de especie ha sido cuestionado por Álvarez-Castañeda y Lorenzo, (2017) y Ramírez-Silva *et al.* (2010) quienes consideran que la liebre negra no presenta las suficientes diferencias genéticas para ser considerada una especie diferente a *L. californicus*.

El complejo insular en donde habita está compuesto por dos islas (La Partida y Espíritu Santo), tres islotes ubicados frente al litoral occidental de la isla (La Ballena, El Gallo y la Gallina) y cuatro promontorios rocosos (Los Islotes y otros tres que carecen de nombre oficial) (CONANP, 2000).

Dentro del archipiélago la liebre ha sido registrada en las dos islas mayores del complejo: La Partida, de 18.2 km^2 y Espíritu Santo, de 83.1 km^2 (CONANP, 2000). En ambas islas la topografía es compleja, ya que están compuestas por una serie de colinas con pendientes pronunciadas que presentan mesetas en las zonas de mayor altitud. Asimismo, el lado oeste del archipiélago está constituido por ensenadas conformadas por playas de arena, suelos con altos contenidos de sales y manglares; mientras que en el lado este se presentan barrancos que terminan en playas de guijarros, con excepción de la extensa franja de arena "La Bonanza" (León-de la Luz y Domínguez-Cadena, 2006).

El complejo insular se caracteriza por presentar un clima seco árido o desértico, con una temperatura media anual de 23.6°C y una precipitación media anual de 159.50 mm (CONANP, 2000). Corresponde a la región fitográfica del Desierto Sonorense y alberga aproximadamente 233 especies de plantas vasculares, de las cuales 53 son consideradas endémicas. La vegetación predominante es el matorral xerófilo, también llamado sarcocaule, y es posible subdividir al complejo en cuatro asociaciones fisionómicas-florísticas: (1) vegetación pionera de playas, que se desarrolla en terrenos inestables, (2) asociación de dunas costeras, sobre material arenoso con relativa estabilidad para el desarrollo vegetal, (3) matorral halófilo y (4) matorral sarcocaule (CONANP, 2000).

Por lo general, los individuos de *L. insularis* son solitarios y se distribuyen en la mayoría de los hábitats que se presentan en el Complejo Insular Espíritu Santo, particularmente en zonas abiertas como son los valles, planicies, dunas, playas y sus adyacentes pendientes bajas, donde tienen acceso a matorrales y pastizales de los que se alimentan (Nelson, 1909; Thomas y Best, 1994; Cervantes *et al.*, 1996). Comúnmente, las liebres se muestran activas durante el día y la noche, con un pico de actividad durante el crepúsculo, y al mediodía se las puede encontrar descansando bajo la vegetación o tomando baños de arena en un echadero (Cervantes *et al.*, 1996).

Debido a que la información ecológica disponible sobre la liebre negra es escasa, el objetivo del presente estudio es estimar la abundancia relativa de la liebre negra en diferentes microhábitats del archipiélago y compararla entre la temporada de secas y la de lluvias, así como definir las variables de microhábitat que se relacionan con la variación en la abundancia de liebre negra para elaborar el modelo de nicho ecológico de *L. insularis.*

2. ANTECEDENTES

2.1 Historia natural de *L. insularis*

2.1.1 Morfología

El estudio de *L. insularis* se remonta a la publicación realizada por Bryant en 1891, quien describió por primera vez la morfología de la liebre negra y registró su presencia en la Isla Espíritu Santo. En su descripción destacó el color oscuro de la liebre, representado por el dorso negro y el vientre marrón oscuro, así como zonas blancas grisáceas en las orejas, barbilla y la región orbital (Bryant, 1891). Posteriormente, Nelson publicó una descripción detallada sobre su morfología y morfometría (largo total = 574 mm, largo de la cola = 96 mm, largo de la pata = 121 mm y largo oreja), y propuso que su coloración oscura se debía al aislamiento y a la ausencia de depredadores (Nelson, 1909). Thomas y Best (1994) realizaron una compilación de literatura producida sobre la liebre negra y nuevamente describieron de manera detallada sus características morfológicas y mencionaron la ausencia de fósiles para esta especie.

La anatomía del sistema reproductivo de *L. insularis* fue estudiada por primera vez por Cervantes y colaboradores (1996). Se determinó que los ovarios tenían un tamaño promedio de 13.6 mm en las hembras, y que el tamaño de los testículos en los machos era de 43.9 (Cervantes *et al.*, 1996). Posteriormente, Romero-Palacios y Cervantes (2012) compararon el patrón del esmalte dental de los molariformes de las cinco especies de liebres mexicanas, y concluyeron que *L. insularis* poseía los premolares de menor tamaño, el patrón más simple y la menor variabilidad intraespecífica.

2.1.2 Relaciones filogenéticas

Desde la descripción de la liebre negra en 1981, su morfología ha sido comparada en numerosos trabajos con la de la liebre cola negra (*L. californicus*) que se distribuye a lo largo de la Península de Baja California (Bryant, 1891; Nelson, 1909; Cervantes *et al.*, 1996). Inclusive, Hall (1981) hipotetizó que *L. insularis* estaba relacionada evolutivamente con *L. californicus* con base en su morfología; sin embargo, Dixon *et al.* (1983) la reconocieron como una especie diferente debido a las características del cráneo, el cual tiende a ser de mayor tamaño que el *L. californicus*.

Ramírez-Silva *et al.* (2010) analizaron las relaciones filogenéticas de las cinco especies de liebres mexicanas, y determinaron que existían dos grandes clados: un grupo conformado por *L. insularis* y *L. californicus*, y otro formado por *L. alleni, L. callotis* y *L. flavigularis*. Los autores comprobaron que el grupo de la liebre negra y la liebre cola negra era parafilético, y propusieron que *L. insularis* correspondía a una población peninsular que se ha mantenido aislada desde hace 5,000 a 12,000 años. Posteriormente, Cervantes y Castañeda (2012) evaluaron la divergencia genética *entre L. insularis* y tres subespecies de *L. californicus*, y encontraron que existía un nivel mínimo de diferenciación genética entre *L. insularis* y *L. c. xanti*, que es la subespecie de liebre cola negra que se distribuye en la mayor parte del estado de Baja California Sur.

Álvarez-Castañeda y Lorenzo (2017) determinaron la relación biogeográfica y taxonómica entre *L. californicus* y *L. insularis* a través de la comparación de caracteres morfológicos (color del pelo) y genéticos (51 haplotipos de un fragmento de 800 pb de Cyt b, y 46 haplotipos de un bucle D de 600 pb). Los autores concluyeron que, debido a que población insular no presentaba haplotipos significativamente distintos a los de tierra continental y a que la expansión de la especie a través de la Península de Baja California se dio recientemente (~ 21, 000 años) en dirección norte a sur, las mínimas diferencias genéticas y morfológicas entre *L. insularis* y *L. californicus* no sustentan la separación de ambas especies, y recomendaron que la liebre negra sea considerada una subespecie de *L. californicus.*

2.1.3 Alimentación

La liebre negra es un herbívoro cuya dieta se compone en su mayoría de gramíneas (55.38%), sin embargo, el resto de su dieta está compuesto por 51 especies de plantas insulares que pertenecen a las familias Acanthaceae, Asparagaceae, Burseraceae, Cactaceae, Capparaceae, Chenopodiaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Solanaceae, entre otras (Torres-García, 2014). Las preferencias en la dieta de *L. insularis* son estacionales. En la temporada de lluvias (julio a febrero), las preferencias por las gramíneas, leguminosas y cactáceas presentan las frecuencias más altas, mientras que durante la temporada seca (marzo a junio) la preferencia por las cactáceas disminuye notablemente (Torres-García, 2014).

De manera similar, Marín *et al.* (2003) describieron que la liebre cola negra (*L. californicus*) que habita en la península, y en zonas de matorral similares a Espíritu Santo, presenta un forrajeo selectivo relacionado con la estacionalidad y la disponibilidad de alimento; y mencionaron que la abundancia de plantas herbáceas y suculentas disponibles en una zona geográfica es un estimador confiable para medir la disponibilidad de alimento para las liebres. Asimismo, Brown *et al.* (2014) determinaron que durante los meses más cálidos del año, la dieta de otra liebre del desierto, la liebre antílope (*L. alleni*) se compone de herbáceas estacionales, tallos de mezquite y gramíneas perennes, y evita distribuirse en los zonas secas en dónde no se presenta vegetación herbácea.

2.1.4 Competidores y depredadores

En el Complejo Insular Espíritu Santo habitan numerosas especies de mamíferos simpátricos con la liebre negra. Encontramos una ardilla terrestre, el juancito (*Ammospermophilus leucurus* subs. *insularis*), la rata cambalachera desértica (*Neotoma lepida* subs. *vicina*), el ratón de cactus (*Peromyscus eremicus* subs. *insulicola*), el ratón espinoso (*Chaetodipus spinatus* subs. *lambi*), y un carnívoro pequeño, el babisuri (*Bassariscus astutus* subs. *saxicola*). Como fauna exótica, el gato doméstico feral (*Felis sylvestris* subs. *catus*) que no es muy abundante (se estiman menos de 50 ejemplares), y la cabra doméstica feral (*Capra hircus*) que sí es muy abundante y fue introducida en el complejo insular a mediados del siglo XX (Cervantes *et al.*, 1996; León-de la Luz y Domínguez-Cadena, 2006).

Pese a que la liebre negra es el segundo mamífero de mayor tamaño y el único lagomorfo dentro del archipiélago, podría presentar competencia alimenticia con otras especies: (1) el juancito, una ardilla de hábitos diurnos y dieta omnívora que se alimenta de vegetación verde, semillas, insectos y pequeños vertebrados (Belk y Smith, 1991); (2) la rata cambalachera, quien a pesar de consumir un amplio rango de alimentos tiene una marcada preferencia por las suculentas (Cameron y Rainey, 1972); (3) en menor medida, las iguanas de los géneros *Sauromalus* y *Dipsosaurus* que consumen, frutos, hojas y flores de *Fouquieria* sp., *Lycium* sp., *Olneya tesota* y *Jatropha cinerea* (Kwiatkowski y Sullivan, 2002); y (4) la cabra doméstica feral, quien ha llegado a convertirse en la especie dominante en numerosas islas ante la ausencia de un control poblacional (León-de la Luz y Domínguez-Cadena, 2006).

No se ha observado depredación natural sobre la liebre negra. Aunque Cervantes *et al.* (1996) sugieren como posible depredador de las crías a la cascabel manchada (*C. mitchellii*) quien alcanza una longitud total de 230 a 1410 mm. También sugieren al babisuri, aunque más recientemente, Sansores-Sánchez (2016) analizó la alimentación de esta especie apareciendo la liebre muy ocasionalmente y solo proveniente de carroña. Otros posibles depredadores muy ocasionales serían las rapaces como el caracaca (*Caracara cheryway*), el *Buteo jamaicensis* y el gato doméstico feral. El gato feral es un depredador tope, oportunista y generalista cuyo ámbito hogareño está determinado por la distribución de los recursos alimenticios y las relaciones con conespecíficos (Recio y Seddon, 2013). En Espíritu Santo su abundancia es baja debido a que el Grupo de Ecología y Conservación de Islas ha realizado programas para su erradicación (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2013).

2.1.5 Uso de hábitat

Nelson (1909) y Cervantes *et al.* (1996) observaron la preferencia de la liebre negra por los hábitats abiertos y las pendientes bajas, como son las dunas, mesetas y valles arenosos, e hipotetizaron que estaban primordialmente asociadas con el hábitat de matorral, pastizal y zonas halófilas. Más recientemente, Torres-García (2014) estimó la densidad de la liebre negra en diferentes microhábitats del complejo insular, y determinó que *L. insularis* posee una densidad de 3.44 liebres/km^2 en las cimas, 3.08 liebres/km^2 en las planicies bajas de matorral xerófilo, 1.43 liebres/km^2 en las laderas y 1.11 liebres/km^2 en el matorral halófilo.

La cobertura vegetal es una de las variables biológicas que influye en la selección del hábitat de los lepóridos debido a que les provee de alimento y protección contra los depredadores (Caravaggi *et al.*, 2015; Simes *et al.*, 2015). Para la liebre cola negra (*L. californicus*) se ha determinado que su abundancia está positivamente relacionada con la densidad del matorral; mientras que en la liebre antílope (*L. alleni*) se ha determinado que las mayores abundancias se presentan en el pastizal tropical y subtropical de los estados de Sonora y Sinaloa, aunque se ha observado que evita las zonas conformadas por arbustos bajos (Brown *et al.*, 2014).

Entre las variables ambientales, se ha reportado que la pendiente del terreno es importante para las liebres, que tienden a presentar una mayor abundancia en sitios con pendientes suaves o nulas (Tapia *et al.*, 2010). Martínez-Calderas *et al.* (2016) registraron las densidades de los

lagomorfos del centro de México (*L. californicus*, *L. callotis* y *Sylvilagus audubonii*) y descubrieron que las zonas con pendientes nulas a moderadas tenían la mayor abundancia de individuos. De manera similar, Caravaggi *et al.* (2015) descubrieron que la pendiente tiene un efecto negativo sobre la abundancia de la liebre europea (*Lepus europaeus*) y la liebre de montaña (*Lepus timidus*), y propusieron que ambas especies utilizan los terrenos bajos y abiertos porque les es posible realizar la detección temprana de posibles depredadores.

2.2 Técnicas de monitoreo de lagomorfos

La densidad y la abundancia de los lepóridos pueden ser estimadas mediante técnicas de observación directa y métodos indirectos. Dentro del primer grupo, el investigador debe ser capaz de observar al individuo para registrar su presencia en un área de estudio delimitada (Langbein *et al.*, 1999; Mills *et al.*, 2005; Farías-González, 2011); por el contrario, en los métodos indirectos se utilizan las huellas o rastros derivados del animal, y por lo general se caracterizan por tener un menor costo, ser aplicables a áreas de estudio de mayor tamaño y evitar la perturbación de los animales (Langbein *et al.*, 1999; Hayward *et al.*, 2005; Mills *et al.*, 2005).

Para seleccionar una técnica de monitoreo, deben considerarse las características físicas y de comportamiento de la especie de estudio, las características bióticas y abióticas del ambiente, los objetivos, el tiempo y el presupuesto de la investigación (Langbein *et al.*, 1999). Además, para las especies endémicas y de distribución restringida, como *L. insularis*, se recomienda la utilización de métodos no extractivos para disminuir las probabilidades de afectar a la población (Farías-González, 2011; Velázquez, 2012).

El transecto en línea es uno de los métodos no extractivos más recomendados, y existen numerosas variantes metodológicas que pueden ser aplicadas a esta técnica (Langbein *et al.*, 1999; Palomares, 2001; Farías-González, 2011). En general, consiste en recorrer un trayecto de longitud conocida y ser capaz de detectar a los individuos y/o a los rastros de los mismos que se encuentren en el camino (Hayward *et al.*, 2005; Farías-González, 2011; Soto y Palomares, 2014; Simes *et al.*, 2015).

La densidad de *L. insularis* fue estimada por primera vez por Lorenzo *et al.* (2012) con el método de transecto en línea. Los investigadores realizaron caminatas diurnas y nocturnas por 16

transectos de 3.5 km de longitud en los microhábitats de matorral xerófilo y vegetación halófila del sureste de Espíritu Santo, en dónde registraron el número de liebres observadas y su distancia perpendicular hacia el transecto. La densidad se estimó con el programa DISTANCE ver 6.0, y la densidad promedio que encontraron fue de 11.43 liebres/km^2.

Otra de las formas más comúnmente utilizadas para estimar la densidad de un animal es la cuantificación del número de pellets o grupos fecales (Mills *et al.*, 2005). Este método consiste en cuantificar la acumulación de materia fecal a lo largo del tiempo en parcelas previamente definidas, y para llevarlo a cabo se debe conocer la tasa de defecación del animal estudiado (Farías-González, 2011). La tasa de defecación es definida como el número de pellets que produce un individuo por día, y en los lepóridos se ha confirmado que el valor promedio se mantiene constante a pesar de las diferencias en el tamaño, dieta y sexo del animal (Arnold y Reynolds, 1947; Martínez-García *et al.*, 2011).

Es común que el diseño de las parcelas utilizadas en el conteo de excretas varíe de acuerdo con el tipo de hábitat y las preferencias del investigador. Sin embargo, Dunagan y Karels (2018) comprobaron que la forma (perímetro) y la extensión (área) de las parcelas tiene un efecto sobre la estimación de la densidad.

Torres-García (2014) utilizó el método de conteo de excretas a través de 15 parcelas de 1 m^2 de radio a lo largo de 14 transectos de 500 m de longitud ubicados en diferentes microhábitats del Complejo Insular Espíritu Santo. Para estimar la densidad usó la tasa de defecación (número de pellets por liebre por día) de *L. californicus*, que es de 545 pellets fecales por día, y estimó una densidad promedio de 2.1 liebres negras/km^2. Por biotopos, se estimó una densidad de 3.44 liebres/ km^2 en las cimas, 3.08 liebres/ km^2 en las planicies bajas, 1.43 liebres/ km^2 en las laderas y 1.11 liebres/ km^2 en el matorral halófilo – dunas.

En los lepóridos, las fluctuaciones en la abundancia poblacional son comunes, y se hipotetiza que los cambios temporales en el número de individuos se relacionan con las variaciones climáticas, la disponibilidad de alimento y la presión ejercida por los depredadores (Brown *et al.*, 2014; Simes *et al.*, 2015). Pese a que se desconoce si las poblaciones de *L. insularis* presentan un mecanismo similar, se sabe que la abundancia de las poblaciones de la liebre antílope (*Lepus alleni*) varía estacionalmente y está relacionada positivamente con la

productividad primaria; mientras que las poblaciones de liebre cola negra (*L. californicus*) varían en periodos de entre 7 a 11 años (Hernández *et al.*, 2011; Simes *et al.*, 2015).

Asimismo, se ha llegado a determinar que el inicio del ciclo reproductivo de las liebres desérticas está relacionado con los factores ambientales. Para *L. californicus* se ha reportado que los machos responden ante el fotoperiodo con un aumento en el peso testicular; mientras que el inicio del ciclo estral de las hembras corresponde positivamente con las variables de temperatura, precipitación y evaporación, debido a que estas variables están relacionadas con un aumento en los valores de productividad primaria (Portales *et al.*, 2004; Portales-Betancourt *et al.*, 2012).

Otra de las variables que modifica y causa fluctuaciones en la abundancia de lagomorfos son las enfermedades de origen viral. En la actualidad las más conocidas son la mixomatosis, el síndrome de la liebre parda europea y la enfermedad hemorrágica viral del conejo (Dalton *et al.*, 2021). Estas enfermedades afectan a los lepóridos domésticos y silvestres, y son ampliamente conocidas debido a su alta tasa de mortalidad, y a la facilidad de dispersión y contagio (Lavazza y Capucci, 2008).

2.3 Enfermedad Hemorrágica Viral de los Conejos

La Enfermedad Hemorrágica Viral del Conejo clásica (EHVC) es una de las principales enfermedades que afectan a las poblaciones de lagomorfos, y es causada por *Lagovirus europaeus,* de la familia Caliciviridae (Dalton *et al.*, 2021). El virus fue descubierto en China en 1984, tras la aparición de un brote infeccioso en conejos importados de Europa. Su período de incubación estimado es de 1 a 3 días, provoca una alta tasa de mortalidad (70 a 90%) y solamente afecta al conejo común (*Oryctolagus cuniculus*) con una edad mayor a 6 semanas de edad (Asin *et al.*, 2021; Lankton *et al.*, 2021).

En 2010, un virus genéticamente distinto al anterior surgió en Francia. La Enfermedad Hemorrágica Viral del Conejo Tipo 2 (EHVC2) se caracteriza por afectar a un amplio rango de hospedadores sin importar la edad de los individuos y tiene una menor pero más variable tasa de mortalidad (Asin *et al.*, 2021). Entre los hospederos que han sido reportados se registra la liebre de Cerdeña (*Lepus capensis mediterraneus*), la liebre corsa (*Lepus corsicanus*), la liebre

europea (*Lepus europaeus*), la liebre de montaña (*Lepus timidus*), la liebre cola negra (*L. californicus*), la liebre ibérica (*Lepus granatensis*) y múltiples especies de conejos (Lopes *et al.*, 2014; Dalton *et al.*, 2021).

En México se confirmó la presencia del virus causante de la Enfermedad Hemorrágica del Conejo Tipo 2 en abril de 2020, y los primeros lagomorfos mexicanos que mostraron síntomas de la infección fueron *L. californicus*, *O. cuniculus, S. audubonii* y *S. floridanus* (Lorenzo *et al.*, 2020). Los signos de la enfermedad consisten en muerte súbita, hemorragias internas en el corazón, tráquea, timo, pulmones, hígado, riñones e intestinos, ictericia, fiebre, pérdida del apetito, respiración agitada y necrosis hepática (Abade dos Santos *et al.*, 2017; Lorenzo *et al.*, 2020).

En el Complejo Insular Espíritu Santo se detectó la presencia de una cepa de la EHVC Tipo 2 en la población de *L. insularis* en febrero del 2021 (CPA, 2021). Debido a que el virus es altamente resistente a temperaturas extremas y se puede transmitir a través del contacto directo con cualquier tipo de material contaminado, Lorenzo *et al.* (2020) recomiendan el uso de equipo de protección personal, descontaminar el equipo de campo e incinerar a los cadáveres encontrados para evitar la propagación de la enfermedad.

2.4 Modelado de hábitat

El nicho ecológico es el conjunto de "todas aquellas condiciones óptimas en el hipervolumen n-dimensional (condiciones bióticas y abióticas) en las cuales la especie puede y podría lograr su desarrollo y subsistencia" (Hutchinson, 1957). Se ha propuesto que existen dos tipos de nicho: (a) el nicho fundamental, en donde se presentan las condiciones bióticas y abióticas que permiten la subsistencia de la especie; y (b) el nicho realizado, que se define geográficamente como la extensión en dónde la presencia de la especie ha sido registrada (Hutchinson, 1957; Mota *et al.*, 2019).

Los modelos de nicho ecológico construyen en el espacio ambiental (E) la relación que tiene la presencia de las especies con las variables del ambiente donde se distribuyen, y posteriormente, esta relación se proyecta en el espacio geográfico (G) mediante la modelación del área de distribución (Soberón *et al.*, 2017). Para construirlos es necesario contar con

registros de presencia de la especie de interés y variables ambientales que sean significativas para delimitar su distribución (Mota *et al.*, 2019).

Los datos de presencia pueden ser obtenidos a partir de la consulta de bases de datos electrónicas como Global Biodiversity Information Facility (GBIF), CONABIO, etc., de colecciones, o, como en nuestro caso, ser generados a partir del monitoreo en campo de la especie. Las variables bioclimáticas son obtenidas generalmente a partir de la base de datos WorldClim (Fick y Hijmans, 2017). Sin embargo, para México existe una modificación elaborada por Cuervo-Robayo *et al.* (2013), en la cual aumentaron el número de estaciones meteorológicas para estimar los valores de temperatura y precipitación, con el objetivo de acrecentar la precisión de los datos.

La selección del algoritmo de modelado es un paso fundamental para la construcción del modelo. Qiao *et al.* (2015) demostraron que no existe un algoritmo que se desempeñe de manera perfecta en todas las circunstancias, sino que se debe de realizar un proceso de selección cuidadoso en el que se considere el tipo de ocurrencias (presencia, ausencia y/o pseudoausencias) y la historia natural del organismo. El elipsoide de volumen mínimo n-dimensional (MVE) es un algoritmo de solo-presencia que considera que el centroide del nicho (elipse) representa el valor del *fitness* máximo, y calcula la distancia de Mahalanobis de cada punto contra el centroide (Osorio-Olvera *et al.*, 2020).

Pese a que dentro del Complejo Insular Espíritu Santo se presentan diferentes microhábitats, no se ha determinado cuáles son las variables ambientales que se relacionan con la variación en la abundancia de la liebre negra. No obstante, la distribución potencial de numerosos lepóridos se ha realizado siguiendo la técnica del modelado de nicho ecológico. Pongamos por caso la investigación realizada por Sántiz *et al.* (2016), quienes predijeron el efecto del cambio climático sobre la distribución de la liebre endémica al Istmo de Tehuantepec (*L. flavigularis*), y como resultado obtuvieron que la liebre está restringida a las sabanas y pastizales con pendientes bajas a nulas.

La distribución de la liebre ibérica (*L. granatensis*) y el conejo europeo silvestre (*O. cuniculus*) en el noroeste de España también ha sido modelada. Tapia *et al.* (2010) utilizaron el índice de abundancia de pellets fecales para determinar que *L. granatensis* prefiere las zonas de matorral-

pastizal en elevaciones altas, con pendientes leves; mientras que *O. cuniculus* se distribuye en zonas de matorral boscoso. Asimismo, el estudio del nicho ecológico de *L. corsicanus* contribuyó a las acciones de conservación para la liebre italiana, al encontrar que su abundancia es dependiente de las zonas de bosques y los ambientes agrícolas, y que tiende a excluirse de los sitios en dónde la liebre común (*L. europaeus*) está presente (Buglione *et al.*, 2020). Es decir que restringe su nicho fundamental por la competencia con la otra especie.

3. JUSTIFICACIÓN

L. insularis es una liebre considerada endémica al Complejo Insular Espíritu Santo, el cual se incluye dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California (CONANP, 2000). Está categorizada como especie sujeta a Protección Especial por la Norma Oficial Mexicana 059 (SEMARNAT, 2010), y como especie Vulnerable por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Lorenzo y Johnson, 2019). Como se ha demostrado en otros lagomorfos, se considera que provee de importantes servicios ecosistémicos para la isla, tales como el aumento de la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, la dispersión de semillas por endozoocoria y/o epizoocoria, y la modificación de la cobertura vegetal, particularmente de gramíneas, suculentas y cactáceas que componen su dieta (Cervantes *et al.*, 1996; Delibes-Mateos y Gálvez-Bravo, 2009; Torres-García, 2014; Barbar y Lambertucci, 2018). Estos efectos benéficos de la presencia de liebre cobran relevancia por la aridez de la isla.

Al ser una población restringida a dos pequeñas islas, la liebre negra es vulnerable ante fenómenos naturales y/o factores inducidos por el ser humano que pueden poner en riesgo su existencia. Desde febrero de 2021, se ha determinado que en la población se presenta una cepa del virus que causa la Enfermedad Hemorrágica Viral del Conejo (RHDV2), el cual es altamente resistente y letal (Lorenzo *et al.*, 2020).

Además, en el archipiélago Espíritu Santo no se cuenta con un programa de monitoreo que permita estimar fluctuaciones en la abundancia a través del tiempo para la liebre negra, y se desconocen las condiciones ecológicas óptimas de la misma. Por lo tanto, se considera necesario aplicar una estrategia de conservación eficiente que integre el monitoreo periódico de la especie.

En conclusión, la realización de esta investigación proveerá de un modelo de estudio novedoso que permita entender la relación de las variables físicas y biológicas que caracterizan al Complejo Insular Espíritu Santo y la distribución y abundancia relativa de la liebre negra. La ausencia de depredadores naturales nos permitirá diferenciar el efecto de las condiciones ambientales sobre el lagomorfo. Además, debido a que el complejo insular es un ambiente aislado y de tamaño pequeño, seremos capaces de obtener muestras representativas de cada

uno de sus microhábitats, a la par que observamos el efecto de la Enfermedad Hemorrágica Viral del Conejo sobre la población.

4. HIPOTESIS

(1) La ocurrencia de *L. insularis* está relacionada con las variables ambientales y el tipo de hábitat. Por lo tanto, se espera que la presencia permanente de la liebre negra esté influenciada positivamente por la presencia de suelos profundos y el mayor porcentaje de cobertura vegetal, y negativamente por la pendiente.

(2) La variación climática estacional se relaciona con la variación en la abundancia de la especie. Por lo tanto, la abundancia relativa de la liebre negra será más abundante en la temporada de lluvias.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Establecer una línea base de conocimiento de la ecología de *L. insularis* en el Complejo Insular Espíritu Santo, Baja California Sur, México.

5.2 Objetivos particulares

1. Estimar la abundancia relativa mensual de *L. insularis* en ocho senderos representativos de los diferentes microhábitats del complejo insular, y comparar las fluctuaciones en la abundancia de manera espacial y temporal.
2. Determinar el horario de actividad de la liebre negra en el Complejo Insular Espíritu Santo.
3. Definir las variables topográficas y biológicas que se relacionan con mayores abundancias de liebre negra en las islas, y confirmar si existe variación en la abundancia de pellets fecales dependiendo de las variables ambientales que caractericen al sitio muestreado y a la estacionalidad (temporada seca - temporada de lluvias).
4. Realizar un modelo de nicho ecológico que muestre los sitios que cumplen con los requerimientos ambientales y topográficos de *L. insularis*.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El área de estudio comprende las islas Espíritu Santo de 83.1km^2 y La Partida de 18.1 km^2 en el Complejo Insular Espíritu Santo, localizado entre las coordenadas 24° 24’ N, 110° 18’ O y 24° 36’ N, 110° 27’ O dentro del Área Natural Protegida Islas del Golfo de California. El clima es seco árido con una precipitación media anual de 159.5 mm, y una temperatura media anual de 23.6°C, con temperatura máxima de 44°C y mínima de 11°C (CONANP, 2000).

La topografía de las islas Espíritu Santo y La Partida es compleja. Se presentan una serie de colinas con pendientes pronunciadas que conforman mesetas en algunas zonas de mayor altitud. En el lado oeste del archipiélago, las islas presentan ensenadas con playas de arena, suelos con altos contenidos de sales en dónde se presenta vegetación halófila, manglares, y arroyos con abundante vegetación de matorral sarcocaule. Por el contrario, las islas presentan barrancos pronunciados que terminan en playas de guijarros en el lado este, con excepción de la playa “La Bonanza”, la cual es un extenso valle que termina en una playa de arena (León-de la Luz y Domínguez-Cadena, 2006).

La vegetación predominante del complejo insular es el matorral sarcocaule, pero en las islas se observan cuatro asociaciones fisionómicas-florísticas: (1) vegetación pionera de playas, que se desarrolla en terrenos inestables, (2) asociación de dunas costeras, sobre material arenoso con relativa estabilidad para el desarrollo vegetal, (3) matorral halófilo y (4) matorral sarcocaule que prospera en fluvisoles (CONANP, 2000). Las especies vegetales dominantes son las halófilas *Allenrolfea occidentalis* y *Arthrocnemum subterminale*, el ciruelo (*Cyrtocarpa edulis*), el palo blanco (*Lysiloma candidum*), el cardón gigante (*Pachycereus pringlei*), entre otras (CONANP, 2000; León-de la Luz y Domínguez-Cadena, 2006).

6.2 Especie de estudio

La liebre negra (*L. insularis*) es un lagomorfo de tamaño mediano que habita en el Complejo Insular Espíritu Santo y se caracteriza por presentar un conspicuo pelaje negro en el dorso, la cabeza y la cola. El vientre es de color café, y se oscurece en los laterales al mezclarse con el negro del dorso. En el margen inferior de las orejas presenta una fina línea de color blanco,

mientras que la barbilla y la región orbital son de tonalidades grises. La longitud total promedio de un individuo adulto es de 574 mm, la pata trasera mide 121 mm y el largo de la oreja es de 105 mm (Bryant, 1891; Nelson, 1909; Ceballos y Oliva, 2005).

6.3 Muestreo en campo

El archipiélago se dividió en una cuadrícula con celdas de 1 km × 1 km con la finalidad de seleccionar al azar un total de 20 sitios espaciados entre sí por una distancia mínima de 2.5 km. Las características topográficas de cada celda seleccionada fueron evaluadas para elegir solo los sitios que fueran accesibles y permitieran realizar el muestreo de transecto en línea. En el caso atípico de que fuera imposible acceder a una celda, se modificó la elección y se seleccionó la celda contigua donde fuera factible realizar el monitoreo.

En cada celdilla se estableció un transecto de 500 m de longitud por 2 m de ancho, que fue revisado para identificar la presencia de la liebre negra a través del conteo de individuos, grupos fecales, rascaderos y/o carcasas (Fig. 1). Ocho de los transectos se recorrieron con periodicidad mensual con el objetivo de estimar la abundancia relativa temporal de la liebre negra, y los 20 senderos se recorrieron con periodicidad semestral para inferir la relación que las variables ambientales tienen sobre la abundancia de la liebre (Fig. 2).

Durante el monitoreo de la liebre negra se aplicó el protocolo de bioseguridad insular contra la EHVC-2 establecido por el Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA) y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) para disminuir la dispersión del virus. El calzado y el material del equipo de trabajo se esterilizó al inicio y al final de cada transecto con el desinfectante comercial Virkon™ S. Además, se enterraron las carcasas de la liebre negra para evitar la dispersión del material biológico por animales carroñeros, y se desinfectó un área de 2 m de radio alrededor de los huesos.

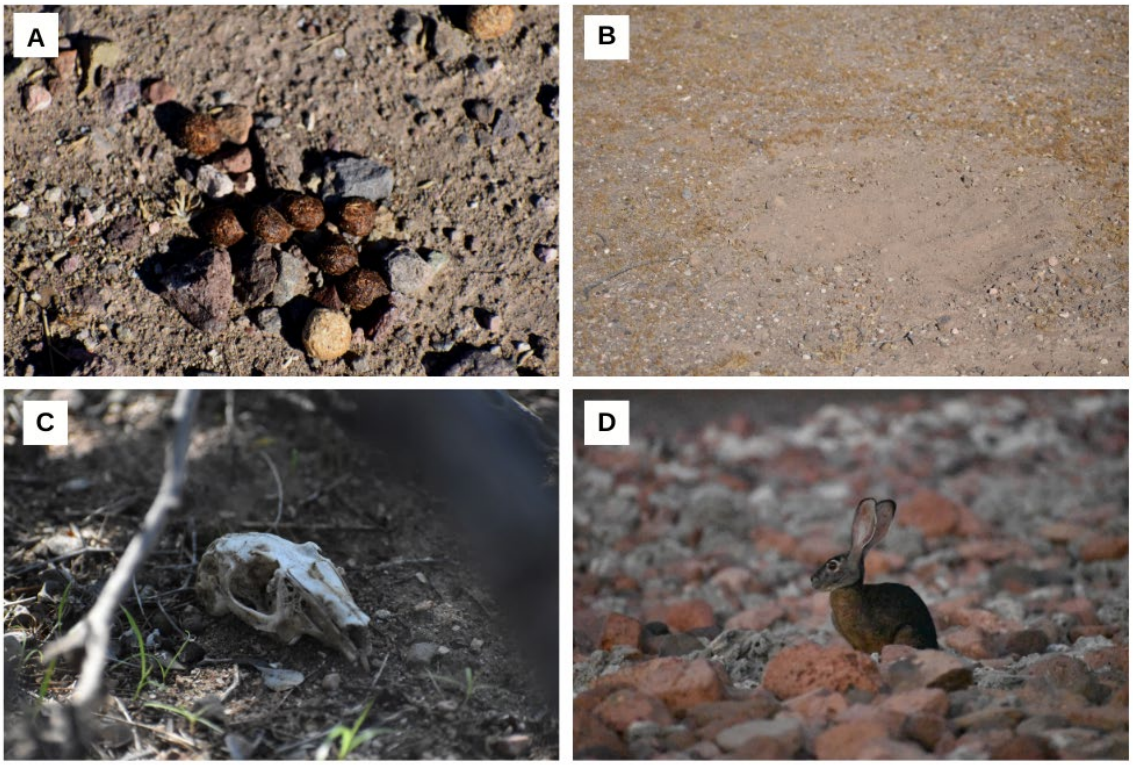


Figura 1. Rastros de liebre negra. (A) Grupos fecales, (B) Rascaderos, (C) Cráneo, (D) Individuo adulto.

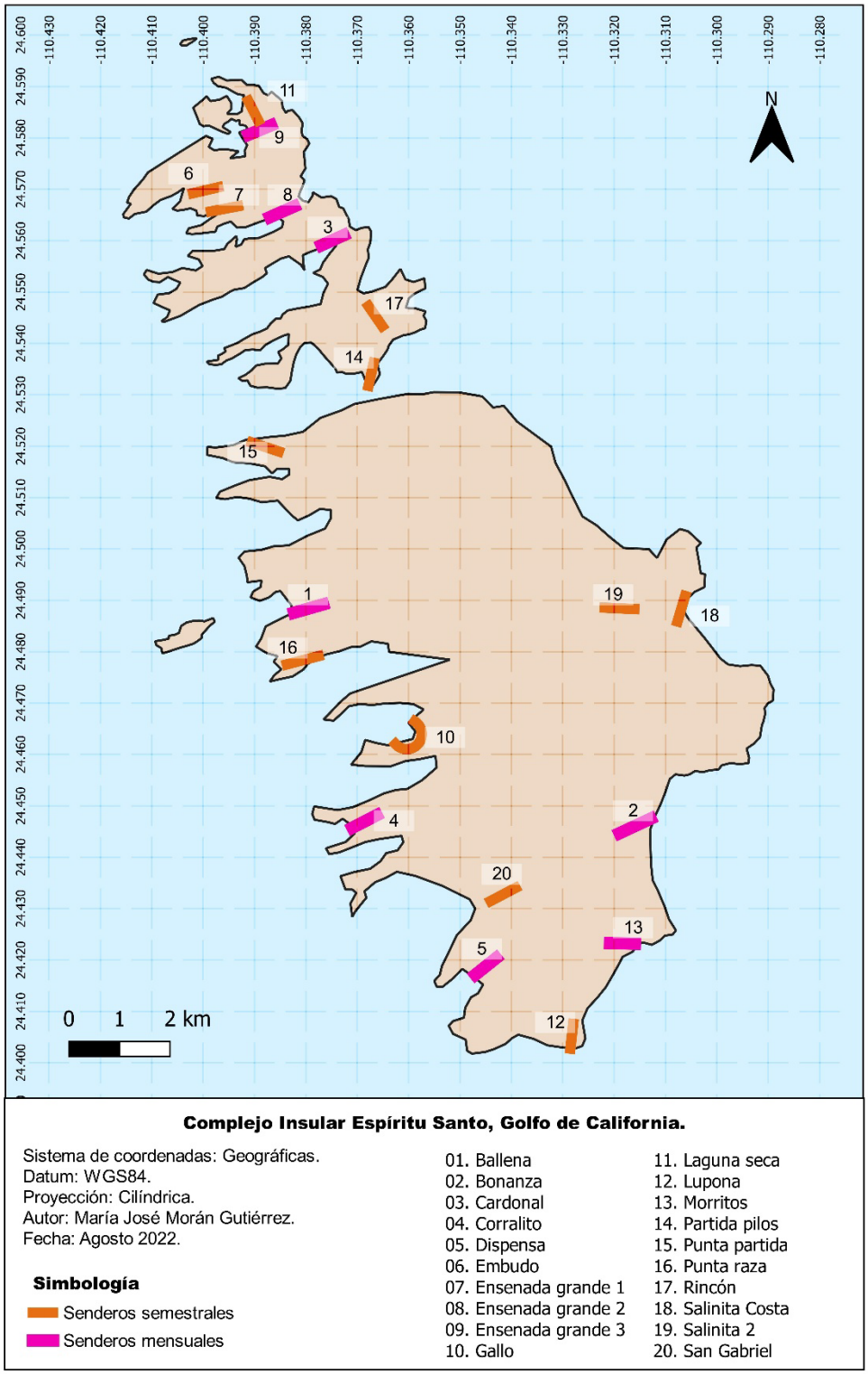


Figura 2. Transecto mensuales y semestrales recorridos con periodicidad mensual o semestral.

6.3.1 Grupos fecales

Los grupos fecales de liebre negra se caracterizan por ser un conjunto de pellets circulares de 1 cm de diámetro, ordenados concéntricamente, y cuya materia fecal presenta distintas tonalidades de marrón dependiendo del tiempo que llevan expuestos a la intemperie.

Para conocer el número promedio de pellets que componen a un grupo fecal de *L. insularis*, se cuantificó el número de bolitas que conformaron a 733 grupos fecales frescos localizados en 6 transectos de 500 m de longitud por 2 m de ancho en las ensenadas Ballena, Bonanza, Cardonal, Corralito, Dispensa y Morritos. Posteriormente, se determinó que el promedio es de 8.7 (± 10.6) pellets, y los grupos presentan un rango de composición que varía desde 1 a 100 bolitas. La mediana de la muestra fue de 5 pellets fecales y la moda fue de 1.

6.3.1.1 Tiempo de desecación de las excretas

Con el objetivo de estimar la precisión del número de pellets frescos registrados a través de monitoreos con periodicidad mensual, se observó el tiempo que tardan los pellets frescos en secarse. El montaje del experimento se llevó a cabo en la Estación Biológica "Dra. Laura Arriaga Cabrera" (24.130384° N, 110.432404° W, y 24.130872° N, 110.434069° W) dentro del predio de 180 hectáreas perteneciente al CIBNOR, en la localidad de El Comitán, La Paz, B.C.S, que en línea recta está a 31 km del complejo insular Espíritu Santo con el que comparte el tipo predominante de hábitat (matorral sarcocaule) y las condiciones climáticas áridas (León-de la Luz *et al.*, 2000). Se seleccionó a la liebre cola negra (*L. californicus*) para realizar la observación de los pellets debido a la accesibilidad para transportarse a la zona de monitoreo, y a que es una especie cercanamente emparentada con *L. insularis*.

En el área de estudio se identificaron y marcaron 31 grupos fecales frescos de la liebre cola negra. Basándonos en la observación previa de las tonalidades de las excretas, se establecieron 4 categorías de color (Fig. 3). Los colores café oscuro y café claro se utilizaron como indicativos de heces recientemente depositadas (frescas), mientras que el color ocre y el color pajizo se relacionaron con las excretas viejas. La observación de las parcelas se realizó diariamente entre las 8:00 am y las 9:00 am para disminuir el efecto de la intensidad de la luz solar sobre la percepción del investigador, y el monitoreo cesó tras 6 semanas de observación.

Figura 3. Patrón de coloración de las heces de *L. californicus*. (1) Café oscuro, (2) Café claro, (3) Ocre, (4) Pajizo.

Las heces de *L. californicus* presentaron seis tonalidades diferentes a lo largo del proceso de desecación que se clasificaron en dos grandes categorías: frescas (café oscuro y café claro) y secas (ocre, pajizo, café grisáceo y manchas blancas) (Fig. 4). El cambio en la coloración se dio de manera progresiva a través del tiempo y tras cuatro semanas de monitoreo el 84% de las excretas presentó apariencia seca (Fig. 5 y Fig. 6). Asimismo, debido a que el monitoreo de la liebre negra se realizó con periodicidad mensual, es poco probable que se haya cuantificado en dos ocasiones distintas el mismo grupo fecal.

Sin embargo, la decoloración gradual de las heces es también un claro indicador de que existe un sesgo en la abundancia de grupos fecales frescos registrada mensualmente. Aunque el 100% de las excretas depositadas hacen una semana se mantienen frescas, tras dos semanas desde su deposición solo el 48% pueden ser identificadas como frescas, en la tercera semana es el 29% y tras la cuarta solo es el 16% (Fig. 6). Por lo tanto, el número de grupos fecales frescos observados (47.8%) es casi la mitad de los grupos fecales producidos.

$$P1 + 0.48\,P2 + 0.29\,P3 + 0.16\,P4 = 1.93\,P \qquad (1)$$

Los cálculos estadísticos presentes en esta investigación se realizaron sobre los datos observados, sin embargo, se añadió el volumen total real estimado en cada apartado (*E*).

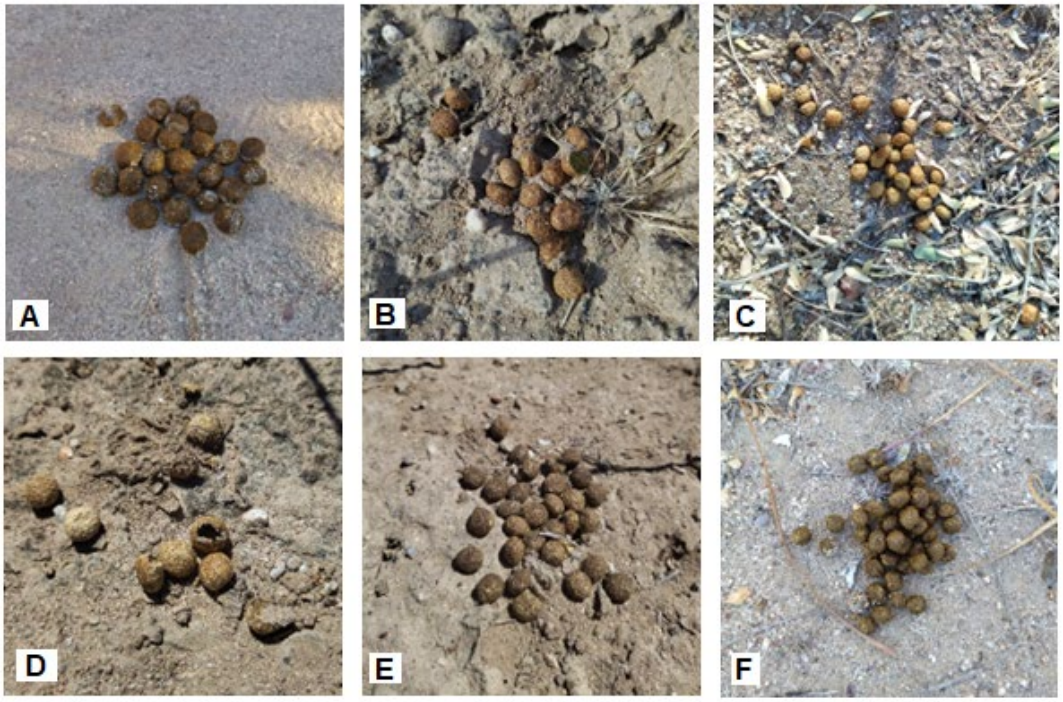


Figura 4. Categorías de color en las heces de *L. californicus*. (A) Café oscuro, (B) Café claro, (C) Ocre, (D) Pajizo, (E) Café grisáceo, (F) Manchado.

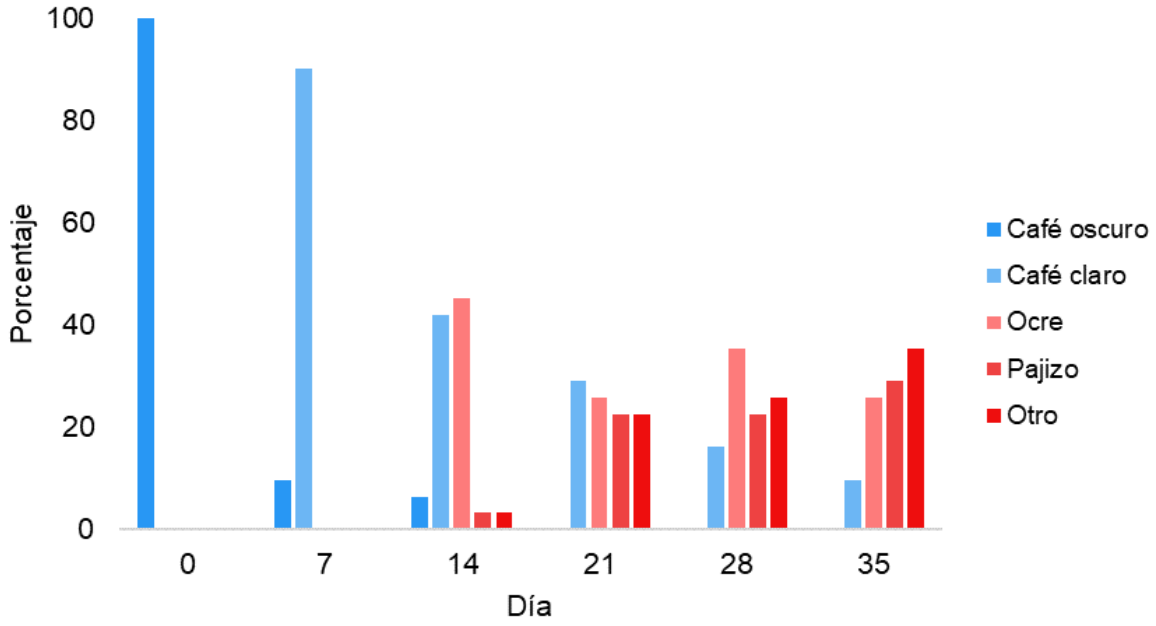


Figura 5. Decoloración de las heces fecales a través del tiempo. Barras azules = heces frescas, barras rojas = heces secas.

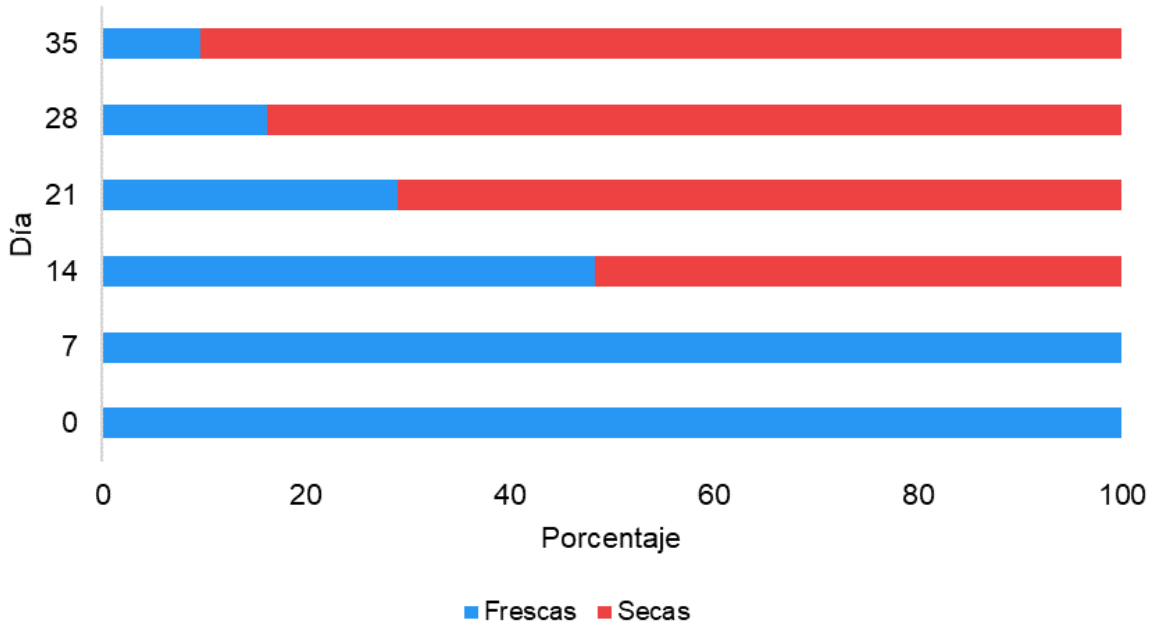


Figura 6. Porcentaje de grupos fecales secos contra frescos a través del tiempo.

6.3.1.2 Autocorrelación espacial de las heces dentro de cada transecto

Una vez que se comprobó la utilidad de los grupos fecales como estimadores de la abundancia relativa de liebre negra, se exploró la existencia de autocorrelación espacial de la abundancia al interior del transecto. Para ello se establecieron 10 tramos de 50 m en cada transecto y se analizó la correlación de la abundancia de pellets entre tramos respecto a la distancia que los separa. El objetivo fue conocer si los resultados de abundancia se verían afectados por la estructura espacial de las excretas.

El análisis de autocorrelación se realizó a través del software PASSaGE 2 versión 2 (Rosenberg y Anderson, 2011). Se creó una matriz de distancias euclidianas con 10 clases de 50 m de amplitud (500 m de longitud en total), y se utilizó el Índice de Moran con distribución al azar, $\alpha = 0.05$ y 1000 permutaciones para obtener las evaluaciones de cada transecto en la estación seca y en la estación lluviosa. La información se concentró en la Tabla 1, donde se muestra la distancia a la cual la abundancia de grupos fecales está autocorrelacionada significativamente en cada transecto.

Como puede observarse en la Tabla 1, no existe una distancia de autocorrelación recurrente entre los transectos o entre las estaciones, por lo que se concluye que el cambio en la abundancia de grupos fecales por tramo de 50 m no se relacionada con la distancia. Por lo tanto, los datos no tienen agrupación espacial y los transectos seleccionados son adecuados para aplicar el método de monitoreo de transecto en línea.

Tabla 1. Clase de distancia a la que se observa autocorrelación positiva (+) o negativa (-) significativa en los distintos transectos y estaciones, estimado mediante el índice de Moran.

Distancia (m)	Secas	Lluvias
50	CAR^{+}, EG3^{+}, LGS^{+}, LUP^{+}, LS2^{+}	CAR^{+}, EG1^{+}, LUP^{+}, RIN^{+}
100	EG1^{+}	
150	MOR^{-}	DIS^{+}, MOR^{+}, LSC^{+}
200	PPI^{-}	
350	SGB^{+}	SGB^{+}
400	EG2^{+}, RIN^{+}	EMB^{+}, GAL^{+}, PRA^{+}
450	COR^{+}	

Nota: CAR = Cardonal, COR = Corralito, DIS = Dispensa, EMB = Embudo, EG1 = Ensenada Grande 1, EG2 = Ensenada Grande 2, EG3 = Ensenada Grande 3, GAL = Gallo, LGS = Laguna Seca, LSC = La Salinita Costa, LS2 = La Salinita 2, LUP = Lupona, MOR = Morritos, PPI = Partida Pilos, PRA = Punta Raza, RIN = Rincón, SGB = San Gabriel.

6.3.2 Rascaderos

Los rascaderos son surcos poco profundos con forma elipsoidal (57 cm × 40 cm) que las liebres utilizan para descansar y tomar baños de arena, y son elaborados a partir de frotar repetidamente las garras y las patas sobre el sedimento fino (Cervantes et al., 1999).

Los rascaderos se contabilizaron mensualmente en cada sendero, y se consideró que tenían una vigencia aproximada de un mes debido al efecto del viento sobre el sedimento. También, se consideró que cada rascadero representó la presencia de al menos un individuo en el transecto y fueron utilizados para estimar la abundancia espacial y temporal de la liebre negra. Asimismo, se elaboró un listado de las especies vegetales más cercanas a los rascaderos (distancia menor a 30 cm) con el objetivo de conocer si las liebres prefieren construir sus rascaderos en sitios con cobertura vegetal.

6.3.3 Individuos

Durante el monitoreo mensual de los 8 transectos se registró el número de liebres negras observadas. Además, se estimaron la distancia del animal al centro del transecto y el ángulo respecto a la posición del observador. Debido al escaso número de observaciones (N = 11), no fue posible comparar la abundancia mensual de los individuos.

6.3.4 Carcasas

El cráneo es fenestrado y posee dos pares de dientes incisivos superiores (I 2/1, C 0/0, PM 3/2, M 3/3 = 28) (Ceballos y Oliva, 2005). Tiene una apariencia similar al cráneo de *L. californicus*, pero es más pequeño y ligero, con un arco cigomático de 433 mm y una caja craneana de 24.7 mm de ancho (Nelson, 1909). La pata mide 121 mm de longitud, y es fácilmente reconocible por el tejido con pelaje oscuro que se mantiene adherido a los huesos de la extremidad (Ceballos y Oliva, 2005).

Las carcasas encontradas durante el año de monitoreo se utilizaron para estimar el grado de afectación por la EHVC-2 en la población. Se colectaron muestras de hueso para que las autoridades de SENASICA aplicaran las pruebas de laboratorio correspondientes para confirmar la presencia del virus y se contabilizó el número de cadáveres encontrados mensualmente. Asimismo, se aplicó el protocolo de bioseguridad correspondiente al enterrar el material biológico infeccioso, cubrirlo con óxido de calcio y desinfectar con una mezcla de vinagre al 4% un área de 2 m de radio alrededor del punto donde se identificaron las carcasas.

6.3.5 Estimación de la abundancia relativa

Para estimar la abundancia relativa de la liebre negra se utilizó la metodología propuesta por Jorge Servín en 2020 que fue previamente utilizada en la población de *L. alleni* en la Isla Tiburón, México. Se estableció un sistema de monitoreo mensual en 8 sitios representativos de los hábitats de la isla en las ensenadas de: Ballena, Bonanza, Cardonal, Corralitos, Dispensa norte, Embudo, Ensenada Grande III y Morritos (Fig. 7).

En cada uno de los sitios se realizó un transecto de 500 m de largo por 2 m de ancho (1000 m^2), dividido en 10 tramos de 50 m, en los cuales se contabilizaron las excretas frescas, rascaderos,

carcasas, y el número de liebres avistadas, incluyendo el ángulo y la distancia hasta el observador (Lorenzo *et al.*, 2014; Soto y Palomares, 2014; Servín, 2020). El monitoreo se realizó mensualmente durante un año; sin embargo, solo se registró un total de 20 carcasas y 11 avistamientos de liebre negra, por lo que se procedió a estimar la abundancia relativa con base en la abundancia de grupos fecales y de rascaderos.

Posteriormente, se evaluó si la densidad de la liebre negra podía ser estimada a partir de los datos que recabamos durante el monitoreo, por lo que evaluamos la fórmula propuesta por Novaro *et al*. (1992) y las fórmulas derivadas propuestas por Forys y Humphrey (1997) y Farías-González (2011), las cuales fueron creadas con el objetivo de estimar la densidad de poblaciones de lagomorfos a partir del conteo de los pellets fecales.

$$\delta = \frac{([10{,}000\frac{m^2}{ha}] \div \mu)}{\rho \times T \times A} \tag{2}$$

$$\delta = \frac{([10{,}000\frac{m^2}{ha}] \times \mu)}{\rho \times T \times A} \tag{3}$$

$$\delta = \frac{n}{\rho \times T} \tag{4}$$

Dónde:

δ = densidad de liebres.

μ = promedio de pellets fecales por unidad de muestreo.

n = promedio de pellets fecales por unidad de muestreo extrapolado a 1 km^2.

ρ = tasa de defecación (número de pellets/individuo/24 horas).

T = tiempo entre la remoción y el conteo de las excretas.

A = superficie de la unidad de muestreo (m^2).

Los cálculos de densidad se realizaron tras haber determinado el número de pellets fecales depositados mensualmente en cada transecto (número de grupos fecales totales × número promedio de pellets que compone a cada grupo fecal). Se reportó la densidad de liebres por kilómetro cuadrado durante el mes con mayor abundancia de excretas (mayo), el mes con

menor abundancia de excretas (octubre), en la estación seca y en la estación húmeda.

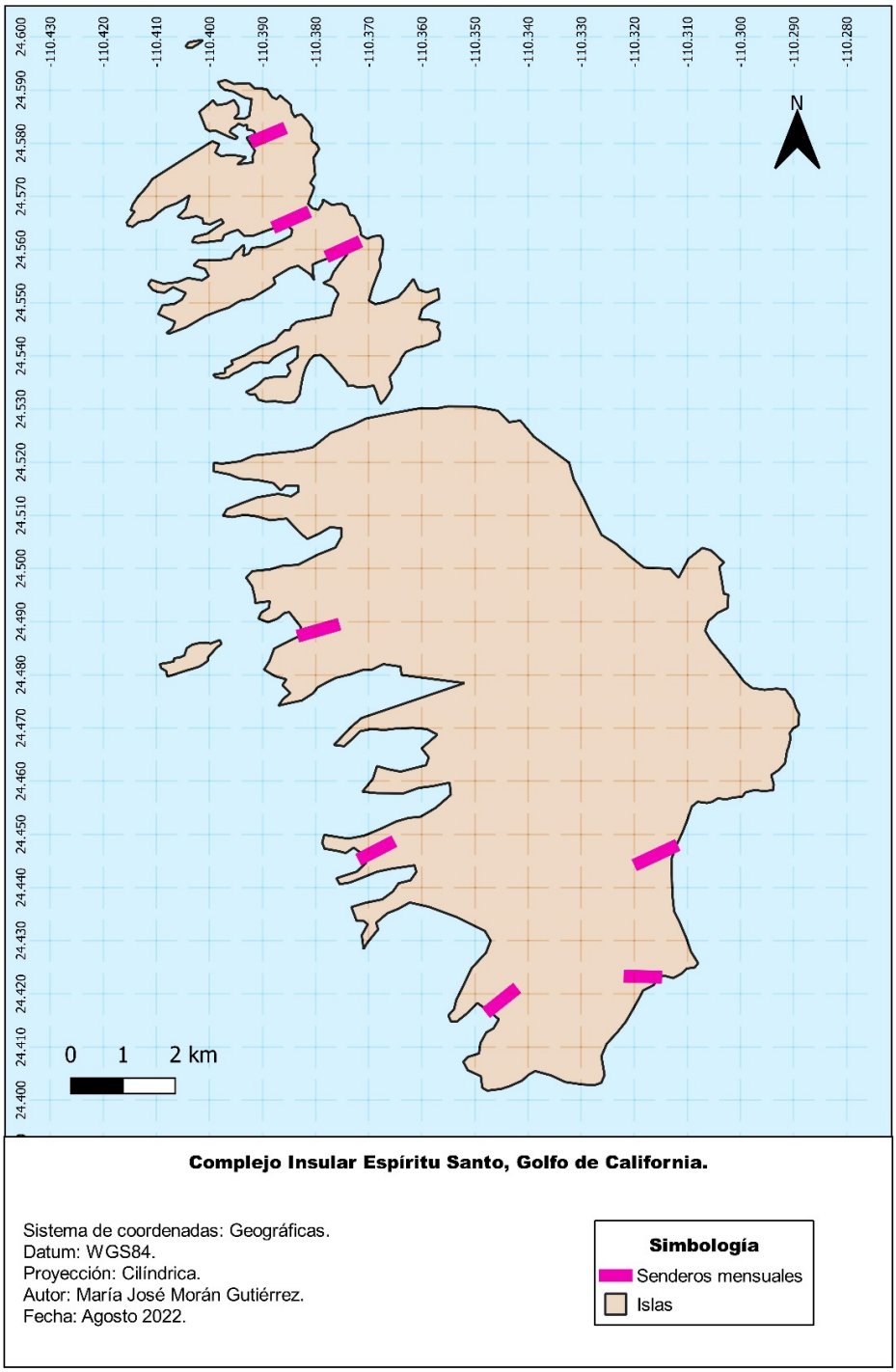


Figura 7. Transectos mensuales utilizados para estimar la abundancia relativa de la liebre negra.

6.3.5.1 Análisis temporal

Se estimó la media y la mediana de los grupos fecales (*N* = 4,619; *E* = 9,573) y los rascaderos (*N* = 139), y se sometieron a una prueba de Levene para evaluar la homogeneidad de las varianzas (Levene, 1960). Al comprobar que los datos no eran paramétricos, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis para comparar las medianas mensuales, y confirmar si existían o no diferencias estadísticamente significativas entre las distribuciones de los grupos (Kruskal y Wallis, 1952). Se utilizó un nivel de confianza del 95% y 7 grados de libertad.

Para analizar la variación estacional, se agrupó la abundancia en dos grandes categorías: estación seca (enero a julio) y estación lluviosa (agosto a diciembre), y se evaluó la diferencia entre los datos observados y esperados a través de una prueba de Ji Cuadrada (Pearson, 1900). Las pruebas estadísticas se realizaron con el ayuda del software R Studio versión 4.0.5 para Windows (R Core Team, 2021).

Finalmente, se utilizó la estadística básica para identificar las variaciones en la abundancia mensual de los individuos observados y de las carcasas identificadas.

6.3.5.2 Análisis espacial

Se calculó la media y la mediana del número de grupos fecales (*N* = 4,619; *E* = 9,573) y los rascaderos (N = 139) registrados por transecto, y se aplicó la prueba de Levene para evaluar la normalidad de los datos (Levene, 1960). Tras encontrar que las abundancias no cumplían con el supuesto de homogeneidad de varianzas, se analizó la distribución de las medianas a través de una prueba de Kruskal-Wallis con un intervalo de confianza del 95% y 7 grados de libertad (Kruskal y Wallis, 1952). El resultado significativo indicó que la abundancia de al menos uno de los transectos varió con respecto a los otros, por lo que se realizó la comparación múltiple pareada de la prueba de Suma de Rangos de Wilcoxon para identificar el par de senderos que presentaban el mayor coeficiente de variación (Dunn, 1964). Las pruebas estadísticas se realizaron con el ayuda del software R Studio versión 4.0.5 para Windows (R Core Team, 2021).

6.3.6 Determinación del horario de actividad

Con el objetivo de determinar el horario de actividad de la población de liebre negra, se colocaron un total de 30 cámaras-trampa en los transectos de Ballena, Cardonal y Corralito, y se mantuvieron activas durante 23 días. Previo al montaje de las cámaras se seleccionaron sitios separados por una distancia de 50 m que presentaran evidencia de uso por parte de la liebre (huellas, heces fecales, rascaderos) y que tuvieran un amplio ángulo de visibilidad. Una vez que fueron retiradas, se registró la fecha, el horario y la fase lunar asociadas a cada avistamiento.

Posteriormente, se registró el horario de salida y puesta del sol correspondiente al periodo de monitoreo, y se clasificó en una tabla el número de avistamientos de liebre negra que fueron realizados con o en ausencia de luz solar. Finalmente, se aplicó una prueba de Ji Cuadrada para conocer la significancia estadística de las preferencias de la liebre.

6.3.7 Influencia de las variables del hábitat sobre la abundancia de liebres

6.3.7.1 Caracterización del hábitat

Para determinar la influencia que tienen las variables del hábitat sobre la abundancia de la liebre negra, se aplicó la técnica descrita en Soto y Palomares (2014) en los 20 transectos de 500 m de longitud por 2 m de ancho. La técnica consistió en establecer cada 50 m una parcela circular de 20 m de diámetro (314.2 m^2) donde se midieron un conjunto de siete variables explicativas previamente seleccionadas a través de la consulta de literatura (Tabla 2). Cinco de las variables se midieron en campo a través del método de estimación visual, y dos se obtuvieron a través del sistema de información geográfica Google Earth Pro (GOOGLE, 2021). La variable respuesta para cada parcela fue la abundancia de grupos fecales registrada por tramo de 50 m.

También, se identificó el número de rascaderos observados en cada uno de los 20 transectos, y se registró si su ubicación se encontraba asociada a una planta o en suelo desnudo. Una vez finalizado el monitoreo, se elaboró un listado de las especies más comúnmente representadas, y se comparó la significancia estadística de la presencia o ausencia de vegetación sobre la construcción de rascaderos mediante una prueba de Ji Cuadrada.

Tabla 2. Variables del hábitat.

Variable		Descripción
Elevación		Elevación de la parcela (msnm)
Inclinación de la pendiente		Inclinación de la pendiente (°)
Suelo desnudo		Porcentaje de suelo sin cobertura vegetal
Sedimento dominante	Arena	Suelo conformado por granos finos
	Piedra	Suelo conformado por material mineral duro y compacto de pequeño tamaño
	Roca	Suelo conformado por material mineral duro y compacto de tamaño grande
Estrato vegetal dominante	Herbáceo	Plantas con altura menor a 50 cm con tallos blandos y flexibles
	Arbustivo	Plantas de entre 50 cm a 1.5 m de altura, con tallos leñosos y delgados que se ramifican desde la base
	Arbóreo	Plantas con altura mayor a 1.5 m, con tronco leñoso y resistente que se ramifica a cierta altura del suelo
Abundancia de alimento	Baja	Ausencia de suculentas o gramíneas
	Media	Presencia de suculentas
	Alta	Presencia de suculentas y gramíneas
Competidores	Presencia	Rastros visibles de animales herbívoros
	Ausencia	Sin rastros visibles de animales herbívoros

6.3.7.1.1 Elevación

Durante el muestreo en campo, se registró la coordenada inicial y la final para cada transecto. Posteriormente, se utilizó el programa Google Earth Pro (GOOGLE, 2021) para trazar la ruta de desplazamiento que se siguió durante el monitoreo, y se georreferenció la posición de las parcelas separadas por una distancia de 50 m. Consecuentemente, se obtuvieron las coordenadas de cada parcela y la elevación del terreno expresada en metros sobre el nivel del mar.

6.3.7.1.2 Inclinación de la pendiente

Se trazaron las 20 rutas de los transecto en el sistema de información geográfica Google Earth Pro (GOOGLE, 2021), y se determinó la inclinación de la pendiente de cada una de las 200 parcelas con ayuda de la herramienta “perfil de elevación”.

6.3.7.1.3 Suelo desnudo

Dentro de cada parcela se estimó visualmente el área expresada en porcentaje en la que no se presentó cobertura vegetal (Fig. 8).

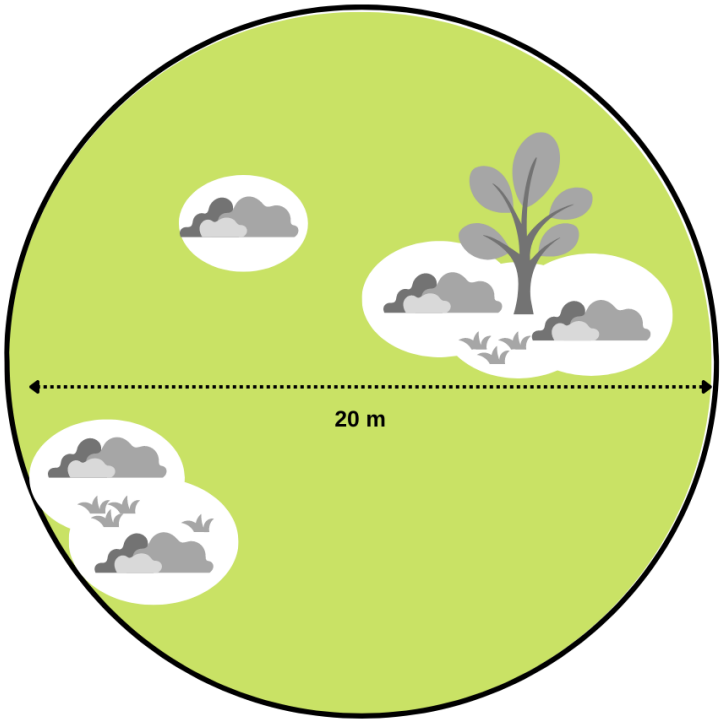


Figura 8. Porcentaje de suelo desnudo. Estimación del porcentaje de suelo desnudo (verde claro) presente en una parcela.

6.3.7.1.4 Tipo de sedimento dominante

En el suelo del archipiélago se presentaron tres tipos de sedimento: arena, piedra y roca (Fig. 9). Los suelos arenosos se caracterizaron por estar compuestos por sedimento fino, el pedregoso por material mineral compacto de tamaño pequeño, y el rocoso por material mineral rojizo, duro y compacto de tamaño grande (mayor a 30 cm de longitud), generalmente asociado a las cañadas. Se realizó una estimación visual del área de la parcela compuesta por cada sedimento, y se seleccionó aquella categoría que se presentó en un mayor porcentaje.

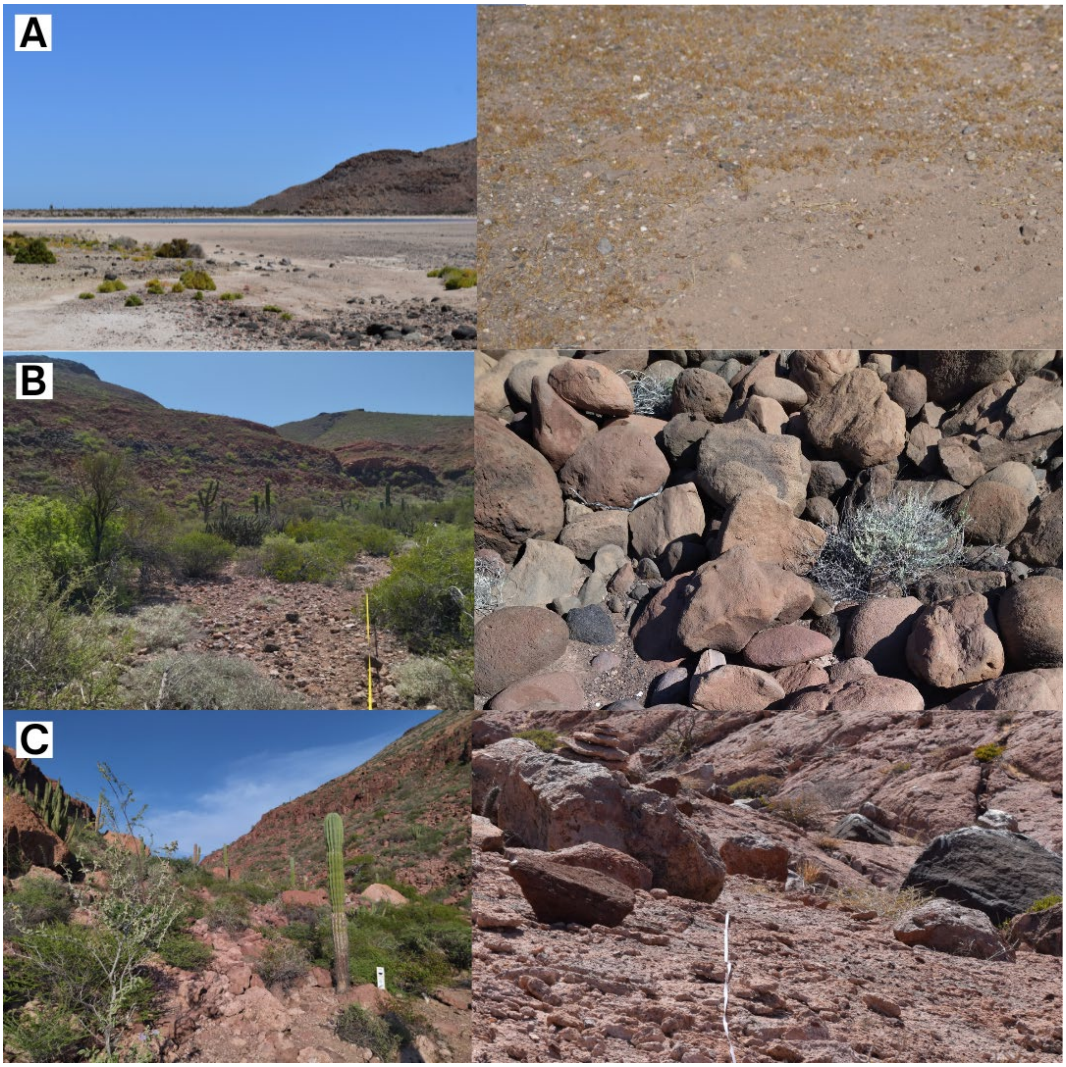


Figura 9. Tipos de sedimento en el archipiélago. (A) Arenoso, (B) Pedregoso, (C) Rocoso.

6.3.7.1.5 Estrato vegetal dominante

En los transectos se presentaron los tres estratos de vegetación: herbáceo, arbustivo y arbóreo (Fig. 10). La categoría de herbáceas incluyó a las plantas de tallos blandos y/o flexibles que tuvieran una altura menor a 50 cm, como las gramíneas y otras plantas rastreras. En la categoría arbustiva se agrupó a las especies con un tamaño mayor a 50 cm, pero menor a 1.5 m, con tallos leñosos y delgados que se ramificaron desde la base, los ejemplos más representativos fueron la matacora (*Jatropha cuneata*) y la mariola (*Solanum hindsianum*). Los árboles presentaron una altura mayor a 1.5 m y troncos leñosos y resistentes, tal como el lomboy (*Jatropha cinerea*), el mangle negro (*Avicennia germinans)* y el mezquite (*Prosopis articulata*).

En cada parcela se determinó el porcentaje de suelo cubierto por vegetación, y posteriormente, se procedió a estimar el porcentaje de cobertura que presentaba cada estrato vegetal respecto al total del suelo cubierto por plantas (Fig. 11). Una vez que se obtuvieron los porcentajes, se categorizó cada tramo de 50 m de acuerdo con el estrato vegetal más abundante.

También, se cuantificó un total de 124 rascaderos dentro de los 200 tramos monitoreados, y se registró la presencia o ausencia de plantas a una distancia máxima de 30 cm alrededor de ellos. En los casos en que se encontró una planta junto al rascadero, se identificó su forma de crecimiento (herbácea, arbustiva o arbórea) y su nombre científico. Posteriormente, se aplicó una prueba de Ji Cuadrada para identificar si la presencia o ausencia de vegetación es de importancia para la construcción de rascaderos.

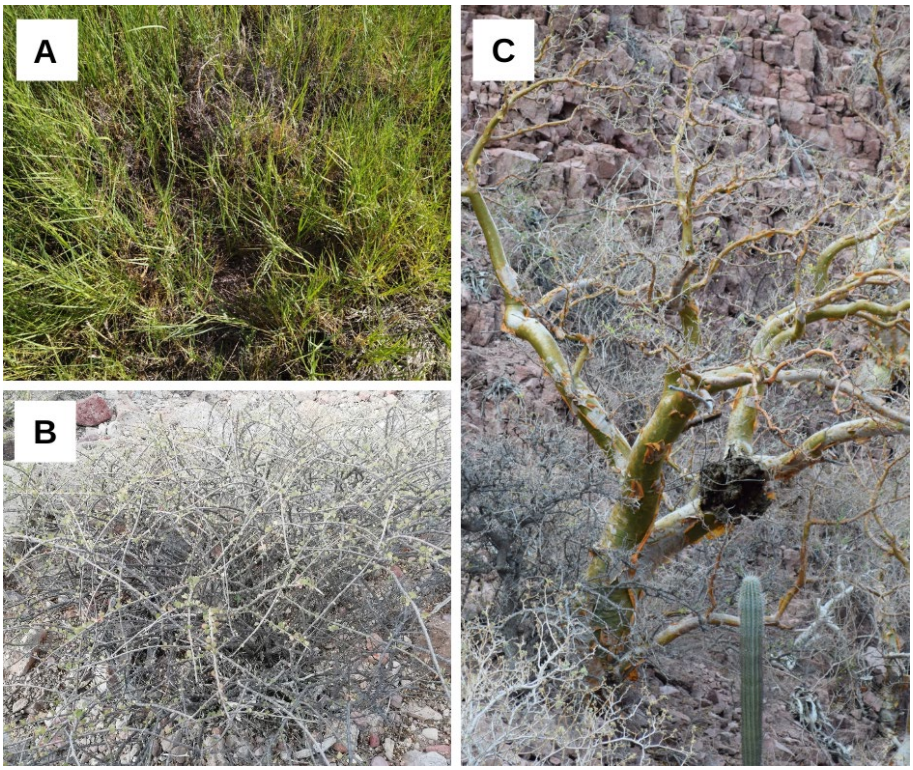


Figura 10. Estratos vegetales. (A) Herbáceas, (B) Arbustivas, (C) Arbóreas.

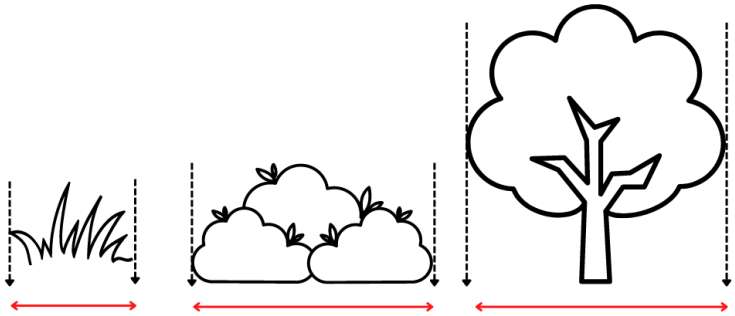


Figura 11. Estimación de la cobertura en los diferentes estratos vegetales.

6.3.7.1.6 Alimento disponible

Se evaluó la disponibilidad del alimento para la liebre negra a través de la identificación de la composición florística en cada parcela, y se estimó el número de individuos pertenecientes a la familia Cactaceae y/o el porcentaje de cobertura vegetal de la familia Poaceae. La información se resumió en tres categorías: (1) la *abundancia nula* incluyó a las parcelas donde no se observó la presencia de pastos o suculentas, (2) la *abundancia media* aplicó a las parcelas con presencia de cactáceas, y (3) la *abundancia alta* correspondió a los sitios con presencia de gramínea y cactáceas como *Cyllindropuntia alcahes*, *Opuntia comonduensis*, *Pachycereus pringlei*, *Peniocereus striatus, Stenocereus gummosus* y *Stenocereus thurberi*.

6.3.7.1.7 Presencia de competidores

Se registró el área de 314.16 m^2 en búsqueda de rastros (excretas o avistamientos) de los competidores herbívoros de la liebre como las cabras ferales (*Capra hircus*), los juancitos (*Ammospermophilus leucurus insularis*) y las iguanas del género *Sauromalus* para determinar si la competencia estaba presente o ausente en el área (Fig. 12).

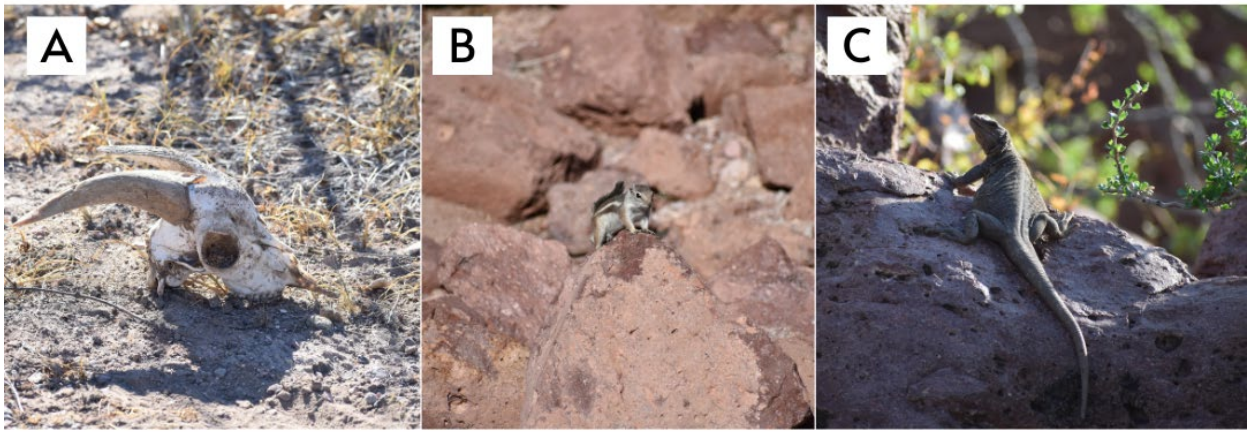


Figura 12. Competidores de la liebre negra. (A) Cráneo de *C. hircus*, (B) *A. l. insularis*, (C) *Sauromalus* sp.

6.3.7.2 Análisis estadísticos

El siguiente paso consistió en construir un modelo lineal generalizado (GLM por sus siglas en inglés) para evaluar la influencia de las variables predictoras sobre la abundancia de excretas de la liebre negra. La construcción del modelo se realizó en el Entorno de Desarrollo Integrado R Studio (R Core Team, 2021), y se utilizó un error de distribución Poisson y función de enlace logarítmica debido a que la variable repuesta era un recuento (Crawley, 2013). El modelo se construyó con el siguiente comando:

$$glm\ (Y \sim x_i + \cdots\ x_{n+i}, data = \text{ datos}, family = \text{"poisson"}\ (link = \text{"log"})) \qquad (5)$$

Una vez que se obtuvieron los coeficientes correspondientes al modelo saturado, se aplicó una regresión paso a paso con la estrategia “hacia atrás” (backward stepwise regression) para encontrar el modelo que tenía el Criterio de Información de Akaike (AIC) con el valor más bajo (Crawley, 2013). El proceso se repitió en tres ocasiones con el objetivo de identificar si la influencia de las variables se modificaba dependiendo de la estacionalidad, por lo que se construyeron un total de tres GLM: modelo anual, modelo de la estación seca y modelo de la estación lluviosa.

6.3.8 Distribución de la liebre negra

Una vez que se comprobó que las variables de hábitat influyen en la abundancia de la liebre negra, se procedió a evaluar la posibilidad de implementar un modelo de nicho ecológico o un modelo de idoneidad del hábitat para identificar las zonas de distribución potencial de la liebre dentro del complejo insular. Los datos de ocurrencia de *L. insularis* se obtuvieron a partir de una fuente directa y una indirecta. Para la primera, el procedimiento consistió en georreferenciar el punto de inicio de cada uno de los 200 tramos en los que se registró la presencia de la liebre. En contraste, la fuente indirecta fue la base de datos Global Biodiversity Information Facility (GBIF), a partir de la cual se encontraron 40 observaciones (GBIF, 2022).

6.3.8.1 Modelo de nicho ecológico

Se descargó la actualización de las 19 variables bioclimáticas para México (1910-2009) realizada por Cuervo-Robayo *et al.* (2013) y el modelo digital de elevación (MDE) con resolución de 30 segundos (~1 km^2) de WorldClim versión 2.1 (Fick y Hijmans, 2017), a partir del cual se derivó la pendiente y la orientación haciendo uso del software libre QGIS (QGIS.org, 2022). Asimismo, se consultó la Biblioteca Digital de Mapas del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) y el Geoportal del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) para descargar información geológica (1:250000) y edafológica (1:1000000) del complejo insular (INEGI, 1984; INIFAP y CONABIO, 1995).

Posteriormente, se valoró si la información climática era útil para elaborar un modelo de nicho ecológico debido a que el archipiélago tiene una extensión de solo 98 km^2 y la resolución más fina de los datos climáticos es de 1 km × 1 km. También, se redujo el número de ocurrencias con el objetivo de mantener solo una presencia por celda (N = 44). Por ende, se graficó el *background ambiental* (se eliminaron las variables bio8, bio9, bio18 y bio19, debido a que son una combinación entre la precipitación y la temperatura) contra la información climática de los 44 puntos (Anexo A) y se realizó un análisis de correlación entre las variables (Fig. 13). Como resultado, se encontró que los valores presentaban un rango de variación muy estrecho y coeficientes de correlación muy elevados ($r > 0.7$), por lo que se determinó que la resolución de

1 km × 1 km no es la adecuada para elaborar un modelo de nicho ecológico de la liebre negra debido a la poca variabilidad ambiental.

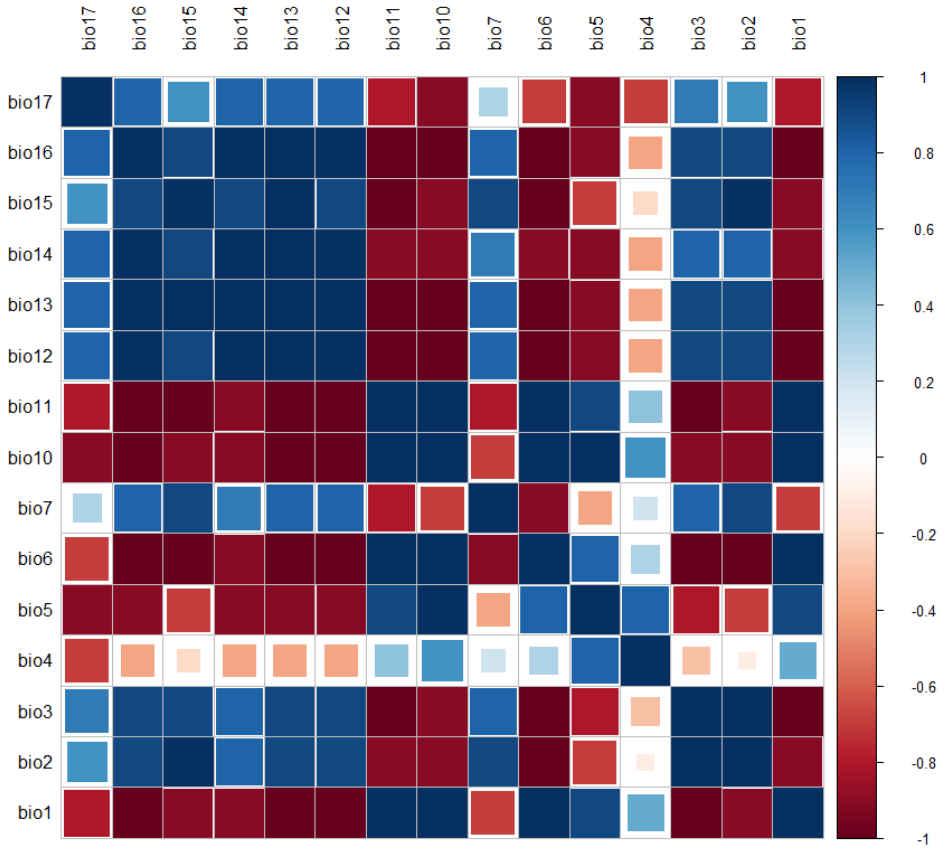


Figura 13. Análisis de correlación de las 19 variables bioclimáticas con resolución 1 km × 1 km. La intensidad del color refleja el índice de correlación entre las variables comparadas (rojo = relación positiva, azul = relación negativa).

6.3.8.2 Modelo de idoneidad del hábitat

Se obtuvo la información altimétrica del archipiélago con resolución de 90 m × 90 m del Servicio Geológico de los Estados Unidos (Jarvis *et al.*, 2008) y se derivó la pendiente y el aspecto con el sistema de información geográfica QGIS Desktop versión 3.26.3 (QGIS.org, 2022). Posteriormente, se sobrepuso la información topográfica contra las 240 ocurrencias y se depuraron las que no se ajustaban a la resolución del proyecto, obteniendo un total de 226 puntos. La dispersión de los valores de altura, pendiente y orientación se comprobó con

histogramas de frecuencias y se aplicó un análisis de correlación entre las tres variables en el entorno R Studio (r < 0.7) (Fig. 14) (R Core Team, 2021).

A continuación, se utilizó el paquete “NicheToolBox” (NTBOX) (Osorio-Olvera *et al.*, 2020) de R Studio para construir un modelo de elipse de volumen mínimo n-dimensional que permitió identificar las áreas con mayor idoneidad para la distribución de la liebre negra.

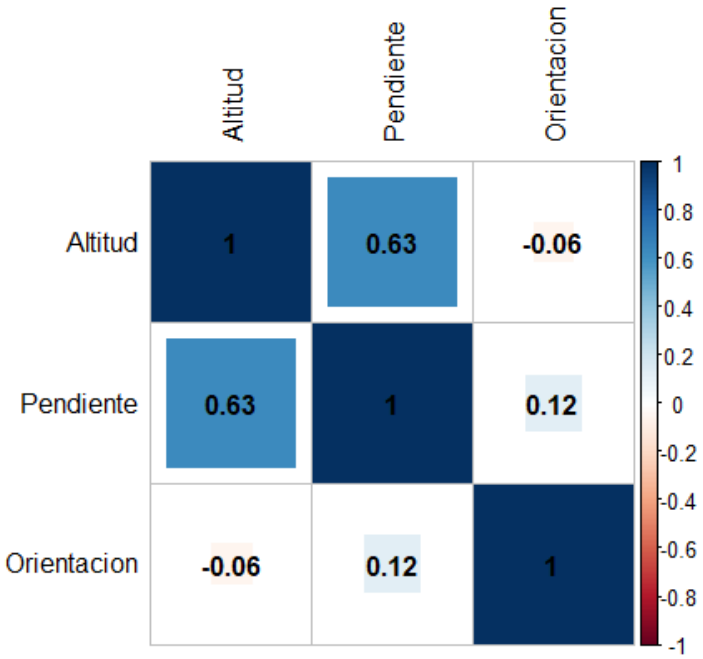


Figura 14. Análisis de correlación entre las variables topográficas de resolución 90 × 90 m. La intensidad del color refleja el índice de correlación entre las variables comparadas (rojo = relación positiva, azul = relación negativa).

7. RESULTADOS

7.1 Abundancia relativa de *L. insularis*

7.1.1 Grupos fecales

7.1.1.1 Análisis temporal

La abundancia de los grupos fecales varió mensualmente, con un valor máximo de 656 heces (E = 1359) registradas durante el mes de mayo, y un mínimo de 240 grupos (E = 497.4) observados en el mes de enero y octubre. Además, se presentó un valor atípico en 5 de los 12 meses del año, por lo que se procedió a eliminar los valores extremadamente elevados para reducir su efecto sobre la muestra (Fig. 15). El mes con el valor de abundancia más alto fue mayo con una media de 82.0 ± 77.2 ($\bar{x}_E$ = 169.9 ± 160.0) y una mediana de 56.5 ($\tilde{x}_E$ = 117.1) grupos fecales, seguido por abril con $\bar{x}$ = 79.4 ± 57.3 ($\bar{x}_E$ = 164.5 ± 118.7) y $\tilde{x}$ = 56.5 ($\tilde{x}_E$ = 148.2). Por el contrario, octubre presentó los valores de media ($\bar{x}$ = 17.1 ± 5.4, $\bar{x}_E$ = 33.9 ± 11.2) y mediana ($\tilde{x}$ = 15.0, $\tilde{x}_E$ = 31.1) más bajos. Consecuentemente, se observó que el rango intercuartílico con mayor amplitud correspondió al mes de abril, y el más corto al mes de octubre.

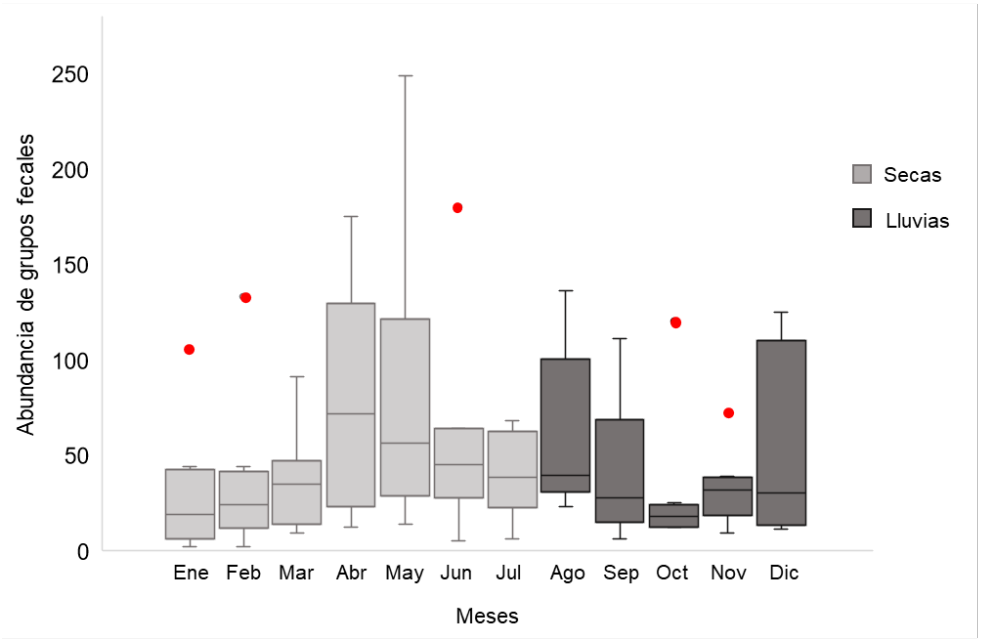


Figura 15. Abundancia mensual de grupos fecales. Se presenta la abundancia de grupos fecales registrada mensualmente de enero a diciembre 2021 en un diagrama de caja y bigotes. Los valores atípicos están representados por puntos rojos.

La prueba de Kruskal-Wallis reveló que sí existen diferencias significativas entre las abundancias mensuales observadas (H = 22.07, p = 0.02). Posteriormente, al comparar las abundancias estacionales se encontró que sí existen diferencias significativas entre la estación lluviosa y la estación seca, por lo tanto, el número de excretas está asociado con la estacionalidad ($X^2_{(1,\ n\ =\ 4009)}$ = 15.2 > X^2 crítico), siendo más abundantes en la estación seca que en la estación lluviosa (Tabla 3).

Tabla 3. Tabla de contingencia de grupos fecales para la prueba de bondad de ajuste.

Grupo	%	O	E	$((O - E)^2/E)$
Secas	58.30	2459	2337	6.34
Lluvias	41.70	1550	1672	8.87
				15.2

X^2 crítico = 3.84, X^2 = 15.2

7.1.1.2 Análisis espacial

La abundancia de grupos fecales de liebre negra registrada por transecto se muestra en la Fig. 16. El transecto en el que se encontró la mayor cantidad de excretas fue Cardonal con 1,521 (E = 3,152) grupos fecales, mientras que el valor mínimo se registró en Ballena con solo 259 (E = 536.8) excretas. Durante la comparación de los datos se encontraron cinco valores atípicos que fueron eliminados para los análisis.

El transecto Cardonal presentó los valores de abundancia más altos con una media de 126.75 ± 51.72 heces ($\bar{x}_E$ = 262.7 ± 107.2) y una mediana de 113.5 ($\tilde{x}_E$ = 235.2), seguido por Corralito cuya media fue de 52.42 ± 36 ($\bar{x}_E$ = 108.6 ± 74.2) y la mediana de 47 ($\tilde{x}_E$ = 97.4). De manera opuesta, en el transecto de Ballena se registró la menor cantidad de heces, con un promedio de 13.27 ± 11.30 ($\bar{x}_E$ = 27.5 ± 23.4) y una mediana de 9 grupos fecales ($\tilde{x}_E$ = 18.7).

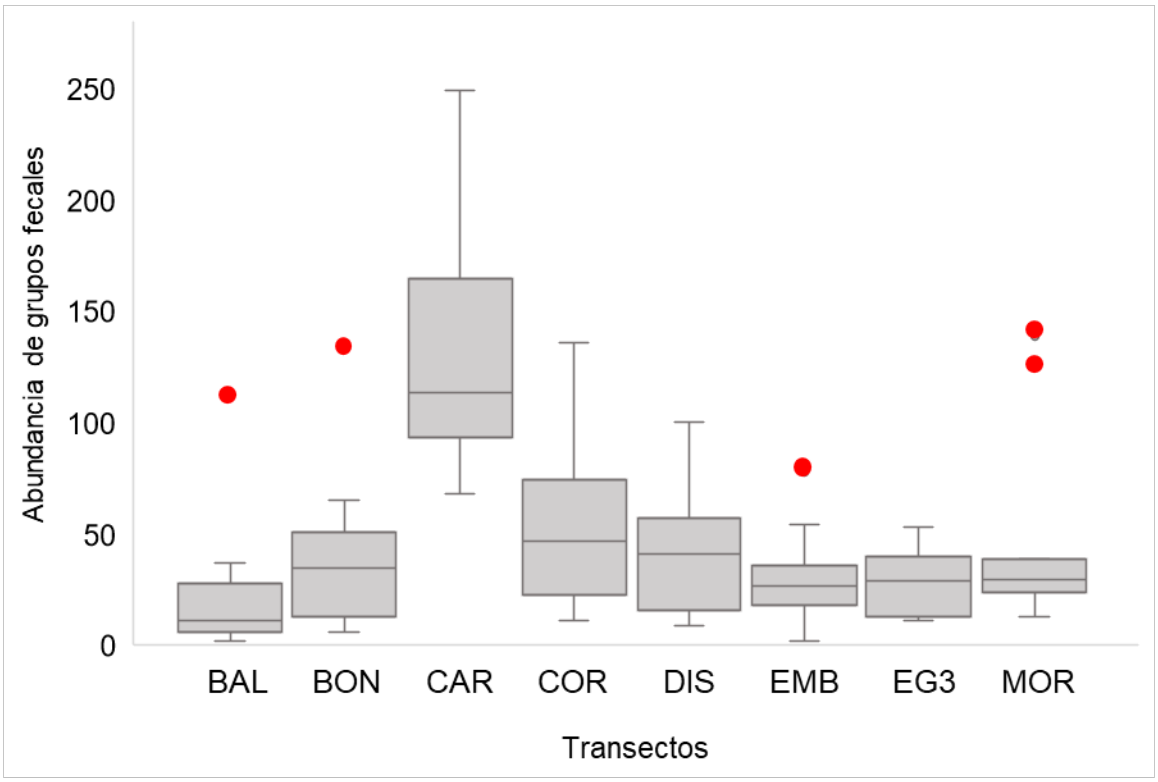


Figura 16. Abundancia de grupos fecales por transecto. Se presenta la abundancia de los grupos fecales registrados por transecto durante el periodo enero a diciembre 2021 en un diagrama de caja y bigotes. Los valores atípicos están representados por puntos rojos. (BAL) Ballena, (BON) Bonanza, (CAR) Cardonal, (COR) Corralito, (DIS) Dispensa, (EMB) Embudo, (EG3) Ensenada Grande 3, (MOR) Morritos.

La prueba de Kruskal-Wallis se aplicó sobre los datos observados y dedujo con un 95% de confianza que existían diferencias significativas entre las medianas de los grupos, $H = 42.612$, $p = 3.964^{-7}$. Y la prueba de comparaciones pareadas de Wilcoxon determinó que las abundancias registradas en los transectos de Cardonal y Ballena difirieron significativamente ($p < 0.05$) con las abundancias de los otros transectos muestreados, con excepción de Ballena y Embudo (Tabla 4).

Tabla 4. Comparaciones Pareadas de Wilcoxon (grupos fecales). (BAL) Ballena, (BON) Bonanza, (CAR) Cardonal, (COR) Corralito, (DIS) Dispensa, (EMB) Embudo, (EG3) Ensenada Grande 3, (MOR) Morritos.

	BAL	BON	CAR	COR	DIS	EG3	EMB
BON	0.042	-	-	-	-	-	-
CAR	0.000	0.000	-	-	-	-	-
COR	0.005	0.321	0.002	-	-	-	-
DIS	0.012	0.612	0.000	0.581	-	-	-
EG3	0.029	0.815	0.000	0.173	0.331	-	.
EMB	0.076	0.621	0.000	0.138	0.321	0.829	-
MOR	0.025	0.696	0.000	0.173	0.385	0.829	0.611

7.1.1.3 Estimación de la densidad

Los resultados de la densidad de las liebres variaron conforme a la fórmula utilizada. Al aplicar la propuesta metodológica de Novaro (1992) se encontró que en el complejo insular se presentaron 0.00004 liebres/km^2 durante el mes con mayor abundancia de excretas (mayo), y 0.0001 liebres/km^2 durante el mes menos abundante (octubre). En la estación seca la densidad fue de 0.000001 liebres/km^2 y en la lluviosa fue de 0.00003 liebres/km^2.

Por el contrario, con las fórmulas propuesta por Forys y Humphrey (1997) y Farías-González (2011) se estimó una densidad de 90.1 liebres/km^2 durante el mes más abundante y 32.9 liebres/km^2 en el mes menos abundante. Asimismo, la densidad durante la estación seca fue de 56 liebres/km^2 y en la estación lluviosa fue de 47 liebres/km^2.

7.1.2 Rascaderos

7.1.2.1 Análisis temporal

Se contabilizó una abundancia de 139 rascaderos durante el año de monitoreo de la liebre negra. En el mes de abril se registró un valor máximo de 20 rascaderos, mientras que el valor mínimo de 4 correspondió al mes de enero. En abril y diciembre se encontró un amplio rango de variación en el registro. Al analizar los datos, se detectó la presencia de abundancias atípicas en 4 de los 12 meses monitoreados, por lo que se procedió a excluir los valores extremadamente altos previo a el análisis de los datos (Fig. 17).

El mes con la abundancia promedio más alta fue abril con 2.5 ± 2.2 rascaderos, y una mediana de 2.0, seguido por los meses de mayo ($\bar{x}$ = 2.25 ± 2.0, $\tilde{x}$ = 1.67) y diciembre ($\bar{x}$ = 2.25 ± 3.28, $\tilde{x}$ = 1.0). Por el contrario, el mes de noviembre presentó el promedio mínimo con un valor de 0.14 ± 0.38 rascaderos por transecto y una mediana de 0.

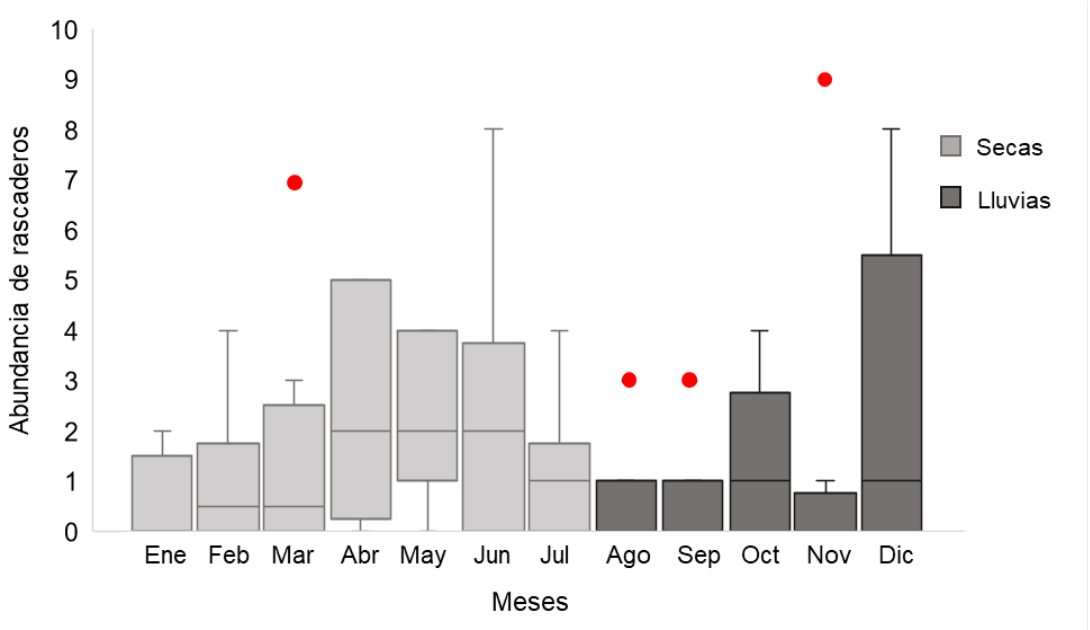


Figura 17. Abundancia mensual de rascaderos. Se presenta la abundancia de rascaderos registrada mensualmente de enero a diciembre 2021 en un diagrama de caja y bigotes. Los valores atípicos están representados por puntos rojos.

La valoración de la abundancia mensual a través de la prueba de Kruskal-Wallis con un 95% de confianza reveló que, sí existen diferencias estadísticamente significativas entre los datos, H = 20.31, p = 0.04. La comparación de la abundancia estacional con una prueba de ji cuadrada (α = 0.05) demostró que, sí existen diferencias significativas entre los grupos, lo que indica que la abundancia de los rascaderos es dependiente de la estacionalidad ($X^2_{(1,\ n\ =\ 109)}$ = 4.91 > X^2 crítico), siendo más abundantes en la estación seca que en la estación lluviosa (Tabla 5).

Tabla 5. Tabla de contingencia de rascaderos para la prueba de bondad de ajuste.

Grupo	%	O	E	$((O - E)^2/E)$
Secas	58.30	75	63.58	2.04
Lluvias	41.70	34	45.41	2.87
				4.91

X^2 crítico = 3.84, X^2 = 4.91.

7.1.2.2 Análisis espacial

La abundancia de rascaderos varió considerablemente entre los 8 transectos monitoreados. El máximo fue de 34 rascaderos en el sendero Morritos y el mínimo de uno correspondió a Cardonal; sin embargo, se identificó la ocurrencia de 4 valores extremadamente altos, los cuales fueron eliminados previo a la realización de los análisis (Fig. 18).

La comparación de la media y la mediana anual de cada transecto demostró que los transectos de Ballena ($\bar{x}$ = 2.42 ± 3.06, $\tilde{x}$ = 1) y Morritos ($\bar{x}$ = 2.36 ± 1.57, $\tilde{x}$ = 3) presentaron la abundancia máxima de rascaderos, mientras que Dispensa tuvo el valor mínimo con una media y una mediana de cero rascaderos.

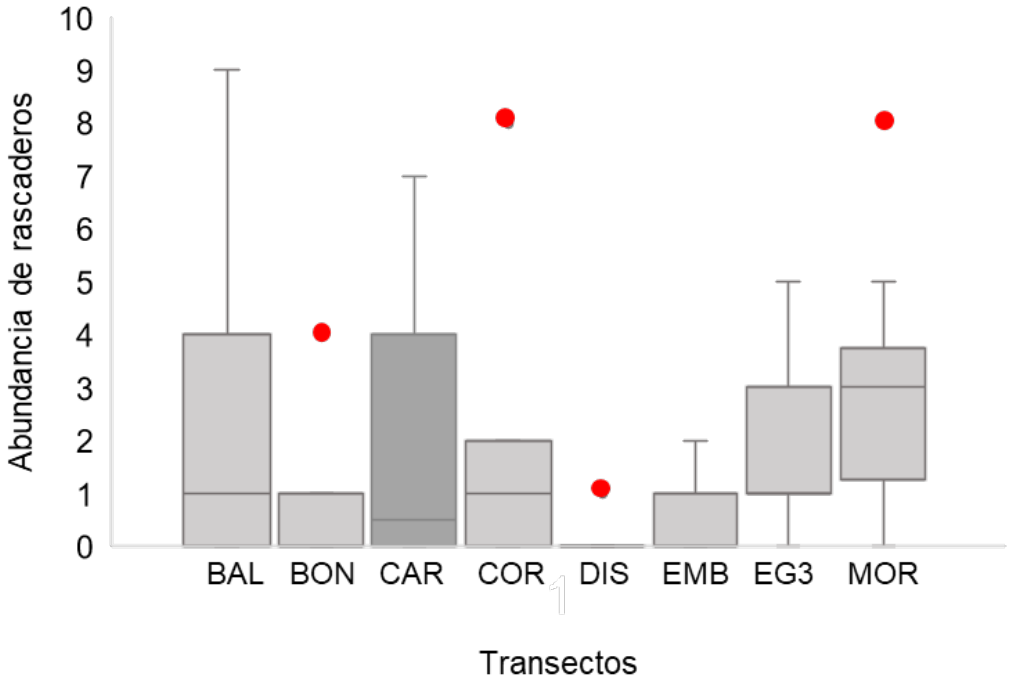


Figura 18. Abundancia de rascaderos de *L. insularis* por transecto. Las líneas negras representan la mediana, las líneas rojas la media, y los puntos rojos los valores atípicos. (BAL) Ballena, (BON) Bonanza, (CAR) Cardonal, (COR) Corralito, (DIS) Dispensa, (EMB) Embudo, (EG3) Ensenada Grande 3, (MOR) Morritos.

La prueba de Kruskal-Wallis demostró con un 95% de confianza que sí existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los grupos, H = 26.025, p =0.0004 (Tabla 6). Posteriormente, la aplicación de la prueba de comparación pareada de Wilcoxon encontró que los pares de transectos que difirieron significativamente entre sí ($p < 0.05$) fueron Dispensa contra 6 transectos (con excepción de Embudo), Morritos contra Bonanza y Embudo, y Ensenada Grande 3 contra Bonanza (Tabla 6).

Tabla 6. Comparaciones Pareadas de Wilcoxon (rascaderos). (BAL) Ballena, (BON) Bonanza, (CAR) Cardonal, (COR) Corralito, (DIS) Dispensa, (EMB) Embudo, (EG3) Ensenada Grande 3, (MOR) Morritos.

	BAL	BON	CAR	COR	DIS	EG3	EMB
BON	0.129	-	-	-	-	-	-
CAR	0.789	0.229	-	-	-	-	-
COR	0.610	0.129	0.789	-	-	-	-
DIS	0.019	0.154	0.034	0.017	-	-	-
EG3	0.881	0.019	0.718	0.398	0.004	-	.
EMB	0.266	0.558	0.415	0.376	0.062	0.062	-
MOR	0.714	0.016	0.558	0.062	0.004	0.503	0.019

7.1.3 Conteo de individuos

El censo de individuos concluyó con la observación de 11 liebres negras adultas a lo largo de un año de monitoreo. Al comparar el número de avistamientos mensuales (Fig. 19) se encontró que los meses de abril y mayo presentaron los valores máximos, con dos avistamientos registrados en cada uno. Por el contrario, no se registraron observaciones durante los meses de marzo, junio y octubre. Al aplicar la prueba de ji cuadrada, se determinó con un 95% de confianza que el número de avistamientos no es dependiente de la estacionalidad, $X^2_{(1,\ n = 11)}$ = 0.13 < X^2 crítica (Tabla 7). La distancia máxima a la que se registró la presencia de una liebre fueron 50 m y la mínima a 0.5 m del observador.

Posteriormente, al comparar el número de avistamientos por transecto (Fig. 20), se encontró que en el sendero de Morritos se registró el valor máximo (36.4% del total), seguido por los transectos de Bonanza (27.3%), Cardonal (27.3%) y Corralito (9.0%). En los senderos de Ballena, Dispensa, Embudo y Ensenada Grande 3 no se registraron avistamientos.

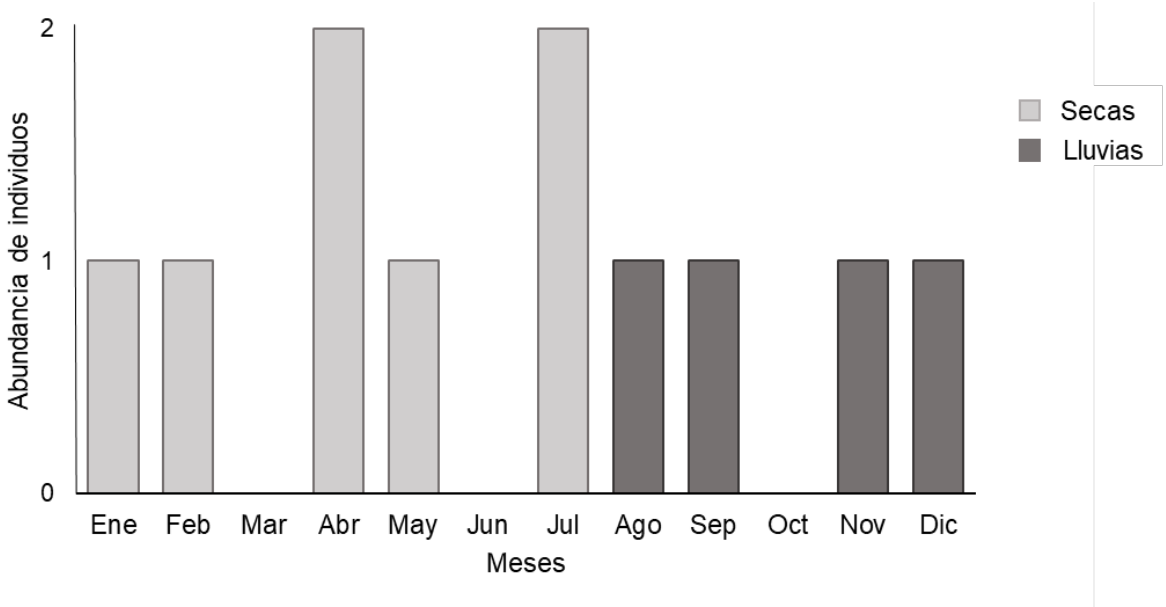


Figura 19. Abundancia de individuos avistados mensualmente. Se presenta el número de liebres negras observadas mensualmente durante el monitoreo de enero a diciembre 2021. Los resultados registrados durante la estación seca del año se presentan en color gris claro, mientras que las abundancias correspondientes a la estación lluviosa se presentan en color gris oscuro.

Tabla 7. Tabla de contingencia de individuos para la prueba de bondad de ajuste.

Grupo	%	O	E	$((O – E)^2/E)$
Secas	58.30	7	6.42	0.05
Lluvias	41.70	4	4.58	0.07
				0.13

X^2 crítico = 3.84, X^2 = 0.13.

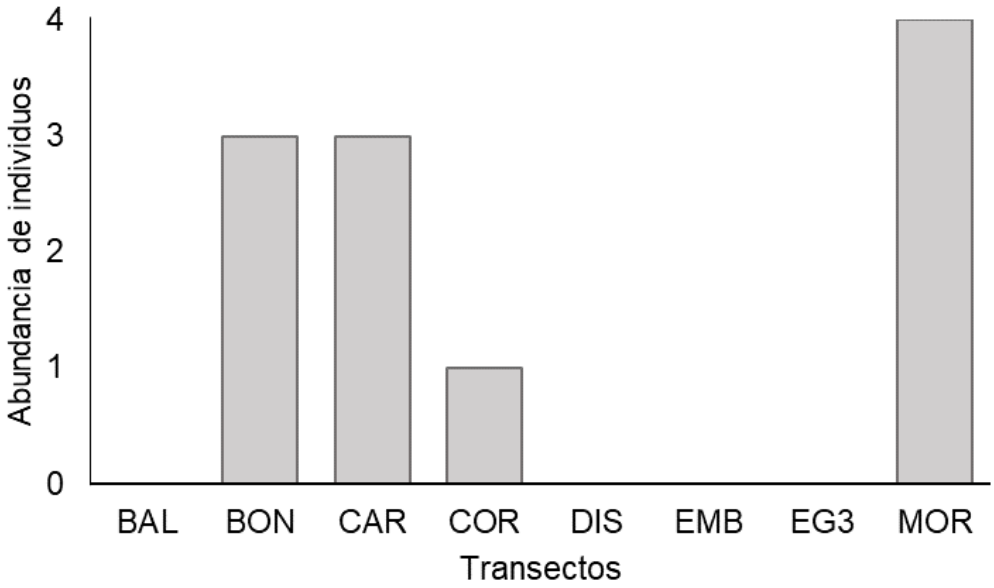


Figura 20. Abundancia de avistamientos por transecto. Se presenta el número de liebres negras observadas por transecto durante el monitoreo de enero a diciembre 2021.

7.1.4 Conteo de carcasas

Durante el periodo enero a diciembre de 2021 se registraron un total de 20 carcasas de liebre negra encontradas en los 20 transectos monitoreados. Los meses con las abundancias más altas fueron enero (5) y octubre (4), mientras que en cinco de los 12 meses no se registraron cadáveres durante los monitoreos (Fig. 21). Al comparar la abundancia estacional se encontró que no existía una diferencia significativa entre los grupos y, por lo tanto, el número de carcasas fue independiente de la estacionalidad ($X^2_{(1,\ n = 20)} = 0.09 < X^2$ crítica = 3.84) (Tabla 8).

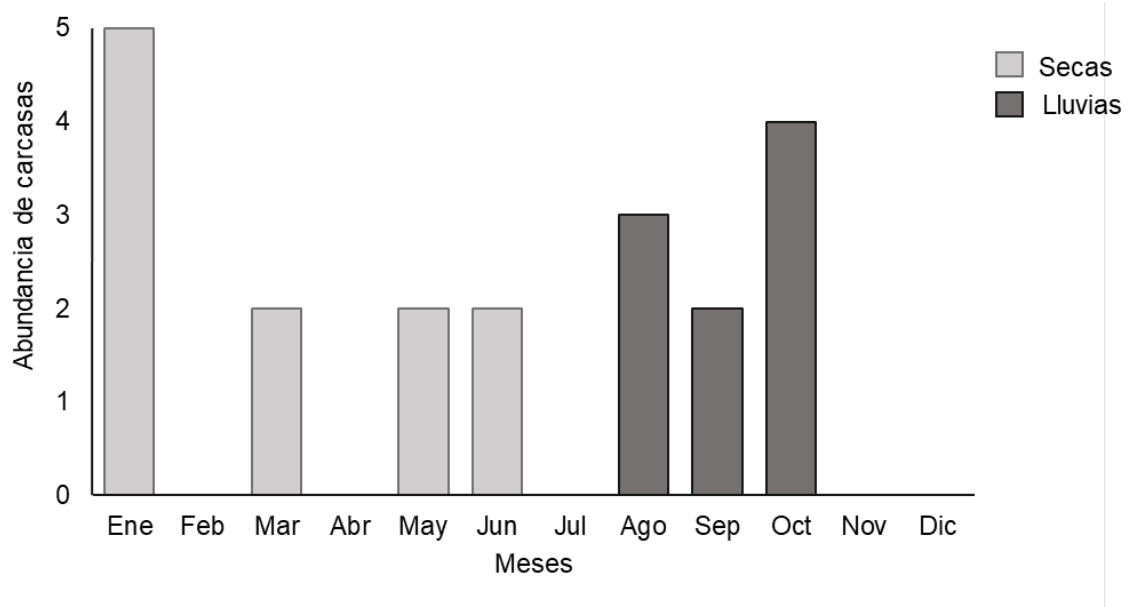


Figura 21. Abundancia de carcasas por mes. Se presenta el número de carcasas de liebres negras registradas durante el monitoreo de enero a diciembre 2021.

Tabla 8. Tabla de contingencia de las carcasas para la prueba de bondad de ajuste.

Grupo	%	O	E	$((O – E)^2/E)$
Secas	58.30	11	11.7	0.04
Lluvias	41.70	9	8.3	0.05
				0.09

X^2 crítico = 3.84, X^2 = 0.09.

7.2 Horario de actividad

El monitoreo con cámaras-trampa permitió realizar un total de 46 observaciones de liebre negra durante el periodo de 23 días de monitoreo. Del total de observaciones, 27 correspondieron al mes de noviembre (21 al 30 de noviembre) y 19 al mes de diciembre (01 al 13 de diciembre). La temperatura mínima en la que se observó actividad fue de 14° C y la máxima de 26°C.

De los 46 individuos observados, 44 presentaron hábitos crepusculares y nocturnos, con un pico de actividad (12 avistamientos) correspondientes a la puesta del sol, que comprende de las 17:15 a las 17:45 horas durante los meses de noviembre a diciembre (Fig. 22). Por lo tanto, la comparación de la abundancia de avistamientos en presencia o ausencia de luz mediante un

análisis de ji cuadrada determinó con un 95% de confianza que el número de ocurrencias de la liebre negra es dependiente de la intensidad de luz solar ($X^2_{(1,\ n = 46)} = 38.35 > X^2$ crítica), y tiene una marcada preferencia por el periodo nocturno.

Asimismo, pese a que durante el monitoreo solo se registraron 6 de las 8 fases del ciclo lunar, se detectó que durante la luna gibosa menguante se alcanzó el valor máximo de avistamientos con 13 observaciones, e inclusive, durante esta fase se observó una pareja de liebres (Fig. 23). Además, a través de las videograbaciones se registró que las liebres realizaron actividades de alimentación, vigilancia, desplazamiento y descanso.

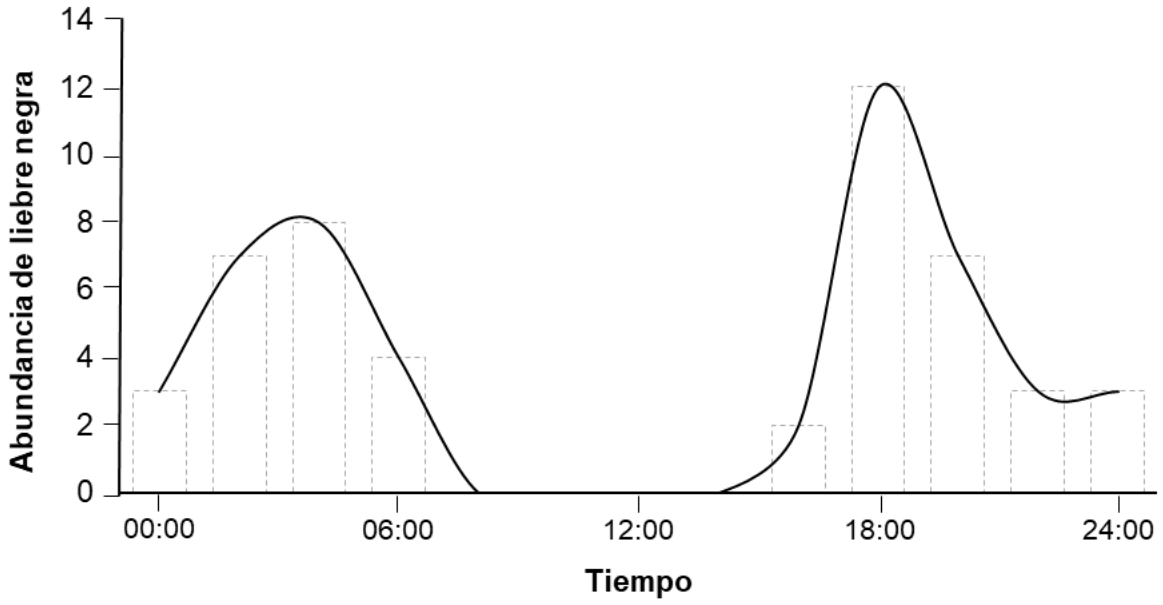


Figura 22. Horario de actividad de la liebre negra. El eje de las ordenas representa la abundancia de liebres avistadas mediante las cámaras-trampa colocadas del 23 de noviembre al 13 de diciembre 2021, y el eje de las abscisas representa el tiempo en horas en que se llevó a cabo el avistamiento.

Figura 23. Pareja de liebres avistadas mediante una cámara-trampa.

7.3 Influencia de las variables del hábitat sobre la abundancia

7.3.1 Evaluación anual

El modelo con mejor ajuste obtuvo un valor de AIC de 2838 y explicó el 11.68% de la variación de la abundancia de grupos fecales. El modelo se conformó por las siguientes siete variables explicativas: tipo de sedimento, vegetación dominante, presencia de competidores, disponibilidad de alimento, pendiente, porcentaje de suelo desnudo y altitud (Tabla 9).

Asimismo, se identificó con un intervalo de confianza del 95% que los suelos con sedimentos arenosos (β = 1.21 ± 0.23) o pedregosos (β = 0.97 ± 0.23), la dominancia de la vegetación arbórea (β= 0.70 ± 0.08), la disponibilidad de suculentas (β= 0.18 ± 0.06) y la altitud (β = 0.003 ± 0.01) influyen positivamente sobre la abundancia de las excretas de liebre negra. Por el contrario, las variables significativas que mostraron un efecto negativo sobre la abundancia de excretas fueron la presencia de competidores (β= - 0.22 ± 0.05), la pendiente (β = - 0.02 ± 0.01) y el porcentaje de suelo desnudo (β= - 0.01 ± 0.00).

Tabla 9. Coeficientes del GLM anual.

Variables	Coeficiente	Error estándar	Valor z	α < 0.05
Intercepto	0.4081	0.2340	1.744	
Sedimento (arena)	1.2136	0.2266	5.356	*
Sedimento (piedra)	0.9716	0.2291	4.239	*
Estrato vegetal (arbóreo)	0.7001	0.0767	9.121	*
Competidores (presencia)	-0.2207	0.0593	-3.720	*
Alimento disponible (suculentas)	0.1841	0.0593	2.774	*
Alimento disponible (gramíneas)	-0.0611	0.0805	-0.759	
Estrato vegetal (arbustivo)	0.0689	0.0689	1.000	
Pendiente	-0.0165	0.0054	-3.064	*
Suelo desnudo	-0.0053	0.0013	-4.168	*
Altitud	0.0030	0.0007	4.449	*

7.3.2 Evaluación estacional: estación seca

El modelo correspondiente a los meses secos del año también se conformó por 7 variables explicativas. Posteriormente, se determinó con un 95% de confianza que todas las variables influenciaban significativamente el número de grupos fecales depositados por la liebre; sin embargo, se encontraron diferencias con los coeficientes obtenidos durante la evaluación general (Tabla 10). El AIC del modelo fue de 1095.60 y explicó el 26.87% de la variación en la abundancia de los grupos fecales.

En el modelo se encontró con un 95% de confianza que el sedimento arenoso (β = 1.70 ± 0.42) o pedregoso (β = 1.31 ± 0.4279), la dominancia del estrato arbóreo (β = 1.18 ± 0.13) o del estrato arbustivo (β = 0.49 ± 0.13), la disponibilidad de suculentas (β = 0.26 ± 0.11), la pendiente (0.001 ± 0.008) y la altitud (β = 0.002 ± 0.001) tienen una influencia positiva sobre la abundancia de excretas. Además de que todas las variables positivas, con excepción de la altitud, tienen un coeficiente mayor a los coeficientes del modelo general. Al igual que en el modelo general, se identificó que las áreas caracterizadas por tener un alto porcentaje de suelo desnudo (β = - 0.006 ± 0.002), disponibilidad de gramíneas perennes (- 0.29 ± 0.14) y con presencia de competidores (β = - 0.48 ± 0.10) no son preferidas por la liebre.

Tabla 10. Coeficientes del GLM de la estación seca.

Variables	Coeficiente	Error estándar	Valor z	α < 0.05
Intercepto	-0.4879	0.4336	-1.125	
Sedimento (arena)	1.7039	0.4203	4.052	*
Sedimento (piedra)	1.3050	0.4279	3.050	*
Estrato vegetal (arbóreo)	1.1807	0.1260	9.373	*
Estrato vegetal (arbustivo)	0.4898	0.1255	3.904	*
Competidores (presencia)	-0.4760	0.1009	-4.717	*
Alimento disponible (gramíneas)	-0.2926	0.1412	-2.072	*
Alimento disponible (suculentas)	0.2618	0.1059	2.489	*
Suelo desnudo	-0.0057	0.0021	-2.756	*
Pendiente	0.0014	0.0081	0.173	*
Altitud	0.0026	0.0010	2.516	*

7.3.3 Evaluación estacional: estación húmeda

En el modelo lineal generalizado de la estación lluviosa 6 variables fueron significativas, tuvo un valor de AIC de 1573.8 y explicó el 9% de la varianza total observada (Tabla 11). En esta estación las liebres prefirieron los sitios conformados por sedimento arenoso ($\beta = 0.91 \pm 0.27$) o pedregoso ($\beta = 0.81 \pm 0.27$), con dominancia del estrato arbóreo ($\beta = 0.37 \pm 0.10$) y a mayor altitud ($\beta = 0.02 \pm 0.0009$).

Además, en este modelo se encontró que el intercepto ($\alpha = 0.98 \pm 0.28$) tenía un efecto significativo y positivo sobre la abundancia de grupos fecales, lo que nos permitió determinar que durante la estación lluviosa el sedimento rocoso, la dominancia del estrato vegetal herbáceo, la ausencia de alimento disponible y la ausencia de competidores interaccionan sobre la variable respuesta. Por el contrario, la pendiente ($\beta = - 0.02 \pm 0.01$) y el suelo desnudo ($\beta = - 0.01 \pm 0.001$) afectan negativamente sobre el número de heces depositadas.

Tabla 11. Coeficientes del GLM de la estación húmeda.

Variables	Coeficiente	Error estándar	Valor z	α < 0.05
Intercepto	0.9843	0.2817	3.494	*
Sedimento (arenoso)	0.9060	0.2713	3.339	*
Sedimento (pedregoso)	0.8051	0.2730	2.949	*
Estrato vegetal (arbóreo)	0.3724	0.1041	3.577	*
Alimento disponible (suculentas)	0.1679	0.0898	1.870	
Estrato vegetal (arbustivo)	-0.1293	0.0856	-1.510	
Alimento disponible (gramíneas)	0.0903	0.1053	0.858	
Competidores (presentes)	-0.0884	0.0763	-1.159	
Pendiente	-0.0248	0.0075	-3.315	*
Suelo desnudo	-0.0058	0.0017	-3.382	*
Altitud	0.0022	0.0009	2.438	*

7.3.4 Vegetación asociada a la construcción de rascaderos

La prueba de ji cuadrada determinó con un 95% de confianza que la construcción de rascaderos es independiente de la presencia o ausencia de cobertura vegetal, $X^2_{(1,\ n=124)} = 1.16$, $p > 0.05$ (Tabla 12).

Tabla 12. Frecuencia de rascaderos asociados y no asociados a cobertura vegetal para la prueba de bondad de ajuste.

Grupo	%	O	E	$((O – E)^2/E)$
Con cobertura	50	68	62	0.58
Sin cobertura	50	56	62	0.58
				1.16

X^2 crítico = 3.84, X^2 = 1.16.

Posteriormente, se comparó la frecuencia de asociación de 11 familias vegetales (Fig. 24) con la construcción de rascaderos, y se encontró que las plantas de la familia Euphorbiaceae constituyeron el 26.5% del total, representadas por la matacora (*Jatropha cuneata*), el lomboy (*Jatropha cinerea*) y la candelilla (*Euphorbia magdalenae*). La familia Amaranthaceae se ubicó en el segundo nivel de importancia con el 16.2%, seguida por la familia Fabaceae con el 14.7% del total. El listado de las 16 especies vegetales asociadas a la construcción de rascaderos se reporta en la Tabla 13.

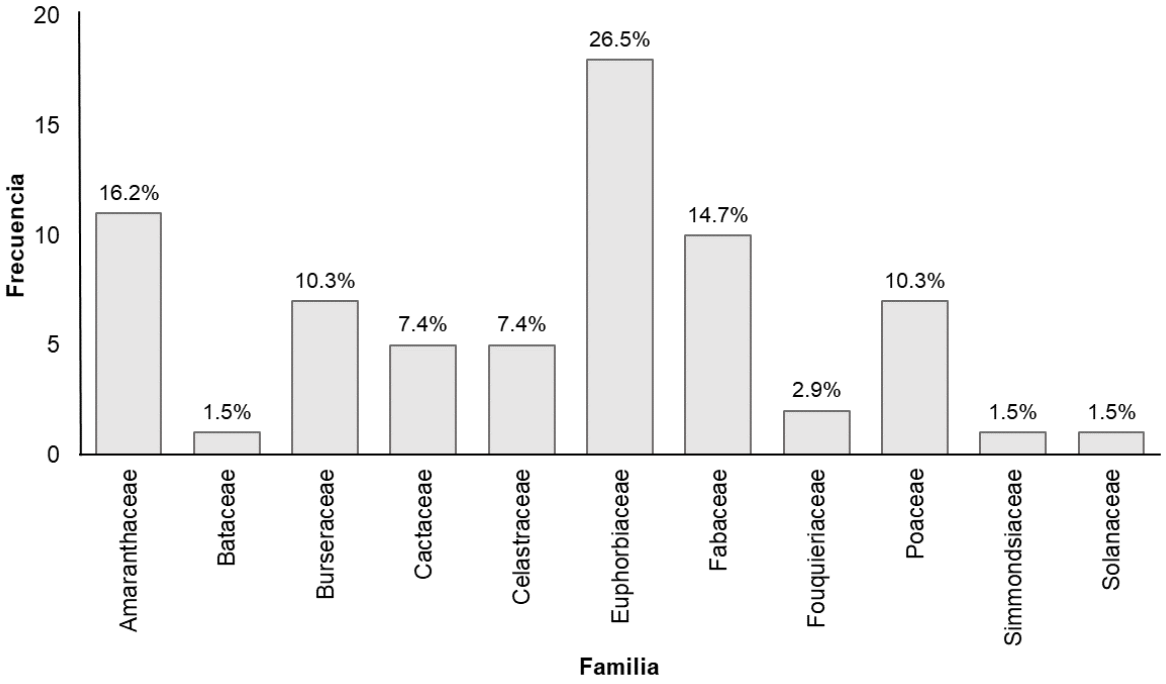


Figura 24. Vegetación asociada a rascaderos. El gráfico muestra la frecuencia de asociación de cada familia a la construcción de rascaderos de liebre negra.

Tabla 13. Listado de las especies vegetales asociadas a la construcción de rascaderos.

Nombre científico	Familia	Forma de crecimiento
Arthrocnemum subterminale	Amaranthaceae	Hb
Batis maritima	Bataceae	Hb
Bursera hindsiana	Burseraceae	Ao
Cylindropuntia cholla	Cactaceae	Au
Pachycereus pringlei	Cactaceae	Ao
Stenocereus gummosus	Cactaceae	Au
Maytenus phyllantoides	Celastraceae	Ao
Euphorbia magdalenae	Euphorbiaceae	Au
Jatropha cinerea	Euphorbiaceae	Ao
Jatropha cuneata	Euphorbiaceae	Au
Lysiloma candidum	Fabaceae	Ao
Marina paryii	Fabaceae	Au
Fouquieria diguetii	Fouquieriaceae	Ao
Gramínea	Poaceae	Hb
Simmondsia chinensis	Simmondsiaceae	Ao
Lycium brevipes	Solanaceae	Au

Nota: (Hb) Herbácea, (Au) Arbustiva, (Ao) Arbórea.

7.4 Distribución de la liebre negra

El modelo de idoneidad de hábitat para la liebre negra se construyó a partir de la pendiente, elevación y aspecto (orientación) de la pendiente, y el valor del AUC fue de 0.703. La representación geográfica permitió identificar que los hábitats que se concentran en la zona sur de la isla Espíritu Santo, y la costa oeste del archipiélago tienen los índices más altos de idoneidad (> 0.50). Por el contrario, la zona central de ambas islas presentó los valores más bajos (< 0.50) (Fig. 25).

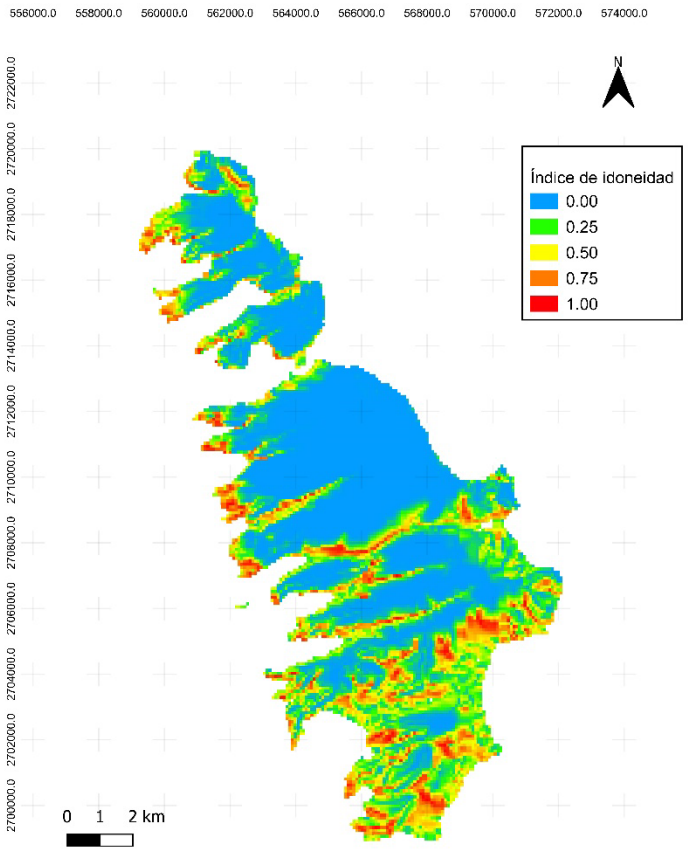


Figura 25. Modelo de idoneidad de la liebre negra en el Complejo Insular Espíritu Santo.

8. DISCUSIÓN

La presente investigación es un estudio interdisciplinario de la ecología de *Lepus insularis*, que complementó el conocimiento ecológico existente de la liebre negra con base en un monitoreo con periodicidad mensual y plazo anual.

La caracterización de los grupos fecales de la liebre negra fue un punto primordial que robusteció la calidad de los datos obtenidos durante el monitoreo. La tasa de defecación de *L. insularis* no ha sido estimada, por lo que usualmente se utiliza la tasa de defecación de *L. californicus* que es de un promedio de 546 bolitas/día (Best, 1996). La culminación de nuestro monitoreo nos permitió estimar que la liebre negra defeca un promedio de 8.7 bolitas por evacuación, lo que es un posible indicador de que la tasa de defecación de *L. californicus* tiene un valor muy por encima del de *L. insularis*.

La identificación del patrón de coloración de las heces a través del tiempo es una herramienta que permitió aseverar la presencia continua de las liebres y de conocer el periodo de deposición de las excretas fecales, sin la necesidad de establecer parcelas. Este último punto es clave para las áreas geográficas con terreno irregular y de difícil acceso como el Complejo Insular Espíritu Santo, en donde la implementación de un sistema de parcelas es sumamente complicada de aplicar.

La descomposición de los grupos fecales de los lepóridos es un tema que ha sido poco explorado. Flinders y Crawford (1977) determinaron que para la liebre cola-negra el tiempo total de degradación es de 4.4 años y el del conejo del desierto es de 9.5 años, y mencionaron que los principales factores que contribuyen en la degradación son: la humedad relativa, la precipitación y la presencia de termitas del género *Gnathamitermes*. Por el contrario, Forys y Humphrey (1997) reportaron que el excremento del conejo de pantano *Sylvilagus palustris hefneri* desaparece tras un periodo de solo 7 semanas y el tiempo de degradación es independiente de la estacionalidad.

Por otro lado, la ausencia de autocorrelación entre tramos de 50 m nos permitió comprender que la variación en la abundancia de excretas entre dos sitios no tiene relación con la distancia que los separa y, por lo tanto, no se encontró un patrón de agrupamiento. Esta variación

posiblemente se deba a que la presencia de la liebre negra ha sido reportada en todos los microambientes que caracterizan al archipiélago Espíritu Santo, como son las dunas, salitrales, manglares, arroyos, y el matorral sarcocaule (León-de la Luz y Domínguez-Cadena, 2006; Torres-García, 2014).

8.1 Abundancia relativa

El análisis espaciotemporal de la abundancia relativa demostró que considerando al número de grupos fecales y rascaderos como indicadores del número de individuos, la abundancia de la liebre negra varía mensual, estacional y espacialmente dentro del Complejo Insular Espíritu Santo. Las fluctuaciones en la abundancia de los lepóridos del desierto han sido reportadas para la liebre cola-negra (*L. californicus*), la liebre antílope (*L. alleni*), el conejo del desierto (*S. audobonii*) y el conejo castellano (*S. floridanus*), y se ha determinado que las principales causas de estas oscilaciones son la disponibilidad de alimento (variable asociada con la precipitación), las interacciones depredador-presa y la aparición de enfermedades (Hernández *et al.*, 2011; Lightfoot *et al.*, 2011; Brown *et al.*, 2014; Glebskiy *et al.*, 2020).

En la comparación temporal se encontró que el número de rastros producidos durante la estación seca (enero-julio) fue mayor que durante la estación lluviosa (agosto-diciembre), y presentó un marcado aumento durante los meses de abril, mayo y junio. Esta información coincide con el periodo de reproducción reportado para *L. californicus*, que es la liebre más cercanamente emparentada con *L. insularis*, cuya temporada reproductiva da inicio en el mes de febrero para los machos y en el mes de abril para las hembras, y finaliza en el mes de noviembre (Cervantes y Castañeda, 2012; Portales-Betancourt *et al.*, 2012). No obstante, nuestros resultados contradicen lo encontrado por Torres-García (2014), quien reportó que durante las lluvias había una densidad de 2.48 liebres/km^2 y en la estación seca era de 1.71 liebres/km^2. Por lo tanto, encontramos lo opuesto esperado en nuestra hipótesis inicial.

La disminución en el número de rastros identificados durante la estación húmeda se asoció con una ausencia de relación a corto-plazo entre la liebre negra y la precipitación, debido a que las herbáceas anuales componen solo el 13.8% de su dieta y a la reportada preferencia de la liebre por los microhábitats abiertos y con poca cobertura vegetal (Cervantes *et al.*, 1996; Torres-García, 2014). Un caso similar se presentó en las poblaciones de liebre cola-negra y el conejo del

desierto que habitan en el desierto chihuahuense, donde los autores no encontraron una relación entre la variación de la abundancia y la precipitación anual, y consideraron a los depredadores, la mixomatosis y la tularemia como posibles modificadores de la abundancia (Lightfoot *et al.*, 2011).

En nuestra investigación encontramos un alza en la mortalidad de las liebres durante el inicio de la temporada de lluvias (agosto – octubre). La liebre negra no tiene depredadores dentro del Complejo Insular Espíritu Santo, por lo que se considera que la disminución en la abundancia de los individuos durante la estación húmeda pudo deberse a los efectos de la EHVC Tipo 2.

Actualmente no existe información acerca del efecto de la EHVC Tipo 2 sobre la ecología de *L. insularis*, sin embargo, se ha comprobado que los principales brotes de la enfermedad coinciden con la temporada de reproducción de las poblaciones ferales del conejo común *Oryctolagus cuniculus* que habitan en la zona semiárida de Australia, la cual se asocia con la estación lluviosa debido a un aumento en la disponibilidad del alimento, cobertura y protección (Cooke, 2002; Portales-Betancourt *et al.*, 2012). Asimismo, se ha identificado que la EHVC Tipo 1 tiene un impacto más intenso sobre las poblaciones de conejos de las zonas áridas que sobre las zonas húmedas, y que el mayor número de contagios coincide con el inicio de temporada lluviosa (Mutze *et al.*, 2008).

La comparación espacial demostró que el método utilizado para estimar la abundancia influye sobre los resultados a interpretar, debido a que el conteo de grupos fecales identificó mayores abundancias en los transectos de Cardonal y Corralito, mientras que el método de conteo de rascaderos identificó a los senderos de Ballena y Morritos. Esta variación en los resultados ha sido ejemplificada previamente por Cypher *et al.* (2018) quienes compararon el efecto de cuatro técnicas para obtener la abundancia de lepóridos en una misma área geográfica, y encontraron que cada metodología tenía ventajas y desventajas dependientes del tipo de hábitat, la experiencia del investigador y la persistencia de los rastros frente a las condiciones climáticas. Por lo tanto, las variables como el tipo de sedimento y la cobertura vegetal de cada transecto pudieron influir sobre la percepción del investigador. También, las diferencias en el número de muestras ($n_{grupos\ fecales}$ = 4619, $n_{rascaderos}$ = 118) posiblemente influyeron sobre la cuantificación de los rastros.

Durante el muestreo en campo, se observó la escasa cantidad de 11 individuos de liebre negra. Esto podría deberse a que los hábitats con abundantes arbustos y terreno irregular son poco adecuados para utilizar la técnica de avistamiento de individuos, ya que se reduce la visibilidad del observador (Cypher *et al.*, 2018), y la mayoría de los transectos monitoreados cumplían con estas condiciones. Además, las liebres se caracterizan tener actividad crepuscular y nocturna, mientras los transectos se recorrieron durante el horario diurno.

Debido a que la topografía de las islas es compleja y presentan diferentes microhábitats (dunas, zonas halófilas, manglar y matorral sarcocaule) es comprensible que exista variación espacial en la abundancia de las liebres. Inclusive, esta variación ya había sido reportada por Torres-García (2014) quien encontró diferencias entre las densidades de la liebre negra estimadas en distintos ambientes del Complejo Insular Espíritu Santo. Por otra parte, Marín *et al.* (2003) encontraron que la abundancia de *L. californicus* en el desierto Chihuahuense es dependiente de la disponibilidad de recursos, y Altemus *et al.* (2019) mencionan que la liebre cola-negra modifica el porcentaje de utilización de su ámbito hogareño según cambie la composición de la vegetación.

La discordancia encontrada entre las densidades estimadas a través de diferentes metodologías se debe a diferencias en el planteamiento de la fórmula de Novaro e*t al.* (1992), la cual no fue una herramienta útil para nuestra investigación. Por otro lado, los valores obtenidos con Forys y Humphrey (1997) y Farías-González (2011) fueron extremadamente altos en comparación con las densidades previamente estimadas, que fueron de 2.1 liebres/km^2 (Torres-García, 2014) y 11.43 liebres/km^2 (Lorenzo *et al.*, 2012). Esta variación pudo deberse a que las fórmulas fueron creadas bajo supuestos que no se utilizaron en nuestra metodología, por ejemplo, el área de la parcela debe ser de 1 m^2, es imprescindible conocer la tasa de defecación diaria de la especie y limpiar el excremento de cada parcela para determinar el tiempo de acumulación con certeza (Forys y Humphrey, 1997; Farías-González, 2011).

8.2 Horario de actividad

El monitoreo a través de cámaras-trampa evidenció que la liebre negra es un animal de hábitos principalmente crepusculares y nocturnos, lo cual corresponde con el horario de actividad reportado por Smith *et al.* (2018), quien menciona que los individuos se muestran activos desde

el crepúsculo al amanecer. Contrario a lo planteado por Cervantes *et al.* (1996), no se encontró evidencia de que las liebres estuvieran activas durante el día. Las únicas observaciones diurnas que se registraron correspondieron a avistamientos ocurridos durante el censo, y se considera que fueron ocasionadas por el desplazamiento de los investigadores.

8.3 Caracterización del hábitat

Durante la realización del presente estudio, se encontró que la abundancia de la liebre negra está influenciada por las principales variables ambientales y biológicas que caracterizan a los microambientes del Complejo Insular Espíritu Santo. Este descubrimiento reafirma la variación espacial reportada por Torres-García (2014), quien encontró que el valor de la densidad de la liebre negra cambiaba entre los microambientes.

No obstante, la influencia que tienen las variables del hábitat sobre la abundancia se modificó estacionalmente, por lo que se considera que *L. insularis* seleccionó los microhábitats dependiendo de los cambios en la composición vegetal. Este comportamiento no es exclusivo de la liebre negra, ya que Altemus *et al.* (2019) registraron que *L. alleni* alterna el porcentaje de utilización de los microhábitats dentro de su ámbito hogareño dependiendo de la disponibilidad de alimento.

La estrecha relación de las liebres con la presencia de árboles y arbustos puede explicarse debido a que son las formas de crecimiento de las familias que más contribuyen en la dieta de *L. insularis*, con excepción de las gramíneas (Torres-García, 2014). Además, las especies arbóreas brindan protección contra los rayos solares y las altas temperaturas que se presentan en el archipiélago, y ofrecen un refugio alternativo para las liebres acorde con su tamaño corporal y estrategia de escape (CONANP, 2000; Harrison, 2019).

En lo que respecta a la disponibilidad del alimento, el modelo de la estación seca encontró una relación negativa entre las áreas con presencia de gramíneas y la abundancia de los individuos. Esta relación contradice lo propuesto por Torres-García (2014), quien reportó que las gramíneas componen el 55.4% de la dieta de la liebre negra. Sin embargo, este resultado posiblemente se deba a que las pasturas perennes o anuales no son de importancia alimenticia para la liebre negra. Lamentablemente, no existe un listado de las especies de gramíneas consumidas por *L.*

insularis que nos permita confirmar si forman parte de la dieta. Por otro lado, las áreas con suculentas contribuyeron positivamente a la presencia de la liebre durante la estación seca, lo cual posiblemente se deba a que son la principal fuente de agua para los lepóridos del desierto (Nagy *et al.*, 1976).

Contrario a lo propuesto por Cervantes *et al.* (1996) no se observó preferencia por las zonas abiertas, e inclusive se encontró una relación negativa entre el suelo desnudo y la abundancia de la liebre. Para *L. californicus* se ha reportado la preferencia por sitios con alta cobertura arbustiva que le brinden protección durante el forrajeo, pero que también faciliten la detección de depredadores y la huida (Harrison, 2019; Wagnon *et al.*, 2020). Sin embargo, en el archipiélago *L. insularis* no tiene depredadores, por lo que se considera que la preferencia por permanecer cerca de los sitios con alta cobertura vegetal puede deberse a que son áreas que proveen un refugio térmico.

La presencia de los competidores impactó negativamente la abundancia de la liebre negra durante la estación seca, mientras que en la estación húmeda su presencia fue irrelevante. Consecuentemente, consideramos que las liebres prefieren distribuirse en espacios sin competidores cuando el alimento escasea. Las cabras fueron los herbívoros más frecuentemente registrados durante el monitoreo, y la influencia que tienen sobre la vegetación isleña había sido previamente referida por León-de la Luz y Domínguez-Cadena (2006), quienes mencionaron que la población impacta fuertemente a la vegetación al disminuir el *fitness* y el éxito reproductivo de las plantas maduras.

Con referencia a las variables topográficas se encontró que las liebres se relacionaron positivamente con la altura y negativamente con la inclinación de la pendiente (estación lluviosa). Este resultado concuerda con las densidades estimadas por Torres-García (2014), quien encontró un valor de 3.43 ind/km^2 para las cimas y 1.42 ind/km^2 para las laderas. Asimismo, Martínez-Calderas *et al.* (2016) reportaron la preferencia de *S. audobonii* y *L. californicus* por pendientes suaves (< 3°) y moderadas (3° a 10°) y los sitios altos (> 2,100 msnm) en las zonas áridas del centro de México. Sin embargo, es importante considerar que durante nuestro monitoreo el punto más alto se ubicó a los 177 msnm debido a la inaccesibilidad del terreno.

Existen pocos estudios que aborden el efecto de la textura del suelo en el proceso de selección del hábitat de los lepóridos. Por ejemplo, Santilli y Ferretti (2008) encontraron evidencia de que la densidad de la liebre europea varía dependiendo de los componentes del suelo, y reportaron que las mayores abundancias se asociaban a los suelos fértiles y con buena capacidad de drenado. Tras la realización de nuestro estudio, se encontró una relación significativamente positiva entre la abundancia de *L. insularis* y la presencia de suelo de tipo arenoso o pedregoso durante ambas estaciones, aunque el aporte del sedimento arenoso fue mayor que el del pedregoso. Por consiguiente, se considera que las liebres prefieren suelos profundos que sean capaces de soportar la vegetación arbustiva.

En lo que respecta a la vegetación asociada a rascaderos, no se encontró una relación significativa entre la presencia de plantas y la construcción de rascadero, aunque este resultado puede deberse a que las liebres construyen sus rascaderos en la periferia de los parches de vegetación para estar alerta ante posibles amenazas (Harrison, 2019). Asimismo, las especies vegetales identificadas corresponden a aquellas identificadas en la dieta de *L. insularis* por Torres-García (2014).

8.4 Distribución de la liebre negra

Durante la realización de este proyecto no fue posible realizar un modelo de nicho ecológico a causa de la pequeña extensión del Complejo Insular Espíritu Santo (101.2 km^2) y a la actual resolución de las capas ambientales que es de aproximadamente 1 km × 1km. Sin embargo, la construcción de un modelo de idoneidad de hábitat permitió conocer las áreas dentro del complejo con las características más aptas para la liebre negra con una resolución de 90 m × 90 m. Asimismo, pese a que el modelo de idoneidad no establece la probabilidad de ocurrencia de una especie, se ha demostrado que el índice de idoneidad del hábitat tiene un alto grado de correlación con los resultados obtenidos a partir de un modelo de nicho ecológico (Hirzel *et al.*, 2006).

Es importante mencionar que la zona central del archipiélago no ha sido explorada debido a la compleja topografía que la caracteriza. El punto más alto que monitoreamos durante nuestra investigación se ubicó a los 177 msnm, y en la base de datos GBIF tampoco existen registros de observaciones superiores a los 293 msnm. Los valores de la inclinación y la orientación se

derivaron a partir del modelo digital de elevación, por lo tanto, se considera que el modelo presenta un sesgo debido a que la extensión de la isla no se ha monitoreado en su totalidad. Asimismo, pese a que la distribución de la liebre está estrechamente relacionada con la cobertura vegetal, no se incluyó el NDVI en la construcción del modelo debido a que en los ecosistemas áridos se ha reportado un alto nivel de variación interanual e interestacional en la producción vegetal dependiente de la precipitación (Weiss *et al*., 2003).

El modelo de idoneidad determinó que los sitios más favorables para la distribución de la liebre son las zonas bajas y planas que terminan en las ensenadas de la costa oeste del archipiélago. Asimismo, identificó que la sección sur y suroeste de la isla Espíritu Santo ofrece los requerimientos topográficos óptimos para la ocurrencia de la liebre. Esta región se caracteriza por ser una extensión plana de suelo arenoso y está principalmente cubierta por matorral xerófilo de considerable altura.

También, el índice de idoneidad disminuyó conforme aumentaba la inclinación de la pendiente, esta información coincide con lo planteado por Torres-García (2014), quien reportó una densidad promedio de 1.52 ind/km^2. Durante la construcción de nuestro modelo se identificó que las laderas con exposición al norte y al noroeste obtuvieron los valores más altos de idoneidad, estos resultados pueden explicarse de acuerdo con lo reportado por León-de la Luz y Domínguez-Cadena (2006), quienes describen que las laderas expuestas hacia el norte tienen una mayor cobertura y densidad vegetal que las laderas al sur. Sin embargo, Torres-García (2014) reportó lo contrario para el archipiélago, e incluso estimó que la liebre era más abundante en las laderas con orientación al sur.

9. CONCLUSIONES

- Los grupos fecales excretados por la liebre negra se componen por un promedio de 8.7 (± 10.6) pellets, y el color de la superficie de la materia fecal es un indicador de su frescura. La apariencia de los pellets fecales puede ser utilizada para estimar la abundancia de la liebre negra a través del tiempo, aunque es importante recordar que los pellets frescos observados no representan el número total de pellets depositados debido a que la pérdida en la coloración es gradual.
- La abundancia de la liebre negra varía a través del tiempo y del espacio. La comparación mensual y estacional mostró que existían diferencias significativas, con las mayores abundancias presentándose durante los meses de abril y mayo (estación seca) y las mínimas en el mes de octubre (estación lluviosa). Por otro lado, en el transecto de Cardonal se cuantificó el número máximo de grupos fecales, mientras que en Morritos y Ensenada Grande 3 se registró el mayor número de rascaderos.
- La liebre negra aumenta su actividad durante el crepúsculo, y se mantiene activa hasta el amanecer.
- La abundancia de la liebre negra se ve influenciada por diferentes variables ambientales dependiendo de la estacionalidad. En la estación seca seca el modelo de distribución predice que su abundancia se ve influenciada por el tipo de sedimento que compone al suelo (arenoso = 1.70 ± 0.42, pedregoso = 1.30 ± 0.42), el tipo de vegetación dominante (árboles = 1.18 ± 0.12, arbustos = 0.48 ± 0.12), la presencia de competidores (-0.4760 ± 0.10) y la disponibilidad de suculentas (0.26 ± 0.10). Por el contrario, el modelo fue menos preciso para predecir la influencia de las variables durante la estación húmeda, el sedimento arenoso tuvo un coeficiente de 0.98 ± 0.28 y el pedregoso de 0.90 ± 0.27, para la dominancia de la vegetación arbórea es de 0.80 ± 0.27, y la pendiente influye negativamente (-0.02 ± 0.007).
- Los sitios idóneos para la distribución de la liebre negra se encuentran en las zonas bajas y con pendiente nula o suave de las ensenadas ubicadas al oeste del archipiélago y en la sección sur de la isla Espíritu Santo.

10. LITERATURA CITADA

Abade dos Santos, F.A., Carvalho, C., Oliveira, N., Correia, J.J., Henriques, M., Peleteiro, M.C., Fevereiro, M. y Duarte, MD. (2017). Detection of rabbit haemorrhagic disease virus 2 during the wild rabbit (Oryctolagus cuniculus) eradication from the Berlengas archipelago, Portugal. *BMC Veterinary Research*, 13(1): 1-10. doi: 10.1186/s12917-017-1257-3

Aguirre-Muñoz, A., Méndez Sánchez, F., De la Rosa Conroy, L., Latofski Robles, M. y Manríquez Ayub, A. (2013). Diagnóstico de especies exóticas invasoras en las Reservas de la Biosfera y Áreas Naturales Protegidas (ANP) insulares seleccionadas, a fin de establecer actividades para el manejo de las mismas. Tercer informe de actividades presentado a la Comisión Nacional de Ensenada, Baja California, México. Disponible en: www.islas.org.mx

Altemus, M.M., Koprowski, J.L. y Brown, D.E. (2019). Seasonal changes in the home range of the antelope jackrabbit (Lepus alleni). *Mammal Study*, 44(2): 121-127. doi: 10.3106/ms2018-0003

Álvarez-Castañeda, S.T. y Lorenzo, C. (2017). Phylogeography and phylogeny of Lepus Californicus (Lagomorpha: Leporidae) from Baja California Peninsula and adjacent Islands. *Biological Journal of the Linnean Society*, 121(1): 15-27. doi: 10.1093/biolinnean/blw019

Arnold, J.F. y Reynolds, H.G. (1947). Droppings of Arizona and antelope jackrabbits and the " pellet census". *The Journal of Wildlife Management*, 7(3): 322-327

Asin, J., Rejmanek, D., Clifford, D.L., Mikolon, A.B., Henderson, E.E., Nyaoke, A.C., Macías-Rioseco, M., Streitenberger, N., Beingesser, J., Woods, L.W., Lavazza, A., Capucci, L., Crossley, B. y Uzal, F.A. (2021). Early circulation of rabbit haemorrhagic disease virus type 2 in domestic and wild lagomorphs in southern California, USA (2020–2021). *Transboundary and Emerging Diseases*, 1-12. doi: 10.1111/tbed.14315

Barbar, F. y Lambertucci, S.A. (2018). The roles of leporid species that have been translocated: a review of their ecosystem effects as native and exotic species. *Mammal Review*, 48(4): 245-260. doi: 10.1111/mam.12126

Belk, M. y Smith, D. (1991). Ammospermophilus leucurus. *American Society of Mammalogists*, (368): 1-8

Best, T.L. (1996). Lepus californicus. *Mammalian Species*, (530): 1-10. doi: 10.2307/3504151

Brown, D.E., Babb, R.D., Lorenzo, C. y Altemus, M.M. (2014). Ecology of the antelope jackrabbit (Lepus alleni). *Southwestern Naturalist*, 59(4): 575-587. doi: 10.1894/JKF-47.1

Bryant, W.E. (1891). Preliminary description of a new species of the genus Lepus from Mexico. *Proceedings of the California Academy of Sciences*, 3(2): 92

Buglione, M., Petrelli, S., de Filippo, G., Troiano, C., Rivieccio, E., Notomista, T., Maselli, V., di Martino, L., Carafa, M., Gregorio, R., Latini, R., Fortebraccio, M., Romeo, G., Biliotti, C. y Fulgione, D. (2020). Contribution to the ecology of the Italian hare (Lepus corsicanus). *Scientific Reports*, 10(1): 1-15. doi: 10.1038/s41598-020-70013-1

Cameron, G.N. y Rainey, D.G. (1972). Habitat utilization by Neotoma lepida in the Mohave desert. *American Society of Mammalogists*, 53(2): 251-266

Caravaggi, A., Montgomery, W.I. y Reid, N. (2015). Range expansion and comparative habitat use of insular, congeneric lagomorphs: invasive European hares Lepus europaeus and endemic Irish hares Lepus timidus hibernicus. *Biological Invasions*, 17(2): 687-698. doi: 10.1007/s10530-014-0759-1

Ceballos, G. y Oliva, G. (2005). *Los Mamíferos silvestres de México*. *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad and Fondo de Cultura Económica,* Ciudad de México, México. ISBN: 9781421408798

Cervantes, F.A., Álvarez-Castañeda, S.T., Villa-Ramírez, B., Lorenzo, C. y Vargas, J. (1996). Natural history of the insular black jackrabbit (Lepus insularis) from Espiritu Santo Island, Baja California Sur, México. *The Southwestern Naturalist,* 41(2): 186-189

Cervantes, F.A. y Castañeda, M. (2012). Efecto genético del aislamiento geográfico de la liebre negra (Lepus insularis), endémica de Isla Espíritu Santo, Baja California Sur, México. *Therya*, 3(2): 151-171. doi: 10.12933/therya-12-66

Cervantes, F.A., Lorenzo, C. y Vargas, J. (1999). Lepus insularis Bryant. En: Álvarez-Castañeda, S.T., Patton J. (eds). *Mamíferos del Noroeste de México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, México, pp. 199-237

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). (2000). Programa de manejo del Complejo Insular del Espíritu Santo. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. La Paz, B.C.S, México. ISBN: 9788578110796

Cooke, BD. (2002). Rabbit haemorrhagic disease: Field epidemiology and the management of wild rabbit populations. *OIE Revue Scientifique et Technique*, 21(2): 347-358. doi: 10.20506/rst.21.2.1337

CPA. (2021). AVISE 10: Boletín Informativo de la Comisión México-Estados Unidos para la Prevención de la fiebre aftosa y otras enfermedades (CPA). Disponible en: www.gob.mx/senasica.

Crawley, M.J. (2013). *The R Book*. 2da ed. John Wiley and Sons, Silwood Park, Reino Unido. ISBN: 978-0-582-41483-9

Cuervo-Robayo, A.P., Oswaldo, T., Venegas-Barrera, C.S., Manjarrez, J. y Mart, E. (2013). An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology*, 34(7): 2427-2437. doi: 10.1002/joc.3848

Cypher, B.L., Bjurlin, C.D. y Nelson, J.L. (2018). Comparison of rabbit abundance survey techniques in arid habitats. California Fish and Game, 104(1): 19-27

Dalton, K., Podadera, A., Martin Alonso, J.M., Calonge Sanz, I., Álvarez Rodríguez, A.L., Casais, R. y Parra, F. (2021). Viral disease in Lagomorphs: A molecular perspective. En: Argente M.J., García-Pardo M.L. y Dalton, K. P. (eds) *Lagomorpha characteristics*. IntechOpen. DOI: 10.5772/intechopen.98272

Delibes-Mateos, M. y Gálvez-Bravo, L. (2009). El papel del conejo como especie clave multifuncional en el ecosistema mediterráneo de la Península Ibérica. *Ecosistemas*, 18(3): 14-25. doi: 10.7818/re.2014.18-3.00

Dixon, K.R., Chapman, J.A., Willner, G.R., Wilson, D.E. y López-Forment, W. (1983). The New World jackrabbits and hares (genus Lepus). 2. Numerical taxonomic analysis. *Acta Zoologica Fennica*, 174: 53-56

Dunagan, S.P. y Karels, T.J. (2018). Estimates of habitat use by rabbits (Sylvilagus spp.) from fecal pellet counts varies by plot design in southern California. *Western North American Naturalist*, 78(1): 1-6. doi: 10.3398/064.078.0102

Dunn, O.J. (1964). Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics*, 6(3): 241-252. doi: 10.1007/978-1-349-95810-8_109

Farías-González, V. (2011). Conceptos ecológicos, métodos y técnicas para la conservación de conejos y liebres. En: Sánchez, O., Zamorano, P., Peters, E. y Moya, H. (eds). *Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México*, INE-SEMARNAT, Ciudad de México, México, pp. 229-248

Fernández, J.A., Cisneros, F.A., Cervantes, F.A. y Melgoza, A. (2015). Conejos y liebres silvestres de México. CONABIO. *Biodiversitas*, 123: 7-11

Fick, S.E. y Hijmans, R.J. (2017). WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12): 4302-4315

Flinders, J.T. y Crawford, J.A. (1977). Composition and degradation of jackrabbit and cottontail fecal pellets, Texas High Plains. *Journal of Range Management*, 30(3): 217. doi: 10.2307/3897474

Forys, E.A. y Humphrey, S.R. (1997). Comparison of 2 methods to estimate density of an endangered lagomorph. *The Journal of Wildlife Management,* 61(1): 86-92.

GBIF.Org. (2022). GBIF Occurrence Download. https://doi.org/10.15468/dl.s62auj [consulta: 8 de septiembre 2022].

Ge, D., Wen, Z., Xia, L., Zhang, Z., Erbajeva, M., Huang, C. y Yang, Q. (2013). Evolutionary History of Lagomorphs in response to global environmental change. *PLOS ONE*, 8(4): 1-15. doi: 10.1371/journal.pone.0059668

Glebskiy, Y., Dorantes-Villalobos, D. y Cano-Santana, Z. (2020). Periodo reproductivo del conejo castellano, Sylvilagus floridanus, en un campo de lava de la Ciudad de México a través del análisis de la variación estacional de la abundancia y el tamaño de sus heces. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91. doi: https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3275

GOOGLE, LLC. (2021). Google Earth Pro version 7.3.4.8248 (64-bit).

Hall, E.R. (1981). *The mammals of North America*. 2nd ed. John Wiley and Sons, Nueva York, Estados Unidos de América. doi: 10.1038/065232b0

Harrison, R. (2019). A Comparison of diurnal resting sites used by Sylvilagus audubonii and Lepus californicus in the Chihuahuan Desert. *Western North American Naturalist*, 79(2): 170-184. doi: https://doi.org/10.3398/064.079.0204

Hayward, M.W., De Tores, P.J., Dillon, M.J., Fox, B.J. y Banks, P.B. (2005). Using faecal pellet counts along transects to estimate quokka (Setonix brachyurus) population density. *Wildlife Research*, 32(6): 503-507. doi: 10.1071/WR03046

Hernández, L., Laundré, J.W., Grajales, K.M., Portales, G.L., López-Portillo, J., González-Romero, A., García, A. y Martínez, J.M. (2011). Plant productivity, predation, and the abundance of black-tailed jackrabbits in the Chihuahuan Desert of Mexico. *Journal of Arid Environments*, 75(11): 1043-1049. doi: 10.1016/j.jaridenv.2010.12.021

Hirzel, A.H., Le Lay, G., Helfer, V., Randin, C. y Guisan, A. (2006). Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling*, 199(2): 142-152. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2006.05.017

Hutchinson, E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantative Biology*, 22: 415-427. doi: 10.1201/9781315366746

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (1984). *Conjunto de datos Geológicos vectoriales La Paz*. Escala 1:250 000 serie I.

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (1995). *Edafología*. Escalas 1:250000 y 1:1000000.

Jarvis, A., Reuter, H.I., Nelson, A. y Guevara, E. (2008). Hole-filled seamless SRTM data V4. *The International Center for Tropical Agriculture*. Disponible en: http://srtm.csi.cgiar.org

Kruskal, W.H. y Wallis, A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis*. Journal of the American Statistical Association*, 47(260): 583–621

Kwiatkowski, M.A. y Sullivan, B.K. (2002). Mating system structure and population density in a polygynous lizard, Sauromalus obesus (= ater). *Behavioral Ecology*, 13(2): 201-208. doi: 10.1093/beheco/13.2.201

Langbein, J., Hutchings, M.R., Harris, S., Stoate, C., Tapper, S.C. y Wray, S. (1999). Techniques for assessing the abundance of brown hares Lepus europaeus. *Mammal Review*, 29(2): 93-116. doi: 10.1046/j.1365-2907.1999.00040.x

Lankton, J.S., Knowles, S., Keller, S., Shearn-Bochsler, V.I. y Ip, H.S. (2021). Pathology of Lagovirus europaeus GI.2/RHDV2/B (Rabbit Hemorrhagic Disease Virus 2) in native North American Lagomorphs. *Journal of Wildlife Diseases*, 57(3): 694-700. doi: 10.7589/JWD-D-20-00207

Lavazza, A. y Capucci, L. (2008). How many caliciviruses are there in rabbits? A review on RHDV and correlated viruses. En: Alves P.C., Ferrand, N. y Hackländer, K. (eds), *Lagomorph Biology*. Springer, Países Bajos, pp. 263-278.

León-de la Luz, J.L. y Domínguez-Cadena, R. (2006). Herbivory of feral goats on Espiritu Santo Island, Gulf of California, Mexico. *SIDA, Contributions to Botany*, 22(2): 1135-1143

León-de la Luz, J.L., Pérez Navarro, J.J. y Breceda, A. (2000). A transitional xerophytic tropical plant community of the Cape Region, Baja California. *Journal of Vegetation Science*, 11(4): 555-564. doi: 10.2307/3246585

Levene, H. (1960). Robust tests for equality of variances. En: Olkin, I (ed), *Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling*, Standford University Press, Palo Alto, pp. 278-292

Lightfoot, D.C., Davidson, A.D., McGlone, C.M. y Parker, D.G. (2011). Rabbit abundance relative to rainfall and plant production in northern Chihuahuan Desert grassland and shrubland habitats. *Western North American Naturalist*, 70(4): 490-499. doi: http://dx.doi.org/10.3398/064.070.0409

Lopes, A.M., Marques, S., Silva, E., Magalhães, MJ., Pinheiro, A., Alves, P.C., Le Pendu, J., Esteves, P.J., Thompson, G. y Abrantes, J. (2014). Detection of RHDV strains in the Iberian hare (Lepus granatensis): Earliest evidence of rabbit lagovirus cross-species infection. *Veterinary Research*, 45(1): 1-7. doi: 10.1186/s13567-014-0094-7

Lorenzo, C. (2014). Estado actual de conservación de liebres y conejos en categoría de riesgo en México. *El Colegio de la Frontera Sur. Unidad San Cristóbal de las Casas*. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. HK052. Ciudad de México, México.

Lorenzo, C., Carrillo-Reyes, A., Rioja-Paradela, T.M. y de la Paz Cuevas, M. (2012). Estado actual de conservación de liebres insulares en Baja California Sur, México. *THERYA*, 3(2): 185-206. doi: 10.12933/therya-12-74

Lorenzo, C. y Johnson, C. (2019). *Lepus insularis*. En: IUCN Red List Threatened Species 2019 e.T11794A45177986. Disponible en: https://www.iucnredlist.org/species/11794/45177986

Lorenzo, C., Lafón-Terrazas, A., Fernández, J.A., Cervantes, F.A. y Martínez-Meyer, E. (2020). La enfermedad hemorrágica viral del conejo impacta a México y amenaza al resto de Latinoamérica. *THERYA*, 11(3): 340-345. doi: 10.12933/therya-20-1050

Lorenzo Monterrubio, C. y Ruíz Jiménez, M. (2013). Conociendo y conservando a los lagomorfos mexicanos. *Ecofronteras*, 22-25

Marín, A.I., Hernández, L. y Laundré, J.W. (2003). Predation risk and food quantity in the selection of habitat by black-tailed jackrabbit (Lepus californicus): an optimal foraging approach. *Journal of Arid Environments*, 55(1): 101-110. doi: 10.1016/S0140-1963(02)00264-1

Martínez-Calderas, J.M., Palacio-Nuñez, J., Martínez-Montoya, J.F., Clemente-Sánchez, F., Sánchez-Rojas, G. y Olmos-Oropeza, G. (2016). Abundancia relativa y distribución de lagomorfos en el Centro-Norte de México. AGROproductividad, 9(9): 67-72

Martínez-García, J.A, Mendoza, G.D., Sánchez-Trocino, M., Hernández, P.A., Plata, F.X. y Crosby, M.M. (2011). Defecation rate in Romerolagus diazi fed with different levels of Muhlenbergia macroura. *Journal of Applied Animal Research*, 39(4): 317-319. doi: 10.1080/09712119.2011.607906

Mills, L.S., Griffin, P.C., Hodges, K.E., McKelvey, K., Ruggiero, L. y Ulizio, T. (2005). Pellet count indices compared to mark-recapture estimates for evaluating snowshoe hare density. *Journal of Wildlife Management*, 69(3): 1053-1062. doi: 10.2193/0022-541x(2005)069[1053:pcictm]2.0.co;2

Mota-Vargas, C., Encarnación-Luévano, A., Ortega-Andrade, H.M., Prieto-Torres, D.A., Peña-Peniche, A. y Rojas-Soto, O.R. (2019). Una breve introducción a los modelos de nicho ecológico. En: Moreno-Ortega, C.E. (ed), *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México, pp. 39-63

Mutze, G., Bird, P., Cooke, B. y Henzell, R. (2008). Geographic and seasonal variation in the impact of rabbit haemorrhagic disease on european rabbits, Oryctolagus cuniculus, and rabbit damage in Australia. En: Alves, P.C., Ferrand, N. y Hackländer, K. (eds), *Lagomorph Biology*, 1st ed. Springer, Países Bajos, pp. 279-293

Nagy, K.A., Shoemaker, V.H. y Costa, W.R. (1976). Water, electrolyte, and nitrogen budgets of jackrabbits (Lepus californicus) in the Mojave Desert. *Physiological Zoology*, 49(3): 351-363. doi: 10.1086/physzool.49.3.30155693

Nelson, E.W. (1909). The rabbits of North America. *North American Fauna*, 29: 1-314. doi: https://doi.org/10.3996/nafa.29.0001

Novaro, A., Capurro, A.F., Travaini, A., Funes, M.C., Rabinovich, J.E. (1992). Pellet-count sampling based on spatial distribution: a case of study of the European hare in Patagonia. *Ecología Austral*, 2: 11-18.

Osorio-Olvera, L., Lira-Noriega, A., Soberón, J., Peterson, A.T., Falconi, M., Contreras-Díaz, R.G., Martínez-Meyer, E., Barve, V. y Barve, N. (2020). ntbox: An R package with graphical user interface for modelling and evaluating multidimensional ecological niches. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(10): 1199-1206. doi: 10.1111/2041-210X.13452

Palomares, F. (2001). Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. *Wildlife Society Bulletin*, 29(2): 578-585

Pearson, K. (1900). On the criterion that a given system of deviations from the probable in the case of a correlated system of variables is such that it can be reasonably supposed to have arisen from random sampling. *The London, Edinburgh and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science,* 50(302): 157-175. doi: http://dx.doi.org/10.1080/14786440009463897

Portales-Betancourt, G.L., Hernández Laundré, L., Laundré, J.W. y Cervantes, F.A. (2012). Reproducción y densidad de la liebre cola-negra (Lepus californicus) en relación a factores ambientales, en la Reserva de la Biosfera Mapimí, Desierto Chihuahuense. *THERYA*, 3(2): 171-183. doi: 10.12933/therya-12-68

Portales, G.L., Hernández Laundré, L., Cervantes, F.A. y Laundré, J.W. (2004). Reproduction of black-tailed jackrabbits (Lagomorpha: Lepus californicus) in relation to environmental factors in the Chihuahuan Desert, Mexico. *The Southwestern naturalist*, 49(3): 359-366

QGIS Development Team. (2022). QGIS Geographic Information System version 3.26.3 Buenos Aires. Open-Source Geospatial Foundation Project. Disponible en: http://qgis.osgeo.org

Qiao, H., Soberón, J. y Peterson, A.T. (2015). No silver bullets in correlative ecological niche modelling: Insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(10): 1126-1136. doi: 10.1111/2041-210X.12397

R Core Team. (2021). R*: A language and environment for statistical computing version 4.0.5*. R Foundation for Statistical Computing. Disponible en: https://www.r-project.org/.

Ramírez-Silva, J.P., González-Cózatl, F.X., Vázquez-Domínguez, E. y Cervantes, F.A. (2010). Phylogenetic position of Mexican jackrabbits within the genus Lepus (Mammalia: Lagomorpha): A molecular perspective. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81(3): 721-731. doi: 10.22201/ib.20078706e.2010.003.644

Recio, M.R. y Seddon, P.J. (2013). Understanding determinants of home range behaviour of feral cats as introduced apex predators in insular ecosystems: A spatial approach. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 67(12): 1971-1981. doi: 10.1007/s00265-013-1605-7

Romero-Palacios, A. y Cervantes, FA. (2012). Comparación del esmalte dental de los molariformes en las liebres mexicanas. *THERYA*, 3(2): 207-222. doi: 10.12933/therya-12-73

Rosenberg, M.S. y Anderson, C.D. (2011). PASSaGE: pattern analysis, spatial statistics and geographic exegesis. Version 2. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(3): 229-232

Sansores Sánchez, R.E. (2016). *Influencia de los recursos antropogénicos en la abundancia y dieta del babisuri (Bassariscus astutus saxicola Merriam, 1897) En El Complejo Insular Espíritu Santo, B.C.S., México. Tesis de maestría*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., La Paz.

Santilli, F. y Ferretti, M. (2008). Do soils affect brown hare Lepus europaeus abundance in agricultural habitats?. *Hystrix*, 19(1): 39-45. doi: 10.4404/hystrix-19.1-4413

Sántiz, E.C., Lorenzo, C., Carrillo-Reyes, A., Navarrete, DA. y Islebe, G. (2016). Effect of climate change on the distribution of a critically threatened species. *THERYA*, 7(1): 147-159. doi: 10.12933/therya-16-358

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental de especies nativas de México de flora y fauna silvestres -Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio- Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, 30 de diciembre de 2010, 1-78.

Simes, M.T., Longshore, K.M., Nussear, K.E., Beatty, G.L., Brown, D.E. y Esque, TC. (2015). Black-tailed and white-tailed jackrabbits in the American West: history, ecology, ecological significance, and survey methods. *Western North American Naturalist*, 75(4): 491-519. doi: 10.3398/064.075.0406

Smith, A.T., Johnston, C.H., Alves, P.C. y Hackländer, K. (2018). *Lagomorphs: pikas, rabbits, and hares of the world*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Soberón, J., Osorio-Olvera, L. y Peterson, T. (2017). Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2): 437-441. doi: 10.1016/j.rmb.2017.03.011

Soto, C.A. y Palomares, F. (2014). Human-related factors regulate the presence of domestic dogs in protected areas. *Oryx*, 49(2): 254-260. doi: 10.1017/S0030605313000604

Tapia, L., Domínguez, J. y Rodríguez, L. (2010). Modelling habitat use by Iberian hare Lepus granatensis and European wild rabbit Oryctolagus cuniculus in a mountainous area in northwestern Spain. *Acta Theriologica*, 55(1): 73-79. doi: 10.4098/j.at.0001-7051.018.2009

Thomas, H.H. y Best, T.L. (1994). Lepus insularis. *Mammalian Species*, 465: 1-3. doi: 10.2307/3504295

Torres-García, F.M. (2014). *Dieta y densidad estacional de Lepus insularis (Bryant, 1891) en distintos ambientes del Complejo Insular Espíritu Santo, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría.* Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., La Paz.

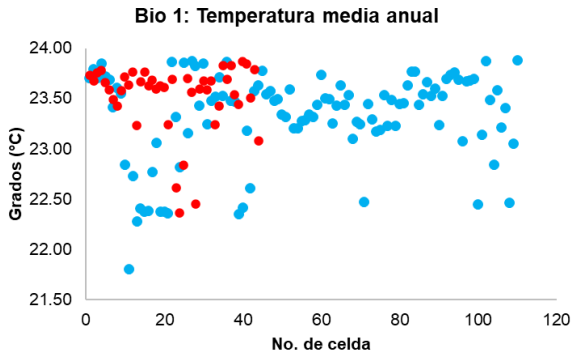
Velázquez, A. (2012). El contexto geográfico de los lagomorfos de México. *THERYA*, 3(2): 223-238. doi: 10.12933/therya-12-81

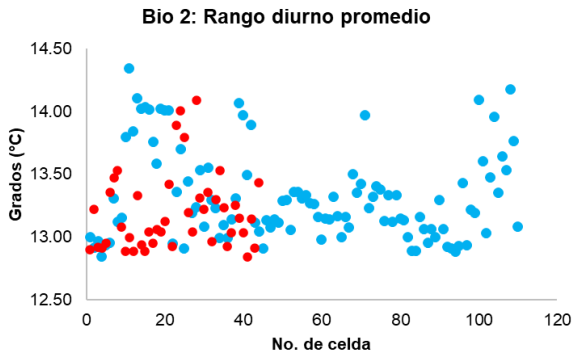
Wagnon, C.J., Schooley, R.L. y Cosentino, B.J. (2020). Shrub encroachment creates a dynamic landscape of fear for desert lagomorphs via multiple pathways. *Ecosphere*, 11(9): 1-16. doi: 10.1002/ecs2.3240

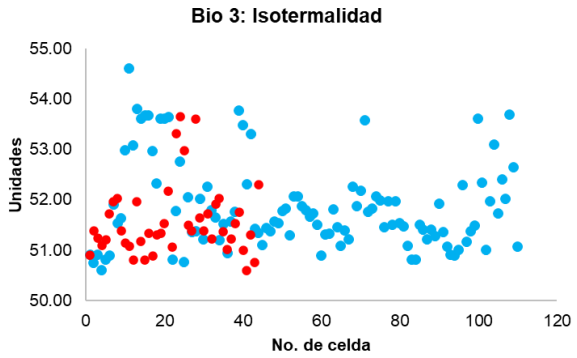
Weiss, J.L., Gutzler, D.S., Allred Coonrod, J.E. y Dahm, C.N. 2003. Long-term vegetation monitoring with NDVI in a diverse semi-arid setting, central New Mexico, USA. Journal of Arid Environments, 58 (2004): 249-272.

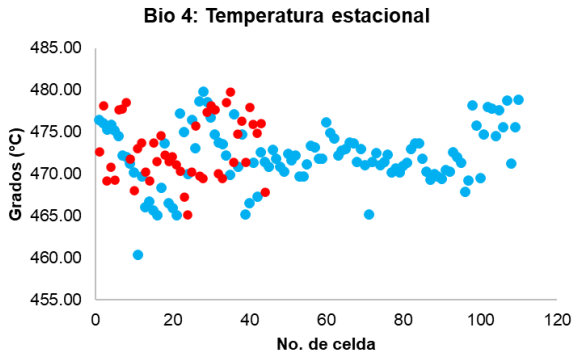
11. ANEXO

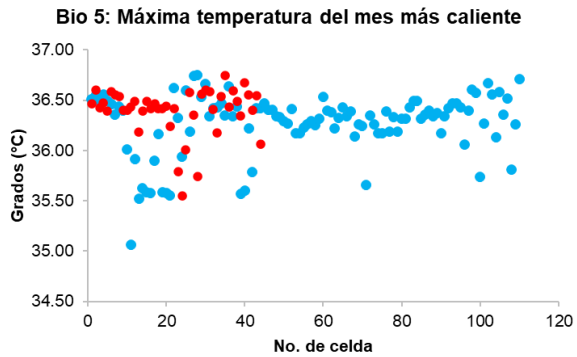
A)

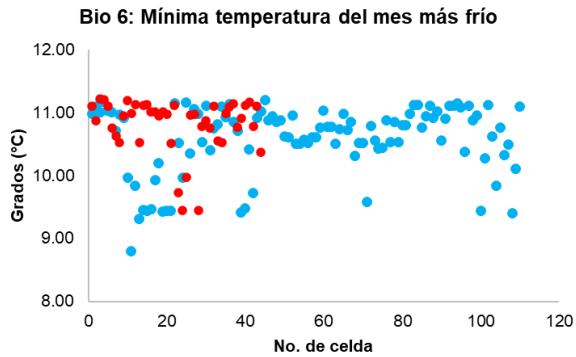

Bio 1: Temperatura media anual
Grados (°C)
24.00
23.50
23.00
22.50
22.00
21.50
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda

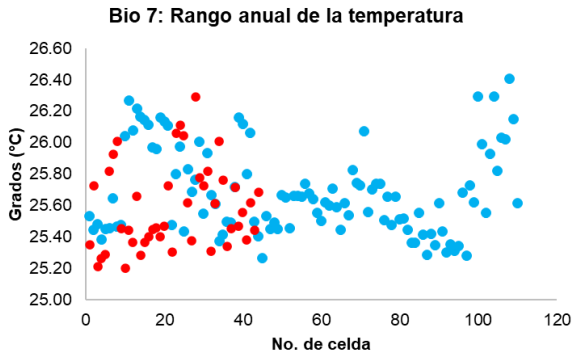

Bio 2: Rango diurno promedio
Grados (°C)
14.50
14.00
13.50
13.00
12.50
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda

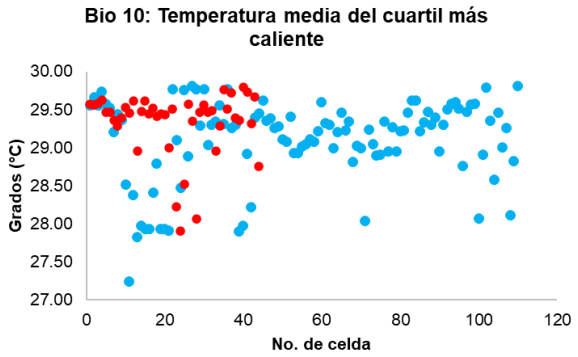

Bio 3: Isotermalidad
Unidades
55.00
54.00
53.00
52.00
51.00
50.00
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda

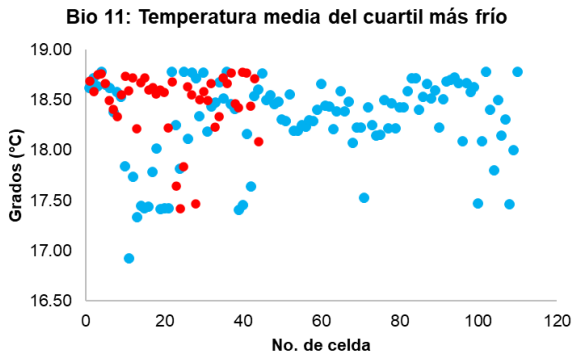

Bio 4: Temperatura estacional
Grados (°C)
485.00
480.00
475.00
470.00
465.00
460.00
455.00
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda

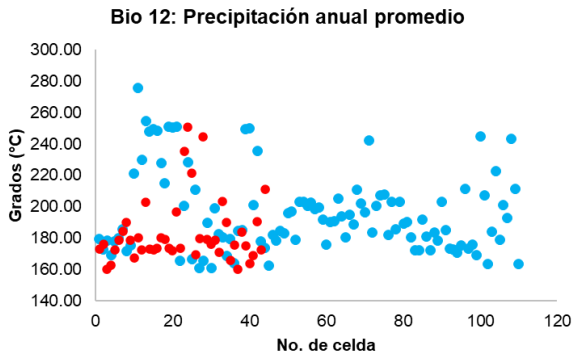

Bio 5: Máxima temperatura del mes más caliente
Grados (°C)
37.00
36.50
36.00
35.50
35.00
34.50
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda

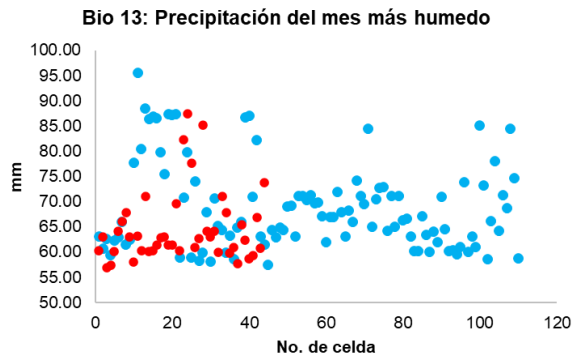

Bio 6: Mínima temperatura del mes más frío
Grados (°C)
12.00
11.00
10.00
9.00
8.00
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda

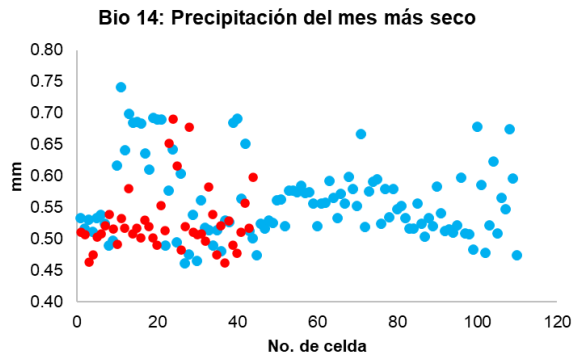

Bio 7: Rango anual de la temperatura
Grados (°C)
26.60
26.40
26.20
26.00
25.80
25.60
25.40
25.20
25.00
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda

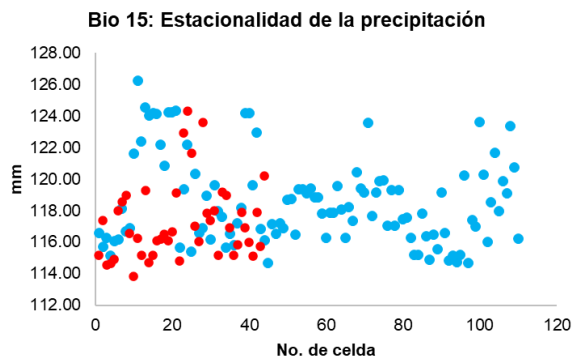

Bio 10: Temperatura media del cuartil más caliente
Grados (°C)
30.00
29.50
29.00
28.50
28.00
27.50
27.00
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda

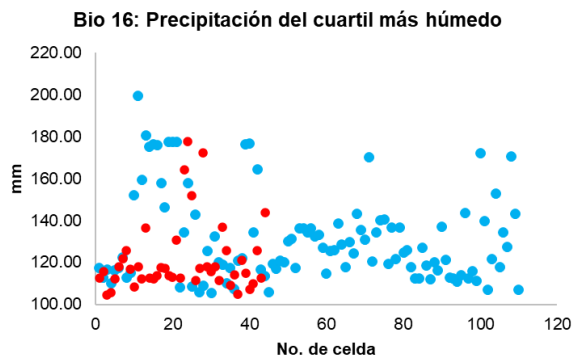

Bio 11: Temperatura media del cuartil más frío
Grados (°C)
19.00
18.50
18.00
17.50
17.00
16.50
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda

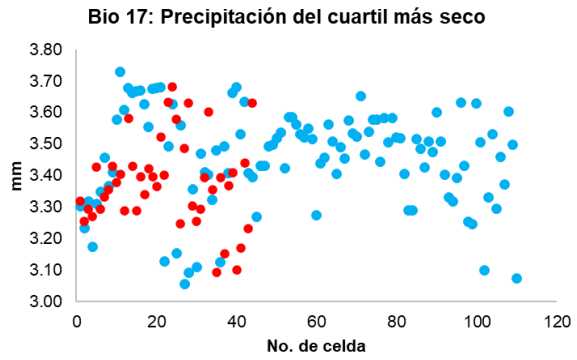

Bio 12: Precipitación anual promedio
Grados (°C)
300.00
280.00
260.00
240.00
220.00
200.00
180.00
160.00
140.00
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda


Bio 13: Precipitación del mes más humedo
mm
100.00
95.00
90.00
85.00
80.00
75.00
70.00
65.00
60.00
55.00
50.00
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda


Bio 14: Precipitación del mes más seco
mm
0.80
0.75
0.70
0.65
0.60
0.55
0.50
0.45
0.40
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda


Bio 15: Estacionalidad de la precipitación
mm
128.00
126.00
124.00
122.00
120.00
118.00
116.00
114.00
112.00
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda


Bio 16: Precipitación del cuartil más húmedo
mm
220.00
200.00
180.00
160.00
140.00
120.00
100.00
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda


Bio 17: Precipitación del cuartil más seco
mm
3.80
3.70
3.60
3.50
3.40
3.30
3.20
3.10
3.00
0
20
40
60
80
100
120
No. de celda