



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

FACULTAD DE INGENIERÍA

TESIS

**“EVALUACIÓN DEL RIESGO DE
EXTINCIÓN LOCAL DE DEPREDADORES
TOPE EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA
LA SEPULTURA, CHIAPAS.”**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN
DESARROLLO SUSTENTABLE Y
GESTIÓN DE RIESGOS**

PRESENTA
IRIS JUDITH FUENTES OLIVARES

DIRECTOR
DR. ARTURO CARRILLO REYES

CODIRECTOR
DR. CARLOS TEJEDA CRUZ

ASESORES
DRA. TAMARA M. RIOJA PARADELA

DR. EDUARDO J. NARANJO PIÑERA



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

FACULTAD DE INGENIERÍA

TESIS

**“EVALUACIÓN DEL RIESGO DE
EXTINCIÓN LOCAL DE DEPREDADORES
TOPE EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA
LA SEPULTURA, CHIAPAS.”**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN
DESARROLLO SUSTENTABLE Y
GESTIÓN DE RIESGOS**

PRESENTA
IRIS JUDITH FUENTES OLIVARES

DIRECTOR
DR. ARTURO CARRILLO REYES

CODIRECTOR
DR. CARLOS TEJEDA CRUZ

REVISORES
DR. DARÍO A. NAVARRETE GUTIÉRREZ

DR. CÉSAR TEJEDA CRUZ



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

SECRETARÍA ACADÉMICA

Dirección de Investigación y Posgrado

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas a 19 de enero de 2026

Oficio No. SA/DIP/0048/2026

Asunto: Autorización de Impresión de Tesis

C. Iris Judith Fuentes Olivares

CVU: 1316605

Candidata al Grado de Maestra en Ciencias en
Desarrollo Sustentable y Gestión de Riesgos

Facultad de Ingeniería

UNICACH

Presente

Con fundamento en la **opinión favorable** emitida por escrito por la Comisión Revisora que analizó el trabajo terminal presentado por usted, denominado **EVALUACIÓN DEL RIESGO DE EXTINCIÓN LOCAL DE DEPREDADORES TOPE EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA LA SEPULTURA, CHIAPAS** y como Director de tesis el Dr. Arturo Carrillo Reyes (CVU: 101140) quien avala el cumplimiento de los criterios metodológicos y de contenido; esta Dirección a mi cargo autoriza la impresión del documento en cita, para la defensa oral del mismo, en el examen que habrá de sustentar para obtener el **Grado de Maestra en Ciencias en Desarrollo Sustentable y Gestión de Riesgos**.

Es imprescindible observar las características normativas que debe guardar el documento, así como entregar en esta Dirección una copia de la Constancia de Entrega de Documento Receptacional que expide el Centro Universitario de Información y Documentación (CUID) de esta Casa de estudios, en sustitución al ejemplar empastado.

ATENTAMENTE
“POR LA CULTURA DE MI RAZA”

Dra. Dulce Karol Ramírez López
DIRECTORA



DIRECCIÓN DE
INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

C.c.p. Dr. Segundo Jordán Orantes Alborez, Director de la Facultad de Ingeniería, UNICACH. Para su conocimiento.

Dr. Ángel Estrada Martínez, Coordinador del Posgrado, Facultad de Ingeniería, UNICACH. Para su conocimiento.

Archivo/minutario.

EPL/DKRL/gp/gtr



2026. Año de Margarita Maza
Año de Jaime Sabines



Ciudad Universitaria, Libramiento Norte
Poniente 1150, Col. Lajas Maciel
C.P. 29039. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México
Tel: (961) 6170440 Ext. 4360
investigacionyposgrado@unicach.mx

Agradezco al SECIHTI por otorgarme la beca que hizo posible cursar la maestría y desarrollar este proyecto de investigación.

Este apoyo constituyó una valiosa oportunidad para fortalecer mi formación académica y aportar al desarrollo científico.

Agradecimientos

Agradezco profundamente a todas las personas que acompañaron este proceso con su apoyo, orientación y disposición. Su presencia y colaboración fueron fundamentales para el desarrollo y conclusión de esta tesis.

A la Reserva de la Biosfera La Sepultura (REBISE), agradezco no solo por facilitar el acceso al territorio, sino también por su compromiso continuo con la conservación y el monitoreo de especies clave. Esta investigación no habría sido posible sin el respaldo institucional y logístico de la REBISE, así como por su apertura para colaborar en la integración del conocimiento académico con los esfuerzos locales.

Mi mayor reconocimiento y gratitud es para las y los guardaparques comunitarios, quienes, con generosidad y disposición, acompañaron las largas jornadas de campo, compartiendo conocimientos del territorio, su tiempo y su esfuerzo en las complicadas travesías. Su participación activa no solo fortaleció esta investigación, sino que también demuestra el papel insustituible que tienen en la conservación diaria de la biodiversidad. Gracias por abrir las puertas de sus comunidades, por caminar los senderos conmigo y por su voluntad constante de colaborar. A continuación incluyo los nombres de todas las personas que hicieron posible este trabajo:

1. Alejandra Uriarte Canseco
2. Arnulfo Ramos Hernández
3. Baltazar Solís Torres
4. Bernardo Figueroa Hernández
5. Brian Alexander Avendaño Bolón
6. Carmen Guadalupe AgUILAR de los Santos
7. Cinar Figueroa Hernández
8. Darinel Cruz Santos
9. Diana Deysi Cruz Pérez
10. Edwin De Jesús Rojas Andrés
11. Eleazar Giron Fiallos
12. Eleazar Girón Sánchez
13. Eleazar Pérez Trujillo
14. Erick Yovani Gil Gil
15. Ermenegildo Morales Gómez
16. Fernando Moreno Vázquez
17. Freddy Corzo Morales
18. Gerardo Bolón López
19. Gonzalo Velázquez Roque
20. Gregorio Camacho Ruiz
21. Hipólito Mondragón García
22. José De Jesús Jimarez Cruz
23. José Luis Cruz
24. José Luis Morales Trujillo
25. José Pérez Hernández
26. Julia Pérez Hernández
27. Julio Antonio Ballinas Ovando
28. Karen Yadith Ruiz Ocaña
29. Libni Aneth González Velázquez
30. Lisandro De León López
31. Lisandro De León Villalobos
32. Luis Alfredo González Hernández
33. Luis Daniel Cigarroa Samayoa
34. Manuel De Jesús Solís Gonsales
35. Margarita Escobedo López
36. María Guadalupe Torres Conde
37. María Ofelia Ramos Hernández
38. María del Pilar Álvarez Morales
39. Miguel Ángel Hernández Hernández
40. Mileydi Camacho Ruiz
41. Mónica Simuta Culej
42. Omar Gabriel Gordillo Solís
43. Pacífico Pérez Hernández
44. Pedro De La Cruz Méndez
45. Ruperto Cruz Santos
46. Reynol Toledo Vázquez
47. Reynaldo Pérez Pérez
48. Robertoni López Teco
49. Robertony Martínez Padilla
50. Sergio Luis Cigarroa López
51. Silvia Simuta Solar
52. Tito Morales Mejía
53. Yerania Cruz Gutiérrez

Índice

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
1.INTRODUCCIÓN	3
4. MARCO TEÓRICO.....	7
4.1. Las Reservas de la Biosfera en el contexto de la sustentabilidad	7
4.1.2. Reserva de la Biosfera La Sepultura	8
4.1.3. Importancia ecológica	8
4.1.4. Importancia económica	9
4.1.5. Importancia social	10
4.2. Definición y características de los depredadores tope	11
4.2.1. Características de <i>P. onca</i> y <i>P. concolor</i>	11
4.2.2. Importancia de los depredadores tope para el equilibrio ecológico	12
4.3. Introducción al concepto de riesgo de extinción local	14
4.3.1. Factores que contribuyen al riesgo de extinción de las especies.....	15
4.3.2. Métodos para determinar el riesgo de extinción	18
4.3.3. Estado del riesgo de extinción del jaguar y el puma en México	18
4.4. Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres (MER)	19
4.4.1. Criterio A. Amplitud de la distribución del taxón en el área de estudio	20
4.4.2. Criterio B. Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón	22
4.4.3. Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón.....	24

4.4.4. Criterio D. Impacto de la actividad humana sobre el taxón	26
5. ANTECEDENTES.....	29
6. OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	31
6.1. Objetivo general	31
6.2. Objetivos particulares.....	31
6.3. Hipótesis.....	31
7. MÉTODOS.....	33
7.1. Descripción del área de estudio.....	33
7.1.1. Características físico-geográficas.....	34
7.1.2. Aspectos socioeconómicos.....	36
7.2. Origen de los datos y proceso de integración colaborativa	38
7.3. Diseño del monitoreo con cámaras trampa	40
7.4. Gestión, validación y sistematización de los datos	41
7.5. Método de Evaluación del Riesgo Local de Extinción (MER-L)	42
7.5.1. Evaluación del Criterio A: Amplitud de la ocupación del taxón en la REBISE	45
7.5.2. Evaluación del Criterio B: Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón	46
7.5.3. Evaluación del Criterio C: Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón.....	49
7.5.4. Evaluación del Criterio D: Impacto de la actividad humana sobre el taxón	51
7.5.5. Determinación del riesgo de extinción local de depredadores tope	53
8. RESULTADOS	55

8.1. Criterio A: Amplitud de la ocupación del taxón en la REBISE.....	55
8.2. Criterio B: Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón	57
8.3. Criterio C: Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón	62
8.4. Criterio D: Impacto de la actividad humana sobre el taxón	66
8.5. Riesgo de extinción local de depredadores tope	68
9. DISCUSIÓN.....	70
9.1. Criterio A: Amplitud de la ocupación del taxón en la REBISE.....	70
9.2. Criterio B: Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón	72
9.3. Criterio C: Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón	75
9.4. Criterio D: Impacto de la actividad humana sobre el taxón	79
9.5. Riesgo de extinción local de depredadores tope	83
10. CONCLUSIÓN.....	90
11. RECOMENDACIONES.....	92
12. LITERATURA CITADA	95

Índice de figuras

Figura 1. Localización del área de estudio	37
Figura 2. Probable ocupación del jaguar y su extensión fuera de los límites de la REBISE (Buffer de 4.9 km).....	56
Figura 3. Probable ocupación del puma y su extensión fuera de los límites de la REBISE (Buffers de 4.7 km).....	57
Figura 4. Clasificación NDVI y registros de jaguar en la REBISE	59
Figura 5. Clasificación NDVI y registros de puma en la REBISE	59
Figura 6. Categoría de riqueza de especies en la REBISE (Buffers proporcionales a la riqueza integrada durante el período de estudio 2018-2024).....	62
Figura 7. Ejemplos de registros de jaguar y puma clasificados según su condición corporal en la REBISE	64
Figura 8. Distribución de las estaciones con registros de jaguar según la CC en la REBISE	65
Figura 9. Distribución de las estaciones con registros de puma según la CC en la REBISE.....	66
Figura 10. Índice de impacto humano por estación de monitoreo en la REBISE.....	67
Figura 11. Mapa de riesgo de extinción local de depredadores tope en la REBISE	69

Índice de tablas

Tabla 1 Resumen de proyectos y esfuerzos de monitoreo biológico en la REBISE (2018-2024)	38
Tabla 2 Municipios y comunidades de muestreo biológico en la REBISE	39
Tabla 3. Clasificación para evaluar condición corporal de jaguar y puma	50
Tabla 4. Frecuencia de registros en las categorías de calidad de vegetación en la REBISE	58
Tabla 5. Clasificación taxonómica y especies registradas en la REBISE mediante fototrampeo ..	60
Tabla 6. Número de registros independientes por categoría de condición corporal para jaguares y pumas en la REBISE	63

RESUMEN

La conservación y vulnerabilidad de los depredadores tope, como el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*), depende de múltiples factores ecológicos, sociales y espaciales. Su función ecológica es fundamental ya que, como depredadores tope regulan las cadenas tróficas y mantienen el equilibrio de los ecosistemas. El objetivo de esta investigación fue evaluar el riesgo de extinción local de ambas especies en la Reserva de la Biosfera La Sepultura (REBISE), Chiapas, México, considerando diversas variables ambientales y antrópicas que influyen en su persistencia. Para ello se adaptó el Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER) con un enfoque mixto cualitativo-cuantitativo analizado espacialmente mediante la interpolación Kriging. Se integraron capas de información como la ocupación del jaguar y el puma, el estado de la vegetación, la riqueza de especies, la condición corporal, la presencia de localidades y caminos, el conflicto con ganado, la cacería y la presencia de especies domésticas. El análisis se sustentó en 201 sitios de monitoreo con cámaras trampa, así como con talleres participativos con monitores comunitarios, incorporando el conocimiento generado a través de la red de monitores y vigilantes comunitarios de la REBISE. Los resultados para los depredadores tope muestran que el nivel de riesgo medio de extinción fue el más extendido en la REBISE, abarcando 127,405 ha (76.17%). Le siguen el riesgo bajo con 16.33% (27,329 ha), alto con 7.12% (11,913 ha), muy bajo con 0.27% (452 ha), y muy alto con 0.10% (167 ha). Aunque las zonas con amenaza muy alta son limitadas, el hecho de que más del 83% del territorio se encuentra en riesgo medio o superior indica una vulnerabilidad considerable. Esta evaluación permite identificar áreas prioritarias y diseñar estrategias eficaces para mitigar el riesgo de extinción local de estos felinos clave en la REBISE.

Palabras clave: Jaguar, puma, ocupación asintótica, conservación, interpolación espacial

ABSTRACT

The conservation and vulnerability of apex predators, such as the jaguar (*Panthera onca*) and the puma (*Puma concolor*), depend on multiple ecological, social, and spatial factors. Their ecological role is essential, as they regulate trophic chains and maintain ecosystem balance. The objective of this study was to assess the risk of local extinction for both species in the Sepultura Biosphere Reserve (REBISE), Chiapas, México, considering various environmental and anthropogenic variables that influence their persistence. To achieve this, the Method for Assessing the Risk of Extinction of Wild Species in Mexico (MER) was adapted using a mixed qualitative-quantitative approach, spatially analyzed through Kriging interpolation. Information layers were integrated, including jaguar and puma occupancy, vegetation condition, species richness, body condition, the presence of human settlements and roads, livestock conflict, hunting, and the presence of domestic species. The analysis was based on data from 201 camera trap monitoring sites, as well as participatory workshops with community monitors, incorporating the knowledge generated through the network of local monitors and community rangers. The results show that areas classified as medium risk of local extinction were the most widespread in the REBISE. Covering 127,405 ha (76.17%). This was followed by low-risk areas with 16.33% (27,329 ha), high risk with 7.12% (11,913 ha), very high risk with 0.10% (167 ha), and very low risk in only 0.27% (452 ha). Although zones under very high threat were limited, the fact that more than 83% of the reserve is at medium or higher risk indicates considerable vulnerability. This assessment provides a basis for identifying priority areas and designing effective strategies to mitigate the risk of local extinction for these key felids within REBISE.

Keywords: Jaguar, puma, asymptotic occupancy, conservation, spatial interpolation

1. INTRODUCCIÓN

Las reservas de la biosfera tienen como objetivo principal la conservación de la riqueza y diversidad biológica de ecosistemas críticos; además, contribuyen a la protección, manejo y restauración de las subcuencas hidrográficas, a la conectividad entre masas boscosas y otras áreas naturales protegidas, a la conservación de materiales biológicos y genéticos, así como al resguardo de especies endémicas y en riesgo (CONANP, 2013). Estas áreas también desempeñan un papel crucial en la mitigación del cambio climático global y local mediante acciones que reducen emisiones y capturan carbono, regulan la erosión, mejoran la calidad del aire, purifican el agua, procesan aguas de desecho, y participan en la regulación de enfermedades, polinización y riesgos naturales (CONANP, 2013). En la Reserva de la Biosfera La Sepultura se han identificado diversas amenazas, tanto de origen antrópico como natural que afectan a las poblaciones de especies en riesgo y provocan impactos ambientales negativos. Entre ellas se encuentran la ganadería extensiva, la agricultura tradicional (roza-tumba-quema), los asentamientos humanos, los incendios forestales, la extracción de madera, la deforestación de márgenes de río, la contaminación, la construcción de caminos, los huracanes, la cacería, la extracción no autorizada de palma camedor (*Chamaedorea spp*), resina de pino, materiales pétreos y la producción de café no controlada. Estas acciones han transformado aproximadamente 1,483 hectáreas, a un ritmo de 179 hectáreas por año durante el período 2000-2009 (CONANP, 2013).

Para grandes depredadores como el jaguar y el puma, las variaciones locales en la disponibilidad de presas, la composición del hábitat y las perturbaciones antropogénicas repercuten significativamente en la densidad de sus poblaciones (Medellín et al., 2016). Estas condiciones pueden conducir a procesos de extinción local, con efectos en cascada sobre las funciones ecológicas y el equilibrio de los ecosistemas (Mendoza & Camargo, 2020). A escala

global, se estima que el 50% de los animales que habitan en regiones tropicales han desaparecido debido al impacto humano y el cambio climático (Ceballos et al., 2017), lo cual implica no solo una disminución en la diversidad biológica, sino también en la degradación de cadenas tróficas y una reducción del valor de los servicios ecosistémicos para las poblaciones humanas (Primack et al., 2001). En México, el jaguar es una especie catalogada como “En peligro de extinción” (P) y el puma no se encuentra listado bajo ninguna categoría de riesgo (DOF, 2010). Sin embargo, para ambas especies existe una carencia notable de información precisa, debido a sus hábitos solitarios, amplia distribución y baja detectabilidad, lo que dificulta su monitoreo (Armella & Yáñez, 2011). En la Sierra Madre de Chiapas, estudios de fototrampeo, registros históricos y encuestas comunitarias han confirmado la presencia de jaguar y documentado conflictos con la ganadería, lo que motivó a designar la región como un sitio clave para la conservación del jaguar en México (De la Torre et al., 2019). En contraste, para el puma la información sobre su situación poblacional sigue siendo desconocida en varias regiones del país (Chávez, 2010).

Si bien en el régión de La Sepultura se cuenta con el “Programa de monitores y vigilantes comunitarios de la REBISE” financiado por el Programa de Conservación para Desarrollo Sostenible, que aporta datos mediante cámaras trampa y recorridos (CONANP, 2021), persisten limitaciones en la aplicación de protocolos, estandarización de métodos, manejo y análisis de la información. Estas limitaciones reflejan un problema más amplio; las metodologías de evaluación de riesgo propuestas a nivel global (IUCN) o nacional (Ceballos et al., 2011; Sánchez et al., 2007) suelen ser poco aplicables a escalas locales, pues requieren información detallada difícil de obtener para especies raras o elusivas (Isaac & Mace, 1998; Lizcano, 2019; Sánchez et al., 2007). En consecuencia, la generación de conocimiento continuo y confiable se ve restringida por limitaciones técnicas, económicas y de tiempo, lo que dificulta la toma de decisiones de manejo basadas en evidencia (Ahumada et al., 2013). Ante esta situación, en el marco de la ecología se ha

señalado que para especies de baja detectabilidad es necesario complementar los indicadores cuantitativos (como abundancia o riqueza) con indicadores cualitativos, especialmente presencia-ausencia obtenida mediante cámaras trampa, los cuales permiten estimar la ocupación, analizar la distribución espacial y relacionarla con factores de amenaza (Lizcano, 2019; Sánchez-Salas et al., 2013). Asimismo, resulta clave considerar dimensiones como la biología intrínseca de las especies, el estado del hábitat y los impactos humanos directos (Sánchez et al., 2007).

Por ello, este estudio plantea una propuesta metodológica adaptada al contexto local, denominada Método de Evaluación del Riesgo Local de Extinción (MER-L). Esta metodología constituye una adaptación operativa del Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER) establecido en la NOM-059-2010 (DOF, 2010; Sánchez et al., 2007), orientada específicamente a escalas locales como áreas naturales protegidas o territorios comunitarios. El MER se construye bajo la premisa de que la evaluación del riesgo debe ser posible aún cuando la información disponible sea limitada, siempre que provega de datos confiables y se analice de manera adecuada (Sánchez et al., 2007); este principio es respetado en la presente adaptación (MER-L), que busca responder a particularidades del contexto local. Como parte de este proceso, el conjunto de datos se manejó como un archivo único e integrado, que incluyó la información generada por el programa de monitores comunitarios, otros proyectos de investigación bajo resguardo de la REBISE y los sitios establecidos en este estudio. Toda esta información se trató de manera conjunta, al concebirse como un esfuerzo complementario y colaborativo que fortalece la solidez del análisis y representatividad de los resultados. Esta propuesta, lejos de contradecir los estatus de riesgos oficiales establecidos en la NOM-059-2010 (DOF, 2010), busca complementarlos mediante un enfoque espacial más fino, incorporando patrones espaciales como heterogeneidad del hábitat, gradientes de disturbio y zonas críticas donde los riesgos se intensifican localmente. Para ello mantiene los cuatro criterio de evaluación

planteados a nivel nacional, pero se seleccionan indicadores adaptados al contexto local. Además, se propone una escala continua de cinco niveles de riesgo (de muy bajo a muy alto), la cual se calcula de forma matemática a partir de los valores observados en cada punto y de su dependencia espacial estimada mediante interpolación Kriging para generar mapas de gradiente de riesgo; esta aproximación permite sustituir la asignación subjetiva de categorías, característica del MER original, por un procedimiento cuantitativo, reproducible y explícitamente basado en datos y patrones espaciales. En este sentido, el objetivo del presente estudio fue estimar el nivel de riesgo de extinción local de los depredadores tope (*P. onca* y *P. concolor*) en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas. Esta aproximación metodológica, junto una propuesta de rediseño del esquema de monitoreo con cámaras trampa, constituye una herramienta integral para evaluar con mayor presición el estado de conservación de estas especies a nivel local. Mientras que el monitoreo previo seguía un diseño generalizado que no siempre se ajustaba al relieve ni a la configuración espacial de la REBISE, la propuesta actual plantea un arreglo de muestreo adaptado a las condiciones topográficas y ecológicas de la región, priorizando la representatividad espacial, la eficiencia del esfuerzo y la detección de patrones locales de ocupación. En conjunto, ambas mejoras permiten obtener información más pertinente, reproducible y útil para la toma de decisiones de manejo.

4. MARCO TEÓRICO

4.1. Las Reservas de la Biosfera en el contexto de la sustentabilidad

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son espacios geográficos destinados a la conservación de la naturaleza a largo plazo, sus servicios ecosistémicos y los valores culturales asociados; estos lugares no solo representan refugios vitales para evitar la extinción de numerosas especies amenazadas o endémicas, sino que también actúan como indicadores clave de las interacciones humanas con el entorno natural (Dudley, 2008). Las reservas de la biosfera (REBI) corresponden a un tipo de ANP desarrollado por el Programa el Hombre y la Biosfera (MAB) de la UNESCO en la década de 1970; esta iniciativa surgió como una respuesta a los desafíos de conservación de la biodiversidad al mismo tiempo que consideraba las realidades económicos y sociales del momento (Gómez-Pompa & Dirzo, 1995). En las REBI, se busca armonizar la conservación del patrimonio natural con el desarrollo sustentable, mediante la combinación de investigación científica, participación local y la implementación de áreas núcleo y áreas de amortiguamiento; en estas últimas, se permiten actividades de bajo impacto que beneficien a las comunidades locales, integrándolas como colaboradores esenciales en la gestión de estos espacios (Halffter, 2011; UNESCO, 2016).

Las interacciones constantes entre humanos y naturaleza en estas áreas transforman la dinámica socio-ecológica, dejando de ser independiente a convertirse en una relación activa entre elementos naturales y las acciones de personas y grupos que influyen a través de la gestión; en este contexto, se reconoce el valor crucial de los actores rurales en la protección y preservación de la naturaleza (Martínez, 2015).

4.1.2. Reserva de la Biosfera La Sepultura

Desde principios de la década de 1980, cuando el Instituto de Historia Natural (IHN) llegó a recorrer la región conocida como “La Sepultura”, se identificó su valor para convertirla en una zona bajo protección debido a diferentes aspectos biológicos, ecológicos y socioeconómicos, entre los que destacó su riqueza y diversidad natural al contener numerosas especies silvestres de flora y fauna, algunas registradas en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-Semarnat-2010. Se detectó la presencia de altos índices de endemismo con ecosistemas relevantes que eran escasamente representados en otras Áreas Naturales Protegidas de Chiapas (CONANP, 2013). En la actualidad, se sigue tratando de un sitio con un alto valor, no sólo para el estado, sino para el contexto internacional al cumplir con diversos criterios como la protección de recursos genéticos, los ecosistemas, sitios de valor escénico, el desarrollo económico, la producción sustentable, espacios de educación y un actor y colaborador de la investigación como la realización de las actividades de monitoreo llevadas a cabo en la ANP y la conectividad con otras áreas protegidas (Lemus, 2013).

4.1.3. Importancia ecológica

Las reservas de la biosfera se enfocan en la conservación de la riqueza y diversidad biológica de los ecosistemas críticos; además, contribuyen a la protección, manejo y restauración de las subcuenca hidrográficas, a los corredores entre masas boscosas y entre otras áreas naturales protegidas, a la conservación de materiales biológicos y genéticos, y al cuidado de especies endémicas y en riesgo, son sitios para aumentar la resiliencia del ecosistema, ya que, adicionalmente estas áreas actúan como agentes de mitigación ante los cambios climáticos globales y locales mediante el desarrollo de acciones que reducen emisiones y capturan carbono,

regulan la erosión, la calidad del aire, purificación de agua, tratamiento de aguas de desecho, regulación de enfermedades, polinización y regulación de riesgos naturales (CONANP, 2013).

La Reserva de la Biosfera La Sepultura (REBISE) es un macizo forestal que alberga cuatro ecorregiones diferentes, otorgándole un estado de conservación prioritario; estas ecorregiones son: 1) Selvas Húmedas de la Sierra Madre de Chiapas, 2) Bosques de Pino-Encino de Centroamérica, 3) Selvas Secas de la Depresión Central de Chiapas, y 4) Selvas Secas del Pacífico Sur; todas estas áreas contienen una gran cantidad de endemismos y especies catalogadas en situaciones de riesgo de extinción (CONANP, 2013). En la REBISE se han registrado 1798 especies de flora, de las cuales 45 se encuentran bajo alguna categoría de riesgo, y 559 especies de fauna, de las cuales 19 están en situación de riesgo; entre los mamíferos, hay 98 especies reportadas, con cinco amenazadas, cinco bajo protección especial y seis en peligro de extinción, entre ellas el jaguar (CONANP, 2013).

4.1.4. Importancia económica

En las ANP de México, se estima que el 80% de sus superficies se destinan a usos múltiples ante la necesidad de proveer de bienes y servicios a la creciente población; en estas áreas se enlistan servicios de provisión que incluyen: producción de cultivos, ganado, pesca, acuicultura, apicultura, alimentos silvestres; obtención de fibras como: madera, algodón, cáñamo, seda, leña, recursos genéticos; productos bioquímicos, medicinas naturales y agua dulce (CONANP, 2013). Una de las actividades más desarrolladas en la región de La Sepultura es la extracción de palma camedor siendo una de las principales generadoras de ingresos para las familias, seguida por la comercialización de resina de pino, venta de café, producción de maíz y frijol, comercialización de ganado vacuno y en algunas zonas se desarrollan actividades de ecoturismo (CONANP, 2013).

Uno de los objetivos de las ANP es fomentar el desarrollo económico de las comunidades locales (CONANP, 2013), sin embargo, en el caso de los depredadores topo como el puma y el jaguar, su relación con actividades como la ganadería en áreas protegidas de selvas y bosques en Latinoamérica no ha sido armoniosa (Bonacic et al., 2022).

Además, la cacería de subsistencia continúa siendo una fuente de alimento para muchas familias rurales de México (Naranjo et al., 2010), pero en la actualidad resulta difícil de sostener debido al aprovechamiento excesivo de presas silvestres, a la deforestación y a otras presiones antropogénicas. Esta reducción de presas naturales obliga a los felinos a buscar alternativas más accesibles, como el ganado de pequeños productores, especialmente cuando existe infraestructura inadecuada o malas prácticas de manejo (Bonacic et al., 2022).

4.1.5. Importancia social

Las Áreas Naturales Protegidas han promovido la incorporación de la protección de la naturaleza en la agenda política y en la conciencia pública sobre estos temas; sin embargo, aunque no han detenido completamente el deterioro de los recursos naturales (debido al modelo de desarrollo y consumo actual), han fomentado el avance del conocimiento científico sobre la biodiversidad (Martínez, 2015). La implementación de programas en las ANP ha permitido la participación de las comunidades locales en la gestión de los recursos naturales además de permitir el avance de la educación ambiental como aliado de la conservación al ser centros de capacitación de prácticas sustentables y empoderar a las comunidades con conocimientos y habilidades para mejorar su calidad de vida (CONANP, 2013). En la REBISE se conservan los valores culturales de las comunidades campesinas al resguardar sus conocimientos tradicionales sobre manejo sostenible, la medicina tradicional y las prácticas agrícolas ancestrales (CONANP, 2013).

4.2. Definición y características de los depredadores tope

En la naturaleza, se han descrito relaciones de causa y efecto que vinculan fenómenos, individuos o eventos a través de una sucesión continua conocida como “cascada”. En ecología, el término “trófico” se refiere a la naturaleza de la nutrición de los animales, y al hablar de niveles o nichos tróficos nos referimos al tipo de alimento que predomina en la dieta de una especie; por lo tanto, cuando mencionamos un nivel trófico, nos referimos a cómo este se relaciona con otros niveles en la red de interacciones (Di Bitetti, 2008).

En este contexto, una visión simplificada y lineal de los niveles tróficos se divide en productores primarios (que utilizan la energía solar para sus necesidades), consumidores primarios (o herbívoros), mesodepredadores (que se alimentan de herbívoros pequeños) y, finalmente, depredadores tope (que se alimentan de depredadores intermedios y grandes herbívoros). De esta manera se habla de cascadas tróficas cuando los cambios en la abundancia y actividad de cualquier nivel trófico afectan de forma directa o indirecta a los posteriores, independientemente de su ubicación, y cuanto más complejas son estas redes tróficas, teóricamente, menor es el efecto sobre los demás niveles, por lo que siempre se considera deseable conservar la riqueza y diversidad de los ecosistemas (Di Bitetti, 2008).

4.2.1. Características de *P. onca* y *P. concolor*

El jaguar es un felino grande de color café y pintas negras en todo el cuerpo, presentadas en diversas tonalidades; comúnmente en los costados se forman rosetas y en el vientre y la parte interna de las patas es color blanco, su peso oscila entre los 35 y 80 kilos; habita desde el nivel del mar hasta alrededor de los 2 500 m de elevación; prefiere los bosques tropicales y subtropicales

como el bosque mesófilo de montaña, pero también habita en los bosques de encino y de pino-encino hasta las regiones más densas del matorral subtropical (Aranda, 2012).

Es un felino que prefiere las áreas cubiertas por vegetación densa de las selvas y bosques y se encuentra en menor medida en matorrales, zonas áridas o con presencia humana (Ceballos et al., 2021).

El puma es un felino grande de entre de 30 y 100 kilos, de color café uniforme con diferentes tonalidades de amarillento o rojizo; la cabeza es pequeña y las orejas son redondas y erectas; habita casi cualquier tipo de vegetación, desde el nivel del mar hasta alrededor de los 3500 m de elevación (Aranda, 2012). En Chiapas se registró el ámbito hogareño de estos felinos, siendo más grande para los jaguares que para los pumas; en el primer caso se registraron en 181 km² para las hembras y 431 km² para los machos; en cuanto a los pumas, el ámbito hogareño estimado para las hembras es de 34.3 km² y machos 72.0 ± 85.2 km² (De la Torre et al., 2017).

4.2.2. Importancia de los depredadores tope para el equilibrio ecológico

El papel de los depredadores tope en los ecosistemas es un campo de estudio en progreso, dado que aún existe un desconocimiento considerable sobre las características de algunas especies; Ripple y colaboradores (2014), analizaron 31 especies de grandes carnívoros, encontrando que siete de ellas ejercen impactos notables en los ecosistemas. Estos efectos se pueden apreciar en cambios significativos en la abundancia de presas, plantas y mesodepredadores, lo que sugiere que la eliminación de estos grandes carnívoros podría provocar alteraciones drásticas en la estructura y función de los ecosistemas; además, se observa que los carnívoros de mayor tamaño tienden a tener influencias ecológicas más notables que los pequeños.

Los grandes carnívoros tienen efectos que se extienden a través de redes alimentarias interconectadas dentro de sus ecosistemas asociados, lo que ejemplifica la complejidad de sus funciones, no solo a nivel ecológico, sino también en términos económicos y sociales en las áreas donde se distribuyen (Ripple et al., 2014). Por ello, la pérdida de estas especies simplifica los ecosistemas y puede desencadenar una reacción en cadena de extinciones además de una serie de reacciones negativas en la estructura y función de las comunidades biológicas (Terborg et al., 1999).

Entre los grandes felinos, el puma destaca debido a su amplia distribución, a pesar de haber desaparecido en gran parte de su antiguo hábitat; en ausencia de este depredador y otros grandes carnívoros con los que comparte nicho ecológico como el jaguar, los cérvidos como el venado cola blanca comienzan a influir en varios aspectos de la salud del ecosistema, que incluyen la supervivencia de las plantas, el estado de especies en peligro (cuyas poblaciones y hábitats se ven afectados por el sobrepastoreo y degradación del sotobosque o aumento de depredación por el desequilibrio de mesodepredadores), la estructura del bosque, la dinámica de los nutrientes y, en algunos casos, aspectos socioeconómicos como la pérdida de áreas de producción agrícola (Ripple et al., 2014).

Estos felinos establecen límites ecológicos que protegen a los competidores más débiles de la exclusión competitiva; esto sucede al elegir diferentes hábitats, fuentes de alimento, tamaños de grupo y horarios de actividad, o al reducir el tiempo de alimentación de las presas; de esta manera juegan un papel crucial en la regulación de interacciones, y la depredación puede tener efectos indirectos que se transmiten a través del sistema ecológico impactando a la flora y fauna que en apariencia están distantes en el nivel trófico con estos depredadores (Terborg et al., 1999). Por esta razón en las áreas en las que se han extinguido localmente especies como el puma y el jaguar se

han observado cambios en el ecosistema como son: efectos en cascada en especies de polinizadores, la colonización de plantas leñosas, la abundancia de aves y cambios en las proporciones de nutrientes en el suelo (Ripple et al., 2014).

4.3. Introducción al concepto de riesgo de extinción local

Dentro del campo de la biología de la conservación, el concepto de “extinto” puede tener diversas connotaciones dependiendo del contexto, el uso más común es cuando no queda ningún individuo de la especie vivo en ninguna parte del mundo; sin embargo, también podemos referirnos a especies “extintas en estado silvestre” cuando solo encontramos ejemplares en cautiverio o en condiciones controladas por humanos. Por otro lado, el término “extinto ecológicamente” se refiere a la presencia de una especie en una zona, pero en cantidades tan reducidas que su impacto en otras especies o en la comunidad ecológica ya no es significativo, y por último y cómo el concepto que nos ataña en este documento, existe la noción de “extinto localmente”, cuando una especie ya no se encuentra en una zona que antes habitaba, aunque aún pueda encontrarse en estado silvestre en otras regiones (Primack & Vidal, 2019).

La extinción es un proceso natural en la historia geológica, y paralelamente se desarrolla la especiación, un concepto igualmente relevante (Primack & Vidal, 2019). La especiación se define como la formación de nuevas especies, diferenciándose dentro de una población y alcanzando independencia evolutiva (Perfectti, 2002). Se trata de un proceso gradual, resultado de la acumulación de mutaciones genéticas, de tal manera que la pérdida de especies se vuelve preocupante cuando las tasas de extinción superan a las de especiación. En la historia evolutiva del planeta, la extinción se ha caracterizado por ser constante; sin embargo, las tasas actuales de pérdida de especies no tienen precedentes y están mayormente ligadas a actividades humanas, causando el 99% de las extinciones actuales (Primack & Vidal, 2019).

La extinción de las especies debido a las actividades humanas ha propiciado cambios en los ecosistemas y en las poblaciones de especies que habitan en ellos; al considerar que muchas especies en peligro tienen poblaciones reducidas (Primack et al., 2001), en los últimos 200 años se han perdido alrededor de 83 especies de mamíferos, con una tasa de extinción de una especie por década entre los años 1600 y 1700, aumentando a una especie por año a partir de la década de 1980 (Primack & Vidal, 2019).

Además de estas consecuencias a nivel global, numerosas especies enfrentan extinciones locales en su área de distribución, lo que empobrece las comunidades biológicas; el 50% de los animales han desaparecido debido al impacto humano y el cambio climático (Ceballos et al., 2017), estas pérdidas son claras señales del daño ambiental y no solo significan una disminución en la diversidad biológica y la interrupción de las cadenas tróficas, sino que también reduce el valor de la zona y los servicios ecosistémicos locales que son cruciales para el suministro de recursos esenciales para las poblaciones rurales (Primack et al., 2001).

4.3.1. Factores que contribuyen al riesgo de extinción de las especies

La degradación ambiental representa una amenaza significativa para la disponibilidad de los recursos naturales tanto para las especies animales como para los seres humanos (Primack & Vidal, 2019). En este sentido, las actividades humanas han tenido un papel primordial en la alteración de la biodiversidad a nivel global y local, empujando a muchas especies hacia la extinción; esto se evidencia en la reducción de las poblaciones y del rango de distribución de las especies, especialmente en el caso de los grandes mamíferos (Faurby & Svenning, 2015).

Mediante valores de predicción se ha calculado que la ocupación y la densidad de población humana son los principales factores de riesgo que explican los patrones de extinción de mamíferos,

con una precisión superior al 95% para ambos predictores; aunque el clima también ha influido en este proceso, su contribución se sitúa por debajo del 63% (Andermann et al., 2020).

Es importante destacar que, si bien la población humana ha desempeñado un papel determinante en la extinción de especies, las causas de estas extinciones son complejas y no pueden reducirse a una sola variable (Andermann et al., 2020). En este sentido, otro factor crucial es la vulnerabilidad de las especies ante la pérdida y fragmentación de su hábitat; la magnitud de este efecto varía según la especie y el tipo de fragmentación que el hábitat experimente, ya que los animales han desarrollado capacidades de tolerancia a los bordes en función de la perturbación histórica que hayan enfrentado, lo que subraya la importancia de impulsar acciones de conservación en áreas que albergan especies sensibles a la fragmentación (Betts et al., 2019).

El tamaño y el aislamiento de las poblaciones influyen de manera directa en la vulnerabilidad de las especies, las poblaciones pequeñas o muy fragmentadas son más sensibles a los factores de riesgo. En el caso de los grandes felinos de Mesoamérica, tanto el puma como el jaguar enfrentan pérdida de hábitat, fragmentación del paisaje y presión humana, pero difieren en sus patrones de distribución. El puma es una especie de distribución amplia en el continente, lo que le confiere mayor resiliencia a escala global, aun cuando algunas de sus poblaciones son pequeñas, están aisladas y se encuentran en declive. Esta combinación (menor extensión regional y poblaciones más limitadas) incrementa su vulnerabilidad. En general, las especies con distribuciones geográficas más acotadas y poblaciones reducidas o aisladas presentan un mayor riesgo de extinción (Primack & Vidal, 2019).

A escalas menores, diversos rasgos de la historia de vida pueden influir en la vulnerabilidad de las especies. Características intrínsecas como los ámbitos hogareños amplios, el tamaño corporal grande, la baja variabilidad genética o la especialización de nichos no generan por sí

mismas un riesgo de extinción, pero sí pueden incrementarlo cuando interactúan con presiones externas como la fragmentación de hábitat, la presencia de especies exóticas, la contaminación o los efectos del cambio climático. En particular. Las especies que requieren grandes extensiones de territorio (como el jaguar y el puma) se ven especialmente afectadas cuando el paisaje se reduce o se fragmenta, lo que limita su capacidad de dispersión y la viabilidad de sus poblaciones (Primack & Vidal, 2019).

Los depredadores tope a nivel mundial y especialmente los grandes carnívoros en el sureste de México, se enfrentan a numerosas amenazas que están provocando la disminución de sus poblaciones y la reducción de su rango de distribución. Estas amenazas, derivadas de actividades humanas, incluyen la pérdida de hábitat, la caza para usos medicinales, trofeos o pieles, así como la disminución de la disponibilidad de presas (Chávez, 2010; Ripple et al., 2014). Además, existe una presión adicional a estos carnívoros debido a la expansión de los sistemas de producción ganaderos y la explotación de recursos silvestres, pues resulta en la pérdida de continuidad del hábitat y situaciones de conflicto con los ganaderos por la depredación de sus animales, todo ello, exacerbado por el aumento de la población humana, la deforestación, el cambio climático y problemas relacionados con la calidad del agua (Ripple et al., 2014). Los conflictos entre humanos y felinos como el jaguar y el puma son recurrentes; los puntos de vista en este asunto a menudo priorizan intereses económicos sobre objetivos de conservación y manejo, y, aunque los felinos rara vez atacan animales domésticos, la falta de presas silvestres o condiciones de manejo inadecuado del ganado son factores que incrementan el estado de amenaza de estas especies (Treves & Karanth, 2003).

4.3.2. Métodos para determinar el riesgo de extinción

Con el propósito de evaluar de manera objetiva y transparente el estado de conservación de las especies y proporcionar un instrumento de medición útil y comprensible para los usuarios, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) publicó en 1994 un documento que establece criterios y categorías, estos lineamientos se utilizan para determinar si una especie está en riesgo de extinción y sirven como herramienta para guiar la toma de decisiones en materia de conservación (UICN, 2017).

En el contexto mexicano, se había considerado adoptar estos lineamientos; sin embargo, debido a la mega diversidad del país y la limitada información sobre sus especies, no se contaba con los datos demográficos y biológicos necesarios para aplicar el método de la UICN (Sánchez et al., 2007). Además, los criterios no se aplicaban claramente a escalas regionales o nacionales (Isaac & Mace, 1998). Ante estas limitaciones, en México se desarrolló el Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres (MER), instrumento afín a la norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, la cual constituye el mecanismo oficial para identificar y categorizar a las especies en riesgo dentro del territorio nacional. Con el respaldo de investigadores y estudios tanto nacionales como internacionales, el MER permite evaluar diversos factores de riesgo que contribuyen a incrementar la vulnerabilidad de las especies a la extinción, (Sánchez et al., 2007).

4.3.3. Estado del riesgo de extinción del jaguar y el puma en México

Se estima que más del 50% de las especies de mamíferos silvestres en México se encuentran en alguna categoría de riesgo, principalmente debido a la destrucción de sus hábitats naturales; entre las especies más vulnerables se encuentran los mamíferos marinos y los grandes

carnívoros (Armella & Yáñez, 2011). Dentro de este último grupo se encuentran los felinos, como el jaguar y el puma, reconocidos como los principales depredadores desde tiempos antiguos, y que en la actualidad enfrentan grandes desafíos para su persistencia en los ecosistemas que habitan (Ceballos & Oliva, 2002).

La UICN clasifica al jaguar como “Casi Amenazada” (NT) y al puma como “Preocupación menor” (LC) (Nielsen et al., 2015; Quigley et al., 2017). En México se cataloga a *P. onca* como “En peligro de extinción” (P) y *P. concolor* no se encuentra enlistado en ninguna categoría de riesgo (DOF, 2010). No obstante, es importante destacar la falta de información precisa sobre estas especies debido a sus hábitos solitarios y a la vasta extensión de sus territorios lo que resalta la importancia de monitorear sus poblaciones de manera continua (Armella & Yáñez, 2011).

4.4. Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres (MER)

Dada la complejidad de comprender y estudiar los múltiples factores que ejercen presión en los ecosistemas, los cuales, además de actuar simultáneamente, son dinámicos y, en muchos casos, evolucionan con mayor rapidez de la que es posible analizarlos, especialmente aquellos de origen antrópico; la evaluación de riesgo de extinción local requiere de esfuerzos dirigidos específicamente a la especie de interés, esto permite conocer con mayor precisión el grado de presión al que está siendo sometida (Sánchez-Salas et al., 2013).

Estos factores se evalúan en el MER a través de cuatro criterios: el primero considera el tamaño de distribución natural actual de las especies en el territorio, el segundo analiza el estado del hábitat con respecto a los requerimientos de la especie, el tercero evalúa la vulnerabilidad biológica de la especie en relación a su forma de vida, abordando aspectos como su variabilidad

genética o aspectos alimentarios; y el último criterio tiene que ver con el impacto de la actividad humana (Sánchez-Salas et al., 2013).

4.4.1. Criterio A. Amplitud de la distribución del taxón en el área de estudio

Los indicadores utilizados para evaluar la permanencia de las especies incluyen principalmente dos medidas: la abundancia y la ocupación; en el caso de las especies no raras, ambos indicadores han demostrado ser eficaces para predecir la persistencia de las poblaciones silvestres en reservas naturales, no obstante, cuando se trata de predecir la persistencia local futura, la medición de la abundancia es ampliamente valorada a pesar de los costos financieros y temporales asociados (Grouios & Manne, 2009). Sin embargo, para muchas especies, especialmente aquellas consideradas raras o elusivas, obtener estimaciones confiables de abundancia resulta metodológicamente complejo; en tales casos se ha propuesto el uso de la ocupación (presencia-ausencia) como alternativa viable (Lizcano, 2019).

Tanto el conocimiento de las abundancias como la ocupación son clave para el monitoreo ecológico, aunque ambas se ven influenciadas por el diseño del muestreo, ya sea por la variación espacial o temporal, estas escalas afectan directamente la definición de la ocupación, sobre todo en especies que presentan gran movilidad, y se requieren estimaciones precisas y comparables (Steenweg et al., 2018).

Gaston (2000) define la ocupación como “la proporción de sitios (o unidades espaciales) en un área de determinada que están habitados por una especie en un tiempo dado”; en este sentido, la escala toma un papel muy relevante, ya que las diferentes especies, como el jaguar y el puma caracterizadas por su alta movilidad, interactúan con el entorno de forma variable según la escala espacial y temporal considerada. A diferencia de la abundancia, la ocupación suele responder con

mayor rapidez a los impulsores ecológicos que modifican esta relación, por lo que conocer la historia de vida de cada especie resulta esencial (Steenweg et al., 2018).

Comprender la relación entre abundancia y ocupación es crucial para interpretar el estado de las poblaciones, y aunque en algunos estudios la ocupación ha sido subestimada, existen argumentos que sugieren que los cambios en la abundancia pueden derivarse de cambios previos en la ocupación, y no en sentido opuesto (Gaston et al., 2000). Al trabajar con ocupación, es importante considerar el supuesto del “cierre geográfico o temporal”, que implica que la ocupación no cambia durante el período de monitoreo, este supuesto puede no cumplirse en especies de gran movilidad, que se desplazan de forma continua a lo largo de hábitats amplios, lo que puede llevar a interpretaciones erróneas o poco claras. Para corregir este problema, se recomienda realizar múltiples visitas a los sitios de muestreo, lo que permite mejorar las estimaciones de detección e identificar áreas donde la presencia de la especie ha sido constante u ocasional, a esta estrategia se le conoce como ocupación integrada en el tiempo u ocupación asintótica (Efford & Dawson, 2012).

Desde la perspectiva más básica de este método, el concepto de ocupación como aproximación al parámetro poblacional supone una relación entre la ubicación de los individuos, su actividad, el tamaño del área evaluada y su ocupación dentro de dicha área; es decir, se asume que los animales permanecen de forma estable dentro de su área de distribución hogareña, delimitada para el estudio, así, la ocupación asintótica se entiende como una probabilidad acumulada, derivada de la superposición entre las áreas de uso hogareño detectadas y otras registradas, independientemente de si un individuo es detectado en un momento particular en un área ocupada (Efford & Dawson, 2012).

4.4.2. Criterio B. Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón

Al abordar este criterio, el MER enfatiza que su objetivo es estimar cómo influye el hábitat estudiado en función de las necesidades ecológicas de las especies evaluadas. Es por ello que el interés se centra en las interacciones entre los individuos, en este caso, el jaguar y el puma, y su entorno, considerando que la calidad del hábitat debe analizarse con base en el conjunto de requerimientos conocidos para ambas especies, de esta manera se busca identificar si las condiciones actuales de las áreas donde se encuentran estos felinos favorecen o limitan su supervivencia (Sánchez et al., 2007).

Dado que la vegetación está estrechamente relacionada con la selección del hábitat en muchas especies silvestres, evaluar su estado de vigor y cobertura constituye una base confiable para analizar la idoneidad del entorno. En este contexto, algunos indicadores han sido reconocidos como herramientas útiles para el monitoreo de la vegetación, entre ellos el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI por su siglas en inglés *Normalized Difference Vegetation Index*); este método, basado en imágenes satelitales, proporciona información espacial y temporal sobre la cantidad y el vigor de la vegetación, lo cual se relaciona con la biomasa y funciona como un indicador confiable del estado del hábitat (Zhang et al., 2024).

El NDVI compara la cantidad de luz infrarroja cercana (que las plantas reflejan) con la luz roja (que las plantas absorben), de tal manera que las plantas sanas reflejan más luz infrarroja y verde, pero absorben más luz roja y azul. Este índice da valores entre -1 y +1: donde cerca de -1 indica presencia de agua, y cerca de +1 indica vegetación verde y densa; en cambio valores cercanos a cero suelen representar zonas urbanas o con poca vegetación (Salata et al., 2020). Debido a su fiabilidad, este análisis ha sido ampliamente utilizado en estudios para evaluar la calidad del hábitat, incluyendo investigaciones en regiones montañosas, como es el caso de este

estudio; en dichas investigaciones, el NDVI ha demostrado ser una herramienta eficaz para monitorear la idoneidad del hábitat de especies silvestres al detectar cambios en el espacio y a través del tiempo (Lu et al., 2022; Mallegowda et al., 2015; Masha et al., 2024; Zhang et al., 2024).

De manera complementaria, otra forma de evaluar el estado del hábitat a escala local es la riqueza de especies, también conocida como diversidad alfa, que en su definición más simple se establece como “el número de especies halladas en una comunidad dada” (Primack & Vidal, 2019). En los ecosistemas, un hábitat saludable tiende a mantener una mayor diversidad de especies al proporcionarles los recursos necesarios para su supervivencia y reproducción, por ello, niveles bajos de riqueza de especies pueden reflejar alteraciones ambientales; diversos estudios han documentado consistentemente en diferentes grupos taxonómicos una mayor riqueza de especies en ambientes conservados que en aquellos alterados (Almazán-Núñez et al., 2020; López-Mejía et al., 2017).

La riqueza de especies puede ser un indicador simple pero eficaz de la calidad del hábitat, ya que responde de forma sensible a perturbaciones como la fragmentación, deforestación, contaminación o cualquier alteración ambiental que reduzca la disponibilidad de recursos clave y afecte la funcionalidad ecológica del ecosistema (López-Mejía et al., 2017). Entre los grupos de fauna silvestre utilizados como indicadores de biodiversidad se encuentran los mamíferos medianos y grandes. Con ellos se han estimado patrones de diversidad a través de monitoreos a largo plazo, principalmente mediante técnicas como el fototrampeo; ya que es una herramienta que permite realizar análisis a distintas escalas espaciales y temporales, lo que facilita establecer relaciones entre la salud ecológica de los ecosistemas y la efectividad de las acciones de conservación implementadas en las áreas naturales protegidas (Cruz-Jácome et al., 2015; Ruiz-Gutiérrez et al., 2020).

Tanto el NDVI como la riqueza de especies ofrecen información valiosa sobre el estado del hábitat; sin embargo, al igual que muchas otras métricas, presentan limitaciones y no deben interpretarse de forma aislada, sino complementarse entre sí. Esto cobra especial relevancia cuando se trata de especies cuya presencia o ausencia puede no estar directamente correlacionada con la vegetación aparente. En el caso de especies sensibles como los grandes felinos, basarse únicamente en la cobertura vegetal puede conducir a interpretaciones erróneas, ya que no siempre refleja con precisión el estado real de sus poblaciones (Lynam, 2002; Ruiz-Gutiérrez et al., 2020).

4.4.3. Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón

El MER, en su criterio C, resalta la importancia de conocer el estado actual de las especies dentro del área de evaluación, buscando identificar los factores etiológicos que incrementan la vulnerabilidad de una especie y aumentan sus susceptibilidad ante situaciones de amenaza o riesgo (Sánchez et al., 2007). Dado que las causas de vulnerabilidad en los animales son múltiples, se vuelve indispensable reconocer aquellos factores que afectan su capacidad de respuesta ante el entorno, estos factores pueden ser predisponentes o desencadenantes, así como intrínsecos o extrínsecos; en el marco de este estudio, el interés se centra en identificar factores predisponentes e intrínsecos que afectan a los depredadores tope, como pueden ser la especie, la edad, el sexo, la idiosincrasia o la conformación anatómica (Trigo-Tavera et al., 2025).

Entre estos factores intrínsecos, el estado nutricional juega un papel fundamental, ya que está directamente relacionado con la capacidad del individuo para enfrentar los desafíos de su entorno. En el caso del jaguar y el puma, una buena nutrición no sólo es esencial para mantener la capacidad de caza, sino también para sostener funciones vitales como la inmunidad, la reproducción, el crecimiento, la movilidad, la termorregulación, la competencia intra e interespecífica, y la adaptación a la estocasticidad ambiental, por lo tanto, cuando estos

requerimientos no se satisfacen adecuadamente, la supervivencia del individuo, y por ende la estabilidad poblacional, se ven comprometidos, aumentando así su vulnerabilidad (National Research Council, 1981).

A lo largo de los años, la energía, en términos metabólicos, ha sido el componente central para evaluar la nutrición animal debido a su relación con el equilibrio térmico y el éxito biológico. Una forma rápida para estimarla es mediante la condición corporal (CC); una herramienta útil para evaluar la cantidad de músculo y grasa acumulada en un animal vivo. Esta técnica es ampliamente utilizada como un indicador del estado general de salud, ya que animales con una CC extremadamente baja (emaciados) o alta (obesos) suelen presentar desequilibrios nutricionales (Edmonson et al., 1989). En la naturaleza, donde los factores ambientales como temperatura, humedad, radiación solar y movimiento del aire, influyen directamente en el gasto energético, una condición corporal deficiente pueden derivar fácilmente en estrés fisiológico, además, este deterioro no sólo es reflejo de una nutrición deficiente sino también es un indicador de problemas más amplios en el ecosistema, como pérdida de recursos, presión humana o deterioro del hábitat (National Research Council, 1981).

En el transcurso de los años, el método de evaluación de la CC se ha ajustado según las condiciones del entorno y de la especie a estudiar, por ejemplo, en situaciones donde la palpación no es viable, como en especies silvestres en vida libre, se ha optado por evaluaciones visuales, lo que permite clasificaciones más rápidas y con menor invasión hacia los animales (Edmonson et al., 1989; Guerrero-Cárdenas et al., 2020). En México, esta aproximación ha sido aplicada en estudios recientes mediante imágenes de fototrampeo, como en el caso del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) y el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*), demostrando su utilidad como herramientas de monitoreo poblacional en contextos de conservación (Trillanes et al., 2023;

Guerrero-Cárdenas et al., 2020; Pérez-Flores et al., 2016). En este contexto, la CC puede considerarse un indicador de riesgo que permite detectar deficiencias nutricionales, enfermedades, escasez de presas, alteraciones del hábitat, competencias entre especies o presión humana; por lo que su monitoreo resulta fundamental para prevenir complicaciones poblacionales en las áreas protegidas (Guerrero-Cárdenas et al., 2020).

4.4.4. Criterio D. Impacto de la actividad humana sobre el taxón

El MER asume que el impacto de la actividad humana sobre las especies silvestres es elevado, por lo que este se considera un indicador con mayor peso que los criterios anteriores; aquí se busca evaluar el efecto de las amenazas, así como su evolución con el tiempo, ya sea por la caza, deforestación, asentamientos humanos u entre otros factores que directa o indirectamente alteren la viabilidad de las especies evaluadas (Sánchez et al., 2007). Estos impactos han generado preocupación entre los investigadores contemporáneos, dada la evidencia de una defaunación progresiva en las últimas décadas. Algunas de las causas principales incluyen la sobreexplotación por caza y pesca, la pérdida y fragmentación del hábitat asociadas al crecimiento urbano, la introducción de especies invasoras y el cambio climático, estas amenazas generan efectos en cascada que afectan tanto a la fauna silvestre como al ser humano, disminuyendo el acceso a los servicios ecosistémicos y alterando las redes tróficas con consecuencias directas sobre la salud y el bienestar humano (Dirzo et al., 2014).

El drástico número de especies extintas y la velocidad con la que han desaparecido han puesto en el centro del debate al ser humano y su influencia sobre el entorno, ya que se atribuye casi exclusivamente a las actividades humanas el aumento acelerado de las tasas de extinción de mamíferos, en contraste con el cambio climático, cuya relación con este grupo taxonómico aún no muestra una correlación significativa. Esto refuerza la urgencia de mitigar el impacto

antropogénico en la biodiversidad (Andermann et al., 2020). Reconocer el tipo y nivel de impacto de cada amenaza es fundamental, al igual que entender la velocidad a la que estas evolucionan. Aunque las especies silvestres han demostrado cierta capacidad de adaptación, se cree que aquellas que han evolucionado en contextos de mayor perturbación tienen más probabilidades de sobrevivir a nuevas amenazas, esto da lugar a especies más resistentes y a otras más vulnerables, por lo que monitorear la tendencia de la amenazas humanas resulta esencial para comprender los efectos a largo plazo (Betts et al., 2019).

El impacto de la presencia humana sobre los jaguares y los pumas ya ha sido documentado (Luja & Báez, 2025; Marchini et al., 2013; Ripple et al., 2014). Dado que son depredadores tope, comprender cómo las alteraciones afectan sus patrones ecológicos permite inferir efectos sobre el resto de la comunidad biológica. Ambos felinos modifican su actividad temporal ante la presencia humana; los pumas suelen mostrar mayor solapamiento espacial y temporal con los humanos, mientras que los jaguares se muestran más sensibles, reduciendo su actividad y evitando las zonas perturbadas; esto evidencia la necesidad de conservar hábitats de buena calidad con baja presencia humana, especialmente para el jaguar (Figel et al., 2021). Aunque el puma es considerado un felino más adaptable que el jaguar, estudios recientes indican su ausencia en ambientes altamente perturbados. Esto sugiere que, pese a su capacidad de adaptación, los límites de tolerancia del puma ante la presión antropogénica podrían estar comenzando a superarse (Luja & Báez, 2025).

Una de las actividades humanas con mayor impacto sobre las poblaciones silvestres es la cacería, ya sea ilegal o de subsistencia, ya que la extracción masiva de fauna silvestre ha sido históricamente responsable de numerosas extinciones, y hoy en día sigue siendo una práctica común impulsada por la demanda del mercado y por la pobreza en muchas regiones del mundo (Shoobridge, 2019). Es aceptado que existe una relación directa entre la intensidad de caza, la

disponibilidad de presas y la transformación del paisaje, que a su vez afecta la diversidad y tamaño de las presas disponibles para los depredadores silvestres (Escamilla et al., 2008).

En México, la cacería ha sido ampliamente documentada en distintas regiones del país (Chablé-Santos & Delfín, 2010; Estrada Portillo et al., 2018; Hernández-Silva et al., 2018; Briceño-Méndez et al., 2021), con reportes de aprovechamiento de hasta 60 especies (Naranjo et al., 2010). En Chiapas, se registran especies como el armadillo (*Dasyurus novemcinctus*), el tepezquintle (*Cuniculus paca*) y venados (*Odocoileus virginianus*, *Mazama temama*) entre otras, todas ellas presas naturales del jaguar y el puma (Guerra Roa, 2001; Tejeda-Cruz et al., 2014); incluso continua documentándose la cacería directa de especies prioritarias o clave como el jaguar (Silva-Caballero & Sánchez-López, 2020).

Otro factor relevante es el conflicto jaguar-ganado, frecuente en comunidades rurales y zonas protegidas donde se desarrollan actividades productivas. El jaguar y el puma son percibidos como especies nocivas, lo que puede motivar su persecución y eliminación; si bien es comprensible el interés de los productores por proteger sus bienes, es importante señalar que la raíz del problema suele estar en la falta de buenas prácticas de manejo del ganado (Anaya-Zamora et al., 2017). Adicionalmente, la expansión humana conlleva la introducción de especies domésticas, lo que puede facilitar la transmisión de enfermedades entre fauna silvestre y animales domésticos; estos efectos epidemiológicos están poco estudiados, pero representan un riesgo latente, especialmente en escenarios de crecimiento poblacional que aumentan la frecuencia de estos encuentros (Pérez-Flores et al., 2025).

Los impactos de la actividad humana sobre la biodiversidad son diversos y todos representan motivos de preocupación especialmente en regiones con alta presión antrópica como Chiapas; en esta entidad, la combinación de factores como la expansión y dispersión demográfica

y el desarrollo de infraestructura ha provocado la disminución de poblaciones silvestres y el deterioro de los ecosistemas, por ejemplo, para el año 2011, Chiapas contaba con una red carretera de 23,324.1 km, de la cual el 66.91% estaba pavimentada, incluyendo tramos dentro de áreas naturales protegidas; asimismo, se ha registrado un incremento en el número de viviendas que supera el doble del crecimiento en tan sólo cinco años. Estos datos evidencian una débil articulación entre la conservación de la biodiversidad y los modelos de desarrollo, lo cual subraya la necesidad urgente de integrar la planificación ecológica en las políticas del estado (Vásquez-Sánchez, 2013).

5. ANTECEDENTES

En el contexto de la evaluación de riesgo de extinción de *P. onca* y *P. concolor* se cuenta con la dictaminación internacional de la Lista Roja de la UICN que clasifica al jaguar como “Casi Amenazada” (NT) y al puma como “Preocupación menor” (LC) (Nielsen et al., 2015; Quigley et al., 2017). En México la norma 059-SEMARNAT-2010 cataloga a *P. onca* como “en peligro de extinción” (P) y a *P. concolor* no se encuentra enlistada en ninguna categoría de riesgo (DOF, 2010); sin embargo en ambos métodos de evaluación se subraya la necesidad de recopilar más y mejores datos para ambas especies, sobre todo en escalas locales (UICN, 2010; Sánchez-Salas et al., 2013). A nivel nacional, en 2008-2010 se desarrolló el “Censo Nacional del Jaguar y sus Presas (CENJAGUAR)” con una segunda etapa en 2016-2018; aunque no reportan su estado de conservación, sí estiman el estado de las poblaciones del jaguar, la abundancia de sus presas e identifican sitios prioritarios para su conservación mediante el uso de cámara trampa. El censo se implementó en 15 sitios, incluida la Reserva de la Biosfera de Montes Azules, Chiapas (Chávez et al., 2007). Al final de este estudio se reportó para el 2018 un aumento de 800 ejemplares en la

población nacional de jaguares, llegando a 4800 como resultado de las acciones de conservación en el país (Guzmán, 2021).

Para el estado de Chiapas no existe una dictaminación oficial para el estado de conservación de estos felinos, y son escasas las investigaciones dirigidas a conocer la situación de sus poblaciones silvestres. Los estudios existentes se han enfocado principalmente a *P. onca*. Por ejemplo, en la década de 1990, por medio de entrevistas, recorridos para avistamientos y visualización de huellas y restos orgánicos de caza, se determinó una población de entre 40 y 57 individuos en un área de distribución de 2,000 km² para la Sierra Madre de Chiapas (Aranda, 1996). Por otra parte, un grupo de investigadores en las ANP de la Selva Lacandona (Towns et al., 2015), reportaron un estudio de cuatro años en cinco áreas de la zona, en el que mediante cámaras trampa, registraron un total de 30 individuos de jaguar que calculan representa el 26% de la población estimada para la subcuenca del río Lacantún. Posteriormente con los datos de tres de las áreas entre 2012 y 2013 construyeron modelos de ocupación para calcular la probabilidad de ocupación de algunas especies de mamíferos, incluidos el jaguar y el puma, los resultados indicaron que aunque ambos depredadores coexisten, en las áreas con la menor abundancia de jaguar, son las de mayor abundancia para el puma y viceversa, lo que parece indicar que ambas especies se evitan; sin embargo también enfatizan que a lo largo de los cuatro años de estudio, la ocupación, sobre todo del jaguar, ha fluctuado (Towns et al., 2015). Hidalgo-Mihart et al (2019) llevaron a cabo la búsqueda de las áreas de persistencia del jaguar en el sur de México utilizando entrevistas, cámaras trampa y medios de comunicación; obtuvieron 46 registros de jaguares en Tabasco, y oeste de Campeche; aunque no se encontraron datos para el estado de Chiapas, es importante destacar que este estudio se centró específicamente en el norte del estado.

En la Sierra Madre de Chiapas se implementó un esfuerzo por conocer el estado de conservación del jaguar mediante estudios de fototrampeo, registros históricos y encuestas comunitarias a ganaderos; se confirmó la presencia de esta especie en varias áreas de la región y también la presencia de conflictos por depredación de ganado lo que favoreció la designación de esta área como sitio clave para la conservación del jaguar en México (De la Torre et al., 2019). Para la Reserva de la Biosfera La Sepultura existen inventarios que reportan la presencia de *P. onca* y *P. concolor* (Espinoza-Medinilla et al., 2004) y en cuanto al conocimiento de las poblaciones de jaguar se calculó un índice de abundancia de 0.013 rastros/km por medio de registros de heces en un estudio que implicó su seguimiento por nueve años (Cruz et al., 2001).

6. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

6.1. Objetivo general

Estimar el nivel de riesgo de extinción local de los depredadores tope (*P. onca* y *P. concolor*) en la Reserva de la Biosfera La Sepultura (REBISE), Chiapas, México.

6.2. Objetivos particulares

- A. Estimar la amplitud de la ocupación del jaguar y el puma en la REBISE.
- B. Analizar el estado del hábitat del jaguar y el puma en la REBISE.
- C. Identificar la vulnerabilidad biológica intrínseca del jaguar y el puma en la REBISE.
- D. Evaluar el impacto de la actividad humana sobre el jaguar y el puma en la REBISE.

6.3. Hipótesis

El riesgo de extinción local de depredadores tope (*P. onca* y *P. concolor*) en la Reserva de la Biosfera La Sepultura es alto debido a la combinación de diferentes amenazas como la disminución de la amplitud de la ocupación, el deterioro del estado del hábitat, su vulnerabilidad intrínseca y presiones antropogénicas.

- A. El puma presenta mayor amplitud de ocupación en la REBISE en comparación con el jaguar atribuida a su mayor tolerancia a una diversidad de condiciones de hábitat.
- B. El jaguar y el puma se detectan con mayor frecuencia en sitios con mejores condiciones del hábitat, caracterizadas por vegetación de alta densidad y mayor riqueza de especies.
- C. El jaguar presenta mayor vulnerabilidad biológica intrínseca en comparación con el puma, lo cual se refleja en una menor proporción de individuos con buena condición corporal, asociada a sus mayores requerimientos de hábitat y posibles interacciones competitivas con el puma.
- D. Las actividades humanas en la REBISE ejercen una presión constante que influye sobre la ocupación, el estado del hábitat y la biología del jaguar y el puma, afectando su ecología local.

7. MÉTODOS

7.1. Descripción del área de estudio

La Reserva de la Biosfera La Sepultura (REBISE) se localiza en la región Suroeste del estado de Chiapas, México, en la porción Noroeste de la región geográfica conocida como la Sierra Madre de Chiapas, limita al Norte y Noreste con la Depresión Central, al Este con la Sierra Madre siguiendo hacia el Soconusco, al sur con la Planicie Costera del Pacífico y al Oeste con las ramificaciones de la misma Sierra Madre siguiendo hacia el estado de Oaxaca. El polígono de esta área natural se encuentra dentro de la Sierra Madre de Chiapas, una importante franja montañosa de 50 km que recorre el estado en dirección Noroeste-Sureste en continuidad con Oaxaca y paralela a la costa del Pacífico (CONANP, 2013).

La REBISE comprende los municipios de Arriaga, Cintalapa, Jiquipilas, Tonalá, Villacorzo y Villafloros con una distribución del 21% (35,135 ha), 12% (20,077 ha), 14% (23,423 ha), 15% (25,097 ha), 13% (21,750 ha) y 25% (41,827 ha) respectivamente y se ubica entre las coordenadas geográficas 16° 00' 18'' y 16° 29' 01'' LN y 93° 24' 34'' y 94° 07' 35'' LW (Figura 1). Su superficie total es de 167,309 ha, de las cuales 13,759 ha corresponden a cinco zonas núcleo discontinuas (Cuenca del Arenal con 1,811ha; San Cristóbal con 602 ha; La Palmita con 1,937 ha; Tres Picos con 7,267 ha y la Bola con 2,140 ha). Por su parte, la zona de amortiguamiento comprende 153,550 ha. La altitud de la zona oscila desde los 60 msnm en localidades como Arriaga, en el Vertiente del Océano Pacífico, hasta los 2,550 en el cerro Tres Picos, límitrofes entre los municipios de Villafloros, Villacorzo y Tonalá (CONANP, 2013).

7.1.1. Características físico-geográficas

La REBISE se encuentra dentro de las Regiones Terrestre Prioritarias para la Conservación denominada Selva Zoque-La Sepultura así como en las Regiones Hidrológicas Prioritarias clasificadas como La Sepultura-Suchiapa y Soconusco determinadas por la CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (Arriaga et al., 2000); esta reserva, como parte de la Sierra Madre constituye el parteaguas entre la vertiente del Océano Pacífico que corresponde a la Región Hidrológica de la Costa de Chiapas y la vertiente de la Depresión Central de Chiapas, las cuales forman parte de la Región Hidrológica Grijalva-Usumacinta. Derivado de lo anterior, el agua que se origina en la región es uno de los servicios ambientales de mayor relevancia, ya que abastece a las localidades propias del sitio, como a las ciudades de Arriaga, Tonalá, Villaflores y en parte a Tuxtla Gutiérrez, la capital del Estado (CONANP, 2013).

Las condiciones generales del clima son: 1) A(C)m(w) o semicálido húmedo, caracterizado por temperaturas medias anuales de 18 °C y abundantes lluvias en verano; este tipo de clima predomina en la mayoría de las comunidades. 2) AW2(w) o cálido subhúmedo; con temperaturas medias anuales mayores de 22°C, lluvias en verano y sequías en invierno, este clima es representativo de los ejidos de California, Tres Picos, Nueva Esperanza, Ricardo Flores Magón, La Sombra de la Selva, Josefa Ortiz de Domínguez y La Sierrita; 3) C(m)(w) o templado húmedo que presenta temperaturas medias anuales de 12-18 °C y abundantes lluvias en verano; es particular en el ejido Nueva Independencia (Hernández-Ramos et al., 2017).

La región contiene cuatro de las siete regiones florísticas del estado de Chiapas que comprenden a la Sierra Madre y por consiguiente a la Reserva de la Biosfera La Sepultura, por lo que la CONANP (2010) reporta los siguientes tipos de coberturas forestales: bosque de pino, bosque de pino-encino, bosque mesófilo de montaña, selva baja Caducifolia, selva mediana

subperennifolia, selva mediana subcaducifolia y sabanas. En complemento a lo anterior también existe una clasificación de cuatro categorías que contiene al: bosque templado (41%), selva (perenifolia, subperennifolia, caducifolia y subcaducifolia) (38.3%), vegetación menor y pastizales (16.1%) , y tierras agrícolas (4.2%) (CONANP, 2017a).

Respecto a la flora, se identifican un total de 1798 especies pertenecientes a 765 géneros y 165 familias; algunas de las especies con mayor relevancia al ser endémicas de México son las palmas camedoras como la cola de pescado (*Chamaedorea pinnatifrons*), el tepejilote pacaya grande (*Chamaedorea woodsoniana*), la palma camedor (*Chamaedorea quezalteca*) y las cícadas conocidas como Amenduai en lengua Zoque (*Ceratozamia alvarezii* y *C. mirandae*) así como la espadaña (*Dioon merolae*) que además se encuentran en la categoría de amenazadas de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010 (CONANP, 2013).

En cuanto a la fauna, en la REBISE existe el registro de 559 especies de vertebrados terrestres distribuidas en los siguientes grupos taxonómicos: 336 de aves, 98 de mamíferos, 78 de reptiles, 43 especies de anfibios y 4 de peces. La fauna se caracteriza por la presencia de animales representativos y carismáticos tales como la pava cojolita (*Penelope purpurascens*), el zopilote rey (*Sarcoramphus papa*), el águila penacho (*Spizaetus ornatus*) y el quetzal centroamericano (*Pharomachrus mocinno*), especies que se encuentran en peligro de extinción según la Norma Oficial Mexicana NOM-059SEMARNAT-2010. También se encuentran especies incluidas en las listas de la CITES, como el tapir (*Tapirus bairdii*) especie en peligro de extinción según la NOM-059-SEMARNAT2010, el jabalí de collar o pecarí (*Tayassu tajacu*), puma y el jaguar especie en peligro de extinción según la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (CONANP, 2013).

7.1.2. Aspectos socioeconómicos

De acuerdo al Censo de Población y vivienda realizado por el INEGI (INEGI, 2010) existen 341 localidades albergando una población de 25, 125 habitantes, de ellos, 9119 pertenecen a 251 localidades ubicadas dentro del polígono de la reserva y 16,006 habitantes a 90 localidades ubicadas en la zona de influencia a una distancia no mayor a 200 metros de la poligonal, sin embargo sus tierras se encuentran dentro del Área Natural Protegida.

Algunas de las actividades productivas que se permiten realizar dentro de la reserva son la venta y comercialización de la palma camedor, la comercialización de resina de pino, madera, ganado, así como la producción y venta de café, maíz, frijol, sorgo, cacahuate, sandia y jitomate (INEGI, 2017).

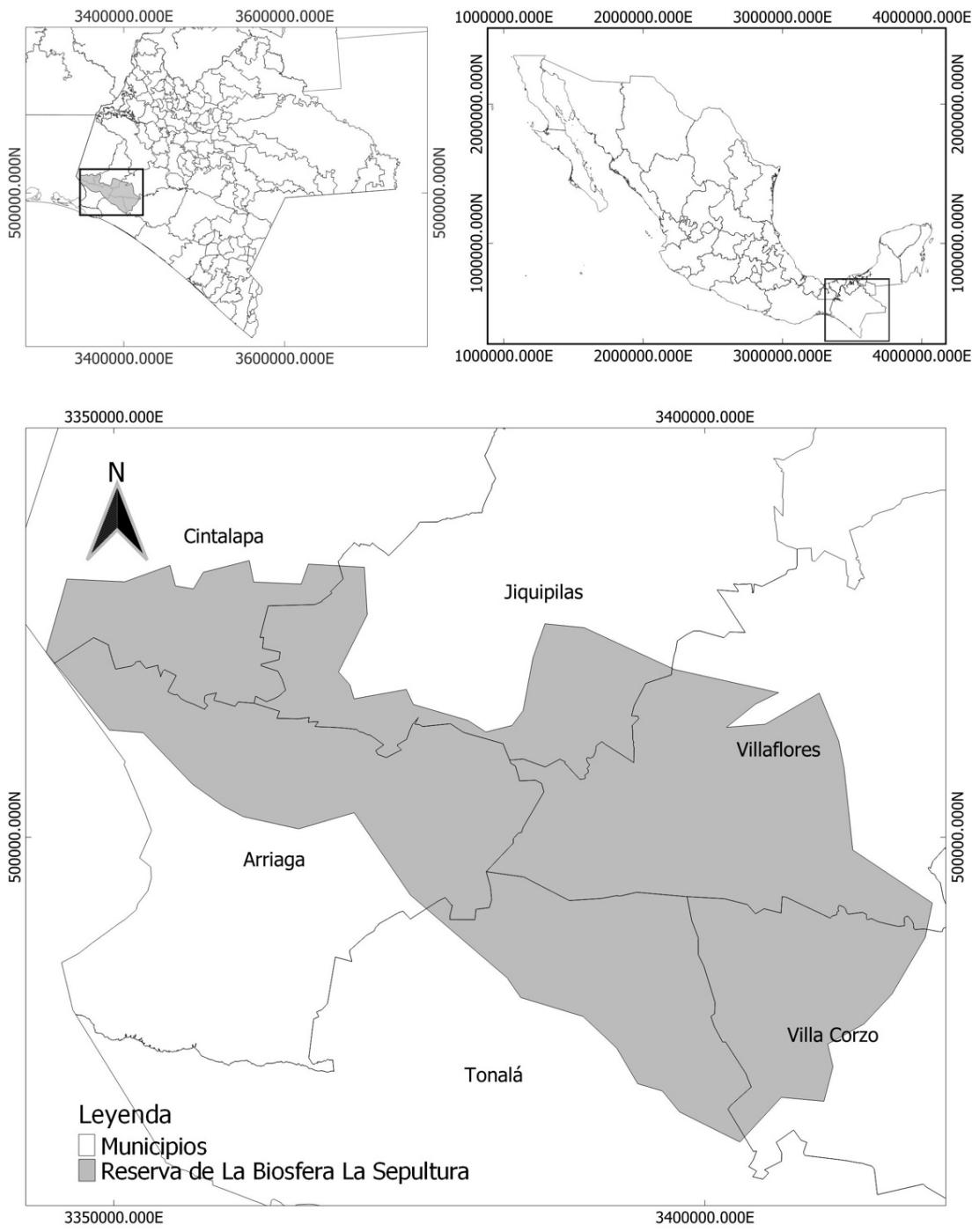


Figura 1. Localización del área de estudio

7.2. Origen de los datos y proceso de integración colaborativa

Este estudio se centra en dos especies clave: el jaguar y el puma. La evaluación comprende un periodo de seis años, desde 2018 hasta 2024, durante el cual se recopilaron y analizaron datos provenientes de 247 estaciones de fototrampeo en 201 sitios distribuidos en la región de estudio. El conjunto de información se manejó como un archivo único e integrado, que incluyó los registros generados por el programa de monitores y vigilantes comunitarios de la REBISE, otros proyectos de investigación bajo resguardo de esta institución y los sitios establecidos específicamente para este estudio (Tabla 1). Toda esta información se trató de manera conjunta, al concebirse como un esfuerzo complementario y colaborativo que fortalece la solidez del análisis y la representatividad de los resultados.

Tabla 1 Resumen de proyectos y esfuerzos de monitoreo biológico en la REBISE (2018-2024)

Año	Estaciones	Proyecto	Responsable (s)
2018	14	Red de monitores y vigilantes comunitarios de la REBISE	Biól. Omar Gabriel Gordillo Solis-REBISE Julio Antonio Ballinas Ovando
	7	Red de monitores y vigilantes comunitarios de la REBISE	Biól. Omar Gabriel Gordillo Solis-REBISE Julio Antonio Ballinas Ovando
2019	34	Evaluación de la unidad de manejo para la conservación de vida silvestre (UMA) como política de conservación nacional” (PN-2016/4106) CONACYT convocatoria de Proyectos de Desarrollo Científico para Atender Problemas Nacionales.	Dr. Carlos Tejeda Cruz-UNACH Dr. Armando Contreras Hernández-INECOL
	23	Conservación del Tapir y Jaguar mediante el fortalecimiento comunitario en la Sepultura	Biól. Rosemberg Clemente Juárez M. en C. David Alberto Muñoz Zetina-UNICACH
2020	23	Red de monitores y vigilantes comunitarios de la REBISE	Biól. Omar Gabriel Gordillo Solis-REBISE Julio Antonio Ballinas Ovando
2021	28	Red de monitores y vigilantes comunitarios de la REBISE	Biól. Omar Gabriel Gordillo Solis-REBISE Julio Antonio Ballinas Ovando

2022	24	Red de monitores y vigilantes comunitarios de la REBISE	Biól. Omar Gabriel Gordillo Solis-REBISE Julio Antonio Ballinas Ovando
2023	25	Red de monitores y vigilantes comunitarios de la REBISE	Biól. Omar Gabriel Gordillo Solis-REBISE Julio Antonio Ballinas Ovando
	15	Ecología, conservación y manejo de fauna silvestre en la REBISE - Riesgo de extinción local de depredadores tope en la REBISE	Dr. Carlos Tejeda Cruz-UNACH Mvz. Iris Judith Fuentes Olivares
2024	25	Red de monitores y vigilantes comunitarios de la REBISE	Biól. Omar Gabriel Gordillo Solis-REBISE Julio Antonio Ballinas Ovando
	31	Riesgo de extinción local de depredadores tope en la REBISE	Dr. Carlos Tejeda Cruz-UNACH MVZ. Iris Judith Fuentes Olivares Biól. Omar Gabriel Gordillo Solis-REBISE Julio Antonio Ballinas Ovando

La información proviene principalmente de estaciones de fototrampeo implementadas anualmente por la REBISE como parte de su monitoreo biológico de especies prioritarias y grupos taxonómicos clave. Estas actividades incluyen recorridos en transectos y la instalación de cámaras trampa en dos períodos de muestreo cada año (temporada seca y de lluvias) realizados por monitores comunitarios y organizados por zonas, conformando comunidades de muestreo (Tabla 2).

Tabla 2 Municipios y comunidades de muestreo biológico en la REBISE

Municipio	Comunidad de muestreo
Villacorzo	La Sierrita
	Sierra Morena
Villaflor	Los Laureles
	Ricardo Flores Magón
	Nueva Independencia
	Tres Picos
	Nueva Esperanza
Jiquipilas	Tiltepec
Cintalapa	Corazón del Valle

	Niños Héroes
	Rizo de Oro
Tonalá	Costa Rica
	Las Palmas
	La Providencia
	Raymundo Flores
	5 de Febrero
Arriaga	Costa Rica
	El Porvenir
	Licenciado Adolfo López Mateos
	El Progreso

7.3. Diseño del monitoreo con cámaras trampa

Para el presente estudio se instalaron 52 estaciones de fototrampeo adicionales y en colaboración con la REBISE, destinadas a complementar los registros de presencia de los depredadores tope (jaguar y puma); cada estación operó durante un mínimo de 60 días trampa, sin exceder los 90 días continuos (Ceballos, 2025), en el periodo comprendido entre 2023 y 2024; de estas, seis estaciones fueron descartadas por fallos técnicos, robo de tarjetas SD o pérdida total del equipo, resultando en 46 estaciones efectivas. Las cámaras se ubicaron a una distancia mínima de 500 metros entre sí, considerando la distancia real sobre el terreno y no en línea recta, debido a la complejidad del relieve y como parte de un esfuerzo específico por cubrir bifurcaciones del terreno que se presume son utilizadas por los grandes felinos. Estas cámaras se distribuyeron longitudinalmente siguiendo la continuidad del hábitat y el relieve del área (Lizcano, 2019), en coordinación con los sitios ya ubicados. Las estaciones se organizaron en un diseño triangulado y se posicionaron a distintas altitudes, combinando zonas previamente monitoreadas con registros de jaguar y puma y áreas nunca antes estudiadas o de movimiento desconocido para ambas especies. Cada estación fue registrada con fecha y hora de instalación y retiro, coordenadas geográficas, altitud (Mandujano & Pérez-Solano, 2019) y observaciones relevantes del sitio

(presencia humana, fauna doméstica, estado de la vegetación y señales directas de felinos). Este diseño de monitoreo permitió obtener información actualizada sobre la ocupación del jaguar y el puma a lo largo de la reserva, y ayudó a construir una línea base con registros acumulados. El espaciamiento mínimo entre estaciones ayudó a minimizar la detección repetida de los mismos individuos, generando datos independientes sobre la ocupación. La disposición triangular de las cámaras permitió además aplicar un buffer para estimar áreas de actividad, utilizando registros acumulados. Dado que se trata de especies con baja densidad poblacional, comportamiento esquivo y reproducción lenta, se estableció un tiempo mínimo de permanencia de aproximadamente 90 días para maximizar la probabilidad de detección (Lizcano, 2019). La selección final del sitio se basó en las condiciones del hábitat, considerando su accesibilidad, continuidad y relieve, además, se tomaron en cuenta los registros históricos de presencia de felinos en la zona, las recomendaciones del personal técnico de la REBISE y el conocimiento de los pobladores y monitores comunitarios.

7.4. Gestión, validación y sistematización de los datos

Para la gestión y sistematización de los datos, se utilizó el software Digikam (Gilles et al., 2001), con una depuración previa de los fotoregistros, descartando duplicados, errores de identificación y registros incompletos; posteriormente, se unificaron criterios de registros como coordenadas geográficas, altitud y fechas. Estos datos se validaron mediante la consulta con el personal de la REBISE, bases de datos institucionales y guardaparques comunitarios. Se excluyeron del análisis aquellas estaciones sin coordenadas UTM confirmadas o cuya información fue confusa o no factible de analizar por fallas técnicas o errores de programación. La información fue organizada jerárquicamente del siguiente modo: año de muestreo, localidad de monitoreo y código de estación (compuesto por tres letras de la localidad, seguido por la asignación de dos

dígitos para cada sitio y dos dígitos del año, por ejemplo: SIE_10_20, SIE_10_21, correspondiente al ejido La Sierrita, estación 10, monitoreada en 2020 y 2021). También se crearon carpetas por mes de revisión (p.ej. Rev_diciembre, Rev_octubre), para estaciones con cámaras dobles (Estación_A, Estación_B) y por especie detectada (p. ej. *Leopardus pardalis*, *Penelopina nigra*). Los archivos de video se organizaron con la misma jerarquía en carpetas separadas.

Finalmente, se generó una tabla con el mismo sistema de jerarquización, que incluyó: año, código de estación, nombre común del sitio (cuando existía), coordenadas UTM y altitud. Esta estructura permitió estandarizar el método de registro independientemente de la fuente, identificar sitios monitoreados en múltiples años, recuperar información dispersa o extraviada y consolidar en una sola base de datos todos los registros históricos y actuales en la REBISE. La información fue socializada con los guardaparques comunitarios y personal de la REBISE a través de talleres participativos. Estos espacios permitieron validar y corroborar los datos históricos, así como complementarlos con la experiencia acumulada durante sus recorridos de monitoreo. Se incorporaron también observaciones contenidas en sus libretas de campo, formatos de registro de transectos y reportes de instalación de cámaras trampa. Adicionalmente, se documentó el estado actual del conflicto entre los grandes felinos y el ganado, así como la presencia de cacería en los sitios monitoreados.

7.5. Método de Evaluación del Riesgo Local de Extinción (MER-L)

En este estudio se plantea una propuesta metodológica adaptada al contexto local, denominada MER-L. Esta metodología constituye una adaptación operativa del Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER) establecido en la NOM-059-2010 (DOF, 2010; Sánchez et al., 2007); la adaptación está orientada específicamente a escalas locales como áreas naturales protegidas o territorios comunitarios que cuenten con

información básica accesible. Con “información básica accesible” se hace referencia a aquella que, si bien requiere un esfuerzo considerable en términos técnicos, logísticos y económicos para su generación, suelen estar disponible en instituciones de conservación. Sin embargo, frecuentemente esta información se encuentra fragmentada o se analiza de forma aislada, lo que limita su potencial para la toma de decisiones. En este contexto, el MER-L busca articular dicha información existente bajo un marco estructurado de evaluación, retomando el principio original del MER de que la evaluación del riesgo debe poder realizarse incluso con poca información, siempre que sea de calidad y adecuadamente interpretada. Esta propuesta, lejos de contradecir los estatus de riesgos oficiales establecidos en la NOM-059-2010 (DOF, 2010), busca complementarlos mediante un enfoque espacial más fino. Para ello mantiene los cuatro criterio de evaluación planteados a nivel nacional pero selecciona indicadores adaptados al contexto local, y además de propone una escala continua de cinco niveles de riesgo (de muy bajo a muy alto), integrada mediante interpolación espacial Kriging para generar mapas de gradiente de riesgo, a diferencia de la designación subjetiva que caracteriza al MER

Los criterios establecidos e indicadores propuestos para los depredadores tope en la REBISE fueron los siguientes:

Criterio A: Amplitud de la ocupación del taxón en la REBISE (adaptado de: Amplitud de la distribución del taxón).

Indicador: Amplitud de la ocupación del jaguar y el puma en la REBISE.

Criterio B: Estado del hábitat respecto a las condiciones naturales del taxón.

Indicador 1: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) en la REBISE.

Indicador 2: Riqueza de especies.

Criterio C: Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón.

Indicador: Estado de la condición corporal (CC) del jaguar y el puma en la REBISE.

Criterio D: Impacto de la actividad humana sobre el taxón.

Indicador 1: Distancia de localidades a los sitios de detección de jaguar y puma.

Indicador 2: Distancia de caminos a los sitios de detección de jaguar y puma.

Indicador 3: Presencia de conflicto humanos-depredadores tope en los sitios de monitoreo en la REBISE.

Indicador 4: Presencia de cacería en los sitios de monitoreo en la REBISE.

Indicador 5: Presencia de fauna doméstica en los sitios de monitoreo en la REBISE.

La selección de los indicadores empleados en este estudio se realizó a partir de un proceso que combinó distintos niveles de conocimiento y experiencia. Por un lado, se consideró el conocimiento del territorio adquirido a lo largo de los recorridos de campo, tanto los obtenidos durante este estudio como en experiencias previas, lo que permitió identificar de manera práctica las condiciones locales relevantes para la presencia y conservación de los felinos. A este conocimiento empírico se sumó la información disponible en la literatura científica, en particular aquella relacionada con los factores ecológicos y antrópicos reportados como determinantes para el jaguar y el puma en distintas regiones, nacional e internacionalmente. Finalmente, la definición de los indicadores se enriqueció mediante la discusión y el consenso entre los directores de la tesis,

tutorada y el personal técnico y directivo de la REBISE, quienes aportaron perspectivas complementarias desde la investigación académica y la gestión territorial.

Esta estructura del método permite desagregar la información por criterio e indicador, de modo que es posible analizar de forma independiente cada dimensión del riesgo (como ocupación, calidad del hábitat, vulnerabilidad biológica e impacto humano), lo que resulta especialmente útil para identificar factores críticos y orientar decisiones de manejo territorial o de conservación focalizada. A diferencia de métodos basados en juicios subjetivos (Sánchez et al., 2007), la asignación de niveles de riesgo en el MER-L se realiza mediante procedimientos matemáticos y estadísticos, garantizando mayor objetividad y reproductividad. Además, la estructura de la matriz del modelo facilita la incorporación progresiva de información adicional, es decir, a medida que se disponga de más datos (ya sea por nuevos monitoreos, estudios locales o colaboraciones institucionales), el análisis podrá refinarse y volverse más preciso y robusto. De esta manera, el MER-L no solo ofrece un diagnóstico del riesgo actual, sino también una herramienta dinámica y flexible que puede actualizarse y adaptarse en función de la disponibilidad de datos, mejorando la toma de decisiones en contextos locales de conservación.

7.5.1. Evaluación del Criterio A: Amplitud de la ocupación del taxón en la REBISE

Para estimar la amplitud de ocupación del jaguar en la Reserva de la Biosfera La Sepultura (REBISE), se llevaron a cabo varias etapas. En primer lugar, se analizó el patrón de manchas de todos los fotoregistros obtenidos durante el período de monitoreo abarcado por este estudio (2018-2024). En una segunda etapa, se calculó el área de actividad del jaguar en la REBISE, para ello, se seleccionaron aquellos individuos recapturados en diferentes sitios de monitoreo. Posteriormente, se utilizaron herramientas del software R (Posit team, 2023), específicamente el paquete tidyverse (Wickham et al., 2019) para leer, transformar y analizar datos. Se calcularon

todas las distancias (en km) entre las estaciones donde se registraron recapturas de cada individuo, luego, se seleccionaron las distancias máximas de registro por individuo y se calculó el promedio de estas. En una tercera etapa, se creó un buffer en torno a cada punto de registro de jaguar usando el valor promedio de las distancias máximas de recaptura; para ello se emplearon las librerías sf (Pebesma, 2018), dplyr (Wickham et al., 2023) y ggplot2 (Wickham, 2016). Los datos fueron convertidos a objetos espaciales, y con el radio obtenido se generaron los polígonos de buffer para estimar el área potencial de ocupación del jaguar en la REBISE.

En el caso del puma, al no poder identificarse a los individuos de manera confiable mediante recapturas, se recurrió a la literatura científica para estimar su área de actividad. Se seleccionaron los valores más análogos disponibles a los aplicados al jaguar, es decir, ejemplares machos y con registro de todo el período de estudio (no diferenciando entre estación seca y lluviosa), de esta manera se seleccionó la cifra de 58 km² reportado por Miller y Núñez et al (1999) mediante telemetría en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, 72.0 km² reportado para Chiapas en la Selva Lacandona por medio de telemetría (De la Torre et al., 2017) y 84.2 km², estimado a través de cámaras trampa en la Reserva de la Biosfera El Cielo (Ramírez et al., 2024). A partir del promedio de estos valores, se estimó el área de actividad para este felino y su área potencial de ocupación.

7.5.2. Evaluación del Criterio B: Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón

Para evaluar el estado del hábitat se consideraron dos indicadores: El NDVI (Van der Weyde et al., 2022; Zhang et al., 2024) y la riqueza de especies (Almazán-Núñez et al., 2020; López-Mejía et al., 2017) en la REBISE.

Índice de Vegetación de diferencia Normalizada (NDVI)

Se obtuvo una imagen del satélite Landsat 9 a través del portal Sentinel Hub (*Sentinel Hub*, 2024) seleccionando una escena correspondiente al mes de marzo de 2024; esta elección buscó minimizar la presencia de nubes que pudieran afectar la calidad de la imagen. Tal escena corresponde a la zona UTM 15, con el identificador LC90220492024087LGN00. Posteriormente, se aplicó una corrección atmosférica utilizando el complemento Semi-Automatic Classification Plugin (versión 7.10.11) en el software de código abierto QGIS (versión 3.40.5-Bratislava). Este proceso permite eliminar o reducir los efectos de la atmósfera en la reflectancia aparente registrada por el satélite, lo cual es fundamental para garantizar la precisión del análisis, ya que el NDVI se calcula a partir de la luz reflejada en las bandas roja e infrarroja cercana, ambas susceptibles a interferencias atmosféricas, por lo que, de no hacer una corrección adecuada podría llevar a una subestimación o sobreestimación de la cobertura vegetal (Palacios-Sánchez et al., 2018).

Una vez corregida la imagen, esta fue procesada en el software R (Posit Team, 2023), utilizando los paquetes terra (Hijmans, 2025) para trabajar con datos raster, dplyr (Wickham et al., 2023) para manejar los datos espaciales vectoriales y sf (Pebesma, 2018) para manipular tablas. Se calculó el NDVI mediante la fórmula:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{R}) / (\text{NIR} + \text{R})$$

donde NIR representa la reflectancia del en la banda infrarrojo cercano y R la reflectancia de la banda roja (Mallegowda et al., 2015).

La imagen ráster corregida fue recortada utilizando el polígono de la Reserva de la Biosfera La Sepultura, y se calcularon sus valores estadísticos para establecer categorías de clasificación del estado de la vegetación, estas categorías fueron adaptadas de las clases propuestas por

Mallegowda et al. (2015), considerando como vegetación de densidad alta los valores por encima del tercer cuartil, vegetación de densidad media entre la mediana y el tercer cuartil, y vegetación de densidad baja entre cero y la mediana. La clasificación resultante fue validada visualmente y se consideró congruente con las observaciones realizadas en campo en la zona de estudio. Posteriormente, se integró la tabla con 201 puntos de monitoreo, disponibles en coordenadas UTM (Universal Tranverse Mercator). Estos puntos fueron convertidos a objetos geoespaciales, lo cual permitió extraer los valores de NDVI a cada punto clasificarlos según las categorías definidas. Como paso final, se filtraron los puntos de monitoreo para identificar aquellos con presencia de jaguar, presencia de puma, presencia de ambos felinos, y los puntos sin registros de ninguna de las dos especies.

Riqueza de especies

Para calcular los valores de riqueza en los sitios de estudio y en toda la REBISE, se consideraron todas las especies registradas, incluyendo aves terrestres, mamíferos pequeños, medianos y grandes durante todo el período del estudio, abarcando de 2018 a 2024. Aunque el método utilizado fue el fototrampeo, el cual está diseñado principalmente para detectar mamíferos medianos y grandes, se decidió incluir el total de las especies observadas con el objetivo de estimar de manera más precisa el rango potencial de presas disponibles para los grandes felinos presentes en la zona, el jaguar y el puma. Esta decisión se basa en estudios realizados en ecosistemas neotropicales, los cuales han documentado que ambas especies presentan una dieta flexible y solapada, alimentándose de una amplia variedad de presas que incluyen tanto aves como mamíferos de distintos tamaños (Oliveira, 2002).

En el software R, se utilizó el paquete camtrampR (Hofmann et al., 2022) para gestionar, organizar y analizar los datos de fototrampeo y dplyr (Wickham et al., 2023) para el manejo de

datos. Primero se generó una tabla general que integró los registros de todas las estaciones de monitoreo y de todos los años, con los datos previamente depurados, etiquetados y clasificados con el software digikam (Gilles et al., 2001), programa que dentro de sus funciones permite la edición y gestión de los metadatos de imágenes. A continuación, se agruparon los registros de años distintos que correspondían al mismo sitio de monitoreo, y se calculó el número de especies únicas por sitio; finalmente, se excluyeron las siguientes especies del análisis de riqueza: *Bos taurus*, *Canis lupus familiaris*, *Ctenosaura pectinata*, *Equus ferus*, *Equus asinus* y *Homo sapiens sapiens*, por tratarse de especies domésticas, ocasionales o no representativas para esta métrica de riqueza ecológica. Para obtener un panorama general de los 201 puntos de monitoreo se calculó la estadística descriptiva con base en el número total de especies registradas por sitio, a partir del análisis de los cuartiles se definieron tres categorías de riqueza: riqueza baja, para sitios con tres o menos especies; riqueza media, para aquellos con entre cuatro y ocho especies; y riqueza alta, para sitios con más de ocho especies.

7.5.3. Evaluación del Criterio C: Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón

En el presente estudio, se utilizó una adaptación visual de la herramienta de evaluación de condición corporal (CC) a partir de imágenes obtenidas mediante fototrampeo, para ello, se diseñó un cuadro de clasificación de cinco categorías: Emaciado, delgado, regular, óptimo y obeso, basados en tres criterios: visibilidad de contornos óseos, forma del abdomen y tono muscular (Edmonson et al., 1989; Guerrero-Cárdenas et al., 2020). Esta herramienta fue desarrollada bajo el enfoque del MER priorizando una metodología clara, sencilla y de fácil aplicación (Sánchez et al., 2007). Asimismo, la clasificación utilizada en este estudio se construyó a partir del análisis del conjunto total de imágenes obtenidas, de este modo, las categorías de CC fueron definidas con base en la variabilidad fenotípica observada en los individuos registrados en el área de estudio,

asegurando así que la escala reflejara de manera realista las características morfológicas propias de la población local de jaguares y pumas (Tabla 3).

Tabla 3. Clasificación para evaluar condición corporal de jaguar y puma (adaptado de *Edmonson et al., 1989; Guerrero-Cárdenas et al., 2020*)

CLASIFICACIÓN PARA EVALUAR CONDICIÓN CORPORAL			
CATEGORÍA	CONTORNOS ÓSEOS	FORMA DEL ABDOMEN	TONO MUSCULAR
Emaciación	Extremadamente visibles (Costillas, vértebras, caderas marcadas)	Abdomen muy retraído o colapsado	Extremidades muy delgadas. Escasa musculatura
Delgadez	Muy visibles	Abdomen retraído (Emaciado)	Extremidades delgadas. Escasa musculatura
Regular	Ligeramente visibles o cubiertos de poco músculo	Abdomen plano o proporcionado	Musculatura moderada, algo definida
Óptima	No visibles	Abdomen lleno o redondeado de forma natural	Musculatura firme, bien desarrollada
Obesidad	No visibles, posible exceso de tejido adiposo	Abdomen colgante, distendido o con pliegues	Tono muscular poco definido por grasa acumulada

Cada registro fotográfico se analizó individualmente por un comité evaluador compuesto por el comité tutorial del estudio y tutorada, quienes asignaron una categoría de CC con base en los criterios establecidos, considerando además los siguientes:

1.- Criterios de independencia:

- Registros de individuos indistinguibles entre sí (por patrón de manchas, edad o sexo), separados por al menos 24 horas.
- Registros con dos o más individuos en la misma fotografía o secuencia (a,b,c).

2.- Criterio de visibilidad

- En fotografías donde la postura o visibilidad del animal no permitió una evaluación clara, y no se detecta un caso evidente de CC “emaciado” u “obeso”, se clasificó como CC “regular”.

7.5.4. Evaluación del Criterio D: Impacto de la actividad humana sobre el taxón

Para evaluar el impacto de las actividades humanas sobre *P. onca* y *P. concolor*, se consideraron cinco indicadores dentro del marco de análisis: conflicto humano-depredador tope (Anaya-Zamora et al., 2017), cacería (Lynam, 2002), presencia de fauna doméstica (Pérez-Flores et al., 2025), carreteras y localidades cercanas a las estaciones de monitoreo (Luja & Báez, 2025).

Para los tres primeros indicadores se empleó una combinación de métodos:

- Estaciones de foto trámpero: Las cámaras trampa proporcionaron evidencia sobre la presencia de cazadores (personas portando armas de fuego, cargando presas o acompañados de perros en actitud caza) y fauna doméstica (perros, ganado bovino o equino) en los fotoregistros
- Observación in situ: Durante la instalación, revisión y retiro de las cámaras trampa, se documentaron signos de impacto humano y fauna doméstica, como cartuchos de rifles

(especialmente en zonas con antecedentes de cacería), evidencias de eventos de caza y excretas provenientes de fauna doméstica o visualización directa de los animales.

- Talleres participativos: Se realizaron cuatro talleres con los 33 guardaparques (agrupados por zonas) y personal de la REBISE, con el objetivo de mapear y corroborar la información recolectada en campo; estos talleres permitieron identificar la presencia-ausencia de conflictos entre humanos y depredadores tope, así como la incidencia de la cacería y la presencia de fauna doméstica observada durante los recorridos de monitoreo realizados entre 2018 hasta el año 2024, mismos que los guardaparques documentan en sus diarios de campo y formatos de registro.

Para evaluar la presencia de caminos y localidades cercanas a los sitios de monitoreo, se utilizaron datos del geoportal de la CONABIO (CONABIO, 2025). Posteriormente, mediante el uso del Software R (Posit team, 2023) y los paquetes terra (R. Hijmans, 2025) y tidyverse (Wickham et al., 2019), se llevó a cabo el análisis espacial. Se generó un buffer de 10, 000 metros de radio alrededor de cada estación de monitoreo, lo que permitió identificar caminos y localidades dentro y fuera de los límites formales de la REBISE. Esta estrategia fue útil especialmente para aquellas estaciones ubicadas en la periferia de la reserva, y permitió contextualizar los impactos humanos en las zonas limítrofes; con esta información, se calcularon las distancias a las localidades y carreteras más cercanas, diferenciando entre sitios con presencia de jaguar, presencia de puma, y aquellos sin registros de ninguna de estas especies. Finalmente, se aplicó una prueba de normalidad a cada conjunto de datos, seguida de una prueba T de Student, con el fin de determinar si existían diferencias estadísticamente significativas entre las distancias a caminos y localidades en sitios con y sin presencia de jaguar y puma.

Después de analizar cada uno de los cinco indicadores, se construyó un índice de impacto total utilizando las paqueteterías sf (Pebesma, 2018) y ggplot2 (Wickham, 2016). Este índice se obtuvo al sumar los niveles de impacto detectados en cada estación de monitoreo, considerando tres categorías de intensidad; además, se incorporó el contexto espacial de las carreteras y localidades presentes en el área de estudio, con el fin de reflejar de manera más precisa la presión humana total sobre los sitios evaluados.

7.5.5. Determinación del riesgo de extinción local de depredadores tope

Para estimar el riesgo de extinción local de los depredadores tope (*P. onca* y *P. concolor*) en la Reserva de la Biósfera La Sepultura, se integraron los cuatro criterios en una matriz de evaluación espacial:

- Criterio A: Ocupación del jaguar y puma en los sitios de monitoreo.
- Criterio B: Valores de NDVI y riqueza de especies.
- Criterio C: Individuos identificados con baja condición corporal.
- Criterio D: Presencia de conflicto humano-depredador, actividad de cacería y fauna doméstica.

Con base en esta matriz, se desarrolló un modelo espacial utilizando el software R (Posit team, 2023) y las librerías tidyverse (Wickham et al., 2019), sf (Pebesma, 2018), terra (R. Hijmans, 2025), gstat (Pebesma & Graeler, 2025) y raster (R. J. Hijmans et al., 2025). Los datos provenientes de las estaciones de monitoreo, incluyendo las coordenadas espaciales y las variables asociadas a cada criterio, fueron transformados en objetos espaciales bajo el sistema de coordenadas UTM Zona 15 Norte (EPSG:32615).

Se estandarizaron las diez variables representativas de presión para el estado de riesgo y para asegurar una interpretación coherente se ajustó la función de manera que los valores bajos representaran mayor riesgo en las variables: presencia de jaguar, presencia de puma, NDVI y riqueza de especies. Posteriormente se normalizaron, manteniendo la distinción entre variables de efecto positivo y negativo sobre el riesgo de extinción local para obtener el peso de cada factor.

El índice de riesgo se construyó mediante la suma simple de todas las variables normalizadas, de modo que cada una aportó un peso equivalente al valor final. Para el ajuste espacial, se elaboró un semivariograma empírico que permitió examinar la correlación espacial en función de la distancia de pares de puntos de muestreo. Con base en ello, se ajustó un modelo teórico que describiera adecuadamente la estructura espacial de los datos, sirviendo de base para la interpolación del kriging ordinario (Bogoni et al., 2018; Heusler et al., 2025; Ruchjana et al., 2021). Los datos de las estaciones de monitoreo, incluyendo coordenadas espaciales y variables asociadas a cada variable, se transformaron en objetos espaciales bajo el sistema UTM Zona Norte (EPSG: 32615). A partir de ello se generó una grilla de celdas de 250 m de resolución que abarcó toda el área de la REBISE. El resultado final del kriging se convirtió a objeto raster y se categorizó en cinco niveles de riesgo, donde los valores más altos correspondieron a las zonas de mayor vulnerabilidad para los depredadores topo dentro de la REBISE.

8. RESULTADOS

8.1. Criterio A: Amplitud de la ocupación del taxón en la REBISE

De un total de 309 fotoregistros, se identificaron a cinco jaguares machos que se habían registrado en más de dos sitios de monitoreo, siendo cinco el número máximo de sitios con recapturas para un mismo individuo; a partir de las distancias máximas entre los sitios con recapturas, se estimó una distancia promedio de 9.83 km (considerada como el diámetro del área de actividad), con lo cual se construyó el buffer de área de actividad con respecto al punto de registro, establecido con un radio de 4.9 km.

Este procedimiento permitió estimar el área de actividad del jaguar en 75,88 km² por individuo; posteriormente, se retomaron 32 puntos con registros acumulados (ocupación asintótica) durante el período que abarca este estudio (2018-2024) y se calculó su área potencial de ocupación en la REBISE mediante la superposición espacial de estos buffers, resultando en una amplitud de la ocupación estimada del 46.87% de la superficie total de la reserva, equivalente a 784.85 km².

Es importante señalar que al usar los buffers para representar áreas de actividad en paisajes continuos, la superficie estimada puede extenderse fuera de los límites establecidos del área de estudio ya que los individuos no reconocen estas fronteras artificiales (Efford & Dawson, 2012), por lo tanto, las zonas que se proyectan fuera de la REBISE podrían representar extensiones reales del territorio usado por los jaguares, lo que sugiere la necesidad de un enfoque de conservación que trascienda los límites establecidos en el decreto de esta ANP, los cuales están expresados en el siguiente mapa (Figura 2).

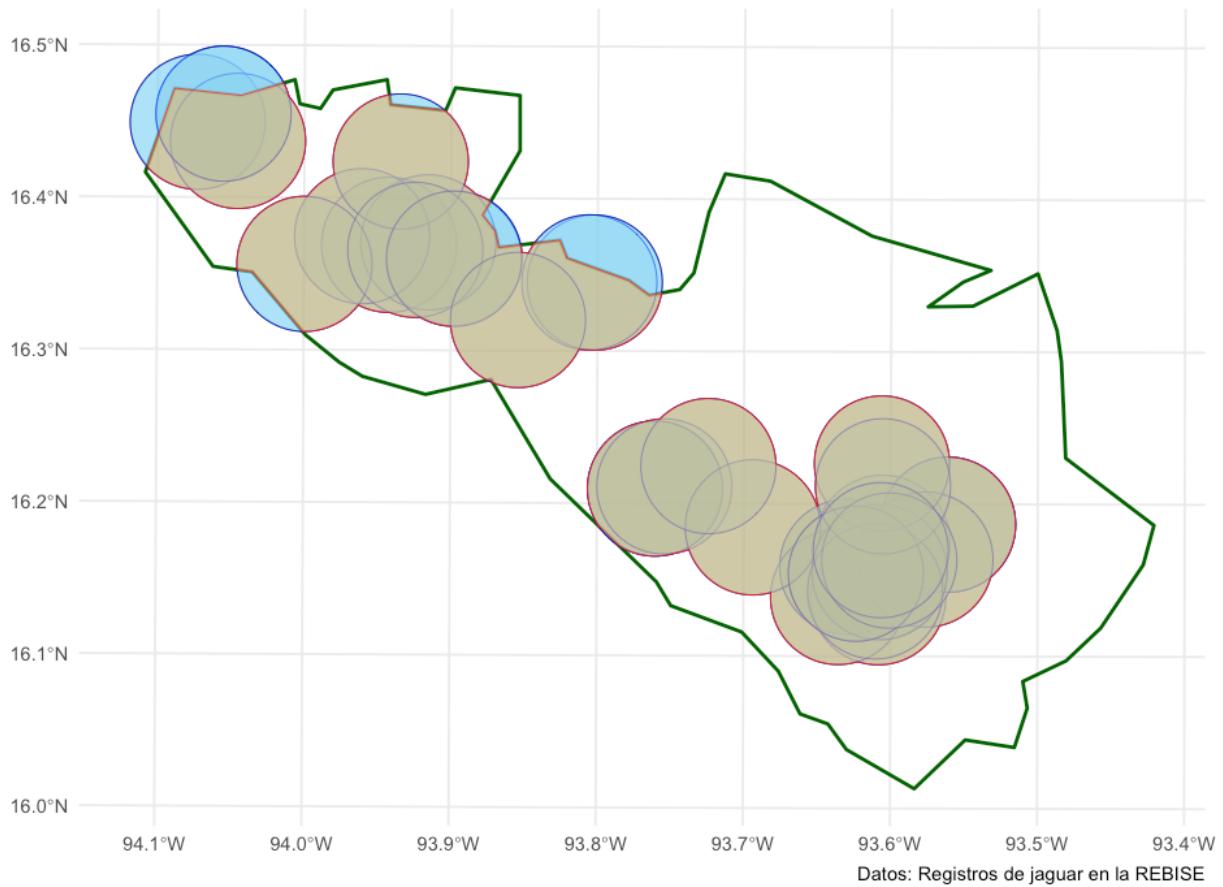
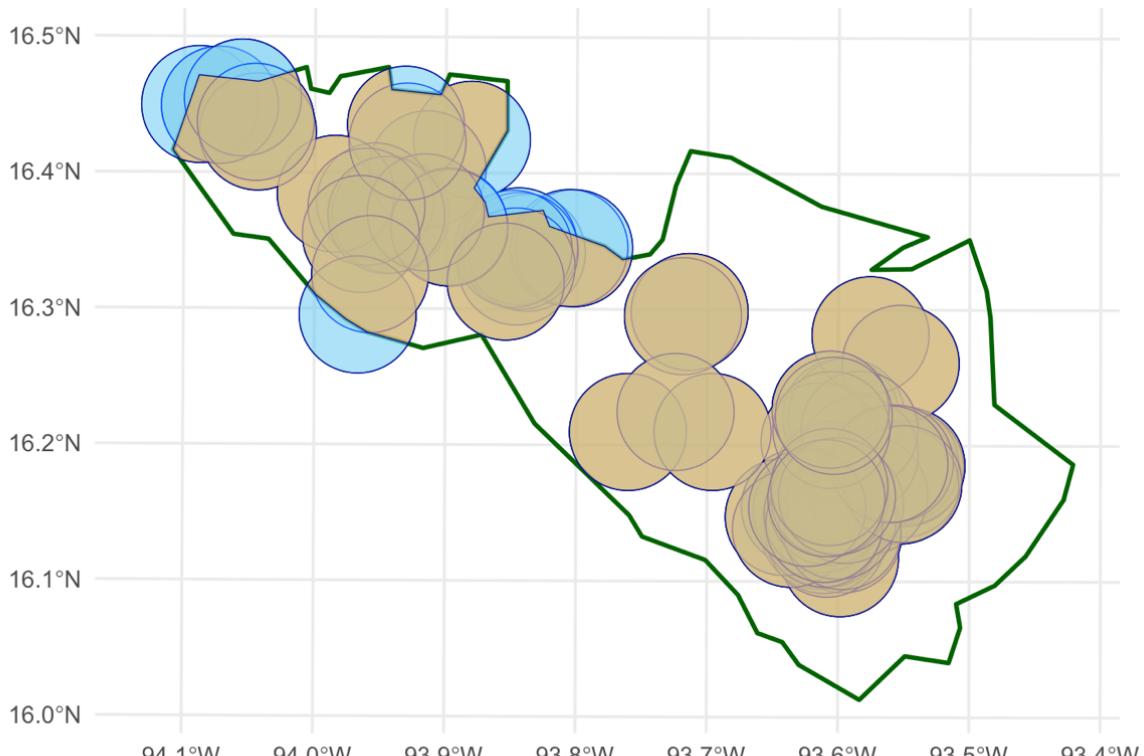


Figura 2. Probable ocupación del jaguar y su extensión fuera de los límites de la REBISE (Buffer de 4.9 km)

Para el puma, se consideraron 80 puntos con registros acumulados durante el período de muestreo de este estudio (2018-2024) y se estimó un área de actividad individual de 71.41km^2 a partir del promedio de los valores reportados en la literatura (Miller & Núñez, 1999; De la Torre et al., 2017; Ramírez et al., 2024). Este valor corresponde a un diámetro de 9.53 km y un radio de 4.7 km, con base en estos parámetros, se calculó una amplitud de ocupación probable del 60.62% dentro de la superficie total de la REBISE, lo que equivale a $1,014.87\text{ km}^2$ (Figura 3).



Datos del buffer: Literatura consultada (Miller y Nuñez et al., 1999; De la Torre et al., 2017; Ramírez et al., 2024)

Figura 3. Probable ocupación del puma y su extensión fuera de los límites de la REBISE
(Buffers de 4.7 km)

8.2. Criterio B: Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón

En el análisis de NDVI correspondiente al polígono de la Reserva de la Biosfera La Sepultura, se identificó un valor mínimo de -0.16 y un valor máximo 0.92. Con base en los valores de los cuartiles del NDVI, se establecieron tres categorías de calidad de la vegetación: vegetación de baja densidad, con valores entre 0 y 0.53 (por debajo de la mediana); vegetación de media densidad, con valores entre 0.54 y 0.68 (entre la mediana y el tercer cuartil); y vegetación de alta densidad, con valores superiores a 0.69 (por encima del tercer cuartil). Para el jaguar y el puma, la mayoría de los registros se concentraron en áreas de vegetación densa, con 21 registros de jaguar, 47 de puma y 18 sitios con presencia de ambos. En contraste, la vegetación de baja densidad tiene

pocos registros, especialmente de jaguar; la frecuencia de sitios sin presencia de estos dos felinos también aumenta conforme mejora la vegetación, aunque son menores que los sitios con presencia (Tabla 4).

Tabla 4. Frecuencia de registros en las categorías de calidad de vegetación en la REBISE

Frecuencia de registros						
Categoría de vegetación	Jaguar	Puma	Ambos	Ninguno	Solo jaguar	Solo puma
Baja	4	13	1	16	3	12
Media	7	20	5	24	2	15
Densa	21	47	18	73	3	29
Total	32	80	24	113	8	56

El 66% de los registros de jaguar (21 de 32) y el 59% de los registros de puma (47 de 80) se localizaron en áreas con vegetación densa, que además fue la categoría con el mayor porcentaje de sitios con presencia simultánea de ambas especies, con un 75% de los casos (18 de 24). En contraste, la presencia de ambos felinos en áreas de vegetación baja fue limitada: el 13% de los registros de jaguar (4 de 32) y el 16% de puma (13 de 80) ocurrieron en este tipo de vegetación.

Por otro lado, el 56% del total de sitios monitoreados no presentó registros de jaguar ni de puma, de estos sitios sin presencia, el 14% se ubicó en zonas de vegetación baja, el 21% en vegetación media y el 65% en vegetación densa.

La clasificación NDVI permitió analizar la distribución del estado de la vegetación en los sitios de registro de ambas especies. Se observó que las zonas de vegetación densa se distribuyen de manera relativamente continua a lo largo de la REBISE, conformando un gradiente de cobertura vegetal, aunque no es homogéneo pues presenta muchos parches aislados; sí podrían permitir la

movilidad de estos depredadores, asimismo, la presencia de registros en zonas adyacentes con vegetación media o baja refleja la heterogeneidad del paisaje, producto del relieve, la estructura ecológica y las actividades productivas, confirmando la existencia, del mosaico de hábitats dentro de la reserva que fue observado durante el trabajo de campo (Figura 4 y 5).

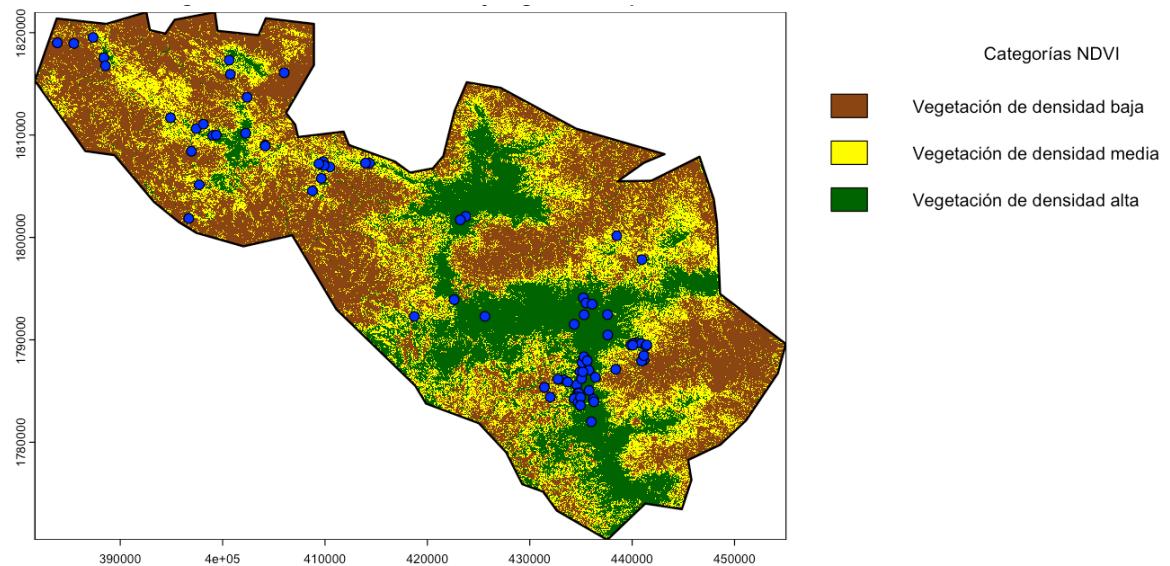


Figura 4. Clasificación NDVI y registros de jaguar en la REBISE

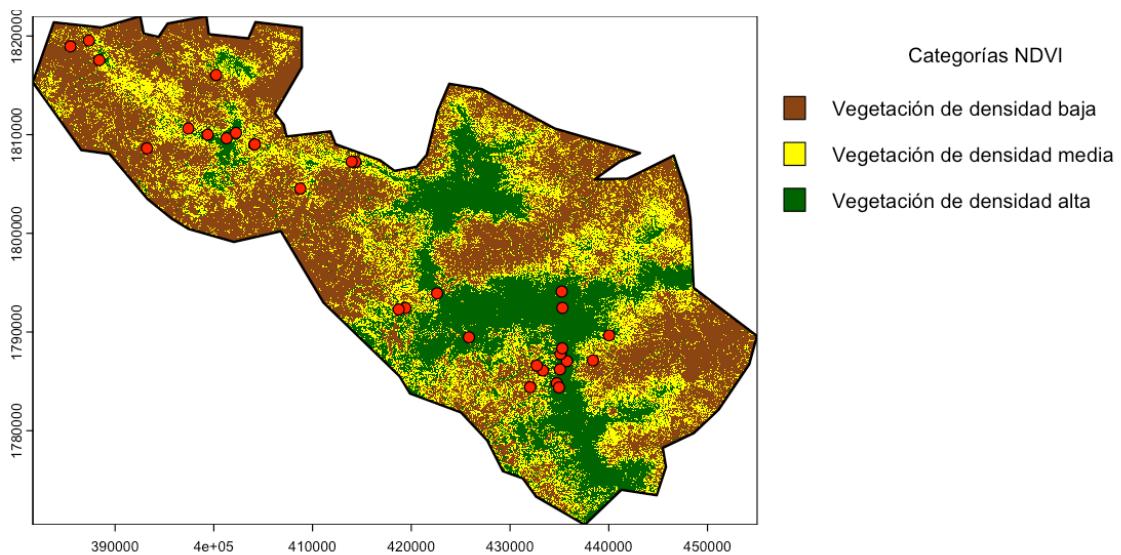


Figura 5. Clasificación NDVI y registros de puma en la REBISE

Acerca del indicador de riqueza, derivado de los datos obtenidos de fototrampeo, se encontraron 34 especies, compuestas por 10 órdenes y 19 familias y 32 géneros. En la siguiente tabla se presenta un listado de las especies de mamíferos y aves terrestres identificadas en el área de estudio, clasificadas por orden y familia, con sus respectivos nombres científicos y comunes (Tabla 5). Entre los mamíferos destacan cinco de los seis felinos presentes en México: jaguar, puma, ocelote, tigrillo (*Leopardus wiedii*) y leoncillo (*Puma yagoaroundi*); así como especies de importancia cultural y ecológica como el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) y el registro del pavón cornudo (*Oreophasis derbianus*).

El registro del pavón cornudo en el área de estudio responde a una translocación de ejemplares nacidos en cautiverio realizada por autoridades de SEMARNAT , según información proporcionada mediante comunicación verbal por personal de la Reserva de la Biosfera La Sepultura y notas periodísticas; esta especie no figuraba originalmente en las listas documentadas de fauna silvestre de la reserva, lo que sugiere que su inclusión responde a actividades que no fueron documentados en los inventarios previos por lo que plantea la necesidad de clarificar su estatus poblacional e integración a los programas de manejo y monitoreo de la zona (CONANP, 2017b; García, 2024).

Tabla 5. Clasificación taxonómica y especies registradas en la REBISE mediante fototrampeo

Orden	Familia	Especie	Nombre común
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Marmosa mexicana</i>	Tlacuachín
		<i>Didelphis</i> spp.	Tlacuache común
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Armadillo
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>	Hormiguero arborícola
Lagomorpha	Leporidae	<i>Silvilagus</i> spp.	Conejo

		<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote
		<i>Leopardus wiedii</i>	Tigrillo
	Felidae	<i>Puma yagouaroundi</i>	Leoncillo
		<i>Puma concolor</i>	Puma
		<i>Panthera onca</i>	Jaguar
	Canidae	<i>Canis latrans</i>	Coyote
		<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Zorra gris
Carnivora		<i>Eira barbara</i>	Viejo de monte
	Mustelidae	<i>Galictis vittata</i>	Grisón
		<i>Mustela frenata</i>	Comadreja
	Mephitidae	<i>Conepatus leuconotus</i>	Zorrillo de espalda blanca
		<i>Spilogale angustifrons</i>	Zorrillo manchado
	Procyonidae	<i>Bassariscus sumichrasti</i>	Cacomixtle tropical
		<i>Nasua narica</i>	Coatí
		<i>Procyon lotor</i>	Mapache
Perissodactyla	Tapiridae	<i>Tapirus bairdii</i>	Tapir
	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Pecarí de collar
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama temama</i>	Temazate rojo
		<i>Odocoileus virginianus</i>	Venado cola blanca
	Sciuridae	<i>Sciurus spp.</i>	Ardilla
	Geomysidae	<i>Orthogeomys spp.</i>	Tuza
Rodentia	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta mexicana</i>	Guaqueque negro
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Tepezcuintle
		<i>Oreophasis derbianus</i>	Pavón cornudo
Galliformes	Cracidae	<i>Ortalis vetula</i>	Chachalaca
		<i>Penelopina nigra</i>	Pajuil
		<i>Penelope purpurascens</i>	Pava cojolita
	Phasianidae	<i>Coturnix spp.</i>	Codorniz
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	Tinamú canelo

Los valores de la riqueza observada integrada (2018-2024) en cada sitio de monitoreo oscilaron entre una y 18 especies; la riqueza promedio fue de 5.87 especies por punto, con una mediana de cinco y una moda también de cinco, indicando una concentración de datos en ese rango. En la clasificación basada en los cuartiles, se observó que el 28.4% de los puntos (57 sitios) presentaron una riqueza baja (tres o menos especies), el 53.7% (108 sitios) mostraron una riqueza

media (entre cuatro y ocho especies), y el 17.9% (36 sitios) concentró una riqueza alta (más de ocho especies); estos resultados sugieren que más de la mitad de los sitios presentan una diversidad intermedia de especies, mientras que una proporción menor concentra los niveles más altos de riqueza biológica (Figura 6).

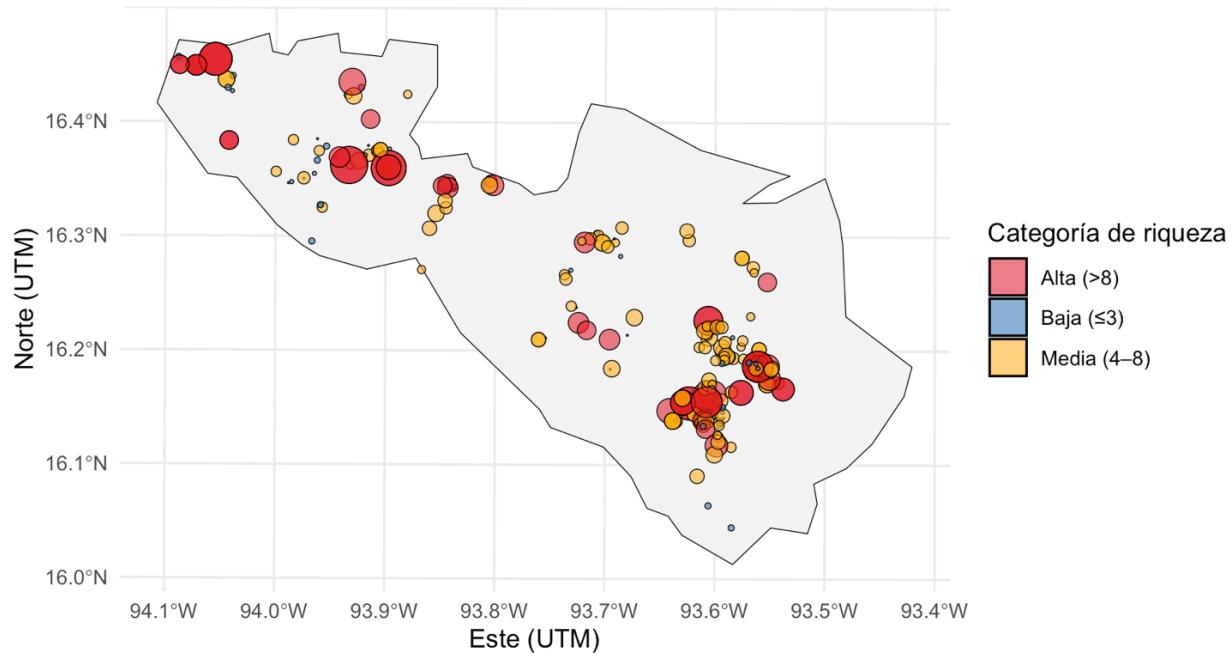


Figura 6. Categoría de riqueza de especies en la REBISE (Buffers proporcionales a la riqueza integrada durante el período de estudio 2018-2024)

8.3. Criterio C: Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón

De los 309 registros fotográficos de jaguar y 831 de puma, con 53 y 278 registros independientes respectivamente, obtenidos durante el período que abarcó este estudio (2018-2024) en la REBISE, el 56.6% de los registros de jaguar corresponde a individuos con una condición corporal regular, mientras que un 39.6% presenta una condición corporal óptima, sólo un 3.8% de los registros se clasificó dentro de la categoría de delgadez. En el caso de los pumas, se observa un número mayor de registros de condición regular con un 79.9%, seguida por un 16.2% en

condición óptima y un 4% en delgadez. Estas cifras sugieren que, si bien la mayoría de los individuos de ambas especies presentan una condición corporal intermedia, los jaguares muestran una mayor proporción de individuos en condición óptima en comparación con los pumas (Tabla 6).

Tabla 6. Número de registros independientes por categoría de condición corporal para jaguares y pumas en la REBISE

Número de registros independientes por categoría de condición corporal				
Depredador tope	Delgadez	Regular	Óptima	Total
Jaguar	2	30	21	53
Puma	11	222	45	278

Los registros de clasificación según la condición corporal (CC) para jaguar y puma mostraron una concentración en las categorías de delgadez, regular y óptima; en los extremos de las categorías: emaciación y obesidad, no se observaron registros. Durante el proceso de evaluación se identificó una ligera variación morfológica entre ambas especies: en los jaguares, aún en condiciones de delgadez, los contornos óseos (apófisis de las vértebras cervicales y torácicas, caderas, escápulas y arcos cigomáticos) no eran fácilmente visibles; en contraste, en los pumas estos elementos eran más evidentes, incluso cuando presentaban un tono muscular más definido (Figura 7).

Cabe destacar que en los registros de hembras (que fueron pocos pero en ambas especies) se observó la presencia de pliegues de piel más evidentes en comparación con los machos, principalmente en la región torácica ventral, abdominal y en los flancos, lo que podría dar apariencia de mayor volumen corporal, sin embargo, este rasgo no fue considerado en la evaluación de la condición corporal, ya que podría estar relacionado con diferencias sexuales o

reproductivas propias de la especie, para garantizar la consistencia en la clasificación de todos los individuos, se utilizaron únicamente los tres criterios previamente definidos: visibilidad de contorneos óseos, forma del abdomen y tono muscular.

Ejemplos de registros de jaguar y puma clasificados según su condición corporal		
Emaciación	No registrado	No registrado
Delgadez		
Regular		
Óptima		
Obesidad	No registrado	No registrado

Figura 7. Ejemplos de registros de jaguar y puma clasificados según su condición corporal en la REBISE

La distribución espacial de los sitios con presencia de las distintas categorías de condición corporal (CC) mostró diferencias entre ambas especies de depredadores topo; en el caso del jaguar, se documentaron registros en 32 sitios de monitoreo, con una mayor proporción de sitios con

individuos en condición regular ($n=23$), seguida de óptima ($n=15$), y una baja representación en delgadez ($n=2$) (Figura 8).

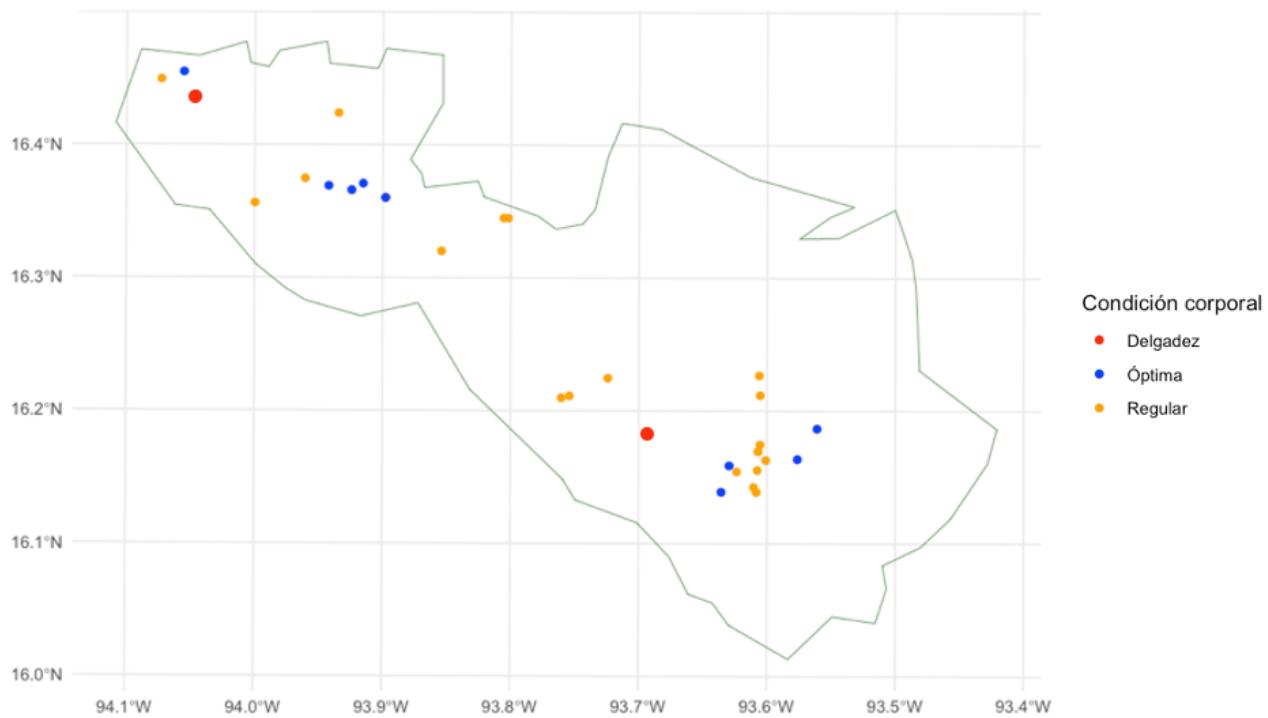


Figura 8. Distribución de las estaciones con registros de jaguar según la CC en la REBISE

En cuanto al puma, de los 80 sitios de monitoreo en donde se presentó, predominó también la condición regular ($n=68$), seguida de óptima ($n=20$) y delgadez ($n=8$) (Figura 9). Estas cifras complementan los resultados previos basados en el número total de registros independientes, ya que indican que tanto la condición óptima como la regular no sólo fueron frecuentes, sino también estuvieron distribuidas en múltiples sitios a lo largo de la REBISE, lo que sugiere una amplia representación espacial en buen estado corporal.

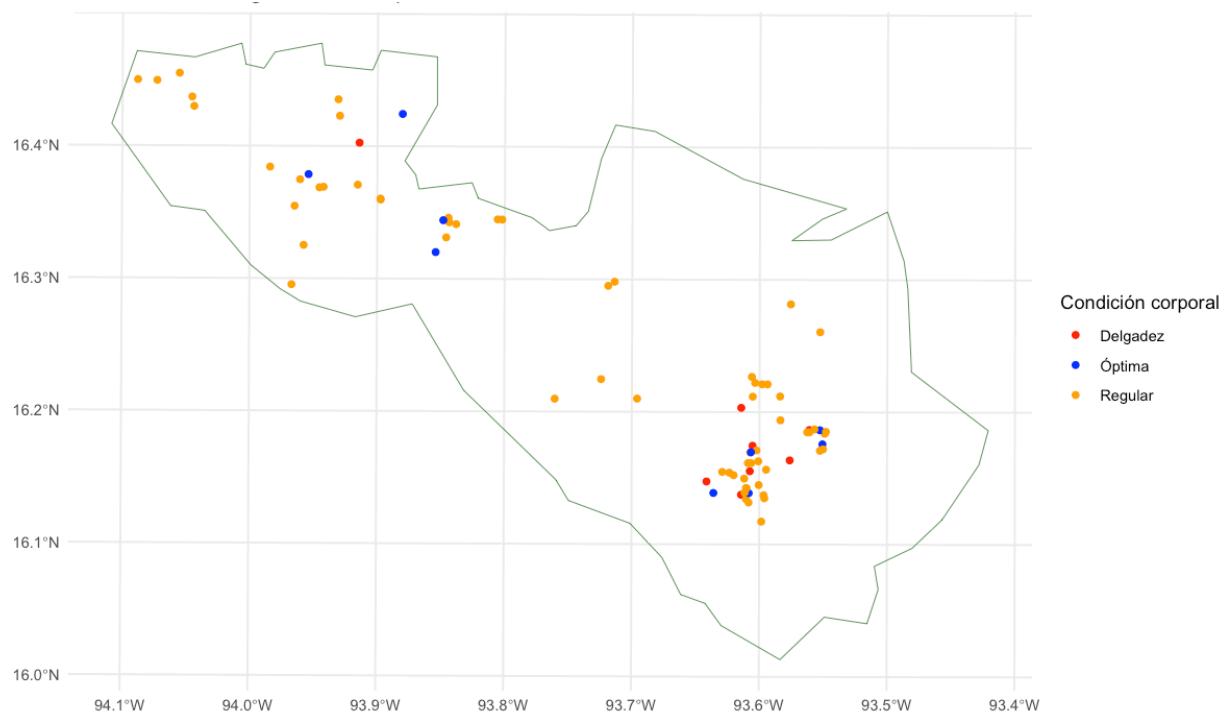


Figura 9. Distribución de las estaciones con registros de puma según la CC en la REBISE

8.4. Criterio D: Impacto de la actividad humana sobre el taxón

Para el jaguar no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en los registros de su presencia en relación con la cercanía a localidades humanas ni caminos; la prueba T de Student dio como resultados valores de $p= 0.4227$ para localidades y $p= 0.8667$ para caminos. En cuanto a las medias de distancia a localidades fueron de 1881.02 m para los sitios sin presencia de jaguar y 1747.079 m para los sitios con presencia, para los caminos, las medias fueron 1623.850 m (sin presencia) y 1655.017 m (con presencia).

En el caso de los pumas, tampoco se observaron diferencias significativas respecto a la cercanía de localidades ($p = 0.5487$), ni caminos ($p = 0.058$). Las medias de distancia a localidades fueron de 1832.569 m (sin presencia) y 1900.743 m (con presencia); mientras que para la distancia a caminos fueron 1718.529 m (sin presencia) y 1493.115 m (con presencia).

Respecto a los otros indicadores de impacto humano, en el 19% de las estaciones de monitoreo ($n = 40$ de 201) se registró la presencia de animales domésticos, de estos registros el 75% correspondió a perros, el 17.5% a bovinos y 7.5% a equinos, así mismo, el 8.4% de las estaciones estuvieron ubicadas en zonas donde se reportaron eventos de depredación por parte de depredadores topo (jaguar y puma) y el ganado doméstico; en cuanto a la cacería presente en la REBISE, el 36% de las estaciones se ubicaron en zonas con evidencia o reportes de esta práctica (Figura 10).

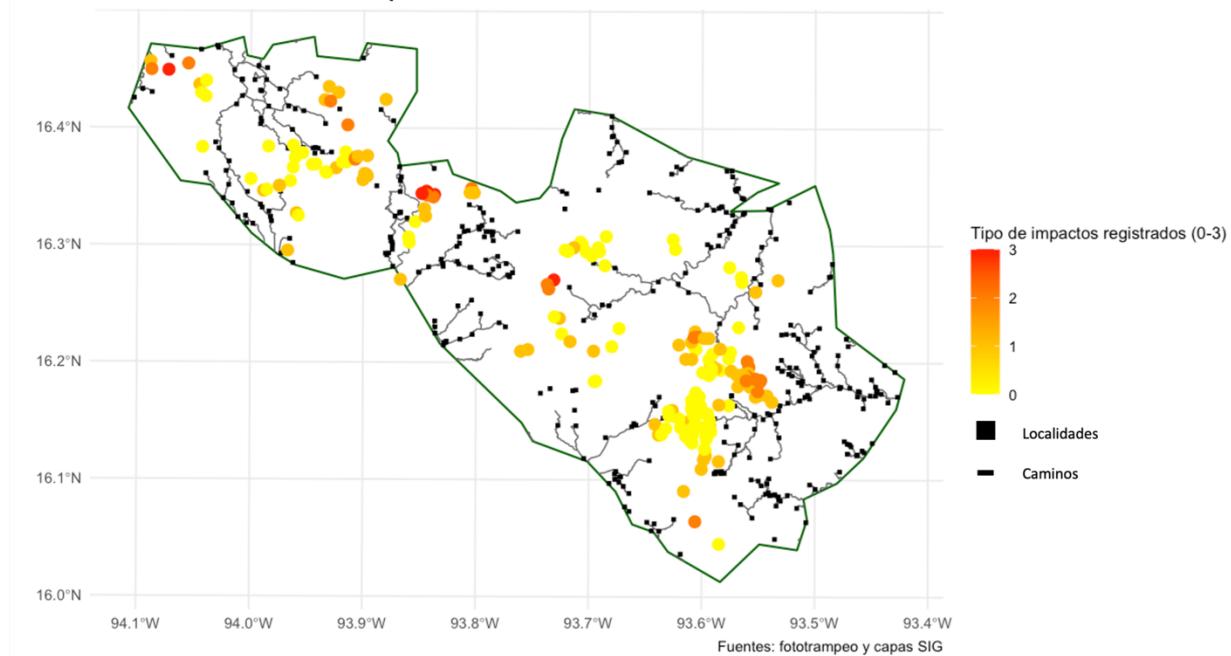


Figura 10. Índice de impacto humano por estación de monitoreo en la REBISE

8.5. Riesgo de extinción local de depredadores tope

Como parte final del MER-L y a partir de la integración de las variables obtenidas de los indicadores propuestos en cada criterio de evaluación y su interpolación espacial (Kriging), se generó un índice de riesgo de extinción local para depredadores tope en toda la superficie de la Reserva de la Biosfera La Sepultura. Este índice se clasificó en cinco categorías de riesgo: uno (muy bajo), dos (bajo), tres (medio), cuatro (alto) y cinco (muy alto) (Figura 11).

La mayor proporción del territorio de la REBISE (76.17%) se encuentra en riesgo medio, abarcando 127,405 hectáreas lo que podría sugerir que esta categoría contiene áreas con condiciones ecológicas aún funcionales, pero vulnerables; esta zona puede mejorarse o degradarse en función de las acciones de manejo ejecutadas en la zona. En cuanto a las zonas de riesgo bajo cubren 27,329 hectáreas, que equivalen al 16.33% del área, y podrían representar lugares santuario o áreas con mayor resiliencia para los depredadores tope. Por el contrario, las zonas clasificadas como riesgo alto comprenden 11,913 hectáreas (7.12%), mientras que las de riesgo muy alto representan 167 hectáreas (0.10%); aunque podría considerarse una cifra menor, estas áreas se posicionan como prioritarias para la conservación del jaguar y el puma. Finalmente, solo el 0.27% del área (452 hectáreas) fue clasificada como de riesgo muy bajo, lo que indica que una escasa proporción del territorio cuenta con condiciones óptimas y seguras para la persistencia de ambos felinos.

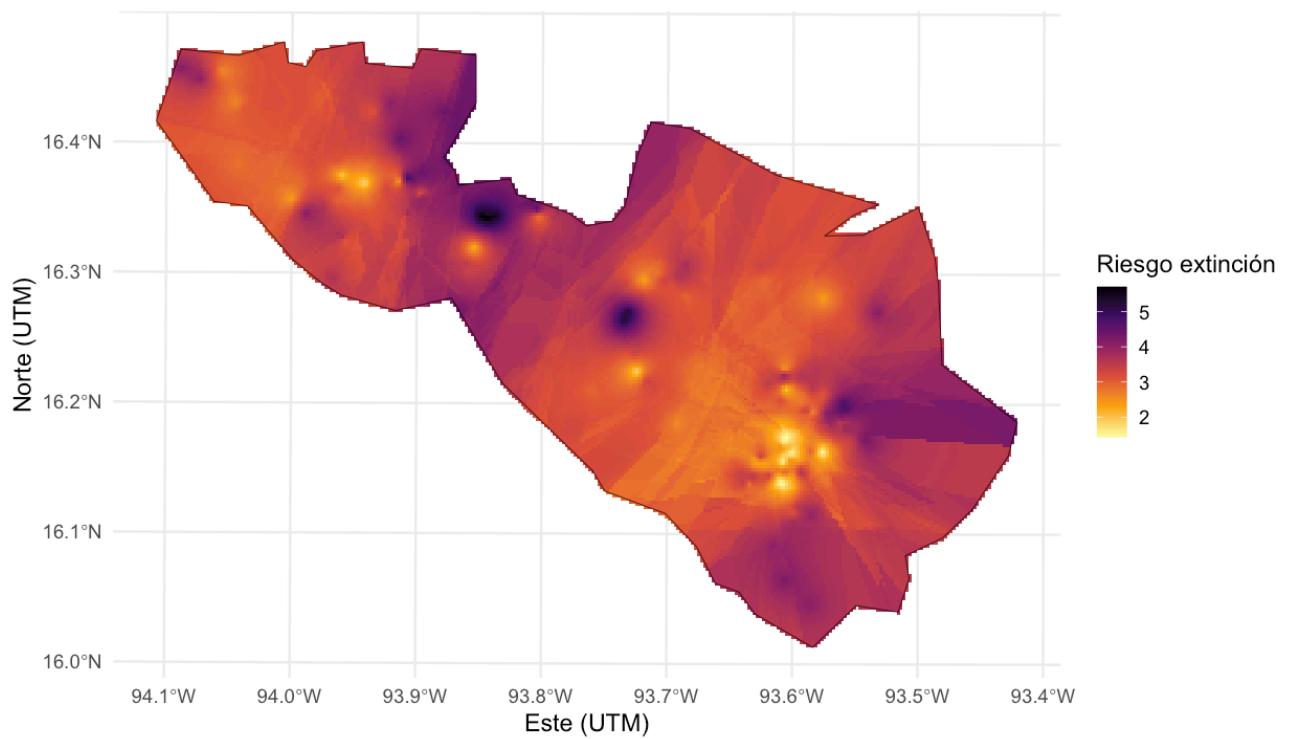


Figura 11. Mapa de riesgo de extinción local de depredadores tope en la REBISE

9. DISCUSIÓN

9.1. Criterio A: Amplitud de la ocupación del taxón en la REBISE

El análisis de la amplitud de la ocupación (obtenida por ocupación asintótica o integrada en el tiempo) de jaguares y pumas en la REBISE, a partir de datos de fototrampeo del período 2018-2024, reveló diferencias notables entre ambas especies. El área de actividad estimada para los jaguares, basada en distancias máximas de recaptura, coincidió con estudios previos realizados en México y Latinoamérica (Ceballos et al., 2022; Crawshaw Jr. & Quigley, 1991; C. Cruz et al., 2021; De la Torre et al., 2017; Flores-Zavala, 2015; Núñez et al., 2002; Scognamillo et al., 2002) lo que valida la consistencia espacial de los patrones detectados en esta región. Aunque para el puma se recurrió a valores de la literatura, sus registros permitieron contextualizar sus patrones de uso del espacio local. La definición asintótica de ocupación resultó pertinente, ya que el largo período permitió identificar patrones más estables y minimizar sesgos por detecciones aisladas (Efford & Dawson, 2012).

No obstante, existen limitaciones importantes. La estimación del ámbito hogareño del jaguar se basó exclusivamente en machos, dada la escasa detección de hembras, fenómeno también observado por Brown & González (2000), lo que puede deberse a sus menores desplazamientos y baja detectabilidad. La casi nula presencia de crías de ambas especies a lo largo de seis años sugiere posibles problemas de densidad, estructura poblacional o fragmentación funcional del hábitat reproductivo (Johnson & Van-Pelt, 2016). Los patrones de permanencia, mostraron alta variabilidad, ya que solo un individuo fue constante durante todo el estudio. Este patrón, descrito también por McCain & Childs (2008), indica distintos tipos de uso del espacio: residentes, dispersantes o visitantes estacionales, probablemente influenciados por la heterogeneidad del paisaje y la disponibilidad desigual de recursos, en especial en el caso de las hembras.

En este contexto, como advierten Efford & Dawson (2012), es esencial no confundir ocupación con abundancia. La ocupación reportada puede sobreestimar la persistencia sin no se acompaña de indicadores como reproducción o estructura etaria y los registros esporádicos o individuos de amplio rango de movimiento pueden ampliar las áreas de uso. En este estudio, la baja ocupación del jaguar respecto al puma no necesariamente refleja una población más pequeña, sino diferencias en comportamiento, movimiento y detectabilidad. Más aún, la ocupación integrada en el tiempo, no garantiza que se haya alcanzado una estimación estable o definitiva, puesto que la baja detección de hembras, los registros únicos, los puntos de monitoreo y la posible fragmentación del paisaje pueden estar restringiendo la representación completa del uso del espacio, especialmente en individuos reproductivos o menos móviles.

La presencia simultánea de hasta tres jaguares en un mismo punto, junto con pumas, sugiere cierto grado de tolerancia espacial o solapamiento territorial (Ávila-Nájera et al., 2016), aunque no necesariamente altas densidades. El puma mostró una ocupación más extendida, incluso en áreas periféricas, lo cual podría reflejar tanto su mayor plasticidad ecológica como una competencia desbalanceada que afecte negativamente al jaguar (Núñez et al., 2002); esta dinámica coincide con el modelo Lotka-Volterra, donde una mayor presión competitiva y una reducción en la capacidad de carga pueden desencadenar procesos de exclusión local (Ceballos & Oliva, 2002; Gaxiola & Armesto, 2016).

Los resultados sugieren que el jaguar presenta un uso del paisaje más restringido dentro de la REBISE, asociado principalmente a zonas con mayor cobertura vegetal y calidad de hábitat, mientras que el puma muestra un patrón de ocupación más amplio, utilizando una mayor variedad de condiciones ambientales reafirmando su mayor flexibilidad ecológica. No obstante, también es posible que el puma contribuya, indirectamente, a mantener estructuras tróficas, territoriales

(corredores, uso del espacio), funcionales (control de depredadores, presión ecológica), entre otras; que podrían facilitar la recolonización del jaguar en el futuro, como lo sugiere la teoría de sucesión por facilitación (Gaxiola & Armesto, 2016). Otro aspecto relevante se relaciona con los registros únicos detectados en sitios de transición entre vegetación de media y baja densidad; lejos de ser marginales, estos puntos podrían actuar como corredores funcionales. Su ubicación en el norte y noroeste de la reserva (áreas con menor conectividad hacia otros bloques naturales sobre la Sierra Madre de Chiapas) subraya su valor estratégico para la conectividad del paisaje (Medellín & De la Torre, 2016). En conjunto, la ocupación del jaguar pudiera mantenerse más por los extensos desplazamientos de unos pocos individuos que por una población estable. Esta interpretación exige cautela, ya que, sin información sobre reproducción, abundancia o estructura poblacional, la ocupación por sí sola puede ser engañosa. Por ello, su utilidad debe centrarse en detectar tendencias espaciales y no en inferencias poblacionales definitivas (Johnson & Van-Pelt, 2016). Ante estas complejidades, se requiere un monitoreo a largo plazo con estaciones fijas y móviles que permitan seguir a individuos residentes, dispersantes y detectar dinámicas emergentes del paisaje (Lynam, 2002). Esta información es clave para entender los procesos ecológicos en curso y orientar estrategias de conservación más efectivas. En síntesis, los patrones observados reflejan una ocupación desigual e inestable, influída por la fragmentación, la presión antrópica y la interacción entre especies. Por tanto, la ocupación debe leerse como una señal temprana de alerta en el análisis del riesgo de extinción local.

9.2. Criterio B: Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón

La calidad del hábitat en la REBISE fue evaluada mediante el Índice de Vegetación Normalizada (NDVI) y la riqueza de especies, considerados como aproximaciones indirectas a la cobertura vegetal y a la disponibilidad de presas, respectivamente. Estas métricas permiten inferir

la capacidad del paisaje para ofrecer condiciones ecológicas favorables para el uso del espacio por grandes felinos, particularmente el jaguar, que presenta mayores requerimientos ecológicos que el puma (Miler & Rabinowitz, 2002).

EL NDVI se usa y propone para esta área de estudio ya que presentó una solución eficaz al analizar el mosaico de vegetación en la REBISE relacionada a su intrincada topografía (Lu et al., 2022; Mallegowda et al., 2015; Masha et al., 2024; Zhang et al., 2024); las observaciones en campo validaron los resultados obtenidos ya que ayudaron a entender el contexto del estado del hábitat en relación a los registros de ambos depredadores. Los valores más altos de NDVI se concentraron en el núcleo de la reserva con vegetación de alta densidad, coincidiendo con áreas dominadas por selva alta, selva mediana, bosque mesófilo y bosques de pino-encino (CONANP, 2013). En estos sitios también se registró el mayor número de detecciones de jaguar (66%) y puma (59%), reforzando la asociación positiva entre cobertura vegetal y presencia de grandes felinos. Este patrón es consistente con estudios que reportan una preferencia del jaguar por hábitats densos a escala nacional (Chávez et al., 2016). No obstante, como advierten Lynam (2002), la presencia de hábitat aparentemente adecuado no garantiza por sí sola la ocupación efectiva, debido a otros factores como la conectividad y la presión humana.

El puma mostró una mayor tolerancia ecológica al registrarse también en vegetación de menor densidad, lo que concuerda con su carácter generalista y adaptable frente a condiciones más degradadas (De la Torre et al., 2017; Núñez et al., 2002; Polisar, 2002). En cambio, la presencia del jaguar fue más restringida, en línea con estudios que lo describen como una especie más sensible a los cambios estructurales del hábitat (Briones-Salas et al., 2012; Figel et al., 2021). Sin embargo, algunos sitios con densa cobertura vegetal no registraron presencia de ninguna de las dos especies. Esto evidencia las limitaciones del NDVI como indicador único, ya que no distingue

entre vegetación primaria y secundaria ni refleja aspectos como estructura vertical o microhábitat. Se recomienda complementar este índice con métricas funcionales que capturen mejor las condiciones requeridas por felinos de gran tamaño.

La riqueza de especies mostró una distribución espacial heterogénea, posiblemente influida por factores ecológicos como microhábitats, conectividad, topografía o diferentes estados de conservación, ya que este indicador responde de forma sensible a perturbaciones como la fragmentación, deforestación, contaminación o cualquier alteración ambiental que reduzca la disponibilidad de recursos clave y afecte la funcionalidad ecológica del ecosistema (López-Mejía et al., 2017). No obstante, también puede estar influido por el esfuerzo desigual de muestreo; aunque se utilizaron datos de seis años, algunos sitios tuvieron monitoreos de corto plazo, lo que puede subestimar su riqueza real. Aun con estas limitaciones, los sitios con mayor riqueza coincidieron con las zonas núcleo, reforzando su importancia para la conservación (De la Torre et al., 2017). Además Renata et al (2002) encontraron que el jaguar consume presas más grandes en áreas extensas y conservadas, lo que reafirma el valor de estos espacios. Sin embargo, también se identificaron zonas con alta riqueza y presencia de felinos fuera de las zonas núcleo (áreas que han sufrido poca alteración y consideradas de alta biodiversidad), lo cual sugiere que algunas zonas de amortiguamiento, caracterizadas por mantener un buen estado de conservación con ecosistemas relevantes y en los que se desarrollan actividades productivas desde un enfoque sustentable (CONANP, 2013), podrían funcionar como corredores o refugios, este hallazgo es clave para el diseño de estrategias de conectividad y mitigación del aislamiento poblacional (Miler & Rabinowitz, 2002).

La co-ocurrencia de jaguar y puma en un mismo sitio fue menos frecuente que los registros individuales de puma, lo cual coincide con estudios que reportan una segregación espacio-temporal

entre estas especies. Esta separación puede deberse a evitación activa del puma frente al jaguar o a diferencias en la selección de microhábitats, tal como mencionan Steenweg et al (2018), quienes documentaron que, incluso en paisajes compartidos, ambas especies utilizan hábitat distintos a escalas locales más finas. En este estudio, la mayor flexibilidad del puma para habitar áreas con vegetación menos estructurada podría explicar su mayor frecuencia de detección.

Finalmente, tanto el NDVI como la riqueza de especies ofrecen información valiosa sobre el estado del hábitat y permitieron comprender el contexto de ambos felinos en términos de su estado de riesgo, por lo que se consideran indicadores útiles, sin embargo, deben tomarse en cuenta sus limitaciones. EL NDVI no distingue entre tipos ni estados de conservación de la vegetación (natural o inducida) y tampoco la composición y la estructura de la vegetación (Pettorelli et al., 2005), mientras que la riqueza no refleja la abundancia de presas clave, como son los ungulados. Por ello, se recomienda incluir métricas complementarias: estructura del dosel, composición florística, conectividad funcional y composición de la comunidad de presas y sus índices de abundancia relativa (Cruz-Jácome et al., 2015). Asimismo, para mejorar la solidez de los análisis espaciales, es crucial avanzar hacia esquemas de monitoreo más sistemáticos, con protocolos armonizados, metadatos detallados y variables ecológicas complementarias (altitud, pendiente, estructura del bosque e intensidad de uso humano) (Lizcano, 2019; Luja & Báez, 2025; Mandujano & Pérez-Solano, 2019). Sólo así será posible entender con mayor precisión la relación entre la calidad del hábitat y la presencia de grandes felinos en paisajes complejos como la REBISE.

8.3. Criterio C: Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón

La condición corporal observada a través de fototrampeo constituye un indicador indirecto de la vulnerabilidad biológica de los grandes felinos, ofreciendo pistas sobre la calidad del hábitat, la disponibilidad de presas y la presión ambiental. En la REBISE, los jaguares presentaron una

proporción mayor de registros en condición corporal óptima que los pumas, lo cual coincide con lo reportado por De la Torre et al (2017), quienes encontraron que los jaguares machos eran significativamente más pesados, y con Aranda (2002) que atribuye esta diferencia a un sentido adaptativo para el acecho de sus presas. Esta diferencia podría reflejar una mayor eficiencia en la obtención de recursos o diferencias en los hábitats utilizados por ambas especies, además de posibles procesos de competencia intra e interespecífica.

Aunque los pumas fueron detectados con mayor frecuencia (lo que sugiere una ocupación más amplia, coherente con su carácter generalista) su condición corporal fue más variable, tendiendo a regular. Esta variabilidad parece asociarse a su presencia en áreas más perturbadas o con vegetación menos densa, donde su adaptabilidad le permite persistir, pero no sin costos físicos. Como lo menciona Núñez et al (2002), las presas de menor talla presentes en zonas fragmentadas se incrementan y están disponibles para los pumas a un mayor costo energético por unidad de biomasa capturada. En contraste, los jaguares, más dependientes de hábitats estructuralmente complejos y presas grandes, mostraron mejor condición incluso en sitios alejados entre sí, lo que sugiere que en la REBISE el estado del hábitat les provee de los recursos naturales o bien, es reflejo de una baja densidad poblacional por debajo de la capacidad de carga y menor competencia intraespecífica(T. B. Johnson & Van-Pelt, 2016; Rabinowitz & Jr, 1986). Sin embargo, la detección de algunos individuos en condición corporal comprometida representa una señal de alerta. Estos casos coincidieron espacialmente con algunas áreas de menor riqueza de presas, mayor influencia humana y proximidad a caminos. Como lo documentaron Renata et al (2002) estas circunstancias marcan diferencias en la composición de presas. Además, la escasa detección de hembras y crías de jaguar y puma podría indicar una estructura poblacional dominada por individuos dispersantes, o incluso una insuficiencia energética para sostener la reproducción, lo cual refuerza su vulnerabilidad (Johnson & Van-Pelt, 2016; Núñez et al., 2002).

Desde una perspectiva trófica, se ha documentado que los jaguares tienden a consumir presas de mayor tamaño que los pumas (Aranda, 2002; Núñez et al., 2002), lo que podría proporcionarles una ventaja energética si tales presas están disponibles. Sin embargo, existen excepciones, en Campeche, por ejemplo, Oliveira (2002) reportó una mayor preferencia del puma por presas grandes. En el caso de la REBISE, aún no se ha evaluado con detalle si estas diferencias en la selección de presas entre ambas especies se manifiestan de forma clara; estos autores (Aranda, 2002; Núñez et al., 2002) han señalado que, en contextos donde las condiciones ecológicas para ambos felinos son similares, es posible que sus dietas también se parezcan. Esto refuerza la importancia de que se mantenga una base de presas sólida, lo cual ya ha sido reportada por el mismo Oliveira (2002) como un factor de mayor peso en su coexistencia, aún más que la integridad del hábitat por sí mismo.

En la REBISE, sin embargo, no se ha evaluado directamente la composición de presas ni su ocupación, por lo que se recomienda integrar esta información en futuros análisis. Asimismo, estudios previos han señalado una correlación entre el peso de los jaguares, la disponibilidad de agua y la estacionalidad (Crawshaw & Quigley, 2002; De la Torre et al., 2017; Scognamillo et al., 2002), factores que no fueron sistemáticamente evaluados en el presente estudio, pero cuya influencia podría ser importante. En este estudio, aunque algunos registros en condición óptima se localizaron en zonas de vegetación densa, no se analizó su cercanía a cuerpos de agua permanentes, lo cual representa un vacío de información relevante. El puma, mostró una condición aceptable incluso en sectores fragmentados o con menor densidad de vegetación, lo que confirma su capacidad de adaptación. Los individuos con una mala condición corporal, indican que esta especie tiene presiones del entorno, tal como lo señalaron Luja & Báez (2025) puede que los umbrales de tolerancia de este felino estén comenzando a superarse en la REBISE.

Metodológicamente, la evaluación de la condición corporal se basó en criterios visuales como la prominencia de costillas, escápulas y abdomen. Este enfoque tiene la ventaja de ser no invasivo, accesible y aplicable a partir de foto-registros, lo que permite aprovechar eficientemente la información generadas por cámaras trampa. Sin embargo, también presenta limitaciones, ya que factores como el ángulo de la imagen, la iluminación o la postura del animal pueden introducir sesgos en la percepción de la condición corporal. Además, no fue posible determinar el sexo o la edad en todos los registros, lo cual restringe la posibilidad de realizar análisis más detallados sobre las diferencias etarias o reproductivas. También se detectaron vacíos de muestreo en zonas de difícil acceso, que probablemente alberguen fauna mejor conservada. Estos vacíos limitan la representatividad del análisis y deben ser abordados en futuros esfuerzos.

En síntesis, las principales limitaciones del uso de la condición corporal como indicador en este estudio fueron: (1) la naturaleza subjetiva del método visual; (2) la falta de datos sobre sexo y la edad; (3) y la influencia de variables no monitoreadas como enfermedades, competencia o estacionalidad. Por ello, se recomienda integrar esta evaluación dentro de protocolos estandarizados de fototrampeo, acompañada de fichas de captura con calidad diagnóstica. También debe articularse con las otras variables de ocupación, riqueza de especies y densidad de la vegetación, para ofrecer una interpretación ecológica más robusta. La participación de los pobladores locales y monitores comunitarios mediante observaciones directas y formatos de registro también podría complementar los datos con valiosa información de campo (Ardiantiono et al., 2025). Finalmente, las zonas donde se identificaron individuos en condición de delgadez deben considerarse prioritarias para acciones de manejo, restauración o vigilancia, ya que este indicador puede funcionar como una señal temprana de deterioro ecológico, espacialmente preocupante en especies de lenta recuperación como el jaguar.

9.4. Criterio D: Impacto de la actividad humana sobre el taxón

Los resultados obtenidos en el último criterio indican que no hubo diferencias significativas entre la presencia de jaguar y puma respecto a la cercanía con localidades humanas ni caminos, lo que podría indicar cierta tolerancia a la infraestructura humana, o una ocupación los suficientemente amplia para diluir estos efectos. No obstante, esta aparente neutralidad podría estar sesgada por el diseño del monitoreo, ya que las cámaras trampa suelen ubicarse en zonas accesibles para los investigadores y monitores comunitarios, generando una posible sobreestimación del uso de áreas perturbadas y subestimación del uso de hábitats remotos y menos accesibles, que podrían ser clave para la conservación.

Uno de los impactos indirectos más preocupantes registrados es la presencia de fauna doméstica, registrada en el 19% de las estaciones. Los perros y el ganado representan un riesgo sanitario y ecológico al fungir como vectores de enfermedades como distemper, ya detectado en jaguares en Brasil (Nava et al., 2008), parvovirus, rabia (cuya incidencia ha disminuido en poblaciones domésticas debido a campañas de vacunación, pero que mantiene ciclos activos en fauna silvestre) leptospirosis, leishmaniasis, tuberculosis bovina, dirofilariosis, toxoplasmosis, neosporosis y la transmisión de ectoparásitos (Chorro et al., 2011; Curi et al., 2006; Gondim et al., 2004; Lessa et al., 2016; Nayar & Knight, 1999; Nolasco et al., 2024; Rendón-Franco et al., 2014). Además, los animales domésticos pueden participar en la competencia trófica por recursos, alterar la estructura de las poblaciones de las presas afectando a juveniles o hembras y modificar el comportamiento de los carnívoros nativos, incluyendo la posibilidad de hibridación con cánidos silvestres (Galov et al., 2015; Lessa et al., 2016; Monzón et al., 2014; Terborg et al., 2001).

Adicionalmente, se detectaron reportes de conflicto entre felinos y ganado en el 8.4% de las estaciones. Esta cifra, aunque modesta, probablemente está subestimada, dado que proviene de

reportes informales y no de protocolos estandarizados de verificación. Este conflicto tiene implicaciones que van más allá del daño económico directo, ya que los eventos de depredación suelen generar respuestas humanas de represalia, incluyendo cacería, envenenamiento o desplazamiento de los individuos implicados(Chávez et al., 2016; Hoogesteijn et al., 2002; Marchini et al., 2013).

La falta de protocolos estandarizados de atención como necropsias o peritajes de depredación limita la capacidad de respuesta institucional ante estos conflictos. Se recomienda en estos casos, una evaluación técnica de daños que incluya inspección del sitio del ataque, análisis de los restos del animal (marcas de mordida, forma de consumo, tipo de lesiones), búsqueda y registro de huellas, excretas u otros indicios, entrevista con testigos o propietarios, registro fotográfico y georreferenciación, determinación (aunque sea tentativa) de la especie responsable. Lo anterior tiene como objetivo verificar la especie involucrada en el ataque (jaguar, puma, coyote y perros ferales, entre otros), y documentar los hechos para acciones de manejo y evaluaciones de monitoreo como la presente.

En cuanto a la cacería, representa una de las presiones más relevantes y complejas sobre la fauna silvestre. Si bien se trata de una práctica arraigada en los medios de vida de muchas familias rurales, especialmente bajo esquemas de subsistencia, su impacto ecológico va mucho más allá de la extracción de una pieza. En términos ecológicos, la cacería actúa como una presión de selección artificial; en este sentido, Pigeon et al (2016) documentaron esta práctica como un factor que impulsa cambios morfológicos en venados. Por su parte, Leclerc et al (2019) identificaron una presión selectiva sobre los comportamientos en osos. En este estudio, la repentina ausencia de individuos registrados en algunas estaciones, junto con la evidencia de actividad de caza y los reportes de monitores comunitarios que señalan una creciente dificultad para registrar a estos

felinos mediante fototrampeo, sugieren que la cacería furtiva o por represalia podría estar teniendo un impacto significativo en la abundancia o el comportamiento de jaguares y pumas. Por lo tanto, se recomienda que el registro de estos eventos se realice con mayor rigor mediante el llenado de fichas estandarizadas que documenten aspectos clave como fechas, origen del reporte, ubicación, circunstancias del hallazgo y posibles especies afectadas. Asimismo, resulta fundamental integrar esta información en una base de datos centralizada que permita sistematizar y analizar los patrones de ocurrencia a lo largo del tiempo; este esfuerzo debería complementarse con acciones de sensibilización comunitaria y fortalecimiento de los mecanismos de vigilancia participativa dentro de la REBISE, de modo que no se logre solo registrar el fenómeno, sino también generar evidencia sólida para diseñar estrategias de manejo y mitigación que reduzcan la incidencia de la cacería y sus consecuencias sobre las poblaciones de grandes carnívoros (Paviolo et al., 2009).

En cuanto al aprovechamiento se ha documentado que las especies de mamíferos aprovechadas por los humanos para consumo coinciden con las especies presas preferidas por el jaguar y el puma generando una competencia directa por recursos tróficos (Chávez et al., 2016; Oliveira, 2002). En este estudio las especies observadas sujetas de aprovechamiento fueron ambas especies de venado presentes en la REBISE (*Odocoileus virginianus* y *Mazama temama*) pero se desconoce la intensidad y preferencias de cacería en la región. Además de lo anterior, la práctica de la cacería no solo tiene consecuencias por la pérdida directa de individuos, sino también por la perturbación ecosistémica asociada a su ejecución; la circulación de personas en zonas de alta biodiversidad ejerce un efecto supresor general sobre la fauna. En el caso de los grandes carnívoros, el miedo a los humanos puede modificar patrones de movimiento y actividad, promoviendo conductas antidepredadoras y evasivas (Suraci et al., 2019). Estos cambios pueden llevar al abandono de áreas de reproducción, para la alimentación, el refugio o la conectividad, reduciendo la disponibilidad espacial de recursos y afectando la interacción con presas y

competidores (Clinchy et al., 2016). Como resultado, se generan vacíos tróficos en ciertas zonas del paisaje y efectos en cascada sobre la biodiversidad, comprometiendo la funcionalidad ecológica en la REBISE.

Por lo anterior, se concluye que a la dinámica interespecífica entre el jaguar y el puma se suman las formas de competencia con el ser humano, que, aunque, no es considerado un depredador tope en términos estrictamente biológicos, funcionalmente actúa como tal al competir directa e indirectamente por recursos clave como presas, espacio, agua y refugio. Esta competencia puede clasificarse (como analogía ecológica) en tres categorías: competencias por explotación, interferencia y preemptiva (Gaxiola & Armesto, 2016).

La competencia por explotación se manifiesta cuando las actividades humanas, como la cacería de fauna silvestre o el uso intensivo del agua y la cobertura vegetal, reducen la disponibilidad de recursos fundamentales; esto es especialmente relevante en los bordes de la reserva, donde el sobrepastoreo, la expansión agrícola y la cacería ilegal disminuyen la capacidad del hábitat para sostener presas medianas y grandes. Por su parte, la competencia por interferencia ocurre cuando la infraestructura humana y la presencia constante de ganado o perros domésticos obstaculizan el acceso a los felinos a sitios de caza, descanso o desplazamiento, lo que puede obligarlos a modificar su comportamiento o abandonar hábitats adecuados. Finalmente, la competencia preemptiva implica la ocupación anticipada del espacio por los humanos, lo cual imposibilita su uso posterior por parte de los grandes felinos; en la REBISE, esto se observa en la expansión de actividades productivas sobre cuerpos de agua o zonas críticas para la conectividad del paisaje. Estas formas de competencia no son excluyentes y con frecuencia operan simultáneamente, exacerbando los efectos negativos sobre las poblaciones de jaguar y puma.

En suma, la resiliencia observada en ambas especies parece estar sostenida por su notable plasticidad conductual y fisiológica. Sin embargo, esto no garantiza su persistencia a largo plazo. Frente a todas las amenazas detectadas, se requiere una estrategia de conservación proactiva, basada en la articulación de disciplinas como la ecología, veterinaria, salud pública y ciencias sociales, y que incluya a actores clave: instituciones académicas, productores y autoridades gubernamentales. Acciones como el monitoreo sanitario, la restauración de corredores, la capacitación para la coexistencia y la toma de decisiones compartida con base científica pueden asegurar la viabilidad de estas especies en un entorno de transformación constante.

9.5. Riesgo de extinción local de depredadores tope

En este estudio, el desarrollo e implementación del MER-L no solo permitió asignar una categoría de riesgo de extinción local para el jaguar y el puma, sino que también se consolidó como una herramienta útil para profundizar en el estado ecológico del territorio, las presiones que enfrenta y su capacidad de resiliencia. A través de la integración espacial de los cuatro criterios mediante interpolación Kriging, se generó un índice continuo de riesgo para toda la superficie de la REBISE. Este índice permitió identificar gradientes de vulnerabilidad y clasificar el territorio en cinco niveles de riesgo, proporcionando así una línea base contextualizada y espacialmente explícita para orientar acciones de conservación en escalas más finas, como ejidos, microcuenca o corredores biológicos.

Los resultados indican que el 76.17% del área se encuentra en riesgo medio, lo que puede interpretarse como una zona ecológicamente funcional, pero sensible a la intensificación de amenazas. Esta categoría representa una franja crítica de intervención, ya que, dependiendo de las acciones que se implementen, estas áreas pueden mejorar su condición ecológica o degradarse rápidamente. Para evitar su transición a categorías de mayor riesgo, es fundamental implementar

medidas preventivas como monitoreo continuo de fauna y actividades humanas, programas de restauración ecológica (como reforestación con especies nativas), fortalecimiento de la vigilancia comunitaria, manejo adecuado del ganado y control de especies domésticas.

Las zonas clasificadas como de riesgo bajo (16.33%) podrían representar sitios de refugio o áreas de mayor resiliencia ecológica para los grandes felinos; en estos sitios se recomienda mantener y reforzar las condiciones actuales, garantizando la conectividad ecológica con otras zonas, además deben promoverse prácticas productivas sostenibles, verificando que efectivamente contribuyan a la conservación. También es recomendable realizar estudios más detallados para confirmar si estas áreas actúan como núcleos de conservación o fuentes de dispersión.

Por su parte, las áreas con riesgo alto y muy alto (7.12% y 0.10%, respectivamente) deben considerarse como zonas prioritarias de atención inmediata. Aunque su superficie es reducida, muestran una combinación de múltiples factores de presión: alta fragmentación, pérdida de cobertura vegetal, conflictos con humanos o presencia de posibles vectores de enfermedades (fauna doméstica), en estos sitios se recomienda: implementar planes de manejo focalizados, establecer zonas de restauración intensiva o corredores biológicos que conecten parches aislados, realizar campañas de sensibilización y prevención de cacería en las comunidades, y generar acuerdos comunitarios para limitar el cambio de uso de suelo o la expansión ganadera.

En contraste, solo el 0.27% de la superficie fue clasificada como riesgo muy bajo, lo que revela que las condiciones óptimas para la persistencia de los grandes felinos son extremadamente escasas dentro de la REBISE. Estas áreas deben ser protegidas de forma estricta, idealmente a través de acuerdos de manejo voluntario con actores locales o incluso mediante figuras legales. Además, pueden funcionar como sitios de referencia ecológica o líneas base de salud del estado

del ecosistema, por lo que se sugiere: establecer allí estaciones permanentes de monitoreo, evitar nuevas infraestructuras y garantizar su conectividad funcional con otras zonas.

En conjunto más del 83% del territorio presenta niveles de riesgo medio o superior, lo cual evidencia una vulnerabilidad estructural del paisaje que requiere acciones integradas, sostenidas y multiescalares. Estas cifras deben interpretarse como un llamado urgente a fortalecer los mecanismos de gestión territorial comunitaria, articular esfuerzos institucionales, comunitarios y científicos, y asegurar que toda acción de conservación esté respaldada por datos y monitoreo continuo.

Considerando lo anterior, esta herramienta no solo clasifica áreas por nivel de riesgo, sino que permite visualizar escenarios futuros al identificar zonas ecológicamente inestables o en transición, donde el riesgo podría aumentar si no se actúa a tiempo. El MER-L puede integrarse a distintas escalas de planificación territorial, desde programas regionales de conservación y ordenamientos ecológicos hasta planes comunitarios de manejo. Su principal valor radica en su capacidad para integrar información ecológica, social e institucional, fortaleciendo así la toma de decisiones informadas en contextos territoriales complejos. Asimismo, el MER-L facilita la recuperación y sistematización de esfuerzos dispersos de monitoreo e investigación, permitiendo que datos generados con distintos objetivos, como registros de cámaras trampa, insumos de talleres comunitarios o bases geoespaciales públicas, puedan reutilizarse dentro de un enfoque analítico estandarizado que contribuya a alinear la información local con los instrumentos de política pública existentes (Tambutti et al., 2001).

Sin embargo, esto exige canales abiertos y permanentes de colaboración entre actores clave: comunidades locales, técnicos comunitarios, instituciones gubernamentales y la academia; en este proceso, se consolida un aprendizaje colectivo, donde el conocimiento generado no solo

circula verticalmente entre niveles institucionales y académicos, sino también horizontalmente entre actores locales, fortaleciendo una estrategia territorial de conservación. Esta dinámica contribuye a cerrar vacíos de información, factor señalado internacionalmente como uno de los principales obstáculos para conocer con certeza el estado de conservación de estos felinos (Chávez, 2010; Medellín & De la Torre, 2016; Sanderson et al., 2002).

El presente diagnóstico no debe considerarse como definitivo, sino como una línea base dinámica, que plantea nuevas interrogantes y oportunidades de investigación. Por ejemplo, el mapa generado mediante Kriging incluye zonas con alta incertidumbre debido a la ausencia de puntos de muestreo; en estos casos, se recomienda establecer estaciones de monitoreo para validar o ajustar las predicciones. Además, futuros diseños de muestreo deberían considerar los patrones fisiográficos propios de la REBISE, como las cadenas montañosas, el gradiente altitudinal o la pendiente, puesto que los registros sugieren que podrían estar actuando como límites naturales del territorio entre individuos, tal como se ha documentado en otros contextos, la estructura del paisaje, como las aguadas en Campeche (Hernández et al., 2008) o los arroyos en Jalisco (Miller & Núñez, 1999) influyen en la ecología espacial de los grandes felinos.

Asimismo, aún falta integrar variables asociadas a otras especies clave, como el tapir, mesodepredadores (*Leopardus pardalis*, *Eira barbara*, *Canis latrans*) o las presas potenciales de los grandes felinos (*Odocoileus virginianus*, *Mazama temama*, *Pecari tajacu*) cuya abundancia y distribución también determinan la viabilidad de los depredadores tope. Incluir estos elementos permitirá una visión más integral de las condiciones ecológicas de la reserva y del equilibrio funcional del ecosistema.

Otra línea crítica es la conectividad funcional, ya que aún es necesario identificar los puntos del paisaje donde el movimiento de los grandes felinos se ve restringido o limitado, ya sea por las

barreras naturales o antrópicas. En este sentido, se detectó una posible desconexión entre poblaciones de jaguares en la zona fragmentada por la autopista Arriaga-Ocozocoautla (km 2+700 y 61+ 300), clasificado como nivel de riesgo 4 y 5, ya que durante el estudio no se recapturaron individuos que indiquen intercambio entre ambos lados de dicha autopista, sin embargo, es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo en los pasos de fauna existentes para evaluar su efectividad. Cerqueira et al (2021) reportaron que las carreteras son un tipo de barreras que pueden pasar desapercibidas para los machos, pero pueden tener gran impacto en las hembras, situación apremiante en la REBISE dados los bajos registros de hembras. El monitoreo de estos puntos es clave para diseñar estrategias de restauración de corredores y evitar el aislamiento de subpoblaciones, especialmente ante un contexto de cambio de uso de suelo acelerado (Lynam, 2002).

Aunque esta evaluación se concentra en el componente ecológico, un análisis futuro debería considerar también la dimensión social del riesgo. En algunos sitios se ha documentado que factores como el desarrollo socioeconómico acelera declives de grandes carnívoros, incluso más que el cambio climático o el uso de suelo (Johnson et al., 2023). También la presencia de eventos como la pandemia de COVID-19 añadió presiones drásticas a la fauna silvestre por aumento de la cacería de autoconsumo (Briceño-Méndez et al., 2021), y las percepciones de daño a especies domésticas posiblemente han afectado la presencia y abundancia de los depredadores topo (Amador-Alcalá et al., 2013). Integrar esta dimensión permitirá diseñar intervenciones más completas que reconozcan la interdependencia entre conservación y bienestar humano.

Del mismo modo, aunque el MER-L incorpora múltiples fuentes de información, aún presenta limitaciones metodológicas importantes al no incorporar datos clave para evaluar la viabilidad poblacional a largo plazo. Por ejemplo, un estudio de corto plazo realizado en la región

de la Chinantla, Oaxaca, empleó un enfoque de monitoreo comunitario con cámaras trampa, datos de NDVI, modelos de ocupación, uso de hábitat y densidad poblacional del jaguar mediante modelos espaciales de captura-recaptura; los resultados revelaron densidades bajas de estos felinos, presuntamente asociadas a la complejidad topográfica de la región, la fragmentación del hábitat y el reducido número de presas disponibles (Lavariega et al., 2020). Este estudio resalta la importancia de la participación comunitaria en el monitoreo de especies amenazadas, así como la utilidad de enfoques colaborativos para generar información ecológica en contextos de difícil acceso. Estos aspectos son comparables con los obtenidos en nuestro estudio, tanto por la escala de análisis como por la metodología empleada, lo que refuerza la utilidad de modelos espaciales para estimar patrones de ocupación, y densidad (que no fueron abordadas por nuestro análisis pero resulta fundamentales) para la conservación de los grandes carnívoros.

La genética poblacional, particularmente la diversidad y el flujo genético, tampoco fueron considerados. Sin embargo, estudios en jaguares resaltan que una conectividad genética adecuada es esencial para evitar cuellos de botella y mantener la adaptabilidad a largo plazo sobre todo en paisajes fragmentados (Calderón et al., 2024; Menchaca et al., 2019). Así mismo, la tasa de reproducción efectiva y la dispersión individual son claves, por ejemplo, en un estudio con pumas en Yellowstone documentaron que la dispersión mediada por el sexo influye directamente en la estructura genética y evita la consanguinidad (Biek et al., 2006). Comparativamente, en lince canadienses se encontró que el flujo genético entre poblaciones separadas por más de 3.000 km, subrayando la importancia de la dispersión efectiva para mantener la salud genética poblacional (Schwartz et al., 2002). Incorporar estos elementos en futuras evaluaciones fortalecería enormemente el diagnóstico, permitiendo conocer no sólo el estado actual, sino también entender el contexto y viabilidad de los grandes felinos dentro de la REBISE, en sus límites y conexiones con otros bloques naturales.

Finalmente, es importante reafirmar el valor ecológico, cultural y estratégico del jaguar como especie sombrilla, indicadora y emblemática (Miler & Rabinowitz, 2002). Aunque el puma también cumple un rol de depredador tope, el jaguar muestra una mayor selectividad de hábitat y una respuesta más marcada a las alteraciones humanas, lo que lo convierte en un indicador más sensible en la REBISE. Finalmente, su fuerte arraigo cultural y su carisma lo convierten en una especie capaz de movilizar apoyo social, institucional y comunitario para la conservación. Proteger al jaguar, por tanto, no solo preserva la integridad ecológica, sino que también ofrece un eje articulador para políticas públicas, investigación y participación local.

En este sentido, se refuerza el valor de programas como la red de monitoreo y vigilancia de la Reserva de la Biosfera La Sepultura, cuyos esfuerzos no solo permiten documentar la presencia de estos felinos a lo largo del tiempo y el territorio, sino que también constituyen el vínculo más directo, constante y en tiempo real de su estado ecológico en sus comunidades. Esta red opera como una primera línea de detección de posibles cambios poblacionales, alteraciones del hábitat o nuevas amenazas.

Garantizar la persistencia de los depredadores tope en la REBISE no solo implica conservar a las especies en sí, sino también asegurar la continuidad de los procesos ecológicos que estructuran el paisaje y los vínculos culturales que conectan a las personas con su entorno. Por ello, más que figuras simbólicas, el jaguar y el puma encarnan piezas clave en la salud del territorio. Donde habitan, persiste también la posibilidad de alcanzar el equilibrio ecológico, la integridad bio-cultural y la posibilidad de un futuro compartido entre la naturaleza y la sociedad.

En sus huellas se sostiene la salud del territorio.

10. CONCLUSIÓN

El nivel de riesgo tres (medio) fue predominante en la REBISE, abarcando 127,405 hectáreas equivalentes al 76.17% de la superficie total, seguido por el riesgo bajo con 16.33% (27,329 ha), riesgo alto y muy alto (7.12% = 11,913 ha y 0.10% = 167 ha) y finalmente riesgo muy bajo con solo 452 ha que representan el 0.27%. Ello muestra que, aunque en la REBISE las áreas de mayor amenaza son limitadas, la vulnerabilidad general de los depredadores tope es considerable, ya que más del 83% el territorio se encuentra en riesgo medio o superior.

Se estimó una ocupación del 46.87% de la REBISE por jaguares, lo cual indica una presencia significativa en cerca de la mitad del territorio y para el puma se calculó una ocupación potencial de 60.47% de la REBISE, evidenciando un uso aún más amplio del territorio, en comparación con el jaguar.

El 66% de los registros de jaguar y el 59% de los registros de puma se encontraron en áreas con vegetación densa lo que sugiere que los depredadores tope tienen una preferencia por hábitats con buena cobertura vegetal.

Existe un predominio de la categoría de riqueza media (53.7%) en los sitios de monitoreo (entre cuatro y ocho especies registradas), lo que indica que, en general, los sitios albergan una diversidad moderada de especies detectadas a través del fototrampeo y existen distribuidos a lo largo de la REBISE sitios clave con alta riqueza (17.9%) que los posicionan como potenciales áreas prioritarias de conservación.

El indicador de condición corporal en el criterio C, indicó que la mayoría de los individuos registrados presenta una condición corporal regular, tanto en jaguares (56.6%) como en pumas

(79.9%), lo que indica que, en general, ambas especies mantienen una condición física aceptable, aunque no necesariamente óptima bajo la categorización de este estudio.

La presencia generalizada de individuos en buen estado (regular y óptima) en numerosos sitios a lo largo de la reserva sugiere que ambos felinos encuentran en diferentes áreas de la REBISE los recursos mínimos necesarios para mantenerse en un estado corporal funcional o saludable

A pesar de que no se detectó una relación estadística clara entre la presencia de depredadores tope y la cercanía a la infraestructura humana, la presión antrópica sigue siendo significativa debido a los siguientes impactos; el 19% de los sitios de monitoreo registraron presencia de animales domésticos, de este porcentaje el 75% corresponde a perros. El 8.4% de las estaciones estuvieron ubicadas en sitios con antecedentes de conflicto humano-depredador tope y el 36% en áreas con presencia detección de cacería.

11. RECOMENDACIONES

A partir de los hallazgos de este estudio, se plantean una serie de recomendaciones orientadas tanto al fortalecimiento del monitoreo en la Reserva de la Biósfera La Sepultura, como a la mejora de futuras aplicaciones del MER-L.

1.- Programa de fototrampeo ampliado, periódico y estandarizado:

- Mantener el monitoreo sistemático de grandes carnívoros y especies prioritarias, garantizando la continuidad temporal y la cobertura espacial necesaria para detectar cambios en la ocupación.
- El programa de monitoreo debe contemplar un despliegue de cámaras fijas en ambas temporadas (secas y de lluvia), en las mismas fechas de postura, con idéntico esfuerzo de muestreo y en las mismas ubicaciones para garantizar la comparabilidad.
- Se debe complementar este esfuerzo con otro conjunto de cámaras destinadas a áreas aún no monitoreadas, zonas clave detectadas en campo (como las áreas de adelgazamiento de vegetación que pueden ocasionar pérdida de conectividad), o sitios que, por observaciones específicas, requieran estudio adicional.

2.- Fortalecimiento del monitoreo comunitario y gestión local:

- Continuar con la capacitación de los monitores locales en la identificación de huellas, rastros, signos de cacería y signos de ataques de grandes felinos a especies domésticas.
- Establecer protocolos participativos de vigilancia que integren la percepción comunitaria con la información derivada de los fototrampeos y recorridos de transectos.

- Promover el uso de la información generada para orientar estrategias de manejo, educación ambiental (en coordinación con las actividades de ciencia ciudadana), mitigación de conflictos y coordinación interinstitucional.

3.- Protocolo de manejo de la información:

- Establecer un protocolo estandarizado para el manejo y almacenamiento de datos, asegurando la trazabilidad de metadatos e integridad de la información.

4.- Fortalecimiento y diversificación de indicadores:

- Ampliar los criterios de evaluación mediante indicadores relacionados con fenómenos ambientales (presencia e impacto de incendios, sequías, huracanes, precipitación), ecológicos (índices de abundancia de depredadores tope y sus presas, conectividad, fragmentación, fauna y flora invasora, estructura de la vegetación), antrópicos (cambio de uso de suelo, contaminación, impacto de actividades productivas, densidad y tráfico humano, presencia de enfermedades por fauna doméstica), pendiente y altitud.
- Incrementar el conocimiento de los depredadores tope en la región con estudios sobre su dieta, tasa potencial reproductiva, grado de especialización, probabilidad reproductiva y salud genética.

5.- Verificación de sitios de muy alto riesgo:

- Los resultados identificados como áreas de muy alto riesgo deben ser prioritarias para reforzar el fototrampeo y el registro sistemático de los indicadores antes mencionados, con el fin de validar los resultados y comprender mejor las condiciones que originan dicho nivel de riesgo.

6.- Evaluación periódica del riesgo:

- Implementar esta evaluación de manera periódica en la REBISE, con el objetivo de documentar la evolución de los patrones de cambio en los niveles de riesgo y paralelamente, mejorar de forma continua el método, alimentándolo con nuevos indicadores y con información cada vez más estandarizada y robusta, de modo que la herramienta se adapte progresivamente a las particularidades de la región.

7.- Fortalecimiento de acciones de restauración:

- Implementar acciones tanto ecológicas como productivas que permitan conectar hábitats clave para los grandes felinos y especies clave.

En conjunto, estas acciones permitirán robustecer el monitoreo de los depredadores topo en la REBISE, garantizar la integridad de los datos y consolidar la evaluación de riesgo como una herramienta dinámica y adaptativa para la conservación.

12. LITERATURA CITADA

- Ahumada, J. A., Hurtado, J., & Lizcano, D. (2013). Monitoring the Status and Trends of Tropical Forest Terrestrial Vertebrate Communities from Camera Trap Data: A Tool for Conservation. *PLOS ONE*, 8(9), Article 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073707>
- Almazán-Núñez, R. C., Alvarez-Alvarez, E. A., Sierra-Morales, P., Rodríguez-Godínez, R., Ruíz-Reyes, D. C., Peñaloza-Montaño, M. Á., Salazar-Miranda, R. I., Morales-Martínez, M., López-Flores, A. I., Gómez-Mendoza, J. I., Poblete-López, D. K., & Estrada-Ramírez, A. (2020). Diversidad alfa y beta de la avifauna en bosques tropicales húmedos y semihúmedos de la sierra de Atoyac, una región prioritaria para la conservación del sur de México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 91.
- https://www.redalyc.org/journal/425/42571632098/html/?utm_source=chatgpt.com#B93
- Amador-Alcalá, S., Naranjo, E. J., & Jiménez-Ferrer, G. (2013). Wildlife predation on livestock and poultry: Implications for predator conservation in the rainforest of south-east Mexico. *Oryx*, 47(2), 243–250. <https://doi.org/10.1017/S0030605311001359>
- Anaya-Zamora, V., López-González, C. A., Pineda-López, R. F., Anaya-Zamora, V., López-González, C. A., & Pineda-López, R. F. (2017). Factores asociados en el conflicto humano-carnívoro en un área natural protegida del centro de México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 4(11), 381–393. <https://doi.org/10.19136/era.a4n11.1108>
- Andermann, T., Faurby, S., Antonelli, A., & Silvestro, D. (2020). The past and future human impact on mammalian diversity. *Science Advances*, 6(36). <https://doi.org/10.1126/sciadv.abb2313>
- Aranda, J. M. (2012). *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México*. CONABIO.
<http://www.gob.mx/conabio/prensa/manual-para-el-rastreo-de-mamiferos-silvestres-de-mexico-98974>

Aranda, M. (1996). Distribución y abundancia del jaguar, *Panthera onca* (Carnívora; Felidae) en el estado de Chiapas, México. *ACTA ZOOLÓGICA MEXICANA (N.S.)*, 68, Article 68.

<https://doi.org/10.21829/azm.1996.68681762>

Aranda, M. (2002). Importancia de los pecaríes para la conservación del jaguar en México. En *El jaguar en el nuevo milenio* (pp. 101–105). Fondo de Cultura Económica.

Ardiantiono, Deere, N. J., Seaman, D. J. I., Rahmat, U. M., Ramadiyanta, E., Lubis, M. I., Trihangga, A., Yasin, A., Alza, G., Sari, D. P., Daud, M., Abdullah, R., Mutia, R., Melvern, D., Tarmizi, Supriatna, J., & Struebig, M. J. (2025). Improved cost-effectiveness of species monitoring programs through data integration. *Current Biology*, 35(2), 391-397.e3.

<https://doi.org/10.1016/j.cub.2024.11.051>

Armella, M. Á., & Yáñez, Ma. de L. (2011). Mamíferos mexicanos en peligro de extinción. *Revista Digital Universitaria-UNAM*, 12(1).

Arriaga, L., Espinoza, C., Aguilar, E., Martínez, E., Gómez, E., & Loa, E. (2000). *Regiones terrestres prioritarias de México*. CONABIO.

<http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/terrestres.html>

Ávila-Nájera, D., Chávez, C., Lazcano-Barrero, M., Mendoza, G., & Pérez-Elizalde, S. (2016). Overlap in activity patterns between big cats and their main prey in northern Quintana Roo, Mexico. *HERYA*, 7, 439–448. <https://doi.org/10.12933/therya-16-379>

Betts, M., Lobo, C., Pfeifer, M., Banks-Leite, C., Arroyo, V., Bandini Ribeiro, D., Barlow, J., Felix, E., Débora, F., Fletcher, R., Hadley, A., Hawes, J., Holt, R. D., Klingbeil, B., Kormann, U., Lente, L., Levi, T., Guido F., M.-R., Melles, S., ... Ewers, R. M. (2019). Extinction filters mediate the global effects of habitat fragmentation on animals. *Science*, 366(6470).

<https://doi.org/10.1126/science.aax9387>

Biek, R., Akamine, N., Schwartz, M. K., Ruth, T. K., Murphy, K. M., & Poss, M. (2006).

Genetic consequences of sex-biased dispersal in a solitary carnivore: Yellowstone cougars.

Biology Lett

Bogoni, J. A., Pires, J. S. R., Graipel, M. E., Peroni, N., & Peres, C. A. (2018). Wish you were here:

How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied mammal fauna?

PLOS ONE, 13(9), e0204515. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204515>

ers, 2(2), 312–315. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0437>

Bonacic, C., Chinchilla, S., Arévalo, C., Zarza, H., Pacheco, J., & Ceballos, G. (2022). Hambre cero y

conservación de la biodiversidad. Desafíos para la conservación de depredadores topo y la

ganadería sostenible en Latinoamérica. *Naturaleza y Sociedad. Desafíos Medioambientales*, 2,

Article 2. <https://doi.org/10.53010/nys2.01>

Briceño-Méndez, M., Contreras-Perera, Y., & Montiel, S. (2021). Subsistence Hunting During the

COVID-19 Pandemic: The Case of the White-Tailed Deer (*Odocoileus virginianus*) in Rural

Communities of Calakmul, Campeche, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 14,

194008292110667. <https://doi.org/10.1177/19400829211066713>

Briones-Salas, M., Lavariega, M. C., & Lira-Torres, I. (2012). Distribución actual y potencial del jaguar

(*Panthera onca*) en Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(1), 246–257.

<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42523212026>

Brown, D. E., & González, C. A. L. (2000). Notes on the Occurrences of Jaguars in Arizona and New

Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 45(4), 537–542. <https://doi.org/10.2307/3672607>

Calderón, A. P., Landaverde-Gonzalez, P., Wultsch, C., Foster, R., Harmsen, B., Figueroa, O., Garcia-

Anleu, R., Castañeda, F., Amato, G., Grimm, V., Kramer-Schadt, S., & Zeller, K. A. (2024).

Modelling jaguar gene flow in fragmented landscapes offers insights into functional population

connectivity. *Landscape Ecology*, 39(2), 12. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01795-2>

- Ceballos, G. (2025). *Tercer censo nacional del jaguar*. Alianza nacional para la conservación del jaguar.
- Ceballos, G., Chávez, C., Rivera, A., Manterola, C., & Wall Bill. (2022). Tamaño poblacional y conservación del jaguar en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, México. En *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Economica.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., & Dirzo, R. (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(30), E6089–E6096. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>
- Ceballos, G., & Oliva, G. (2002). *Los mamíferos silvestres de México*.
- Ceballos, G., Zarza, H., González-Maya, J. F., Torre, J. A. de la, Arias-Alzate, A., Alcerreca, C., Barcenas, H. V., Carreón-Arroyo, G., Chávez, C., Cruz, C., Medellín, D., García, A., Antonio-García, M., Lazcano-Barrero, M. A., Medellín, R. A., Moctezuma-Orozco, O., Ruiz, F., Rubio, Y., Luja, V. H., & Torres-Romero, E. J. (2021). Beyond words: From jaguar population trends to conservation and public policy in Mexico. *PLOS ONE*, 16(10), e0255555. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0255555>
- Cerdeira, R. C., de Rivera, O. R., Jaeger, J. A. G., & Grilo, C. (2021). Direct and indirect effects of roads on space use by jaguars in Brazil. *Scientific Reports*, 11, 22617. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-01936-6>
- Chablé-Santos, J., & Delfín, H. (2010). *Uso tradicional de fauna silvestre*. 377–381.
- Chávez, C. (2010). *Ecología y conservación del jaguar (Panthera onca) y puma (Puma concolor) en la región de calakmul y sus implicaciones para la conservación de la península yucatán* [Http://purl.org/dc/dcmitype/Text, Universidad de Granada]. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=63452>
- Chávez, C., Ceballos, G., Medellín, R., & Zarza, H. (2007). *Primer Censo Nacional del Jaguar* (pp. 133–141).

Chávez, C., Heliot Zarza, Antonio de la Torre, Medellín, R. A., & Gerardo Ceballos. (2016).

Distribución y estado de conservación del jaguar en México. En *El jaguar en el siglo XXI: La perspectiva continental*. Fondo de Cultura Económica.

Chorro, A. M., Mas, A., Rosa, A., & Seva, J. I. (2011). Tuberculosis de la fauna silvestre en ganaderías de bovino de lidia (*Bos taurus*). *Anales de Veterinaria de Murcia*, 27, 85–92.

<https://doi.org/10.6018/j/160171>

Clinchy, M., Zanette, L. Y., Roberts, D., Suraci, J. P., Buesching, C. D., Newman, C., & Macdonald, D. W. (2016). Fear of the human “super predator” far exceeds the fear of large carnivores in a model mesocarnivore. *Ecología del comportamiento*, 27(6).

<https://dx.doi.org/10.1093/beheco/arw117>

CONABIO. (2025, abril 2). *Portal de Información Geográfica—CONABIO*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). <http://geoportal.conabio.gob.mx/>

CONANP. (2010). *Estimación y Actualización al 2009 de la Tasa de Transformación del Hábitat de las Áreas Naturales Protegidas SINAP I y SINAP II del FANP*.

https://www.academia.edu/38778626/_Estimaci%C3%B3n_y_Actualizaci%C3%B3n_al_2009_de_la_Tasa_de_Transformaci%C3%B3n_del_H%C3%A1bitat_de_las_Areas_Naturales_Protegidas_SINAP_I_y_SINAP_II_del_FANP_Reserva_de_la_Biosfera_Calakmul

CONANP. (2013). *MODIFICACIÓN DEL PROGRAMA DE MANEJO DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA LA SEPULTURA*. SEMARNAT.

CONANP. (2017a). *Informe de monitoreo REBISE*.

CONANP. (2017b). *Introducen ejemplares de pavón para fortalecer su repoblamiento*. gob.mx.
<http://www.gob.mx/conanp/prensa/introducen-ejemplares-de-pavon-para-fortalecer-su-repoblamiento-122054>

CONANP. (2021). *Fortalecimiento a la estrategia de ciencia ciudadana en la Reserva de la Biosfera La Sepultura* (Monitoreo biológico de Especies prioritarias (mamíferos) y Grupo taxonómico clave (aves), en la Reserva de la Biosfera la Sepultura 2021, temporada de lluvias.).

Crawshaw Jr., P. G., & Quigley, H. B. (1991). Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology*, 223(3), 357–370.

<https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1991.tb04770.x>

Crawshaw, P. G., & Quigley, H. B. (2002). Hábitos alimentarios del jaguar y el puma en el Pantanal, Brasil. En *El jaguar en el nuevo milenio* (pp. 223–236). Fondo de Cultura Económica.

Cruz, C., Zarza, H., Vidal-Mateo, J., Urios, V., & Ceballos, G. (2021). Top predator ecology and conservation: Lesson from jaguars in southeastern Mexico. *Conservation Science and Practice*, 3(2), e328. <https://doi.org/10.1111/csp2.328>

Cruz, E., Palacios, G., & Güiris, M. (2001). Current status of jaguars in Chiapas. En *In Jaguar conservation and management in Mexico case studies and perspectives* (pp. 83-92.). Mexico: Alianza WWF/TelcelUniversidad Nacional Autónoma de México.

Cruz-Jácome, O., López-Tello, E., Delfín-Alfonso, C. A., & Mandujano, S. (2015). Riqueza y abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en una localidad en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Therya*, 6(2), 435–447.

https://www.redalyc.org/journal/4023/402339248012/html/?utm_source=chatgpt.com

Curi, N. H. de A., Miranda, I., & Talamoni, S. A. (2006). Serologic evidence of Leishmania infection in free-ranging wild and domestic canids around a Brazilian National Park. *Memórias Do Instituto Oswaldo Cruz*, 101, 99–101. <https://doi.org/10.1590/S0074-02762006000100019>

De la Torre, A., Rivero, M., Camacho, G., Álvarez-Márquez, L. A., & Medellín, R. A. (2019). First assessment of the conservation status of the jaguar *Panthera onca* in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Oryx*, 53(1), 192–195. <https://doi.org/10.1017/S0030605318000558>

De la Torre, J. A., Núñez, J. M., & Medellín, R. A. (2017). Spatial requirements of jaguars and pumas in Southern Mexico. *Mammalian Biology*, 84, 52–60.

<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2017.01.006>

Di Bitetti, M. S. (2008). Depredadores tope y cascadas tróficas en ambientes terrestres. *Ciencia Hoy*.

<https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/61422>

Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>

DOF. (2010). *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo*.

https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=735036&fecha=06/03/2002#gsc.tab=0

Dudley, N. (Ed.). (2008). *Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas*. IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2008.PAPS.2.es>

Edmonson, A. J., Lean, I. J., Weaver, L. D., Farver, T., & Webster, G. (1989). A Body Condition Scoring Chart for Holstein Dairy Cows. *Journal of Dairy Science*, 72(1), 68–78.

[https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(89\)79081-0](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(89)79081-0)

Efford, M. G., & Dawson, D. K. (2012). Occupancy in continuous habitat. *Ecosphere*, 3(4), art32. <https://doi.org/10.1890/ES11-00308.1>

Escamilla, A., Sanvicente, M., Sosa, M., & Galindo Leal, C. (2008). Habitat Mosaic, Wildlife Availability, and Hunting in the Tropical Forest of Calakmul, Mexico. *Conservation Biology*, 14, 1592–1601. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99069.x>

Espinoza-Medinilla, E., Epigmenio, & Lira-Torres, I. (2004). Mamíferos de la Reserva de la Biosfera “La Sepultura”, Chiapas, México. *Revista de biología tropical*, 52. <https://doi.org/10.15517/rbt.v52i1.14941>

Estrada Portillo, D. S., Rosas Rosas, O. C., Parra Inzunza, F., Guerrero Rodríguez, J. D. D., & Tarango

Arámbula, L. A. (2018). Valor de uso, importancia cultural y percepciones sobre mamíferos silvestres medianos y grandes en la Mixteca Poblana. *Acta zoológica mexicana*, 34.

<https://doi.org/10.21829/azm.2018.3412131>

Faurby, S., & Svenning, J.-C. (2015). Historic and prehistoric human-driven extinctions have reshaped global mammal diversity patterns. *Diversity and Distributions*, 21(10), 1155–1166.

<https://doi.org/10.1111/ddi.12369>

Figel, J. J., Botero-Cañola, S., Sánchez-Londoño, J. D., & Racero-Casarrubia, J. (2021). Jaguars and pumas exhibit distinct spatiotemporal responses to human disturbances in Colombia's most imperiled ecoregion. *Journal of Mammalogy*, 102(1), 333–345.

<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyaa146>

Flores-Zavala, L. D. (2015). *Análisis de la comunidad de felinos en la Reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

García, D. (2024, septiembre 19). *Da fruto reinserción de pavones en reserva La Sepultura*. Cuarto Poder Chiapas. <https://www.cuartopoder.mx/chiapas/da-fruto-reinsercion-de-pavones-en-reserva-la-sepultura/505654>

Gaston, K. J., Blackburn, T. M., Jeremy J D Greenwood, Gregory, R. D., Quinn, R. M., & Lawton, J. H. (2000). Abundance–occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology*, 37(s1), 39–59.

<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00485.x>

Gaxiola, A., & Armesto, J. J. (2016). Competencia. En *Ecología y evolución de las interacciones bióticas*. Fondo de Cultura Económica.

Gerardo Ceballos, Chávez, C., & Zarza, H. (2011). *Informe final del Proyecto HE011 Censo nacional del jaguar y sus presas (1a etapa)*.

Gilles, C., Qualmann, M., Wiesweg, M., Anwer, M., Hansen, M. G., Rytilahti, T., Trung Dinh, T., Miller, M., Welwarsky, M., Narboux, J., Frank, M., Lécureuil, N., Palani, A., Clemens, A., Patrick, S., Pontabry, J., Baecker, A., Cruz, F. J., Raju, R., ... Holzer, R. (2001). *Digikam* [Digikam 8.5.0].

Gómez-Pompa, A., & Dirzo, R. (1995). *Reservas de la biosfera y otras áreas protegidas de México*. Instituto Nacional de Ecología- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Gondim, L. F. P., McAllister, M. M., Mateus-Pinilla, N. E., Pitt, W. C., Mech, L. D., & Nelson, M. E. (2004). Transmission of *Neospora caninum* between wild and domestic animals. *The Journal of Parasitology*, 90(6), 1361–1365. <https://doi.org/10.1645/GE-341R>

Grouios, C. P., & Manne, L. L. (2009). Utility of Measuring Abundance versus Consistent Occupancy in Predicting Biodiversity Persistence. *Conservation Biology*, 23(5), 1260–1269.

<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01253.x>

Guerra Roa, M. M. (2001). *Cacería de subsistencia en dos localidades de la selva Lacandona, Chiapas, México*. Universidad Nacional Autónoma de México.

Guerrero-Cárdenas, I., Álvarez-Cárdenas, S., Gallina, S., Corcuera, P., Romero-Figueroa, G., Lozano-Cavazos, E. A., Tovar-Zamora, I., Guerrero-Tovar, I. Y., Guerrero-Cárdenas, I., Álvarez-Cárdenas, S., Gallina, S., Corcuera, P., Romero-Figueroa, G., Lozano-Cavazos, E. A., Tovar-Zamora, I., & Guerrero-Tovar, I. Y. (2020). Estimación de cambios temporales de la condición corporal del borrego cimarrón (*Ovis canadensis weemsi*) a partir de fotointerpretación, en la Sierra El Mechudo, BCS, México. *Acta zoológica mexicana*, 36.

<https://doi.org/10.21829/azm.2020.3612235>

Guzmán, F. (2021, noviembre 9). Censo nacional de jaguares revela buenas noticias—UNAM Global.

Censo nacional de jaguares revela buenas noticias.

https://unamglobal.unam.mx/global_revista/censo-nacional-de-jaguares-revela-buenas-noticias/

Halffter, G. (2011). Reservas de la Biosfera: Problemas y Oportunidades en México. *ACTA*

ZOOLÓGICA MEXICANA (N.S.), 27(1), 177–189. <https://doi.org/10.21829/azm.2011.271743>

Hernández, C. G. E. (2008). Dieta, uso de hábitat y patrones de actividad del puma (*Puma concolor*) y el jaguar (*Panthera onca*) en la selva maya. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Epoca)*, 12(1), 113. <https://doi.org/10.22201/ie.20074484e.2008.12.1.48>

Hernández-Ramos, M. A., Rodríguez-Larramendi, L. A., Guevara-Hernández, F., Rosales-Esquinca, M. de los Á., Pinto-Ruiz, R., Ortiz-Pérez, R., Hernández-Ramos, M. A., Rodríguez-Larramendi, L. A., Guevara-Hernández, F., Rosales-Esquinca, M. de los Á., Pinto-Ruiz, R., & Ortiz-Pérez, R. (2017). Caracterización molecular de maíces locales de la Reserva de la Biosfera La Sepultura, México. *Agronomía Mesoamericana*, 28(1), 69–83. <https://doi.org/10.15517/am.v28i1.21612>

Hernández-Silva, D. A., Pulido Silva, M. T., Zuria, I., Gallina Tessaro, S. A., Sánchez-Rojas, G., Hernández-Silva, D. A., Pulido Silva, M. T., Zuria, I., Gallina Tessaro, S. A., & Sánchez-Rojas, G. (2018). El manejo como herramienta para la conservación y aprovechamiento de la fauna silvestre: Acceso a la sustentabilidad en México. *Acta universitaria*, 28(4), Article 4.

<https://doi.org/10.15174/au.2018.2171>

Heusler, J., Funk, J., & Wagner, A. (2025). Spatial Interpolation in Applied Insect Ecology: A Review, Including Guidelines and Datasets for Practical Use. *Journal of Applied Entomology*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1111/jen.13455>

Hidalgo-Mihart, M. G., Jesús-de la Cruz, A., Contreras-Moreno, F. M., Juárez-López, R., Bravata-de la Cruz, Y., Friedeberg, D., & Bautista-Ramírez, P. (2019). Jaguar density in a mosaic of

disturbed/preserved areas in southeastern Mexico. *Mammalian Biology*, 98, 173–178.

<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2019.09.009>

Hijmans, R. (2025). *_terra: Spatial Data Analysis_* (Versión 1.8-42) [R package]. <https://CRAN.R-project.org/package=terra>

Hijmans, R. J., Etten, J. van, Sumner, M., Cheng, J., Baston, D., Bevan, A., Bivand, R., Busetto, L., Canty, M., Fasoli, B., Forrest, D., Ghosh, A., Golicher, D., Gray, J., Greenberg, J. A., Hiemstra, P., Hingee, K., Ilich, A., Geosciences, I. for M. A., ... Wueest, R. (2025). *raster: Geographic Data Analysis and Modeling* (Versión 3.6-32) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/raster/index.html>

Hofmann, T., Heurich, M., & Vor, T. (2022). *camtrapR: Camera trap data management and preparation of occupancy and spatial capture-recapture analyses* [R package]. <https://CRAN.R-project.org/package=camtrapR>

Hoogesteijn, R., Boede, E., & Mondolfi, E. (2002). Observaciones de la depredación de bovinos por jaguares en Venezuela y los programas de control. En *El jaguar en el nuevo milenio* (pp. 183–197). Fondo de Cultura Económica.

INEGI. (2010). *Censo de Población y Vivienda 2010*. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/>
INEGI. (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Chiapas 2017*.

Isaac, N. J. B. (Nicholas J. B., & Mace, G. M. (Georgina M.). (1998). *The IUCN criteria review: Report of the scoping workshop*. <https://portals.iucn.org/library/node/46399>

Johnson, T. B., & Van-Pelt, W. E. (2016). Jaguares en el borde: Evaluación y perspectivas de conservación del jaguar continental. En *El jaguar en el siglo XXI. La perspectiva continental* (pp. 27–46). Fondo de Cultura Económica.

- Johnson, T. F., Isaac, N. J. B., Paviolo, A., & González-Suárez, M. (2023). Socioeconomic factors predict population changes of large carnivores better than climate change or habitat loss. *Nature Communications*, 14, 74. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-35665-9>
- Lavariega, M. C., Ríos-Solís, J. A., Flores-Martínez, J. J., Galindo-Aguilar, R. E., Sánchez-Cordero, V., Juan-Albino, S., & Soriano-Martínez, I. (2020). Community-Based Monitoring of Jaguar (*Panthera onca*) in the Chinantla Region, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 13, 1940082920917825. <https://doi.org/10.1177/1940082920917825>
- Leclerc, M., Zedrosser, A., Swenson, J. E., & Pelletier, F. (2019). Hunters select for behavioral traits in a large carnivore. *Scientific Reports*, 9, 12371. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-48853-3>
- Lemus, M. (2013). El corredor biológico mesoamericano. En *La biodiversidad en Chiapas. Estudio de Estado* (Vol. 1).
- Lessa, I., Corrêa Seabra Guimarães, T., de Godoy Bergallo, H., Cunha, A., & M. Vieira, E. (2016). Domestic dogs in protected areas: A threat to Brazilian mammals? *Natureza & Conservação*, 14(2), 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.05.001>
- Lizcano, D. (2019). *Protocolo Biodiversidad Pagina Baja | PDF | Biodiversidad | Estadísticas*. The Nature Conservancy. <https://es.scribd.com/document/587570643/AFC-Protocolo-Biodiversidad-Pagina-Baja>
- López-Bonilla, J. L., Ponce-Rojas, Y., Vidal-Beltrán, S., & Zamudio-Castro, I. (2011). Aplicación del método de Krige para el análisis de cobertura de un nodo B. *Nova scientia*, 3(6), 16–31. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S2007-07052011000200002&lng=es&nrm=iso&tlang=es
- López-Mejía, M., Moreno, C. E., Zuria, I., Sánchez-Rojas, G., & Rojas-Martínez, A. (2017). Comparación de dos métodos para analizar la proporción de riqueza de especies entre

comunidades: Un ejemplo con murciélagos de selvas y hábitats modificados. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(1), 183–191. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.01.008>

Lu, Y., Zhao, J., Qi, J., Rong, T., Wang, Z., Yang, Z., & Han, F. (2022). Monitoring the Spatiotemporal Dynamics of Habitat Quality and Its Driving Factors Based on the Coupled NDVI-InVEST Model: A Case Study from the Tianshan Mountains in Xinjiang, China. *Land*, 11(10), Article 10. <https://doi.org/10.3390/land11101805>

Luja, V., & Báez, D. J. G. (2025). Ausencia de depredadores tope: Sin pistas de jaguares (*Panthera onca*) ni pumas (*Puma concolor*) en Punta de Mita, Nayarit, México. EN PRENSA. *Revista Bio Ciencias*. <https://doi.org/10.15741/revbio.12.e1850>

Lynam, A. (2002). Métodos de trabajo de campo para definir y proteger poblaciones de gatos grandes: Los tigres indochinos como estudio de caso. En *El jaguar en el nuevo milenio* (pp. 55–71). Fondo de Cultura Económica.

Lynam, A. J. (2002). Métodos de trabajo de campo para definir y proteger poblaciones de gatos grandes: Los tigres indochinos como un estudio de caso. En *El jaguar en el nuevo milenio*.

Mallegowda, P., Rengaian, G., Krishnan, J., & Niphadkar, M. (2015). Assessing Habitat Quality of Forest-Corridors through NDVI Analysis in Dry Tropical Forests of South India: Implications for Conservation. *Remote Sensing*, 7(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/rs70201619>

Mandujano, R., & Pérez-Solano, L. A. (2019). *Fototrampeo en R: organización y análisis de datos*: Vol. Volumen 1. INECOL.

Marchini, S., Luciano, R., & Hoogesteijn, R. (2013). *People and Jaguars: A Guide for Coexistence*.

Martínez, J. M. (2015). Las áreas naturales protegidas como herramienta para el cuidado y gestión de los recursos naturales: Caso de la reserva de la biosfera de La Sepultura en el estado de Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 2, 261–271.

<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=263141553031>

Masha, M., Tadila, G., & Bojago, E. (2024). Análisis de la idoneidad del hábitat de la fauna silvestre basado en SIG y teledetección para el nyala de montaña (*Tragelaphus buxtoni*) en el Parque Nacional de las Montañas Bale, Etiopía. *Quaternary Science Advances*, 16, 100251.
<https://doi.org/10.1016/j.qsa.2024.100251>

McCain, E. B., & Childs, J. L. (2008). Evidence of Resident Jaguars (*Panthera onca*) in the Southwestern United States and the Implications for Conservation. *Journal of Mammalogy*, 89(1), 1–10. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-F-268.1>

Medellín, R. A., & De la Torre, A. (2016). Jaguares en el espacio y el tiempo del continente americano. En *El jaguar en el siglo XXI, La perspectiva continental* (Ediciones científicas universitarias. Fondo de cultura económica).

Medellín, R. A., De la Torre, A., Zarza, H., Chávez, C., & Gerardo, C. (2016). *El jaguar en el siglo XXI. La perspectiva continental*. Fondo de Cultura Económica.

Menchaca, A., Rossi, N. A., Froidevaux, J., Dias-Freedman, I., Caragiulo, A., Wultsch, C., Harmsen, B., Foster, R., de la Torre, J. A., Medellin, R. A., Rabinowitz, S., & Amato, G. (2019). Population genetic structure and habitat connectivity for jaguar (*Panthera onca*) conservation in Central Belize. *BMC Genetics*, 20(1), 100. <https://doi.org/10.1186/s12863-019-0801-5>

Mendoza, E., & Camargo, A. (2020). *Escalas y magnitudes de los efectos de la defaunación de mamíferos tropicales sobre la diversidad biológica* (pp. 327–346).

Miler, B., & Rabinowitz, A. (2002). ¿Por qué conservar al jaguar? En *El jaguar en el nuevo milenio* (pp. 303–315). Fondo de Cultura Económica.

Miller, B. J., & Núñez, R. (1999). *Ecología de jaguares y pumas en el oeste de México: Fase II*. UNAM.

Naranjo, E. J. P., López Acosta, J. C., & Dirzo, R. (2010). La cacería en México. *Biodiversitas*.

National Research Council. (1981). Effect of Environment on Nutrient Requirements of Domestic Animals. En *Environment—Nutrition Interactions* (p. 4963). National Academies Press.

<https://doi.org/10.17226/4963>

Nava, A. F. D., Cullen Jr, L., Sana, D. A., Nardi, M. S., Ramos Filho, J. D., Lima, T. F., Abreu, K. C., & Ferreira, F. (2008). First Evidence of Canine Distemper in Brazilian Free-Ranging Felids.

EcoHealth, 5(4), 513–518. <https://doi.org/10.1007/s10393-008-0207-8>

Nayar, J. K., & Knight, J. W. (1999). *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae): an Experimental and Natural Host of *Dirofilaria immitis* (Filarioidea: Onchocercidae) in Florida, U.S.A. *Journal of Medical Entomology*, 36(4), 441–448. <https://doi.org/10.1093/jmedent/36.4.441>

Nielsen, C., Thompson, D., Kelly, M., & López-González, C. A. (2015). *IUCN Puma concolor*. IUCN.

Nolasco, D. P. G., Salas, D. R., Gutiérrez, J. J. C., Collado, N. M., & Romero, A. C. (2024).

Epidemiología de *Toxoplasma gondii* en venados en México. *Bioagrociencias*, 17(1), Article 1.

<https://doi.org/10.56369/BAC.5501>

Núñez, R., Miller, B., & Lindsey, F. (2002). Ecología del jaguar en la Reserva de la Biosfera Chamelecuixmala, Jalisco, México. En *El jaguar en el nuevo milenio* (pp. 107–126). Fondo de Cultura Económica.

Oliveira, T. (2002). Ecología comparativa de la alimentación del jaguar y del puma en el Neotrópico. En *ResearchGate* (pp. 265–288).

https://www.researchgate.net/publication/303155735_Ecologia_comparativa_de_la_alimentacion_del_jaguar_y_del_puma_en_el_Neotropico

Palacios-Sánchez, L. A., Paz-Pellat, F., Oropeza-Mota José, L., Figueroa-Sandoval, B., Martínez-Menez, M., Ortiz-Solorio Carlos, A., & Exebio-García, A. (2018). Corrector atmosférico en imágenes Landsat. *ResearchGate*. <https://doi.org/10.28940/terra.v36i4.232>

- Paviolo, A., Di Blanco, Y. E., De Ángel, C., & Di Bitetti, M. (2009). Protection Affects the Abundance and Activity Patterns of Pumas in the Atlantic Forest. *Revista de Mammalogía*, 90(4), 926–934.
<https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-128.1>
- Pebesma, E. (2018). *Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data*. [R package].
<https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Pebesma, E., & Graeler, B. (2025). *gstat: Spatial and Spatio-Temporal Geostatistical Modelling, Prediction and Simulation* (Versión 2.1-3) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/gstat/index.html>
- Pérez-Flores, J., Calmé, S., & Reyna-Hurtado, R. (2016). Scoring Body Condition in Wild Baird's Tapir (*Tapirus bairdii*) Using Camera Traps and Opportunistic Photographic Material. *Tropical Conservation Science*, 9(4), 1940082916676128. <https://doi.org/10.1177/1940082916676128>
- Pérez-Flores, J., May-Uicab, D., & Weissenberger, H. (2025). El perro: Un alimento riesgoso para el jaguar. *Therya ixmana*, 4(1), Article 1.
<https://mastozoologiamexicana.com/ojs/index.php/theryaxmana/article/view/557>
- Perfectti, F. (2002). Especiación: Modos y mecanismos. En *Evolución: La base de la biología*, 2002, ISBN 84-8254-139-0, págs. 307-322 (pp. 307–322). Proyecto Sur.
<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=1004985>
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C. J., & Stenseth, N. Chr. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(9), 503–510. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>
- Pigeon, G., Festa-Bianchet, M., Coltman, D. W., & Pelletier, F. (2016). Intense selective hunting leads to artificial evolution in horn size. *Evolutionary Applications*, 9(4), 521–530.
<https://doi.org/10.1111/eva.12358>

Polisar, J. (2002). Componentes de la base de presas de jaguar y puma en Piñero, Venezuela. En *El jaguar en el nuevo milenio* (pp. 151–182). Fondo de Cultura Económica.

Posit team. (2023). *RStudio: Integrated Development Environment for R* (Versión 2023.9.0.463) [Software]. Posit Software, PBC. <http://www.posit.co/>

Primack, Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R., & Massardo, F. (2001). *Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas latinoamericanas*.

Primack, & Vidal, O. (2019). *Introducción a la Biología de la Conservación*. Fondo de Cultura económica.

Quigley, H., Foster, R., Petracca, L., Salom, R., & Harmsen, B. (2017). *IUCN Panthera onca*. IUCN.

Rabinowitz, A. R., & Jr, B. G. N. (1986). Ecology and behaviour of the Jaguar (*Panthers onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology*, 210(1), 149–159. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1986.tb03627.x>

Ramírez, S., Soria-Díaz, L., Vega, J., Carrera, R., & García, L. (2024). Estimación del ámbito hogareño del puma (*Puma concolor*) en la Reserva de la Biosfera El Cielo. *CONABIO*, 2, 564–567.

https://www.researchgate.net/publication/382108874_Estimacion_del_ambito_hogareno_del_puma_Puma_concolor_en_la_Reserva_de_la_Biosfera_El_Cielo

Renata, P. L., Boulhosa, R., Galvao, F., & Cullen Jr., L. (2002). Conservación del jaguar en las áreas protegidas del bosque atlántico de la costa de Brasil. En *El jaguar en el nuevo milenio* (pp. 25–42). Fondo de Cultura Económica.

Rendón-Franco, E., Caso, A., Jiménes-Sánchez, N., Carvajal-Villareal, S., & Zepeda-López, H. (2014). Frecuencia de anticuerpos contra Toxoplasma gondii en carnívoros y marsupiales silvestres en el noroeste de México. *Neotropical Helminthology*, 8(2), 473–478.
<https://doi.org/10.24039/rnh201482940>

- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D., & Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science (New York, N.Y.)*, 343(6167), 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>
- Ruchjana, B. N., Falah, A. N., & Abdullah, A. S. (2021). Application of the Ordinary Kriging method for prediction of the positive spread of Covid-19 in West Java. *Journal of Physics: Conference Series*, 1722(1), 012026. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1722/1/012026>
- Ruiz-Gutiérrez, F., Chávez, C., Sánchez-Rojas, G., Moreno, C. E., González-Salazar, C., Ruiz-Gutiérrez, B. O., & Torres-Bernal, R. (2020). Mamíferos medianos y grandes de la Sierra Madre del Sur de Guerrero, México: Evaluación integral de la diversidad y su relación con las características ambientales. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91, e913168–e913168. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3168>
- Salata, S., Giaimo, C., Barbieri, C. A., Ballocca, A., Scalise, F., & Pantaloni, G. (2020). The Utilization of Normalized Difference Vegetation Index to Map Habitat Quality in Turin (Italy). *Sustainability*, 12(18), Article 18. <https://doi.org/10.3390/su12187751>
- Sánchez, O., Medellín, R., Aldama, A., Goettsch, B., Soberón, J., & Tambutti, M. (2007). *Método de evaluación del riesgo de extinción de las especies silvestres en México (MER)*. INE-SEMARNAT.
- Sánchez-Salas, J., Muro, G., Estrada-Castillón, E., & Alba-Ávila, J. A. (2013). El Mer: Un Instrumento Para Evaluar El Riesgo De Extinción De Especies En México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, XII(1), 30–35. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=455545056006>
- Sanderson, E. W., Chetkiewicz, C.-L., Medellín, R. A., Rabinowitz, A., Redford, K. H., Robinson, J. G., & Taber, A. B. (2002). Un análisis geográfico del estado de conservación y distribución de los

jaguares a través de su área de distribución. En *El jaguar en el nuevo milenio* (pp. 551–640).

Fondo de Cultura Económica.

Schwartz, M. K., Mills, L. S., McKelvey, K. S., Ruggiero, L. F., & Allendorf, F. W. (2002). DNA

reveals high dispersal synchronizing the population dynamics of Canada lynx. *Nature*,

415(6871), 520–522. <https://doi.org/10.1038/415520a>

Scognamillo, D., Maxit, I. E., Sunquist, M., & Farrell, L. (2002). Ecología del jaguar y el problema de la

depredación de ganado en un hato de los Llanos Venezolanos. En *El jaguar en el nuevo milenio*

(pp. 139–150). Fondo de Cultura Económica.

Sentinel Hub. (2024). <https://www.sentinel-hub.com/>

Shoobridge, D. (2019). El mercado de la cacería - la cacería del mercado: Carne de origen silvestre en

bosques tropicales. *Scientia Agropecuaria*, 10(3), 433–448.

<https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2019.03.15>

Silva-Caballero, A., & Sánchez-López, J. M. (2020). Cacería del jaguar en el noreste de San Luis

Potosí: Memorias, relatos e identidad. En *Manejo y conservación del jaguar en la Reserva de la*

Biosfera Sierra del Abra Tanchipa. SEMARNAT, CONANP, PNUD.

https://www.researchgate.net/publication/340742177_Caceria_del_jaguar_en_el_noreste_de_San

[_Luis_Potosi_memorias_relatos_e_identidad](#)

Steenweg, R., Hebblewhite, M., Whittington, J., Lukacs, P., & McKelvey, K. (2018). Sampling scales

define occupancy and underlying occupancy–abundance relationships in animals. *Ecology*,

99(1), 172–183. <https://doi.org/10.1002/ecy.2054>

Suraci, J. P., Clinchy, M., Zanette, L. Y., & Wilmers, C. C. (2019). Fear of humans as apex predators

has landscape-scale impacts from mountain lions to mice. *Ecology Letters*, 22(10), 1578–1586.

<https://doi.org/10.1111/ele.13344>

Tambutti, M., Aldama, A., Sánchez, O., Medellín, R., & Soberón, J. (2001). La determinación del riesgo de extinción de especies silvestres en México. *Gaceta Ecológica*, 61, 11–21.

<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53906101>

Tejeda-Cruz, C., Naranjo, E., Medina, L., & Guevara-Hernández, F. (2014). Cacería de subsistencia en comunidades rurales de la selva Lacandona, Chiapas, México. *Quehacer Científico en Chiapas*, 9, 59–73.

Terborg, J., Estes, J., Paquet, P., Ralls, K., Boyd-Heger, D., Miller, B., & Noss, R. (1999). The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems. En *Continental conservation: Scientific foundations of regional reserve networks* (Vol. 9, pp. 39–64). Island Press; USGS Publications Warehouse.

Towns, V., León-Pérez, R., Maza, J. de la, & Morató, S. (2015). Mamíferos de la subcuenca del Lacantún. En *Conservación y desarrollo sustentable en la Selva Lacandona 25 años de actividades y experiencias*. Natura y Ecosistemas Mexicanos.

<https://tienda.fciencias.unam.mx/es/inicio/196-corservacion-y-desarrollo-sustentable-en-la-selva-lacandona-25-anos-de-actividades-y-experiencias-9786079710200.html>

Treves, A., & Karanth, K. U. (2003). Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology*, 17(6), 1491–1499.

<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00059.x>

Trigo-Tavera, J. F., Valero Elizondo, Germán, Alfonso; López Mayagoitia, Martínez Chavarría Laury Carolina;; Martínez Racine, Isaac;; Romero Romero Laura Patricia;; Salas Garrido Carlos Gerardo;; & Vanda Cantón, Beatriz. (2025). *Patología General Veterinaria*. (3a ed.).

Universidad Nacional Autónoma de México.

https://www.academia.edu/42304635/Patología_General_Veterinaria_Trigo_6ta_Edición

- Trillanes, C. E., Naranjo Piñera, E. J., Ramírez Marcial, N., Pérez Jiménez, J. C., Perera Marín, J. G., Chávez Hernández, C., & Falconi Briones, F. A. (2023). Estimación de la condición corporal del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) a partir de datos de fototrampeo en la Selva Lacandona, México. *Acta Universitaria*, 33, 1–13. <https://doi.org/10.15174/au.2023.3890>
- IUCN. (2010). *DIRECTRICES PARA EL USO DE LOS CRITERIOS DE LA LISTA ROJA DE LA UICN A NIVEL REGIONAL Y NACIONAL*. <https://www.iucnredlist.org/es>
- IUCN. (2017). *Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 13*.
- UNESCO. (2016). Reservas de la Biosfera Iberoamericanas. *IBEROMaB*.
- Van der Weyde, L. K., Tobler, M. W., Gielen, M. C., Cozzi, G., Weise, F. J., Adams, T., Bauer, D., Bennett, E., Bowles, M., Brassine, A., Broekhuis, F., Chase, M., Collins, K., Finerty, G. E., Golabek, K., Hartley, R., Henley, S., Isden, J., Keeping, D., ... Flyman, M. V. (2022). Collaboration for conservation: Assessing countrywide carnivore occupancy dynamics from sparse data. *Diversity and Distributions*, 28(5), 917–929. <https://doi.org/10.1111/ddi.13386>
- Vásquez-Sánchez, M. A. (2013). La dotación de infraestructura: implicaciones para la biodiversidad. En *Biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado: Vol. I*. CONABIO.
- Wickham, François, R., Henry, L., & Müller, K. (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation* [R package]. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis* [Package R]. <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/index.html>
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T. L., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., ... Yutani, H. (2019). *Welcome to the tidyverse* (No. 43) [R Studio].

Zhang, M., Zhang, H., Deng, W., & Yuan, Q. (2024). Assessment of Habitat Quality in Arid Regions Incorporating Remote Sensing Data and Field Experiments. *Remote Sensing*, 16(19), Article 19.
<https://doi.org/10.3390/rs16193648>