

**Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua
UNAN-León**

Área de Conocimiento de Ciencias y Tecnologías

Área Específica de Biología



Monografía para la obtención de título de Licenciatura en Biología.

Vulnerabilidad e Impacto en la Capacidad de Almacenamiento de Carbono de la
Comunidad de Mamíferos del Jardín Botánico Ambiental UNAN-León

Autor

Br. Steven José Flores Blanco

Tutor

Lic. José Antonio Orozco

León, Noviembre 2025

2025: 46/19 ¡Siempre más allá! ¡Avanzamos en la Revolución!

**Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua
UNAN-León**

Área de Conocimiento de Ciencias y Tecnologías

Área Específica de Biología



Monografía para la obtención de título de Licenciado en Biología.

Vulnerabilidad e Impacto en la Capacidad de Almacenamiento de Carbono de la
Comunidad de Mamíferos del Jardín Botánico Ambiental UNAN-León

Autor

Br. Steven José Flores Blanco

Tutor

Lic. José Antonio Orozco

León, Noviembre 2025

Agradecimiento

Expreso mi profundo agradecimiento a la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua (UNAN-León), al Área de Conocimiento en Ciencias y Tecnología y al Departamento de Biología, por las facilidades brindadas para la realización de esta investigación y por su compromiso con la formación académica de sus estudiantes. Mi reconocimiento especial a mi tutor, Lic. José Antonio Orozco, cuya guía académica, dedicación y conocimientos fueron fundamentales para el diseño, desarrollo y finalización de este trabajo.

Agradezco al personal del Jardín Botánico Ambiental UNAN-León, en especial a su directora, Lic. Dania Lissette Paguaga Rivera, por permitir el acceso al sitio, facilitar los recursos logísticos y brindar apoyo durante las actividades de campo, contribuyendo directamente al éxito de los muestreos y registros.

De igual manera, agradezco a mis compañeros y amigos Jannelys Belén Montoya Fernández, Nathalie Dianey Ruíz Pérez, Moisés Roberto Roque Osorio y Sadan Josué Caseres Lackwood que participaron en las jornadas de campo, por su compromiso, entusiasmo y colaboración, así como a todas las personas que de alguna manera contribuyeron al desarrollo de este estudio. Este logro también es fruto de su confianza, motivación y apoyo constante.

Finalmente, agradezco a todas las personas que, de una u otra forma, contribuyeron al desarrollo de este estudio; este logro también es fruto de su colaboración y confianza.

Dedicatoria

Dedico este logro en primer lugar a Dios, por brindarme la vida, la salud, la fortaleza y la inteligencia necesarias para alcanzar esta meta académica. Su guía y protección han sido fundamentales en cada etapa de este proceso, sosteniéndome en los momentos de dificultad y celebrando mis avances.

A mi familia, por su amor incondicional, comprensión y apoyo constante a lo largo de toda mi formación académica. En especial a mis padres, Sergio José Flores Ramírez y Mercedes Verónica Blanco Espinoza, quienes con su esfuerzo, ejemplo y enseñanzas me mostraron el valor del trabajo, la perseverancia y la integridad. A mi tía, María Elena Blanco Espinoza, por su apoyo, cariño y acompañamiento, que hicieron más llevadero este proceso. A mi abuela, por su sabiduría, inspiración y motivación, que siempre me impulsó a dar lo mejor de mí.

A mis compañeros y amigos de la carrera, tanto de mi generación como de otras, quienes compartieron experiencias, conocimientos y momentos inolvidables. Su apoyo, compañía y motivación contribuyeron de manera significativa a que este proceso fuera enriquecedor y memorable.

Índice

Agradecimiento	iii
Dedicatoria	iv
Índice de Figuras	viii
Índice de Tablas	xi
Índice de Anexos	xii
Resumen	xiv
Introducción	1
Objetivos	3
Objetivo General	3
Objetivos Específicos	3
Marco Teórico	4
Cambio climático, biodiversidad y el papel de los jardines botánicos	4
La crisis del cambio climático y la pérdida de biodiversidad	4
Papel de los ecosistemas en el ciclo del carbono y la mitigación del clima.....	4
Jardines botánicos como ecosistemas urbanos únicos para la investigación y conservación	4
Impactos del cambio climático en la fisiología, comportamiento y distribución de los mamíferos	4
Evaluaciones de vulnerabilidad para comunidades de mamíferos	5
El papel funcional de los mamíferos en el almacenamiento de carbono de los ecosistemas terrestres.	5
Mecanismos directos e indirectos de la influencia de los mamíferos en el almacenamiento de carbono	5
Papel de la diversidad de mamíferos en el almacenamiento de carbono.....	6
Urbanización y sus efectos interactivos con el cambio climático en los mamíferos	7
Vinculación de la vulnerabilidad al cambio climático de los mamíferos con la capacidad de almacenamiento de carbono	7
Marco conceptual de la interrelación	7
Posibles escenarios e hipótesis.....	8
Importancia del contexto: dinámica de los ecosistemas urbanos:	8

Modelos ecológicos para evaluar los impactos del cambio climático en los mamíferos y el almacenamiento de carbono	8
Modelos de vulnerabilidad al cambio climático	8
Modelos de almacenamiento de carbono en ecosistemas	9
Metodología	10
Tipo de Estudio	10
Diseño de Estudio	10
Área de Estudio	10
Población y Muestra	10
Métodos de Muestreo	11
Muestreo de Mamíferos	11
Métodos de Identificación	12
Capacidad de Almacenamiento de Carbono en el Jardín Botánico Ambiental (JBA). 12	
Efecto del Cambio Climático en la Población de Mamíferos del JBA	13
Preparación de datos	15
Análisis de Datos	15
Diversidad de Mamíferos	15
Análisis de diversidad de especies	15
Modelos de Distribución Potencial	16
Validación de modelos	16
Impacto de los Mamíferos en la Capacidad de Almacenamiento de Carbono	16
Resultados y Discusión	18
Diversidad y estatus de conservación de mamíferos	18
Vulnerabilidad frente al cambio climático	27
Impacto en capacidad de almacenamiento de carbono	58
Conclusión	64
Recomendaciones	66
Referencias Bibliográficas	67
Anexos	79
Anexo A. Especies de mamíferos encontrados en el Jardín Botánico Ambiental UNAN-León	80

Anexo B. Importancia de las variables climáticas utilizadas para la construcción de modelos por especie.	82
---	----

Índice de Figuras

Figura 1. Mapa de ubicación del Jardín Botánico Ambiental UNAN – León.....	11
Figura 2. Riqueza de especies y abundancia de mamíferos por orden taxonómico registrados en el Jardín Botánico Ambiental UNAN - León durante el periodo 2023-2025.	18
Figura 3. Riqueza específica y abundancia de individuos registrados por muestreo en el Jardín Botánico Ambiental UNAN – León.	19
Figura 4. Abundancia de individuos por especie registrados en el Jardín Botánico Ambiental UNAN - LEON durante el periodo 2023-2024.....	20
Figura 5. Curva de acumulación de especies de mamíferos encontradas en el Jardín Botánico Ambiental UNAN –LEON.	22
Figura 6. Abundancia y riqueza específica por gremio trófico de la comunidad de mamíferos del Jardín Botánico Ambiental UNAN-León.	26
Figura 7. Roles funcionales de las especies pertenecientes a la comunidad de mamíferos presentes en el Jardín Botánico Ambiental UNAN-León.....	27
Figura 8. Número de registros de las especies encontradas en el Jardín Botánico Ambiental – UNAN – León, a nivel del Pacífico de Nicaragua desde el 2005 al 2025...	29
Figura 9. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Artibeus jamaicensis</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	37
Figura 10. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Artibeus lituratus</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	38
Figura 11. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Caluromys derbianus</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	39
Figura 12. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Carollia perspicilata</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	40

Figura 13. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Carollia subrufa</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	42
Figura 14. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Coendu mexicanus</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	43
Figura 15. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Dasypus novemcinctus</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.	44
Figura 16. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Dermanura phaeotis</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	45
Figura 17. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Didelphis marsupialis</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	46
Figura 18. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Didelphis virginiana</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	47
Figura 19. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Molossus molossus</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	48
Figura 20. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Nyctomys sumichrasti</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	49
Figura 21. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Philander opossum</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	50
Figura 22. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Platyrrhinus hellerii</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	51

Figura 23. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Saccopteryx bilineata</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	52
Figura 24. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Sciurus variegatoides</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	53
Figura 25. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Spilogale angustifrons</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	54
Figura 26. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Sturnira parvidens</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	55
Figura 27. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Sylvilagus floridanus</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	56
Figura 28. Impacto del cambio climático en la distribución de <i>Uroderma bilobatum</i> en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.....	57

Índice de Tablas

Tabla 1. Descripción de las clases LULC.	13
Tabla 2. Variables bioclimáticas disponibles en WorldClim.....	14
Tabla 3. Índices de diversidad y estimadores no paramétricos de la comunidad de mamíferos del Jardín Botánico Ambiental UNAN – León.	23
Tabla 4. Clasificación del estatus de conservación según CITES y UICN de las especies de los mamíferos encontradas en el Jardín Botánico Ambiental UNAN – León.	24
Tabla 5. Desempeño de los modelos MaxEnt y variables ambientales utilizadas para la distribución potencial de mamíferos en escenarios climáticos futuros.	31
Tabla 6. Métricas de evaluación del modelo de clasificación de coberturas terrestres por periodo de análisis (2023–2025).	59
Tabla 7. Dinámica temporal de la cobertura forestal y estimaciones de biomasa, carbono y CO ₂ equivalente del Jardín Botánico Ambiental UNAN-León en el periodo 2023–2025.....	61
Tabla 8. Resultados del modelo y simulación de escenarios del cambio en la composición de mamíferos del Jardín Botánico Ambiental UNAN-León.....	63

Índice de Anexos

Anexo 1. <i>Didelphis virginiana</i> (Zarigüeya de virginia)	80
Anexo 2. <i>Spilogale angustifrons</i> (Zorrillo moteado)	80
Anexo 3. <i>Phillander opossum</i>	80
Anexo 4. <i>Cuniculus paca</i> (Guardatinaja)	80
Anexo 5. <i>Dasypus novemcinctus</i> (Cuzuco)	80
Anexo 6. <i>Saccopterys bilineata</i>	80
Anexo 7. <i>Carollia perspicilata</i>	81
Anexo 8. <i>Platyrrhinus hellerii</i>	81
Anexo 9. <i>Caluromys derbianus</i>	81
Anexo 10. <i>Carollia subrufa</i>	81
Anexo 11. <i>Myotis nigricans</i>	81
Anexo 12. <i>Artibeus lituratus</i>	81
Anexo 13. <i>Sturnira parvidens</i>	81
Anexo 14. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Artibeus jamaicensis</i> (Jackknife AUC)	82
Anexo 15. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Artibeus lituratus</i> (Jackknife AUC)	82
Anexo 16. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Caluromys derbianus</i> (Jackknife AUC)	82
Anexo 17. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Carollia perspicillata</i> (Jackknife AUC)	82
Anexo 18. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Carollia subrufa</i> (Jackknife AUC)	82
Anexo 19. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Coendu mexicanus</i> (Jackknife AUC)	82
Anexo 20. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Dasypus novemcinctus</i> (Jackknife AUC)	82
Anexo 21. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Dermanura phaeotis</i> (Jackknife AUC)	82

Anexo 22. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Didelphis marsupialis</i> (Jackknife AUC)	83
Anexo 23. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Didelphis virginiana</i> (Jackknife AUC).....	83
Anexo 24. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Molossus molossus</i> (Jackknife AUC).....	83
Anexo 25. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Nyctomys sumichrasti</i> (Jackknife AUC)	83
Anexo 26. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Philander opossum</i> (Jackknife AUC)	83
Anexo 27. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Platyrrhinus helleri</i> (Jackknife AUC)	83
Anexo 28. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Saccopteryx billineata</i> (Jackknife AUC)	83
Anexo 29. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Sciurus variegatoides</i> (Jackknife AUC).....	83
Anexo 30. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Spilogale angustifrons</i> (Jackknife AUC).....	84
Anexo 31. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Sturnira parvidens</i> (Jackknife AUC).....	84
Anexo 32. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Sylvilagus floridanus</i> (Jackknife AUC)	84
Anexo 33. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de <i>Uroderma bilobatum</i> (Jackknife AUC)	84

Resumen

Los mamíferos desempeñan un papel ecológico esencial en la dispersión de semillas y la regulación de los ecosistemas, influyendo directamente en la capacidad de almacenamiento de carbono. En Nicaragua, los estudios sobre este grupo son limitados y, particularmente en el JBA de la UNAN-León, no se había evaluado su impacto sobre la captación de carbono ni su vulnerabilidad ante el cambio climático. Este estudio tuvo como objetivo evaluar la influencia de la comunidad de mamíferos del JBA en la capacidad de almacenamiento de carbono y su vulnerabilidad frente a escenarios climáticos futuros. La investigación se desarrolló entre abril de 2023 y diciembre de 2024, utilizando métodos directos (redes de neblina, trampas Tomahawk y cámaras trampa) e indirectos para el registro de mamíferos. La vulnerabilidad climática se analizó mediante el modelo MaxEnt con registros del Pacífico de Nicaragua (2005–2025), el impacto sobre la captación de carbono se evaluó mediante teledetección y un modelo *Random Forest Regression* (RFR). Se identificaron 24 especies con una abundancia total de 282 individuos, principalmente quirópteros (215). La diversidad fue media-alta ($H'=2.72$) y la dominancia baja ($Simpson=0.087$). El modelo RFR mostró alta precisión ($R^2=0.96$), evidenciando que los frugívoros favorecen la regeneración vegetal y los herbívoros reducen la capacidad de captura de carbono. Los resultados destacan la importancia ecológica de conservar comunidades funcionalmente equilibradas, ya que su alteración puede disminuir la capacidad de almacenamiento de carbono. Asimismo, se identificaron áreas prioritarias para la conservación ante la alta vulnerabilidad de varias especies bajo escenarios futuros de cambio climático.

Palabras clave: mamíferos, carbono, cambio climático, biodiversidad, teledetección.

Introducción

Los mamíferos constituyen un grupo muy diverso, con aproximadamente 5,416 especies a nivel mundial y 231 en Nicaragua (Sánchez-Cordero et al., 2014; Medina-Fitoria et al., 2018). La mastozoología es la rama de la zoología que estudia a estos animales, abordando su clasificación, reproducción, desarrollo, comportamiento ambiental y problemas de conservación (JAM, 2015).

En Nicaragua, el estudio de los mamíferos es relativamente reciente; sus inicios se remontan a 1797 con los trabajos de José Mariano Mociño (Medina-Fitoria & Saldaña, 2014). En décadas recientes, se han realizado inventarios y estudios de diversidad en varias regiones, especialmente en el Pacífico (Medina-Fitoria et al., 2004–2022).

A nivel internacional, los estudios de mamíferos se han ampliado para analizar efectos del cambio climático sobre su distribución, como en el caso de 13 especies de América del Norte, donde 11 podrían expandir su rango para 2070 (Deb et al., 2020). Investigaciones similares se han aplicado a especies en riesgo como el tapir malayo y el panda rojo, identificando áreas clave para su conservación (Clements et al., 2012; Thapa et al., 2018).

Además, cambios en comunidades de mamíferos afectan servicios ecosistémicos, como el almacenamiento de carbono. Por ejemplo, en bosques tropicales, la pérdida total de frugívoros puede reducir el carbono almacenado entre 2.4 % y 3 % (Bello et al., 2015).

En Nicaragua, los estudios se han centrado en la diversidad biológica, complementados por monitoreos de MARENA en reservas naturales, y en el Jardín Botánico Ambiental de la UNAN-León (JBA), realizados por estudiantes de Biología. Sin embargo, no existen estudios sobre el impacto de los mamíferos en el ciclo del carbono ni sobre cómo el cambio climático podría afectar su distribución.

A nivel mundial, la urbanización afecta la biodiversidad y altera servicios ecosistémicos, afectando la función de sumideros de carbono de ecosistemas terrestres (IPCC, n.d.). Jardines botánicos urbanos, como el JBA, contribuyen al almacenamiento de CO₂ y ofrecen beneficios ecológicos y sociales (Gratani et al., 2019), aunque la urbanización puede reducir la diversidad de mamíferos y generar conflictos humanos-animales (Gutiérrez-Cruz et al., 2021). Los mamíferos son clave en la productividad primaria, flujo de energía y reciclaje de nutrientes, y su ausencia afecta la capacidad de

almacenamiento de carbono (Mezhua-Velázquez et al., 2022; Martin-Regalado & Briones-Salas, 2024).

En el JBA, aunque se registran mamíferos, no se ha evaluado su influencia en los procesos de carbono ni se ha modelado el efecto del cambio climático, lo que genera incertidumbre sobre la capacidad del ecosistema como sumidero de carbono. Esto motiva la investigación: ¿Qué impacto tiene la comunidad de mamíferos del JBA en la capacidad de almacenamiento de carbono y qué tan vulnerable es ante el cambio climático?

El estudio busca llenar esta laguna, dado que la diversidad de mamíferos se ve afectada por perturbaciones antropogénicas y cambios en el hábitat (Salazar-Ortiz et al., 2020). Comprender su papel en dispersión de semillas, flujo de energía y reciclaje de nutrientes es esencial para evaluar la dinámica de carbono y apoyar estrategias de conservación fundamentadas científicamente.

Metodológicamente, el estudio combina monitoreo de mamíferos con análisis de dinámica de carbono, ofreciendo un enfoque interdisciplinario aplicable a otros ecosistemas urbanos o más extensos. Además, proporciona herramientas para la formación de investigadores, contribuyendo a la ecología urbana y la conservación de mamíferos, así como a la gestión del ciclo de carbono mediante estrategias de manejo fundamentadas.

Objetivos

Objetivo General

Evaluar el impacto en la capacidad de almacenamiento de carbono y vulnerabilidad frente al cambio climático de la comunidad de mamíferos del Jardín Botánico Ambiental UNAN-LEÓN

Objetivos Específicos

- Caracterizar la diversidad, abundancia y estatus de conservación de la población de mamíferos en el Jardín Botánico Ambiental UNAN-León.
- Analizar el impacto de la comunidad de mamíferos en la capacidad de almacenamiento de carbono del ecosistema del Jardín Botánico Ambiental UNAN-León utilizando modelos de aprendizaje automático.
- Modelar los posibles cambios en la distribución y composición de la comunidad de mamíferos ante escenarios de cambio climático mediante el modelo de Máxima Entropía (MaxEnt).

Marco Teórico

Cambio climático, biodiversidad y el papel de los jardines botánicos

La crisis del cambio climático y la pérdida de biodiversidad

La biodiversidad global está siendo gravemente afectada por el cambio climático (Taylor & Kumar, 2016). El aumento de las temperaturas y eventos extremos aumentan el estrés térmico en las plantas, propiciando plagas y obligando a especies a desplazarse (Comer et al., 2019). La degradación de hábitats y el calentamiento global aceleran la extinción de especies, afectando servicios ecosistémicos esenciales como el acceso al agua (G. Chen & Sun, 2018). Ambos fenómenos se retroalimentan: mientras el clima presiona a especies vulnerables, la pérdida de biodiversidad debilita la resiliencia de los ecosistemas (Förster, 2022).

Papel de los ecosistemas en el ciclo del carbono y la mitigación del clima

Ecosistemas como bosques y humedales secuestran carbono y mitigan el cambio climático, absorbiendo hasta el 20% de las emisiones anuales humanas (U.S. Geological Survey, n.d.). Su capacidad para almacenar carbono depende de la diversidad vegetal y la productividad (S. Chen et al., 2018). La fotosíntesis captura CO₂ y lo convierte en biomasa. Ecosistemas diversos son más productivos y almacenan más carbono en plantas y suelos (Xu et al., 2020).

Jardines botánicos como ecosistemas urbanos únicos para la investigación y conservación

Los jardines botánicos, con sus colecciones vegetales en zonas urbanas, permiten estudiar la respuesta de plantas al cambio climático (G. Chen & Sun, 2018). Además, pueden ser hábitat de múltiples comunidades de animales, entre ellas mamíferos, lo que favorece la conservación de la biodiversidad en contextos urbanos (Hultine et al., 2016). Estos también actúan como sumideros de carbono. Por ejemplo el Jardín Botánico de Roma demostró que sus colecciones vegetales pueden secuestrar aproximadamente 6947 megagramos de CO₂ al año (Kurtz et al., 2024).

Impactos del cambio climático en la fisiología, comportamiento y distribución de los mamíferos

El cambio climático afecta directamente la fisiología de los mamíferos, generando estrés térmico, alteraciones en las tasas metabólicas y cambios en la disponibilidad de

agua (Khan et al., 2024). Los mamíferos pequeños, debido a su alta relación superficie-volumen, son particularmente susceptibles al aumento de las temperaturas (Lovegrove et al., 2014). Un metaanálisis reciente confirma que el cambio climático provoca efectos evidentes en la fauna silvestre, incluyendo alteraciones metabólicas y conductuales asociadas al calor (Festa et al., 2022).

Frente al cambio climático, los mamíferos pueden responder modificando sus horarios de actividad, estrategias de alimentación o ciclos reproductivos (Ritzel & Gallo, 2020). Algunas especies se desplazan hacia áreas con condiciones más favorables (Khan et al., 2024); sin embargo, la urbanización y fragmentación del hábitat limitan estos movimientos. Esta restricción es especialmente crítica para los mamíferos grandes en paisajes altamente transformados, donde la reubicación suele ser inviable (Lettrich et al., 2019).

Evaluaciones de vulnerabilidad para comunidades de mamíferos

Las evaluaciones de vulnerabilidad analizan los efectos del cambio climático en mamíferos, considerando sus características biológicas, exposición a variaciones climáticas y capacidad de adaptación (Lettrich et al., 2019)

Los métodos basados en rasgos identifican especies vulnerables debido a características como baja dispersión o dependencia de hábitats específicos. La evidencia indica que los rasgos del ciclo de vida, como la tasa de reproducción o longevidad, son más determinantes que la clasificación taxonómica o distribución geográfica para evaluar la vulnerabilidad al cambio climático (Pacifi et al., 2015).

El papel funcional de los mamíferos en el almacenamiento de carbono de los ecosistemas terrestres.

Mecanismos directos e indirectos de la influencia de los mamíferos en el almacenamiento de carbono

Los mamíferos desempeñan una variedad de funciones en los ecosistemas que pueden influir directa o indirectamente en el almacenamiento de carbono.

- **Herbivoría:** El consumo de biomasa vegetal por herbívoros afecta la productividad de las plantas y su capacidad para almacenar carbono (Schmitz et al., 2018). Un pastoreo moderado puede promover el crecimiento vegetal y aumentar el secuestro de carbono (Horlick, 2024). Sin

embargo, la ausencia de grandes herbívoros puede desestabilizar las reservas de carbono en el suelo (Schmitz & Sylvén, 2023).

- **Dispersión de Semillas:** Los mamíferos frugívoros cumplen un rol clave en la dispersión de semillas de árboles con alto potencial de captura de carbono, influyendo en la estructura y función de los bosques (Schmitz et al., 2018). En ecosistemas tropicales, la conservación de grandes mamíferos mantiene procesos ecológicos esenciales que favorecen el almacenamiento de carbono (Horlick, 2024).
- **Ciclo de Nutrientes:** Los mamíferos contribuyen al ciclo de nutrientes al descomponer sus restos orgánicos y excretar heces y orina, lo que aumenta la cantidad de carbono en el suelo y favorece el desarrollo vegetal (Hillsdon, 2022).
- **Bioturbación:** Las actividades de madriguera y excavación de mamíferos pueden alterar la estructura del suelo, mejorar su aireación y afectar la dinámica del carbono (Beca et al., 2022). Un total de 869 especies de mamíferos terrestres actúan como bioturbadores, favoreciendo la salud del ecosistema mediante la reducción de la compactación del suelo y el aumento del almacenamiento de carbono (Marquez et al., 2023).
- **Depredación:** Los depredadores pueden ejercer una influencia indirecta en el almacenamiento de carbono al regular las poblaciones de herbívoros, previniendo el sobrepastoreo y favoreciendo la conservación de la biomasa vegetal (Hillsdon, 2022). Se ha estimado que un incremento en la diversidad de mamíferos de 3,5 veces puede aumentar la retención de carbono entre un 230 % y un 400 %.

Papel de la diversidad de mamíferos en el almacenamiento de carbono

Las investigaciones indican que una mayor diversidad de mamíferos puede favorecer un mayor almacenamiento de carbono en los ecosistemas. Una comunidad mamífera diversa promueve una mayor variedad de funciones ecológicas, lo que mejora la productividad del ecosistema y la capacidad de retención de carbono (Leman, 2017). Se ha observado que las áreas con alta biodiversidad de mamíferos presentan mayores niveles de carbono en el suelo (Losada et al., 2023).

Además, la diversidad funcional (es decir, la variedad de funciones ecológicas desempeñadas por los mamíferos) juega un papel clave en el ciclo del carbono. Se ha encontrado que una menor riqueza funcional, combinada con una mayor divergencia funcional, incrementa el contenido de materia orgánica del suelo (SOM) de tipo carbonílico y alifático, lo cual podría influir en la estabilidad y persistencia del carbono en el suelo (Losada et al., 2023).

Urbanización y sus efectos interactivos con el cambio climático en los mamíferos

La urbanización provoca pérdida y fragmentación de hábitats e incrementa las perturbaciones humanas, disminuyendo la ocupación y diversidad de mamíferos, especialmente en ciudades cálidas con escasa cobertura vegetal (Haight et al., 2023).

El cambio climático puede agravar estos efectos adversos, generando una “doble presión” sobre los mamíferos urbanos. Las temperaturas más altas y la menor disponibilidad de agua en entornos urbanos aumentan el estrés sobre poblaciones que ya enfrentan condiciones limitantes. Investigaciones han demostrado que los efectos de la urbanización son más intensos en grandes mamíferos y en ciudades con climas cálidos y poca vegetación (Bell, 2023; Haight et al., 2023).

Vinculación de la vulnerabilidad al cambio climático de los mamíferos con la capacidad de almacenamiento de carbono

Marco conceptual de la interrelación

La susceptibilidad de los mamíferos ante el cambio climático podría comprometer su papel ecológico en el almacenamiento de carbono. Aquellas especies más vulnerables podrían reducir su población o incluso desaparecer, lo que conllevaría a la pérdida de sus funciones clave en el ecosistema (Burns et al., 2003).

Las variaciones en la diversidad y composición funcional de estos animales pueden modificar procesos como la herbivoría, dispersión de semillas, reciclaje de nutrientes y bioturbación, factores que inciden directamente en el secuestro de carbono. Estudios previos, como los realizados en la Amazonía, evidencian que la diversidad de mamíferos afecta el ciclo del carbono mediante interacciones tróficas (Schmitz et al., 2018).

Posibles escenarios e hipótesis

- **Escenario 1: Reducción de Mamíferos Frugívoros:** Si el cambio climático afecta negativamente a los mamíferos frugívoros presentes en el sitio, podría disminuir la dispersión de semillas de árboles con alta capacidad de captación de carbono, lo que reduciría su potencial de secuestro de carbono (Hillsdon, 2022; Horlick, 2024).
- **Escenario 2: Variaciones en la Presión Herbívora:** Las alteraciones en la abundancia de mamíferos herbívoros como consecuencia del cambio climático podrían modificar la presión sobre la vegetación, influyendo en la biomasa disponible (Holrick, 2024; Schmitz et al., 2018).
- **Escenario 3: Cambios en el Ciclo del Carbono del Suelo:** Modificaciones en las poblaciones de mamíferos que excavan podrían repercutir en la estructura y aireación del suelo, afectando la dinámica del carbono y provocando variaciones en su capacidad de almacenamiento subterráneo (Pfeiffer et al., 2018).

Importancia del contexto: dinámica de los ecosistemas urbanos:

El almacenamiento de carbono en los espacios verdes urbanos como los jardines botánicos está influenciado por factores como la composición de especies vegetales, las prácticas de manejo y las condiciones micro climáticas. Se ha demostrado que los jardines botánicos establecidos en áreas urbanas tienen una gran capacidad para almacenar carbono y, por lo tanto, para mitigar el calentamiento global (Kurtz et al., 2024; Ratnayake et al., 2020).

Modelos ecológicos para evaluar los impactos del cambio climático en los mamíferos y el almacenamiento de carbono

Modelos de vulnerabilidad al cambio climático

Existen diversos enfoques para evaluar la vulnerabilidad climática de especies y comunidades, desde modelos correlativos (como los de nicho ecológico) hasta modelos mecanísticos (basados en procesos fisiológicos y ecológicos). Estos métodos utilizan proyecciones climáticas y atributos biológicos de las especies para prever cambios en su distribución, adecuación del hábitat y probabilidades de extinción (Monzón et al., 2011).

Modelos de almacenamiento de carbono en ecosistemas

Los modelos de ecosistemas pueden simular los flujos y el almacenamiento de carbono en los ecosistemas terrestres, teniendo en cuenta factores como la productividad de las plantas, las tasas de descomposición y las condiciones ambientales. Algunos modelos también pueden incorporar la influencia de los animales en el ciclo del carbono a través de procesos como la herbivoría y la deposición de nutrientes (Gu et al., 2021).

Metodología

Tipo de Estudio

El estudio se desarrolló tomando en cuenta lo expuesto por Bernal (2010); Díaz (2020) & Hernández-Sampieri et al. (2014).

Diseño de Estudio

Dado que el objetivo del estudio fue “evaluar la comunidad de mamíferos presentes en el JBA durante el periodo 2023-2024”, se recurrió a un diseño no experimental que se aplicó de manera transversal, considerando que el tema de investigación tiene sustento teórico, se procedió a realizar una investigación de tipo descriptivo para conocer a detalle cual es la diversidad, vulnerabilidad e impacto en la capacidad de almacenamiento de carbono de la comunidad de mamíferos presentes en el área de estudio.

El estudio se diseñó bajo el planteamiento metodológico del enfoque cuantitativo, puesto que éste es el que mejor se adapta a las características y necesidades de la investigación.

Área de Estudio

El estudio se desarrolló en el Jardín Botánico Ambiental de la UNAN-León (12 ha), ubicado a 2 km al oeste del centro de León, entre los ríos Los Aposentos y El Ojoche (figura 1). Inaugurado en 2004, el jardín alberga colecciones vivas representativas de los principales ecosistemas nicaragüenses (Bosque Seco Tropical, Transición, Húmedo y de Galería) y funciona como laboratorio vivo para la conservación de especies amenazadas, la investigación académica y la formación de profesionales.

Población y Muestra

La población del estudio fueron todas las especies de mamíferos que se encontraban en el JBA durante el periodo del estudio. La muestra fueron un total de 282 individuos que fueron registrados desde abril 2023 hasta diciembre 2024

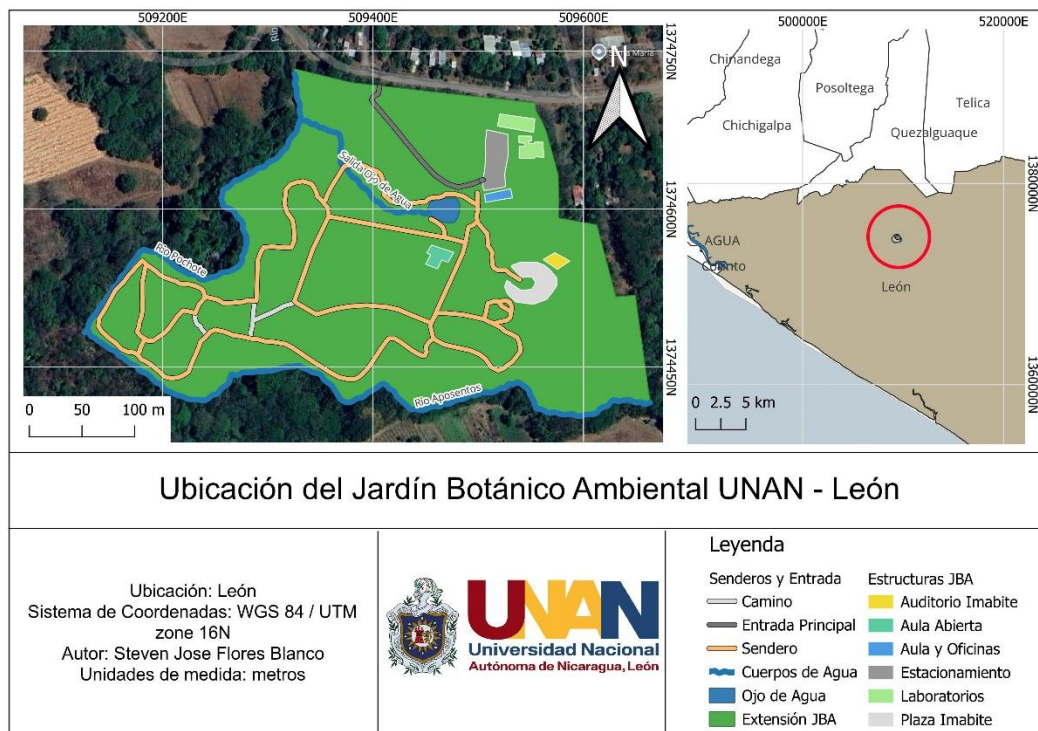


Figura 1. Mapa de ubicación del Jardín Botánico Ambiental UNAN – León.

Métodos de Muestreo

Muestreo de Mamíferos

Los muestreos se realizaron dos veces al mes, cada 15 días, estos comprendieron dos días seguidos de trabajo de campo. Para registrar a los mamíferos presentes en la zona se utilizaron dos tipos de métodos: métodos indirectos, que consisten en buscar huellas, excrementos, pelo, restos óseos y fotogramas (Cruz-Bazán et al., 2017), y métodos directos de captura de organismos mediante trampas.

Métodos directos. Para la captura de mamíferos terrestres pequeños se siguió la metodología de Romero-Almaraz et al. (2007), utilizando transectos de 400 m con trampas Sherman separadas 40 m entre sí (10 trampas en total), cebadas con mantequilla de maní, vainilla y avena (Medina-Fitoria et al., 2022b).

Para mamíferos medianos se emplearon tres trampas Tomahawk distribuidas a lo largo de un transecto de 1 km, con 300 m entre trampas (Sánchez et al., 2004), cebadas con sardinas, tocino y verduras, rotando el tipo de cebo en cada muestreo.

Los murciélagos fueron capturados con dos redes de neblina a nivel de suelo, la ubicación de éstas rotó en cada muestreo, las cuales se colocaron siempre cerca de

fuentes de agua, bordes de senderos, espacios abiertos y dormitorios. (Bracamonte, 2018). Las redes se mantuvieron abiertas de 17:00 a 00:00 durante fases lunares oscuras para evitar sesgos por fobia lunar (Urquiza et al., 2018).

Los ejemplares capturados se extrajeron con guantes y se colocaron en fundas. Se registraron datos morfométricos importantes para su identificación como: peso, largo de antebrazo, cuerpo, cabeza, orejas, presencia y largo de cola y uropatagio (Quiñónez, 2017).

Técnicas indirectas. También se utilizaron técnicas indirectas para complementar el muestreo directo, en este caso se emplearon cámaras trampa para registrar actividad de mamíferos, se utilizaron cuatro cámaras trampa y fueron colocadas a 30 cm de altura en lugares identificados como senderos de mamíferos y orillas de estanques (Romero-Almaraz et al., 2007).

Métodos de Identificación

La identificación de los organismos se realizó mediante comparación visual haciendo uso de guías de campo (Emmons & Feer, 1990; Medina-Fitoria, 2014) cuando no se pudo identificar a los individuos de esta manera, se utilizaron claves dicotómicas como la de Timm et al. (1999). Las huellas encontradas se identificaron con el manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México de Aranda (2012)

Capacidad de Almacenamiento de Carbono en el Jardín Botánico Ambiental (JBA)

Para analizar el impacto de los mamíferos en el ciclo del carbono del ecosistema, se requiere estimar la capacidad de captura de carbono del área de estudio. Para esto, la estimación se realizó mediante herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG), lo que permitirá una aproximación eficiente sin recurrir a mediciones directas. Se empleará la metodología de Goheer et al. (2022), basada en teledetección.

El análisis se realizó con imágenes satelitales Sentinel-2, obtenidas del USGS, cubriendo el periodo 2023–2025. Estas imágenes fueron preprocesadas (proyección, corrección atmosférica, calibración radiométrica y mosaico) antes de aplicar una clasificación supervisada basada en cinco clases LULC (tabla 1). Para mejorar el modelo de clasificación, se utilizó como área de entrenamiento un radio de 2 kilómetros alrededor del JBA, en esa área se generaron 600 muestras de entrenamiento por clase. La clasificación se realizó utilizando un modelo *Random Forest* desde Qgis.

Tabla 1. Descripción de las clases LULC.

Clases LULC	Descripción
Construcción	Asentamientos y estructuras urbanas, incluidas las casas, etc.
Bosque	Una gran zona dominada por árboles o área cubierta densamente con árboles.
Agua	Cuerpos de agua.
Agricultura	Tierras dedicadas a la agricultura, el uso sistemático y controlado de otras formas.
Otros	Montañas y zona estéril sin vegetación

La calidad de las imágenes se evaluó mediante la evaluación de exactitud, la cual se basa en la relación entre la suma de los valores diagonales y el número total de píxeles/valores evaluados. Teniendo como resultado el porcentaje de los píxeles clasificados correctamente.

Teniendo en cuenta que los bosques son reservas naturales de carbono y biomasa, siguiendo la misma metodología se calculó el stock de carbono almacenado, en base a los datos totales de la cubierta forestal (TFC) extraídos de imágenes clasificadas. Utilizando las siguientes fórmulas

1. $Volumen\ Total\ de\ Madera = TFC * 1.454 * 0.396(m^3)$
2. $DMB = Volumen\ Total\ de\ madera * 0.43(tons)$
3. $TC = DMB * 0.5$
4. $CO_2\ Equivalente = TC * 3.6667$

Dónde:

DMB = Biomasa Seca

TC = Carbono Total

Nota: Los cálculos se basan en una serie de conversiones de datos que dependen del TFC (Cubierta Forestal Total).

Efecto del Cambio Climático en la Población de Mamíferos del JBA

Para evaluar el efecto del cambio climático sobre la comunidad de mamíferos del JBA, se utilizó el algoritmo de Máxima Entropía (MaxEnt), ampliamente recomendado para modelar distribuciones con datos de presencia (Jiménez & Méndez, 2021; Leal-

Nares et al., 2012; Ortíz-Yusty et al., 2014; Rivera et al., 2021). Se trabajó con los registros hechos en el JBA complementados con datos del portal iNaturalist y GBIF, debido a la corta extensión del JBA, el entrenamiento del modelo se realizó a nivel del pacífico de Nicaragua, para poder obtener los registros necesarios para construir modelos sólidos.

Las variables climáticas actuales que se utilizaron fueron las provenientes de WorldClim (www.worldclim.org), fuente reconocida de datos bioclimáticos ((Rivera et al., 2021). Se emplearon 19 variables (tabla 2) del periodo 1950-2000, con resolución de ~1 km². Para escenarios futuros, se utilizaron datos del CMIP6 correspondientes a los periodos 2021-2040 y 2041-2060, específicamente se tomó el modelo global CMCC-ESM2 en los escenarios SSP245 y SSP585 (Fick & Hijmans, 2017).

Tabla 2. Variables bioclimáticas disponibles en WorldClim.

Variable	Description
BIO1	Temperatura Media Anual (°C)
BIO2	Rango de temperatura media diurna (°C)
BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) (x100)
BIO4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar x100)
BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido (°C)
BIO6	Temperatura mínima del mes más frío (°C)
BIO7	Rango Anual de Temperatura (BIO5-BIO6, °C)
BIO8	Temperatura media del trimestre más húmedo (°C)
BIO9	Temperatura media del cuarto más seco (°C)
BIO10	Temperatura media del trimestre más cálido (°C)
BIO11	Temperatura media del trimestre más frío (°C)
BIO12	Precipitación anual (mm)
BIO13	Precipitación del mes más lluvioso (mm)
BIO14	Precipitación del mes más seco (mm)
BIO15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación, %)
BIO16	Precipitación del trimestre más húmedo (mm)
BIO17	Precipitación del trimestre más seco (mm)
BIO18	Precipitación del trimestre más cálido (mm)
BIO19	Precipitación del trimestre más frío (mm)

Fuente: (Fick & Hijmans, 2017).

Previo a la modelación, se eliminarán las variables Bio 8, 9, 18 y 19, debido a que combinan precipitación y temperatura, lo cual puede generar errores (Jiménez & Méndez, 2021). De las variables restantes, se seleccionaron las de menor correlación según el Análisis de Componentes Principales (PCA) y las de mayor contribución usando la prueba de Jackknife (Jiménez & Méndez, 2021; Méndez-Encina et al., 2021).

Adicionalmente, se elaboraron *boxplots* para excluir valores atípicos y reducir sesgos. Los valores ambientales asociados a cada punto de presencia fueron extraídos mediante QGIS 3.40 (Scheldeman et al., 2011).

Preparación de datos

Para la modelación de las variables bioclimáticas actuales y futuras, se trabajó con los datos en formato ráster (.tif), que se recortaron al área de estudio del Pacífico de Nicaragua usando QGIS versión 3.34. Cada capa se convirtió a formato ASCII (.asc). El archivo de datos climáticos futuros se recortó para el área de estudio, y cada variable bioclimática se extrajo y convirtió a formato ASCII (.asc). Los datos de presencia de las especies se organizaron en un solo archivo Excel que contendrá el nombre de la especie, y la latitud y longitud de cada uno de los puntos, estos datos se guardaron como un archivo .CSV.

Análisis de Datos

Para el análisis de los datos se utilizó estadística descriptiva, los datos colectados se introdujeron dentro del programa Microsoft Excel 365, donde se realizaron tablas y gráficos, además estos datos fueron exportados a los programas estadísticos R Studio y EstimateS donde se realizarán los análisis estadísticos especializados.

Diversidad de Mamíferos

Para analizar los datos obtenidos del muestreo de mamíferos se calculó la riqueza específica, abundancia por especie y total (Flores & Tolval, 2009; Moreno, 2001),

Análisis de diversidad de especies

Para el análisis de diversidad se utilizará el software Estimates versión 9.1 Colwell et al. (2022) donde se seleccionarán los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H) y dominancia de Simpson ($1 - \lambda$).

También se realizó la curva de acumulación de especies para determinar la efectividad del muestreo realizado y así estimar la riqueza de mamíferos en el sitio de

estudio. Para esto se utilizaron los estimadores no paramétricos ACE, ICE, Chao2 y Bootstrap, además, se calculó el porcentaje de representatividad del muestreo tomando como referencia la riqueza estimada (Simijaca, 2016).

Modelos de Distribución Potencial

Durante la modelación se mantuvieron los parámetros predeterminados del programa, se realizaron 10 réplicas para el modelo de cada especie, utilizando como método de remuestreo el *crossvalidate*. Siguiendo lo expuesto por Plasencia-Vázquez et al. (2014), el 75% de los registros obtenidos se utilizaron para generar el modelo y el 25% restantes para evaluarlo, el formato de salida fue de tipo logístico, que brinda un mapa que puede interpretarse como probabilidad de presencia de la especie (Méndez-Encina et al., 2021).

Validación de modelos

La validación de los modelos se realizó según lo expuesto por Rivera et al. (2021), utilizando las pruebas curva de respuesta (análisis de omisión/comisión) y sensibilidad Curva Operada por el Receptor (ROC) – área bajo la curva (AUC).

Mapas de Idoneidad

Para disminuir el error en los mapas de idoneidad se utilizó la herramienta “*threshold*” del modelo y se utilizó como regla de umbral la opción “*10 percentile training presence*”, que convierte los modelos continuos de MaxEnt en binarios clasificando mejor la cuadrícula entre idóneo y no Idóneo de acuerdo con el umbral predefinido. Para el análisis de los mapas obtenidos se siguió la metodología expuesta por Scheldeman et al. (2011) para el análisis de impacto del cambio climático sobre la distribución de especies, con la diferencia de que se realizó con el programa Qgis en lugar de Diva-Gis.

Impacto de los Mamíferos en la Capacidad de Almacenamiento de Carbono

Para evaluar el impacto de los mamíferos en la capacidad de almacenamiento de carbono del JBA, se emplearon técnicas de teledetección y modelos de aprendizaje automático. Se utilizaron imágenes satelitales de Sentinel-2, junto a variables climáticas e índices espectrales como NDVI, NDMI, NDWI y NBR Crespo et al. (2023); Jiang et al. (2022) y Perea-Ardila et al. (2021), además se utilizaron los valores de elevación, temperatura media anual y precipitación media anual (obtenida de las capas utilizadas para el modelado de la vulnerabilidad ambiental de las especies).

Se aplicó el modelo *Random Forest Regresion* (RFR) para estimar la biomasa, siguiendo la metodología de Wang et al. (2016). Los datos se dividieron en conjuntos de entrenamiento (80%) y prueba (20%), ajustando los hiperparámetros para optimizar el modelo. Su desempeño se evaluará mediante R^2 , RMSE y RMSE relativo (%).

Una vez el modelo fue entrenado, se simuló escenarios con variaciones en la densidad de mamíferos, simulando aumentos y reducciones en la cantidad de dispersores y herbívoros. El modelo fue implementado en el lenguaje Python usando *JupyterLab* a través de *Visual Studio Code*.

Resultados y Discusión

Diversidad y estatus de conservación de mamíferos

Al finalizar el estudio se logró registrar un total de 282 individuos distribuidos en 24 especies, de estos el orden Chiroptera fue el que tuvo mayor representación, con un total de 215 individuos y 13 especies (figura 2.), mientras que el que presentó menor representación fue el orden Lagomorpha, con tan solo una especie y un individuo.

Comparado con el estudio realizado por Acevedo-Quintero y Zamora-Ábrego (2021) en un campus universitario de la Universidad Nacional de Colombia, con un área 52 hectáreas con remanentes de bosque, el JBA presentó una mayor riqueza específica, con 24 especies registradas frente a las 21 reportadas por dichos autores. Esto evidencia una diversidad faunística relativamente superior, demostrando la importancia del JBA, actuando como un parche clave para la supervivencia de las especies, pese a su área relativamente pequeña.

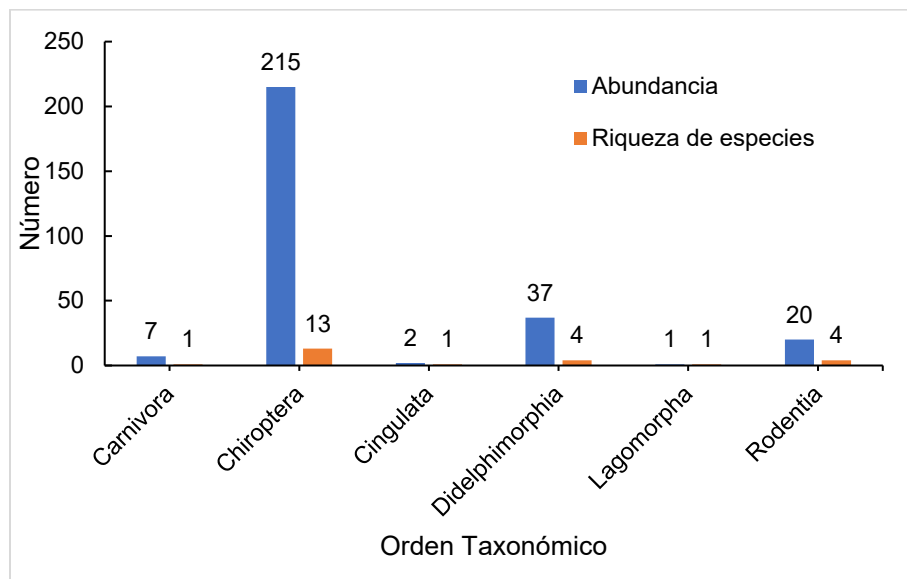


Figura 2. Riqueza de especies y abundancia de mamíferos por orden taxonómico registrados en el Jardín Botánico Ambiental UNAN - León durante el periodo 2023-2025.

Los resultados obtenidos respecto a la abundancia de especies por orden coinciden con lo reportado por Medina-Fitoria et al. (2022), quienes también identificaron al orden Chiroptera como el más abundante. Esta tendencia podría explicarse, en primer lugar, porque la captura de estos organismos suele ser relativamente más sencilla en comparación con otros mamíferos. Además, en Nicaragua este orden representa el grupo

más diverso de mamíferos, con 9 familias, 61 géneros y 108 especies, lo que equivale al 54% del total de especies de mamíferos del país (Medina-Fitoria et al., 2015).

En segundo lugar, la alta movilidad y la dieta generalista de los murciélagos les permite aprovechar de forma más eficiente los recursos disponibles en los ecosistemas urbanos, en comparación con los mamíferos terrestres. Estas características ecológicas favorecen su elevada abundancia y riqueza en ambientes con cierto grado de perturbación o transformación del paisaje (Medina-Fitoria et al., 2020).

La figura 3 muestra la abundancia y riqueza específica de mamíferos durante los siete muestreos realizados en el JBA. Los resultados muestran una variación notable tanto en la abundancia total de individuos como en la composición específica entre los diferentes muestreos. El muestreo 2, fue el más exitoso en términos de abundancia, con 99 individuos, pero fue el muestreo 7 el que presentó el mayor número de especies con 15 especies. En contraste, el muestreo 5 registró el número más bajo de individuos y de especies, con ocho individuos y cinco especies, lo que podría atribuirse a las condiciones climáticas, ya que durante este muestreo se registraron lluvias, que dificultan la captura de individuos.

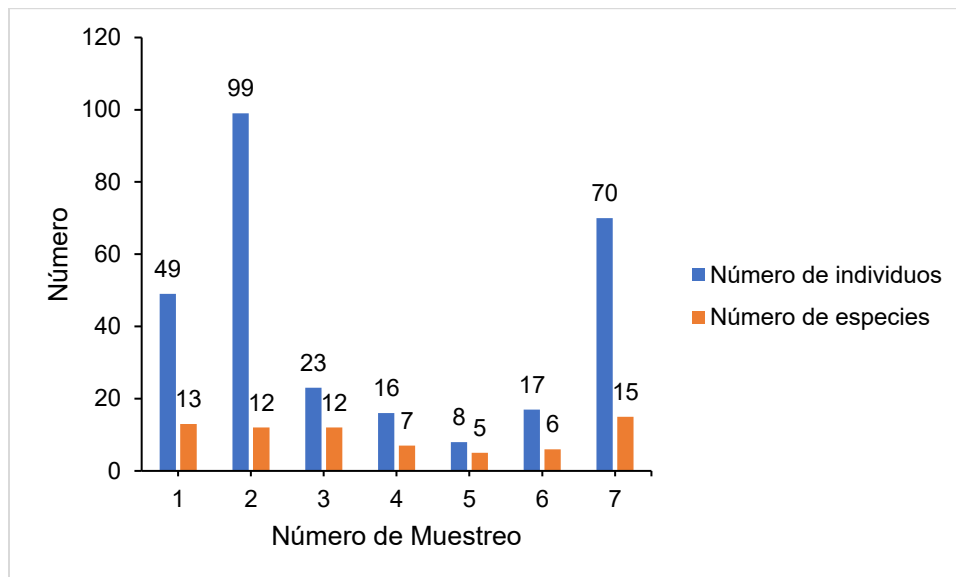


Figura 3. Riqueza específica y abundancia de individuos registrados por muestreo en el Jardín Botánico Ambiental UNAN – León.

Por otra parte, la figura 4 nos muestra la abundancia de individuos por cada especie registrada dentro del JBA, donde, de las 24 especies, las especies más abundantes fueron *Artibeus jamaicensis* (52 individuos), *Carollia perspicillata* (39 individuos), *Uroderma bilobatum* y *Saccopteryx bilineata* (23 individuos cada uno) y *Artibeus lituratus* (22 individuos). Estas cinco especies representan el conjunto de aproximadamente el 56.4% de los registros totales, lo que evidencia su papel como especies dominantes en la comunidad de murciélagos frugívoros e insectívoros.

Por el contrario, se identificaron varias especies con baja abundancia (1-3 individuos), entre ellas *Artibeus inopinatus*, *Coendu mexicanus*, *Sylvilagus floridanus*, *Dasypus novemcinctus*, *Myotis nigricans*, *Cuniculus paca* y *Lionycteris obscura*. Estas especies de ocurrencia rara o poco detectadas podrían corresponder a poblaciones naturalmente baja o a especies crípticas.

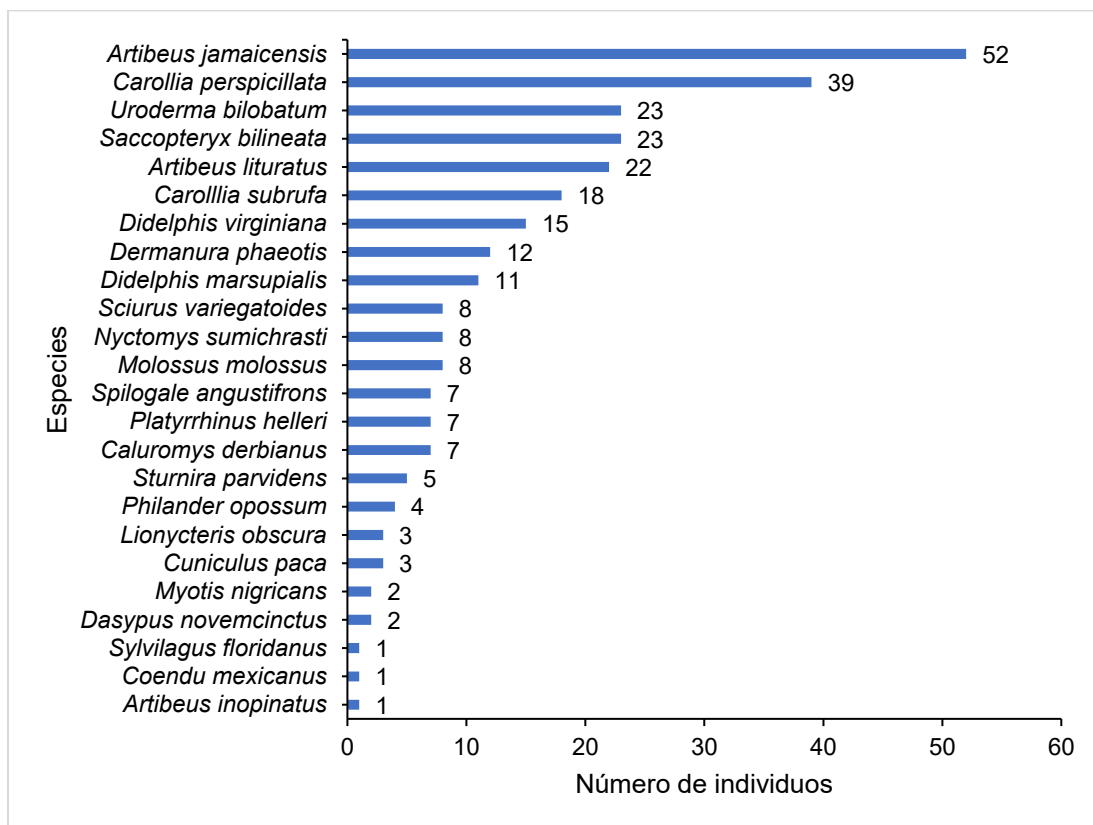


Figura 4. Abundancia de individuos por especie registrados en el Jardín Botánico Ambiental UNAN - LEON durante el periodo 2023-2024.

Esta mayor presencia de especies generalistas y adaptables es común en hábitats perturbados, o en su defecto, ecosistemas que se encuentran en el medio de estos. Sobre todo, la abundancia de los géneros *Artibeus* y *Carollia* son un indicador directo de la disponibilidad de recursos tróficos (frutos y néctar) en el JBA, y de su capacidad para utilizar eficazmente los sitios de refugio. Estas especies conocidas por su alta capacidad de subsistencia en fragmentos de Bosque Seco Tropical, dónde desempeñan un rol ecológico fundamental como dispersores de semillas (Novoa et al., 2011).

La figura 5 muestra la curva de acumulación de especies con la relación entre el número de individuos muestreados y el número acumulado de especies registradas. En esta gráfica podemos observar un patrón típico de asíntota, donde el número de especies nuevas tiende a estabilizarse conforme aumenta el número de individuos registrados.

Al inicio del muestreo, entre los primeros 50 y 100 individuos, se registra un incremento marcado en el número de especies, lo que indica que las primeras capturas aportaron una proporción significativa de la diversidad presente en el sitio. Posteriormente, entre los 150 y 250 individuos, la curva se vuelve menos pronunciada, reflejando que la probabilidad de encontrar nuevas especies disminuye a medida que se incrementa el esfuerzo de muestreo. Además, también se puede observar que la curva se aproxima a una “meseta” alrededor de las 23-24 especies, lo que sugiere que el inventario de mamíferos podría estar cercano a su completitud. En cuanto al intervalo de confianza, este nos indica que el número real de especies presentes podría variar entre 21 y 16 especies aproximadamente, mostrando que el esfuerzo de muestreo fue adecuado y representativo de la comunidad de mamíferos en el área de estudio.

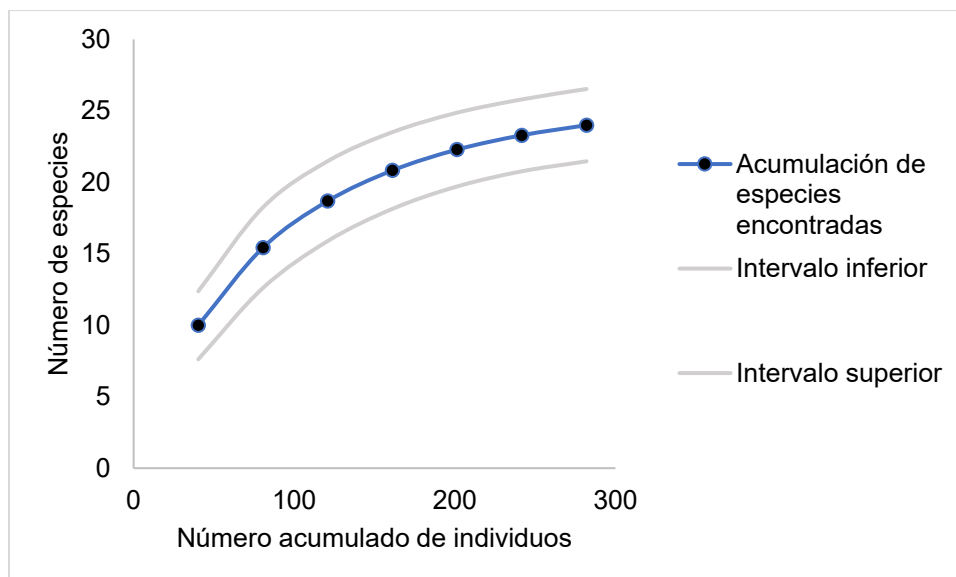


Figura 5. Curva de acumulación de especies de mamíferos encontradas en el Jardín Botánico Ambiental UNAN –LEON.

En la tabla 3 se muestra los resultados de los índices de diversidad y estimadores no paramétricos para la comunidad de mamíferos registrada en el JBA, la cual, para las 24 especies que fueron observadas, presentó un Índice de Shannon-Wiener del 2.72, lo que indica una diversidad medianamente alta, lo que refleja que las especies se distribuyen de manera equilibrada en el área de estudio, esto además se confirma con el resultado obtenido para el índice de dominancia de Simpson (0.087) que indica una baja probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie, lo que confirma la baja dominancia de especies.

En cuanto a los estimadores no paramétricos de riqueza, los valores calculados (ACE = 26, ICE = 27, Chao2 = 25, Bootstrap = 26) se aproximan al número observado de especies, que al mismo tiempo sugiere una cobertura del 92% del inventario, lo que indica que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para capturar la mayor parte de la diversidad local, aun así, los estimadores predicen la posible presencia de entre 1 y 3 especies adicionales aún no detectada. Todo esto es coherente con lo observado en la curva de acumulación de especies de la figura 5, donde la tendencia hacia la estabilización.

Tabla 3. Índices de diversidad y estimadores no paramétricos de la comunidad de mamíferos del Jardín Botánico Ambiental UNAN – León.

Especies Observadas	Índices de Diversidad		Estimadores no Paramétricos					
	Índice de Shannon - Wiener	Índice de Simpson	ACE	ICE	Chao2	Bootstrap	Media	%
24	2.72	0.087	26	27	25	26	26	92

La tabla 4 muestra la clasificación del estatus de conservación de cada una de las especies de mamíferos encontradas en el JBA, según CITES y UICN, en este sentido, de las 24 especies registradas, la mayoría se encuentran clasificados en categoría de Preocupación Menor (BP, Baja Preocupación), lo que indica que actualmente no enfrentan un riesgo elevado de extinción a nivel global. Sin embargo, se identificó la presencia de *Artibeus inopinatus*, catalogada como Casi Amenazada (PE) y con distribución restringida a Nicaragua, Costa Rica, Honduras y El Salvador (Artavia et al., 2023), lo que refleja una mayor vulnerabilidad de esta especie frente a la pérdida de hábitat y otras presiones antropogénicas, así como la importancia que refleja esta especie para la conservación.

La presencia de *A. inopinatus* en el JBA, aunque con una baja abundancia, refuerza su importancia como sitio de refugio para especies con rangos de distribución restringidos. Los registros de esta especie son escasos en Centroamérica (Artavia et al., 2023), y su ocurrencia en un fragmento urbano sugiere que el JBA no es solo un reservorio de biodiversidad generalista, sino un espacio clave que contribuye al mantenimiento de la mastofauna endémica o de nicho estrecho del Pacífico nicaragüense.

En cuanto a la CITES, se registraron dos especies incluidas en el Apéndice III (*Cuniculus paca* y *Coendou mexicanus*), las cuales presentan cierto grado de presión asociada a la caza y al comercio. El resto de las especies no figuran actualmente en los apéndices de la CITES, lo que sugiere que, por el momento, no requieren medidas de control internacional. Sin embargo, este estatus podría actualizarse en el futuro si las condiciones de sus poblaciones así lo ameritan.

En conjunto, aunque la mayoría de los mamíferos encontrados en el JBA no se consideran amenazados, la presencia de *Artibeus inopinatus* y de especies reguladas

por CITES refuerza la necesidad de mantener esfuerzos de monitoreo, conservación y educación ambiental, especialmente en ecosistemas urbanos que funcionan como corredores o refugios de biodiversidad.

Tabla 4. Clasificación del estatus de conservación según CITES y UICN de las especies de los mamíferos encontradas en el Jardín Botánico Ambiental UNAN – León.

Familia/Especie	Lista Roja UICN	CITES
Cricetidae		
<i>Nyctomys sumichrasti</i>	LC	No Listada
Cuniculidae		
<i>Cuniculus paca</i>	LC	Apéndice III
Dasypodidae		
<i>Dasypus novemcinctus</i>	LC	No Listada
Didelphidae		
<i>Caluromys derbianus</i>	LC	No Listada
<i>Didelphis marsupialis</i>	LC	No Listada
<i>Didelphis virginiana</i>	LC	No Listada
<i>Philander opossum</i>	LC	No Listada
Emballonuridae		
<i>Saccopteryx bilineata</i>	LC	No Listada
Erethizontidae		
<i>Coendu mexicanus</i>	LC	Apéndice III
Leporidae		
<i>Sylvilagus floridanus</i>	LC	No Listada
Mephitidae		
<i>Spilogale angustifrons</i>	LC	No Listada
Molossidae		
<i>Molossus molossus</i>	LC	No Listada
Phyllostomidae		
<i>Artibeus inopinatus</i>	EN	No Listada
<i>Artibeus jamaicensis</i>	LC	No Listada
<i>Artibeus lituratus</i>	LC	No Listada
<i>Carollia perspicillata</i>	LC	No Listada
<i>Carollia subrufa</i>	LC	No Listada
<i>Dermanura phaeotis</i>	LC	No Listada
<i>Lionycteris obscura</i>	LC	No Listada
<i>Platyrrhinus helleri</i>	LC	No Listada

<i>Sturnira parvidens</i>	LC	No Listada
<i>Uroderma bilobatum</i>	LC	No Listada
Sciuridae		
<i>Sciurus variegatoides</i>	LC	No Listada
Vespertilionidae		
<i>Myotis nigricans</i>	LC	No Listada

Nota: LC (Least Concern – Preocupación Menor), EN (Endangered – En Peligro).

La figura 6 presenta la distribución de la comunidad de mamíferos del JBA según su gremio trófico, diferenciando entre la abundancia total de individuos y la riqueza específica registrada en cada categoría funcional. Acá se observa que el gremio frugívoro concentra el mayor número de individuos ($n = 179$) y el mayor número de especies ($n = 9$), lo que sugiere un predominio de especies con funciones ecológicas asociadas a la dispersión de semillas en el ecosistema evaluado. En contraste, los gremios carnívoros/omnívoro, insectívoro/omnívoro y granívoro/herbívoro presentan valores consideradamente menores tanto en abundancia como en riqueza, lo que indica una representación funcional más limitada.

Especies altamente abundantes como *Artibeus jamaicensis*, *Artibeus lituratus* y *Carollia perspicillata* destacan como dispersores de semillas clave, actuando como verdaderos ingenieros ecosistémicos que facilitan la regeneración natural, especialmente en bosques secundarios y fragmentos urbanos (Pabón & Acevedo, 2020). Su predominio en el JBA sugiere que el sitio proporciona una fuente estable y abundante de recursos vegetales, principalmente frutos, asegurando así la continuidad de este servicio ecosistémico esencial dentro del paisaje.

La alta representación del rol funcional de dispersor de semillas (con 10 especies asociadas) constituye un indicador de la resiliencia funcional del ecosistema. Aunque la abundancia total se concentra en pocas especies dominantes, la riqueza funcional otorga redundancia ecológica, es decir, la capacidad de que otras especies dentro del mismo gremio asuman el rol de dispersión de semillas en caso de un declive poblacional de alguna de las especies principales (por causas como enfermedades o cambios ambientales). Esta redundancia funcional es crucial para mantener la estabilidad ecológica del fragmento y garantizar la continuidad de los procesos de regeneración vegetal a largo plazo.

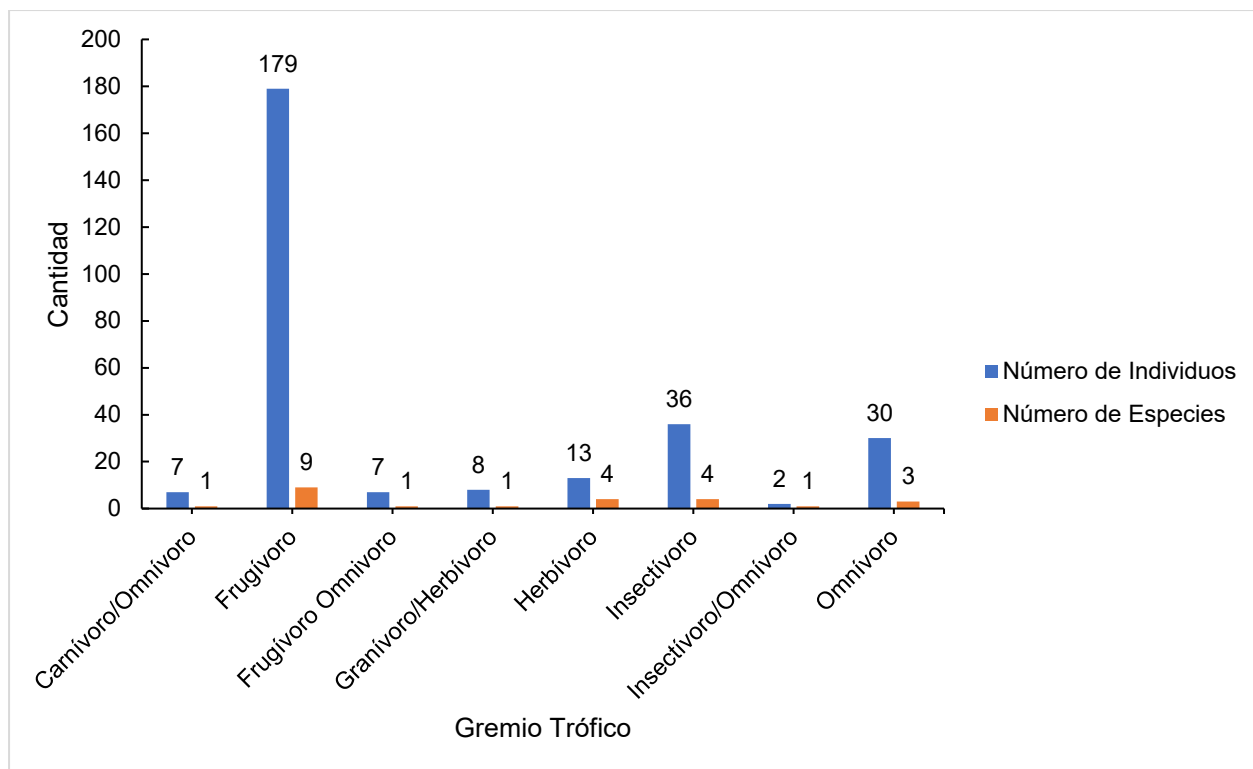


Figura 6. Abundancia y riqueza específica por gremio trófico de la comunidad de mamíferos del Jardín Botánico Ambiental UNAN-León.

La figura 7 muestra la distribución de especies de mamíferos según los distintos roles funcionales que desempeñan dentro del ecosistema del JBA. Se identificaron un total de diez funciones ecológicas, de las cuales el rol de dispersor de semillas destaca como el más representado, con diez especies asociadas, lo que destaca la relevancia de este proceso en la dinámica de regeneración vegetal del área de estudio. A este le siguen los controladores de insectos con 4 especies y el rol combinado de dispersión y depredadores oportunistas tuvieron 3 especies, evidenciando una diversidad funcional que contribuye a la estabilidad ecológica.

Por otra parte, algunos roles como el control de vegetación, la regulación de poblaciones, el consumo de semillas y el control de sotobosque están representados por una sola especie cada uno, lo que refleja que estos procesos son desempeñados de manera especializada dentro del ecosistema. Esta distribución resalta la importancia de cada especie en mantener la diversidad funcional y la dinámica ecológica del Jardín

Botánico Ambiental, contribuyendo de manera única a la estabilidad del ecosistema protegido.

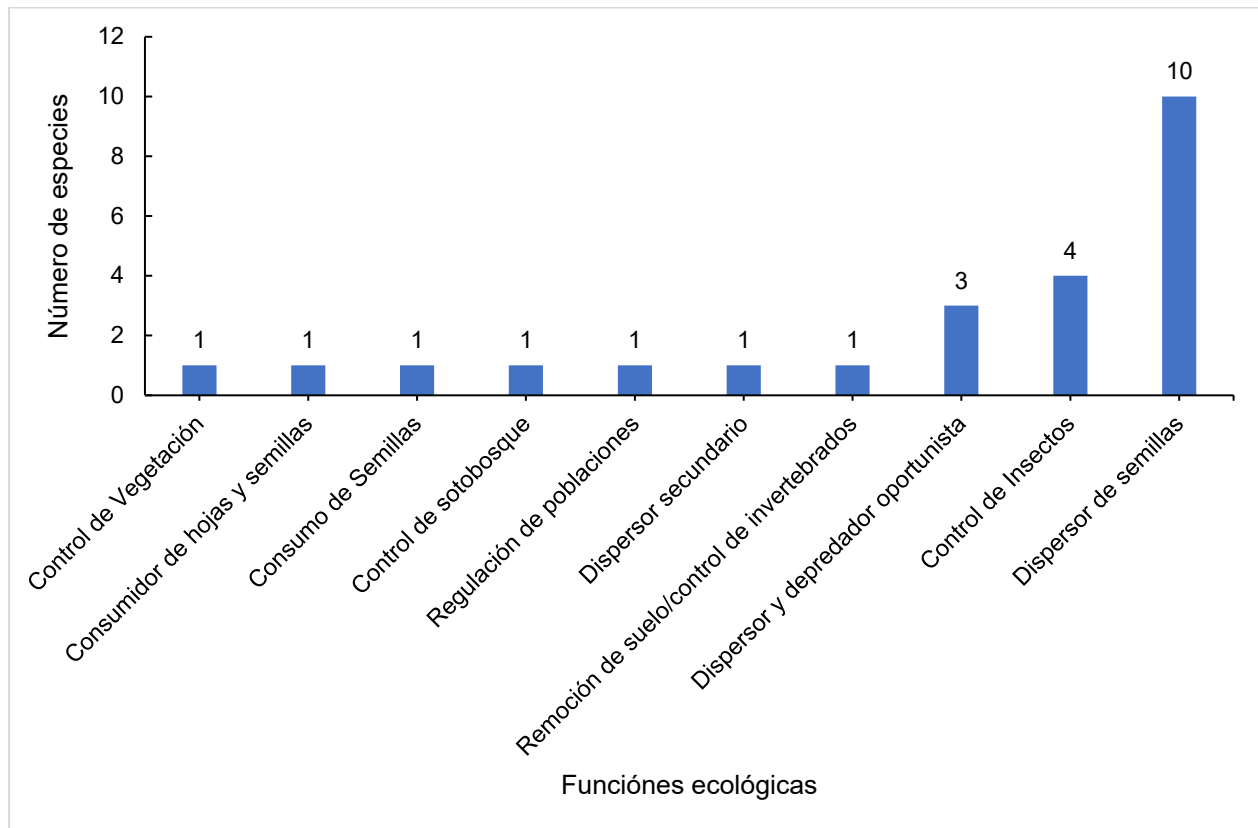


Figura 7. Roles funcionales de las especies pertenecientes a la comunidad de mamíferos presentes en el Jardín Botánico Ambiental UNAN-León.

Vulnerabilidad frente al cambio climático

La figura 8 muestra el número de registros de mamíferos asociados al JBA y su área de influencia, integrando tanto los datos generados durante el muestreo local (2023-2024) como los registros históricos disponibles en la plataforma *Global Biodiversity Informatio Facility* (GBIF) para el Pacífico de Nicaragua en el periodo 2005-2025. Este enfoque combinado permite fortalecer la línea base de información, ayudando a construir modelos más sólidos, aunque en el proceso, se descartaron cuatro especies (*Artibeus inopinatus*, *Cuniculus paca*, *Myotis nigricans* y *Lyonicteris obscura*) por que no cumplieron con el número mínimo de registros necesarios para construir los modelos, ya que pese a que MaxEnt es capaz de trabajar con tan solo 5 registros, para un área tan grande como el Pacífico de Nicaragua, el poder predictivo del modelo se reduciría demasiado

(Hernandez et al., 2006; Stockwell & Peterson, 2002), por lo que mejor se optó por establecer un mínimo de 20 registros por especie.

Es importante destacar que ninguno de los registros de GBIF corresponde específicamente al JBA, por lo que la información secundaria debe entenderse como un contexto regional que enriquece y amplía la interpretación de los hallazgos locales.

Los resultados evidencian una marcada variación en la frecuencia de registros entre especies, lo cual refleja tanto diferencias en la abundancia real como en la detectabilidad y el esfuerzo de muestreo a lo largo del tiempo.

La especie con mayor número de registros fue *Sciurus variegatoides* (133), lo que confirma su carácter altamente adaptable y generalista, capaz de prosperar en mosaicos de bosques y ambientes urbanos. Le siguen *Caluromys derbianus* (68), *Artibeus jamaicensis* (54) y *Coendu mexicanus* (52), especies con relativa amplitud de distribución y resiliencia a perturbaciones moderadas.

La integración de los datos propios y los registros de GBIF permitió obtener una visión más completa sobre la representación y distribución de los mamíferos en el Pacífico de Nicaragua, aunque se descartaron cuatro especies por contar con registros insuficientes. Esta decisión metodológica refuerza la necesidad de seguir fortaleciendo las bases de datos locales y regionales mediante esfuerzos de monitoreo sistemático, lo cual permitirá tener estimaciones más robustas para la conservación de la biodiversidad.

En suma, la información obtenida demuestra que el JBA, pese a no estar representado previamente en bases de datos globales, constituye un espacio clave de conservación de mamíferos, y su estudio aporta nueva evidencia científica que complementa y enriquece el conocimiento regional disponible sobre la biodiversidad del Pacífico nicaragüense.

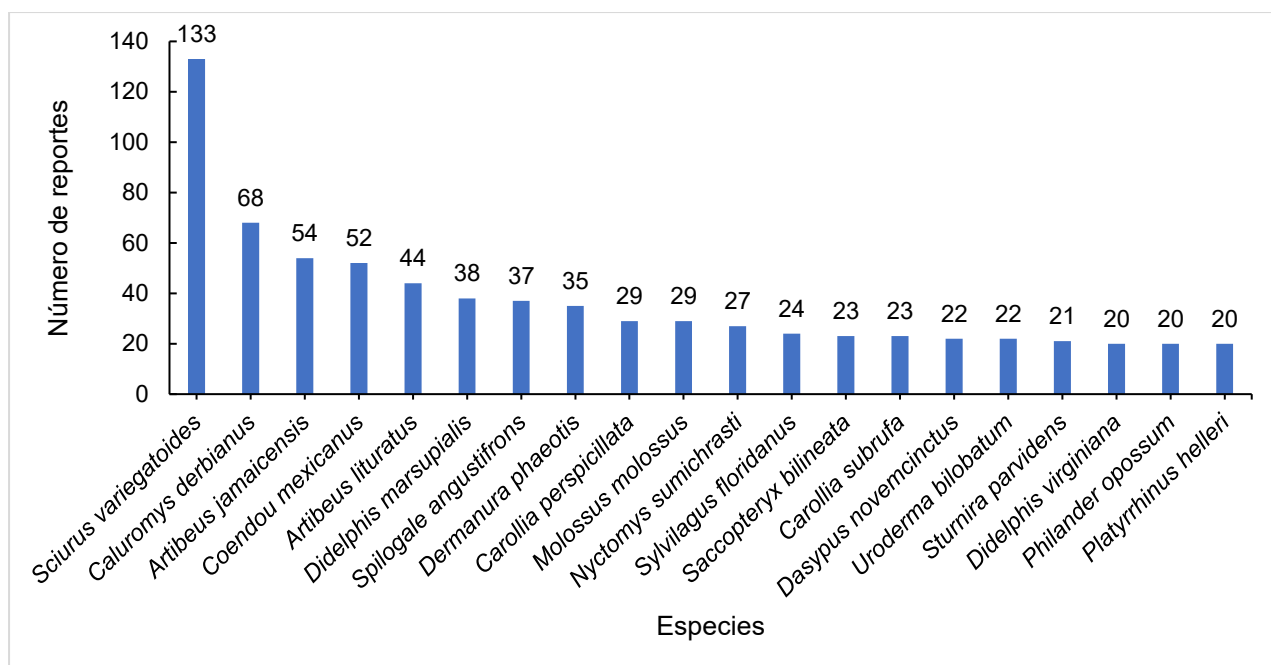


Figura 8. Número de registros de las especies encontradas en el Jardín Botánico Ambiental – UNAN – León, a nivel del Pacífico de Nicaragua desde el 2005 al 2025.

La tabla 5 presenta el desempeño de los modelos de MaxEnt y las variables utilizadas para generarlos, en general, se puede observar que la mayoría de las modelos presentaron un alto desempeño predictivo, con valores de AUC promedio que oscilan entre 0.89 y 0.99. Estos resultados indican que los modelos poseen una capacidad robusta para discriminar entre condiciones ambientales favorables y no favorables.

Las especies con mejor ajuste fueron *Dasypus novemcinctus*, *Philander opossum* y *Sylvilagus floridanus* compartiendo el primer lugar con un AUC de 0.99 y en segundo lugar se encuentra *Caluromys derbianus* con un AUC de 0.98, lo que podría reflejar distribuciones ampliamente condicionadas por variables ambientales bien representadas en los datos. Por otra parte, las especies *Didelphis virginiana*, *Coendou mexicanus* y *Sciurus variegatoides* presentaron los valores más bajos con AUC de 0.89, 0.91 y 0.91 respectivamente, aunque estos se encuentran dentro de un rango aceptable de confiabilidad.

Respecto a las variables que influyeron en la distribución potencial, se destacan la Temperatura media anual (Bio1), Isotermalidad (Bio3) y precipitación anual (Bio12) como variables recurrentes en la mayoría de los modelos, La importancia de Bio1 y Bio3

subraya que la estabilidad térmica es una limitante primaria para la persistencia de los mamíferos, lo cual es fundamental para los quirópteros, cuyos pequeños tamaños corporales y la alta sensibilidad metabólica los hacen altamente susceptibles a la variación térmica ambiental (Schondube, 2020). Asimismo, Bio12 confirma que la disponibilidad de agua regula la productividad primaria y la disponibilidad de recursos tróficos en el BST, un ecosistema caracterizado por marcadas fluctuaciones estacionales de lluvia.

Además de las variables climáticas, se encontró que la Elevación es un factor determinante en la distribución de varias especies, incluyendo *Coendu mexicanus*, *Dermanura phaeotis*, *Platyrrhinus helleri* y *Saccopteryx bilineata*. Este hallazgo sugiere que la topografía actúa como un factor limitante, ya sea imponiendo condiciones microclimáticas específicas o restringiendo la dispersión. En un contexto de cambio climático, la elevación se vuelve crítica, ya que las especies dependen de la migración altitudinal ("escalada de montaña") para seguir su nicho climático, y la topografía puede imponer barreras insuperables a este movimiento (Santos-Moreno et al., 2016).

Además, las variables relacionadas con extremos climáticos, como la precipitación del mes más seco (Bio14) y la temperatura mínima del mes más frío (Bio6) fueron relevantes en especies de murciélagos (*Artibeus lituratus*, *Carollia perspicillata*, *Sturnira parvidens*), lo que refleja su sensibilidad a cambios estacionales, para ver específicamente el aporte de cada variable a cada uno de los modelos de las especies ir al Anexo B.

Por otra parte, tomando en cuenta los escenarios climáticos futuros (SSP245 y SSP585), los modelos muestran que la capacidad predictiva se mantiene alta en ambos horizontes temporales 2021-2040 y 2041-2060), aunque se observa una ligera reducción del AUC en escenarios más extremos (SSP585 2041-2060) para algunas especies como *Molossus molossus*, *Spilogale angustifrons* y *Uroderma bilobatum*. Esto sugiere que los escenarios de mayor calentamiento podrían aumentar la incertidumbre en la distribución potencial de ciertas especies.

Tabla 5. Desempeño de los modelos MaxEnt y variables ambientales utilizadas para la distribución potencial de mamíferos en escenarios climáticos futuros.

Espece	Escenarios	Valor AUC	AUC Promedio	Variables
<i>Artibeus jamaicensis</i>	SSP245 2021-2040	0.9511	0.96	Bio1,Bio2,Bio3,Bio6,Bio12,Bio14,Bio15,Bio16
	SSP245 2041-2060	0.943		
	SSP585 2021-2040	0.9696		
	SSP585 2041-2060	0.9838		
<i>Artibeus lituratus</i>	SSP245 2021-2040	0.9011	0.92	Bio1,Bio2,Bio3,Bio10,Bio11,Bio14,Bio15,Bio16
	SSP245 2041-2060	0.9295		
	SSP585 2021-2040	0.9579		
	SSP585 2041-2060	0.8902		
<i>Caluromys derbianus</i>	SSP245 2021-2040	0.9857	0.98	Bio1,Bio2,Bio3,Bio10,Bio15,Bio17
	SSP245 2041-2060	0.9772		
	SSP585 2021-2040	0.9829		
	SSP585 2041-2060	0.9759		
<i>Carollia perspicilata</i>	SSP245 2021-2040	0.9492	0.95	Bio2,Bio3,Bio11,Bio12
	SSP245 2041-2060	0.9535		
	SSP585 2021-2040	0.9541		
	SSP585 2041-2060	0.9386		

<i>Carollia subruffa</i>	SSP245 2021-2040	0.959	0.98	Bio4,Bio7,Bio12
	SSP245 2041-2060	0.9922		
	SSP585 2021-2040	0.9886		
	SSP585 2041-2060	0.9926		
	SSP245 2021-2040	0.8738		
	SSP245 2041-2060	0.9065		
<i>Coendu mexicanus</i>	SSP585 2021-2040	0.9291	0.91	Bio1,Bio2,Bio3,Bio4,Bio5,Bio6,Bio7,Bio13, Elevacion
	SSP585 2041-2060	0.9362		
	SSP245 2021-2040	0.9891		
	SSP245 2041-2060	0.9886		
	SSP585 2021-2040	0.985		
	SSP585 2041-2060	0.9823		
<i>Dasypus novemcinctus</i>	SSP245 2021-2040	0.9079	0.99	Bio1,Bio4,Bio6,Bio10,Bio11,Bio13
	SSP245 2041-2060	0.9498		
	SSP585 2021-2040	0.9346		
	SSP585 2041-2060	0.9033		
	SSP245 2021-2040	0.9732		
	SSP245 2041-2060	0.9559		
<i>Dermanura phaeotis</i>	SSP245 2021-2040	0.9732	0.92	Bio2,Bio3,Bio12,Bio13,Elevacion
	SSP245 2041-2060	0.9498		
	SSP585 2021-2040	0.9346		
	SSP585 2041-2060	0.9033		
	SSP245 2021-2040	0.9732		
	SSP245 2041-2060	0.9559		
<i>Didelphis marsupialis</i>	SSP245 2021-2040	0.9732	0.98	Bio3,Bio4,Bio7,Bio12,Bio13,Bio14,Bio15,Bio17,Elevacion
	SSP245 2041-2060	0.9559		
	SSP245 2021-2040	0.9732		
	SSP245 2041-2060	0.9559		
	SSP245 2021-2040	0.9732		
	SSP245 2041-2060	0.9559		

<i>Didelphis virginiana</i>	SSP585 2021-2040	0.9858	0.89	Bio1,Bio2,Bio6,Bio7,Bio11
	SSP585 2041-2060	0.9903		
	SSP245 2021-2040	0.8967		
	SSP245 2041-2060	0.8915		
	SSP585 2021-2040	0.8922		
	SSP585 2041-2060	0.8929		
<i>Molossus molossus</i>	SSP245 2021-2040	0.9818	0.95	Bio2,Bio12,Bio13,Bio14,Bio16,Bio17,Elevacion
	SSP245 2041-2060	0.9843		
	SSP585 2021-2040	0.9364		
	SSP585 2041-2060	0.8814		
	SSP245 2021-2040	1		
	SSP245 2041-2060	0.9859		
<i>Nyctomys sumichrasti</i>	SSP585 2021-2040	0.9627	0.98	Bio1,Bio2,Bio12,Bio15,Elevacion
	SSP585 2041-2060	0.9866		
	SSP245 2021-2040	0.9899		
	SSP245 2041-2060	0.9919		
	SSP585 2021-2040	0.9912		
	SSP585 2041-2060	0.9914		
<i>Philander opossum</i>			0.99	Bio1,Bio2,Bio3,Bio6,Bio12,Bio14,Bio16

	SSP245 2021-2040	0.9812		
<i>Platyrrhinus hellerii</i>	SSP245 2041-2060	0.9763	0.98	Bio1,Bio2,Bio3,Bio10,Bio12,Bio14,Elevacion
	SSP585 2021-2040	0.9784		n
	SSP585 2041-2060	0.9806		
	SSP245 2021-2040	0.8739		
<i>Saccopteryx bilineata</i>	SSP245 2041-2060	0.9226	0.93	Bio6,Bio14,Elevacion
	SSP585 2021-2040	0.9626		
	SSP585 2041-2060	0.9722		
	SSP245 2021-2040	0.892		
<i>Sciurus variegatoides</i>	SSP245 2041-2060	0.9096	0.91	Bio1,Bio2,Bio4,Bio5,Bio6,Bio12,Bio13,Bio14,Bio15
	SSP585 2021-2040	0.9242		
	SSP585 2041-2060	0.9236		
	SSP245 2021-2040	0.9981		
<i>Spilogale angustifrons</i>	SSP245 2041-2060	0.9673	0.93	Bio3,Bio12,Bio13,Bio15
	SSP585 2021-2040	0.8962		
	SSP585 2041-2060	0.8773		
<i>Sturnira parvidens</i>	SSP245 2021-2040	0.9575	0.96	Bio3,Bio14,Bio15,Bio16
	SSP245 2041-2060	0.9688		

<i>Sylvilagus floridanus</i>	SSP585 2021- 2040	0.9541	0.99	Bio1,Bio2,Bio3,Bio5,Bio14,Bio16
	SSP585 2041- 2060	0.9747		
	SSP245 2021- 2040	0.9977		
	SSP245 2041- 2060	0.9905		
	SSP585 2021- 2040	0.9898		
	SSP585 2041- 2060	0.9847		
	SSP245 2021- 2040	0.9329		
	SSP245 2041- 2060	0.9581		
<i>Uroderma bilobatum</i>	SSP585 2021- 2040	0.9596	0.93	Bio1,Bio3,Bio12,Bio13,Bio16
	SSP585 2041- 2060	0.8602		

A continuación se presentan los mapas de impacto del cambio climático para las 20 especies que fueron evaluadas. En estos se muestra la distribución actual de cada especie así como la proyección realizada con los datos ambientales para el Pacífico de Nicaragua, Aquí se presentan los escenarios de cambio climático futuros SSP245 y SSP585 tanto para el periodo 2021-2040, como para el periodo 2041-2060.

Se seleccionó el Pacífico de Nicaragua como área de evaluación, dado que una extensión territorial amplia permite apreciar con mayor claridad los posibles cambios en la distribución futura de las especies. Es importante destacar que los resultados obtenidos no deben interpretarse como predicciones absolutas, sino como estimaciones probabilísticas basadas en escenarios globales de cambio climático. A nivel local, diversos factores (como la conservación de áreas boscosas, entre ellas el propio JBA) pueden modificar significativamente estas proyecciones. Por ello, más que considerar estos resultados como una representación exacta del futuro, su verdadero valor radica en la identificación de áreas potencialmente idóneas para la implementación de

estrategias de manejo, tales como la creación de zoocriaderos, programas de conservación o planes de restauración ecológica que favorezcan la persistencia y bienestar de las especies evaluadas.

La figura 9 muestra los resultados para *Artibeus jamaicens*, en dónde se evidencia una reducción progresiva en el área de distribución adecuada, con mayor severidad en el escenario de altas emisiones (SSP585). Actualmente, el área de distribución de la especie se estima en 6,020 km², principalmente concentrada en la zona de Managua, Masaya, Carazo, Granada y Rivas, con pequeños parches en León y Chinandega.

Bajo el escenario SSP245 (2021-2040), se proyecta una pérdida de 2,620 km² (-43.5%), manteniendo todavía pequeños núcleos de hábitat. Sin embargo, en el periodo 2041-2060, la pérdida aumenta a 3,900 km² (-64.7%), mostrando una contracción significativa y fragmentación de las áreas aptas.

El escenario de altas emisiones proyecta un impacto severo. Entre 2021-2040, perderían 4,980 km² (-82.7%), y hacia 2041-2060 la reducción alcanzaría los 5,680 km² (-94.4%), dejando áreas remanentes mínimas y altamente fragmentadas, lo que disminuiría la presencia de la especie en el país.

Se observa además que, si bien existen algunas nuevas áreas de distribución proyectadas bajo escenarios futuros (principalmente en SSP245), estas son muy reducidas (menos de 1 km² en promedio) y no compensan la pérdida de hábitat que se esperarí. Asimismo, amplias zonas de la actual distribución de la especie pasan a ser clasificadas como de alto impacto climático, especialmente bajo SSP585, donde predominan condiciones desfavorables para su permanencia.

Estos resultados indican que *A. jamaicens*, a pesar de ser considerada una especie de murciélago frugívoro generalista y relativamente adaptable (Medina-Fitoria, 2014), podría experimentar una drástica reducción en su rango de distribución en Nicaragua, particularmente bajo trayectorias de cambio climático. Ello refuerza la necesidad de monitoreo constante, identificación de áreas de refugio y estrategias de conservación orientadas a mitigar los efectos del cambio climático en la diversidad de murciélagos del país.

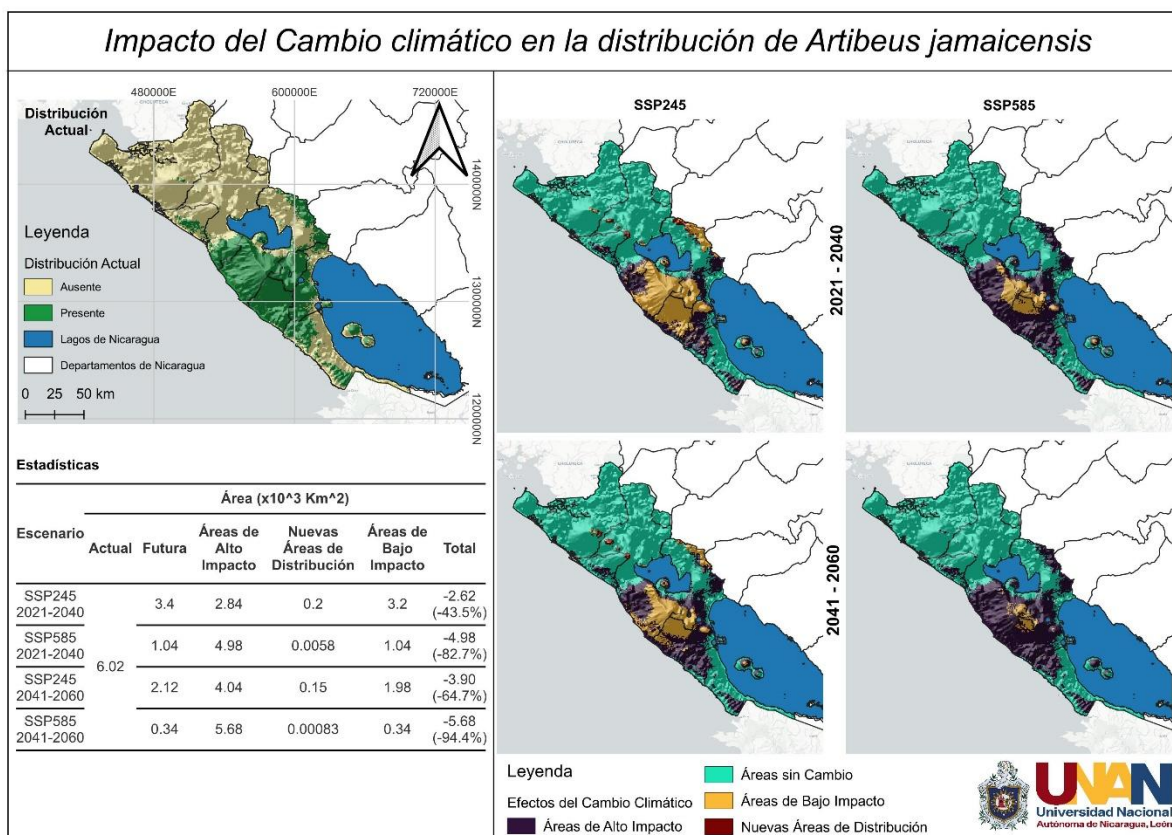


Figura 9. Impacto del cambio climático en la distribución de *Artibeus jamaicensis* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

Al igual que en la figura anterior, la figura 10 presenta las proyecciones de distribución potencial en este caso para la especie *Artibeus lituratus*. Actualmente la especie ocupa un área estimada en 6,900 km², con una distribución similar a la de *A. jamaicensis* (figura 7). En este caso, bajo el escenario SSP245, se espera que *A. lituratus* sufra una ligera expansión en su distribución potencial de +2.96% en el periodo 2021-2040, y de +3.97% entre 2041-2060. Esto se debe a la aparición de nuevas áreas de distribución (que van desde 0.96 hasta 1.41 km²) y a la persistencia de zonas de bajo impacto climático, que permiten la continuidad de hábitats adecuados.

Por el contrario, en el escenario SSP585, los efectos son mucho más complejos. Para el periodo 2021-2040 se proyecta una pérdida de 6,100 km² (-88.7%) y hacia 2041-2060 la reducción se intensifica a 6,500 km² (-94.2%), dejando solo remanentes mínimos

de hábitat adecuado. Estas pérdidas están asociadas principalmente a la expansión de áreas clasificadas como de alto impacto climático.

El patrón observado sugiere que *A. lituratus*, un murciélago frugívoro clave en la dispersión de semillas de especies pioneras y en la regeneración forestal, podría experimentar trayectorias contrastantes dependiendo del escenario climático. Bajo emisiones moderadas, la especie mantiene una resiliencia ecológica relativa y capacidad de ocupar nuevas áreas, mientras que bajo altas emisiones su supervivencia local se vería comprometida debido a la drástica contracción de hábitats aptos.

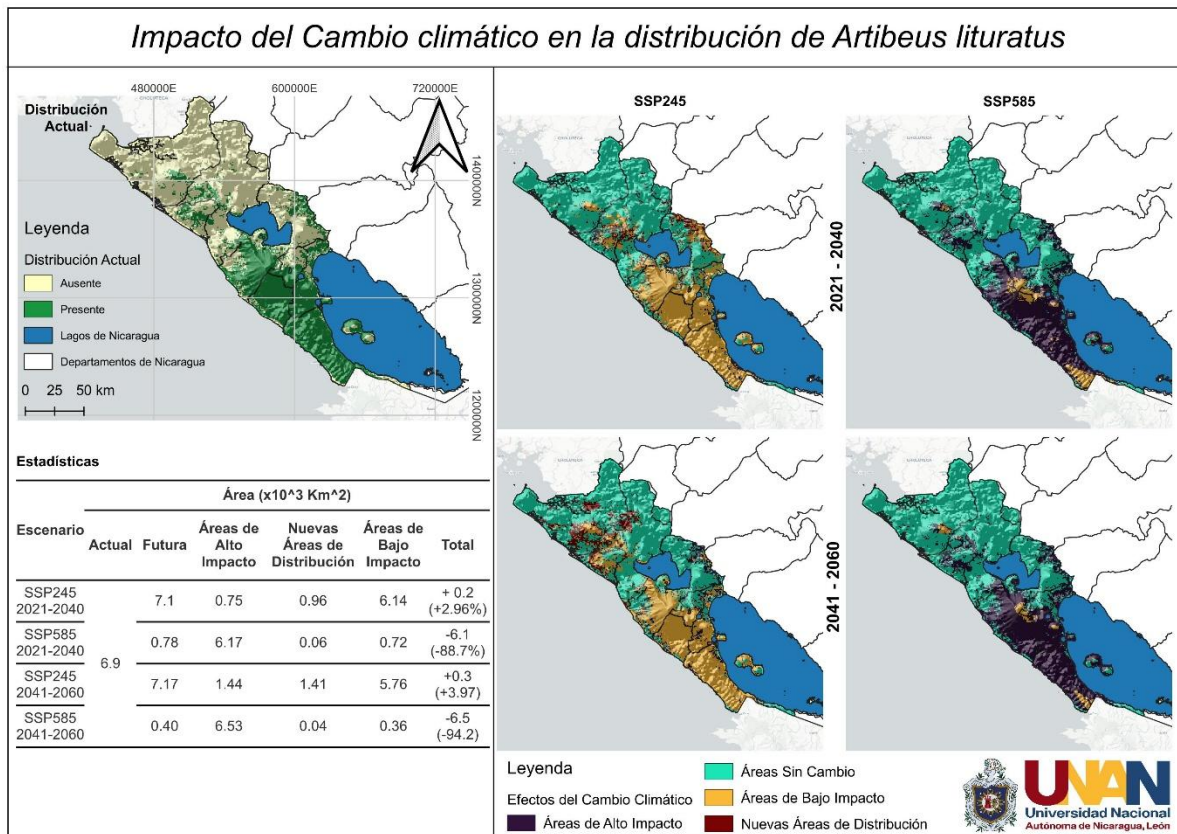


Figura 10. Impacto del cambio climático en la distribución de *Artibeus lituratus* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

La figura 11 muestra los resultados para *Caluromys derbianus*, dónde observamos que actualmente la especie muestra un área potencial total de 10,100 km², principalmente en los departamentos de Managua, Masaya, Carazo, Rivas y Granada, con pequeños parches en León y Chinandega. Esta especie presenta perdidas bajo el escenario

SSP585 en los dos periodos evaluados, siendo la mayor pérdida durante el periodo 2041-2060, con una pérdida total de 34.57% equivalente a 3500 km². Por otra parte en el escenario SSP245 se espera que reciba un aumento de entre 14.1% para el periodo 2021 – 2040 y de 26.51% para el periodo 2041-2060.

Estos cambios se deben tanto a la aparición de nuevas áreas potenciales de distribución como a las pocas áreas de alto impacto que se esperan durante ambos periodos. Contrario a lo que pasa en los escenarios de pérdida, ya que bajo estos escenarios las nuevas áreas de distribución son insignificantes en comparación a las áreas de alto impacto que tendrá la especie.

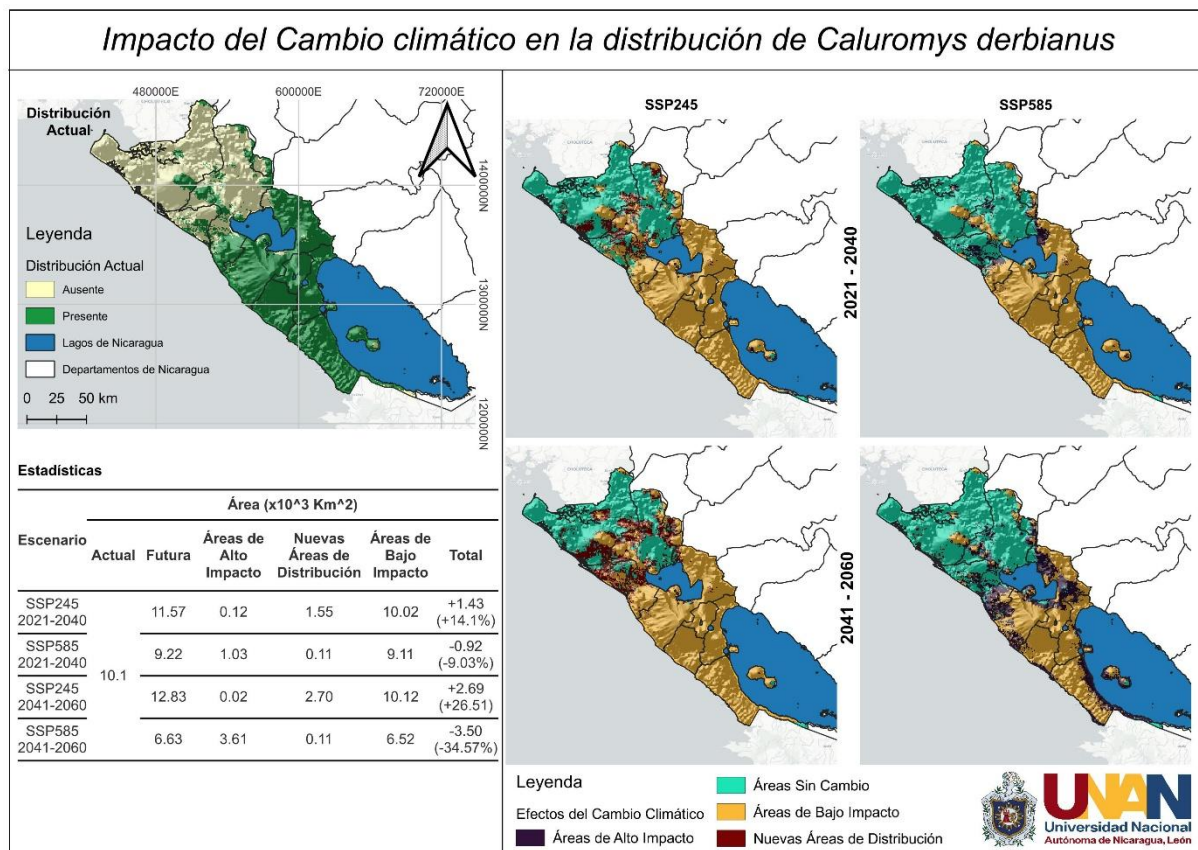


Figura 11. Impacto del cambio climático en la distribución de *Caluromys derbianus* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

Carollia perspicilata (figura 12) presenta un comportamiento similar al mostrado por *C. derbianus* (figura 9), presentando pérdidas en su distribución bajo los periodos

evaluados del escenario SSP585, y ganancias bajo el escenario SSP245, en este caso *C. perspicilata* muestra un área de distribución potencial actual de 7100 km² distribuidos principalmente en Managua, Masaya, Carazo y Rivas, y pequeños parches dispersos en Chinandega y León. De estos 7100 km² se espera que gane entre 0.63% y 11% para los periodos 2021 – 2040 y 2041 – 2060 del escenario SSP245 respectivamente.

Mientras que para estos periodos en el escenario SSP585 se esperan pérdidas de entre 61.48% y 94.41%, lo que implica una desaparición casi total del área de distribución potencial actual que presenta la especie. Cabe destacar que para esta especie incluso en los escenarios de ganancia, tiene pérdidas de áreas idóneas bastante significativas, provocando un desplazamiento hacia zonas no disponibles actualmente en Chinandega y León.

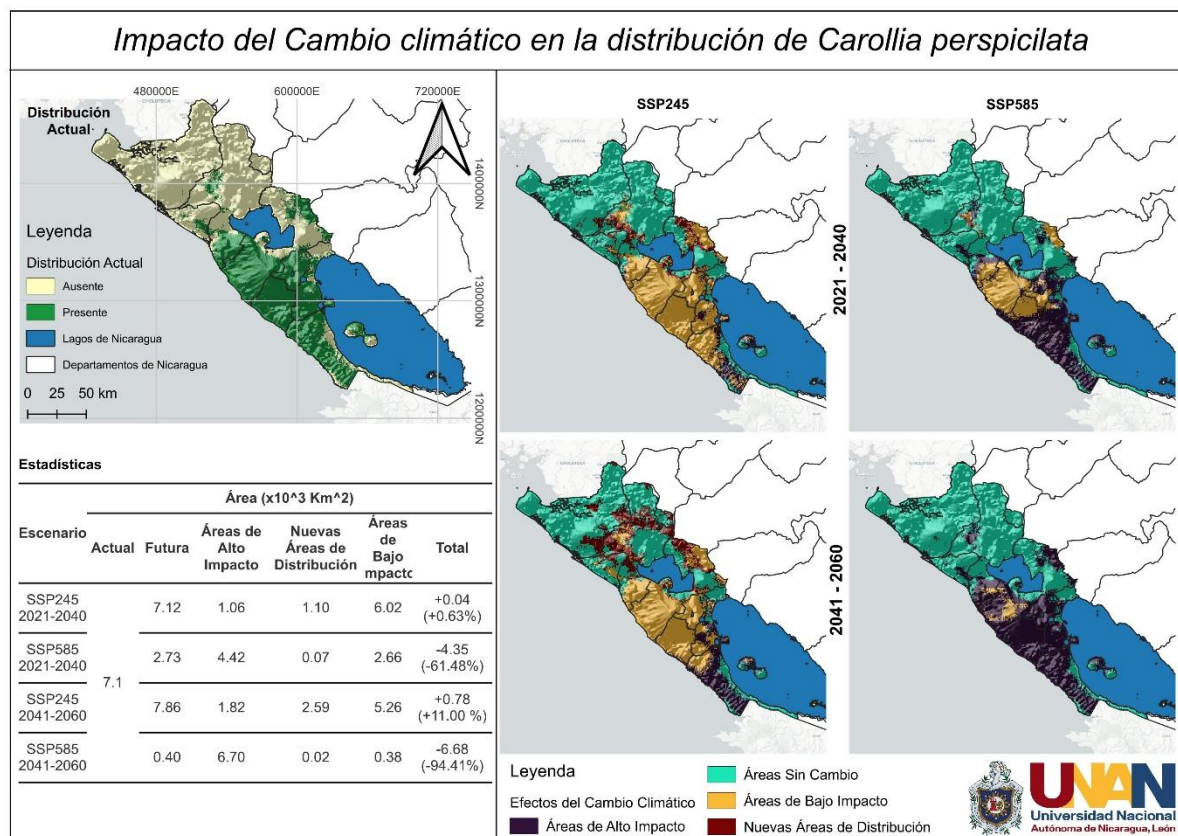


Figura 12. Impacto del cambio climático en la distribución de *Carollia perspicilata* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

Carollia subrufa presentó un área potencial de 10,100 km² (figura 13), a diferencia de *C. perspicillata* las áreas idóneas de *C. subrufa* se concentran principalmente en Chinandega, León, Rivas y una parte de Carazo, en este caso los escenarios futuros evidencian un patrón de reducción progresiva del hábitat adecuado. En el caso del SSP245, la especie experimenta una pérdida moderada de su área potencial. Para el periodo 2021–2040 se proyecta una disminución del 5.8 % de la superficie apta, mientras que en 2041–2060 la reducción asciende a –35.62 %. Aunque aparecen nuevas áreas de distribución en ambos periodos (0.13 x10³ km² en 2021–2040 y 3.63 x10³ km² en 2041–2060), estas no logran compensar la pérdida de hábitats en zonas de alto impacto climático, lo que resulta en una contracción neta de la distribución.

El escenario de altas emisiones (SSP585) refleja una situación . Durante el periodo 2021–2040 se estima una reducción del 32.43 % de la superficie apta, y para 2041–2060 la pérdida alcanza el –52.29 %, lo que implica que más de la mitad del hábitat potencial de la especie desaparecería bajo este escenario. Además, el mapa evidencia un aumento considerable de áreas de alto impacto, principalmente en la franja central y norte del país, lo que sugiere una mayor fragmentación y disminución de la conectividad de los hábitats.

En síntesis, los resultados muestran que *Carollia subrufa* enfrenta un escenario de vulnerabilidad bajo ambos modelos de cambio climático, siendo más severo bajo el SSP585. La pérdida de hábitat proyectada no solo implica una reducción en la distribución de la especie, sino también un riesgo para su papel ecológico como frugívoro y dispersor de semillas, función clave en la dinámica de los ecosistemas neotropicales.

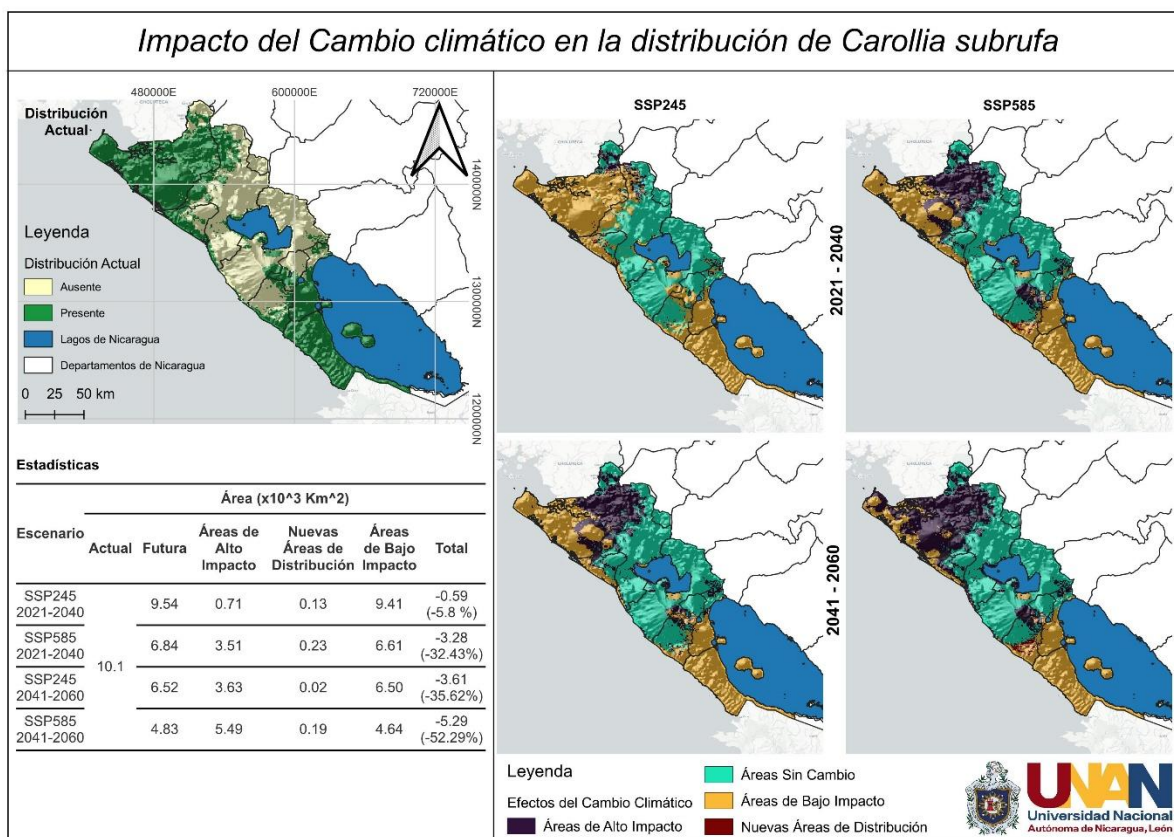


Figura 13. Impacto del cambio climático en la distribución de *Carollia subrufa* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

La figura 14 muestra el impacto que tendrá la especie *Coendu mexicanus*, la cual actualmente presentó una distribución potencial de 6700 km², se espera que la distribución de esta especie para el periodo 2021 – 2040 en el escenario SSP245 aumente en 46.44% mientras que para este mismo escenario, en el periodo 2041 – 2060 el aumento será de 39.56%, por otra parte, para el escenario SSP585 se espera que la especie casi desaparezca en el pacífico del país, ya que presentará reducciones de 98.74% y 96.29% para los periodos 2021 – 2040 y 2041 – 2060 respectivamente.

Es notable que esta especie, pese que bajo el escenario SSP245 se espera que tenga un aumento, las áreas de alto impacto son bastante significativas principalmente para Rivas, si además tenemos en cuenta que la especie se encuentra protegida por CITES (tabla 4), esto evidencia la necesidad de que la gestión de la especie debería considerar tanto la protección de los hábitats actuales como la identificación de posibles

corredores biológicos que garanticen la conectividad hacia las nuevas áreas proyectadas bajo escenarios moderados.

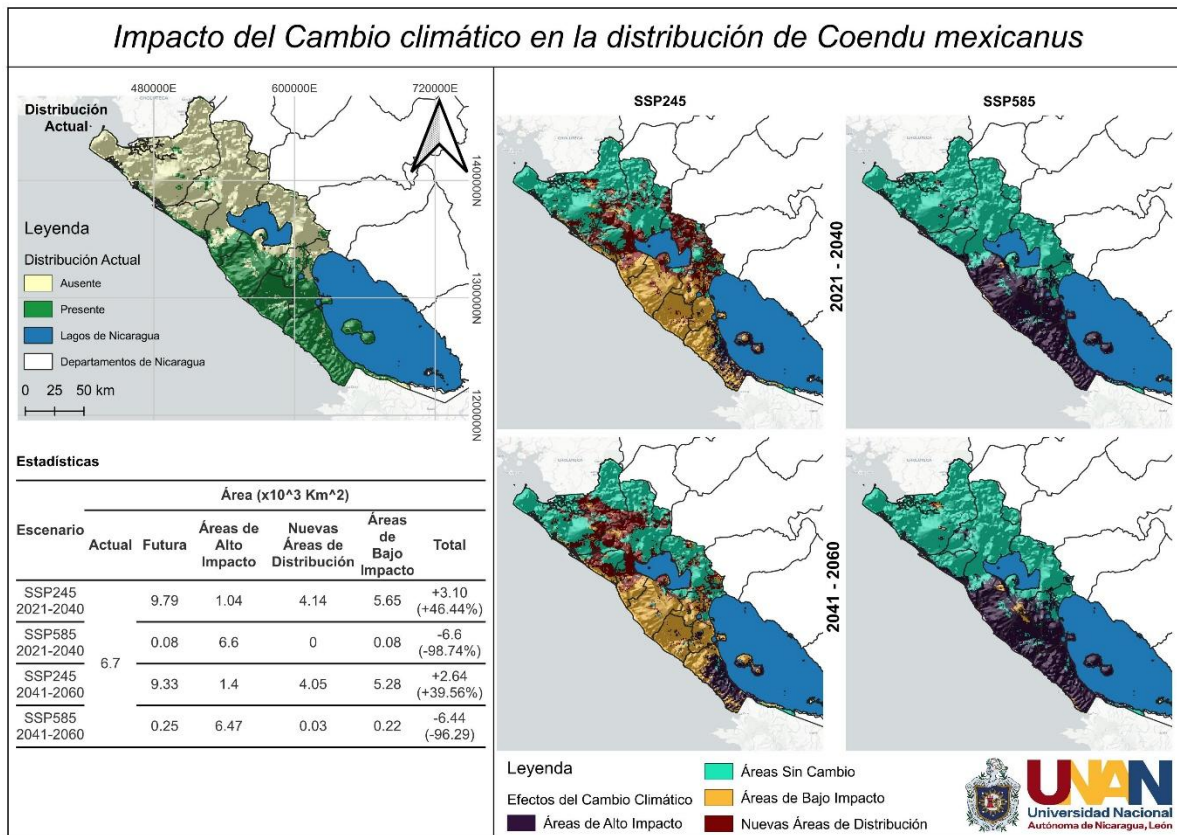


Figura 14. Impacto del cambio climático en la distribución de *Coendu mexicanus* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

En el caso de *Dasyus novemcinctus* (figura 15) es de las especies que presentó una distribución potencial más extensa para el pacífico de Nicaragua, de las especies evaluadas, esta especie, presentando un área de 15,700 km² presenta áreas idóneas en casi todo el pacífico nicaragüense, pero al mismo tiempo, es una de las especies que más se verán afectadas por efecto del cambio climático, presentando grandes pérdidas en cada uno de los periodos y escenarios evaluados, en este sentido, bajo el escenario SSP245 se esperan pérdidas de entre 57.91% y 84.78% de las áreas idóneas para los periodos 2021 – 2040 y 2041 – 2060 respectivamente, para estos mismos periodos en el escenario SSP585 las pérdidas serán de entre 84.18% y 90.23%.

Pese a que *D. novemcinctus* es una especie generalista en términos de hábitat, la pérdida proyectada de áreas idóneas sugiere que el cambio climático podría superar su capacidad de adaptación en el país.

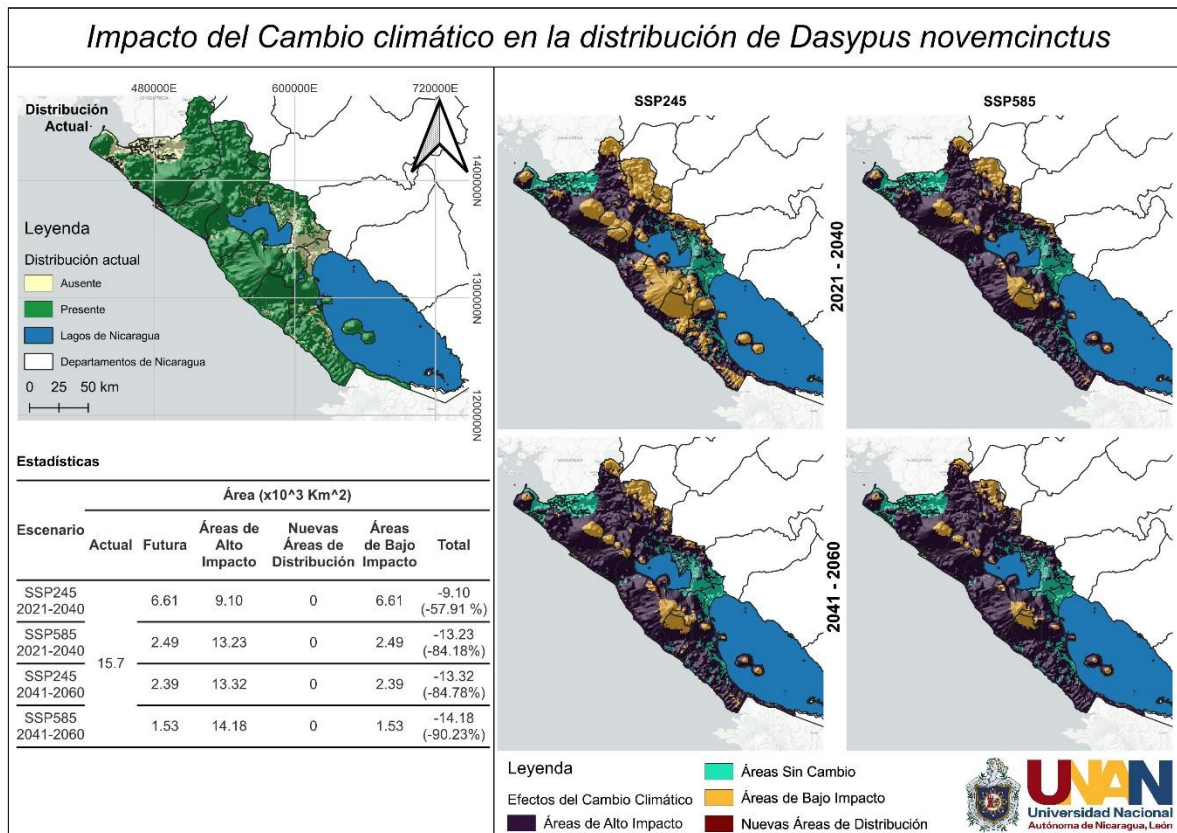


Figura 15. Impacto del cambio climático en la distribución de *Dasypus novemcinctus* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

La figura 16 presenta los resultados obtenidos para *Dermanura phaeotis*, esta especie presenta un área de distribución potencial de 7800 km², en cuanto al cambio en la distribución de esta especie por efecto del cambio climático, se espera que solo tenga ganancias para el periodo 2021 – 2040, bajo el escenario SSP245, obteniendo una ganancia del 9.62%, mientras que para el resto de escenarios y periodos evaluados se esperan pérdidas, estas van desde 8.11% para el área potencial presente en el periodo 2041 – 2060 del escenario SSP245, mientras que para el escenario SSP585 se esperan pérdidas de 69.59% para el periodo 2021 – 2040 y de 73.14% para el periodo 2041 – 2060.

Este patrón evidencia que el aumento en la intensidad y magnitud del cambio climático provocaría una retracción sustancial de los hábitats idóneos para *D. phaeotis*, lo que implicaría una drástica reducción en su viabilidad poblacional dentro del país.

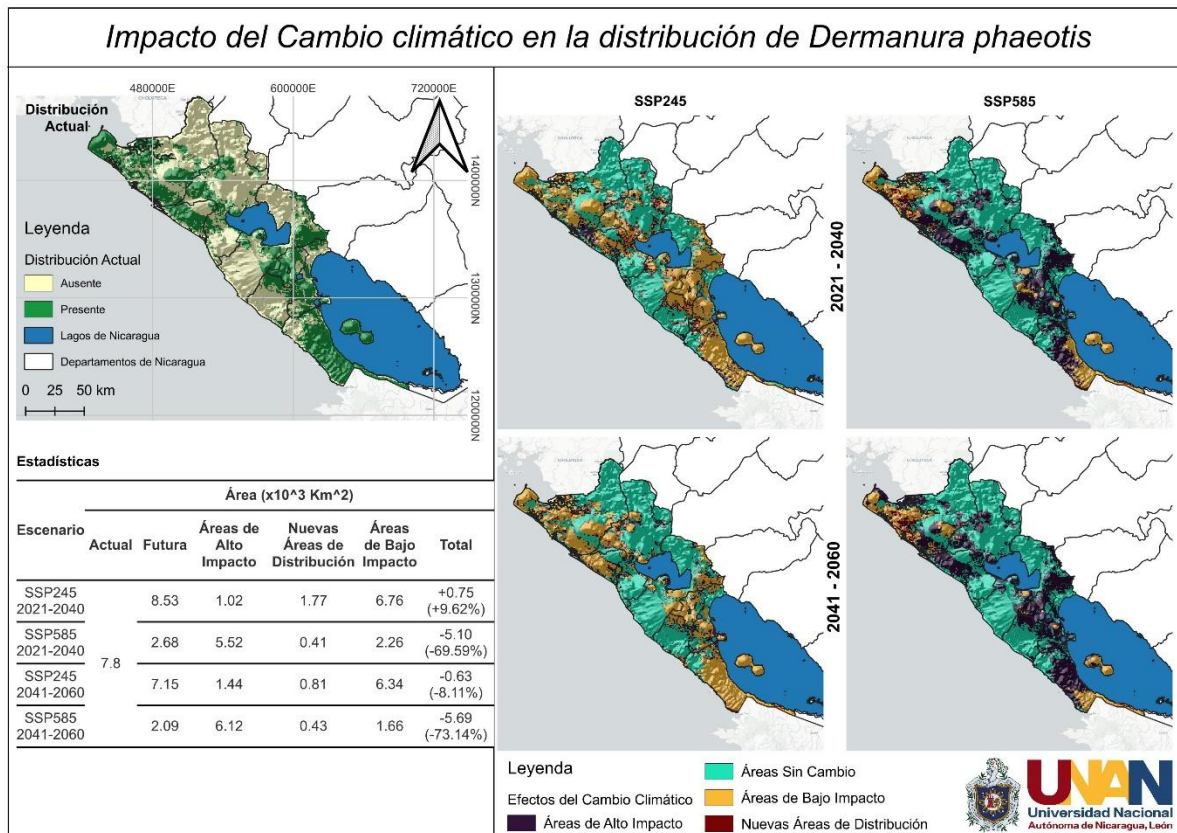


Figura 16. Impacto del cambio climático en la distribución de *Dermanura phaeotis* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

Los resultados obtenidos para *Didelphis marsupialis* (figura 17) muestran una marcada diferencia en la respuesta de la especie frente a los escenarios futuros de cambio climático. Actualmente, la especie presenta un área de distribución potencial de 4,200 km² en el territorio nacional, pero su proyección varía sustancialmente según la intensidad de las emisiones consideradas.

En el escenario intermedio (SSP245), la especie experimentaría una expansión de su rango de distribución. Para el periodo 2021–2040 se estima un aumento del 38.49 %, mientras que para el periodo 2041–2060 el incremento sería del 29.48 % respecto al área actual. Estos resultados sugieren que bajo condiciones climáticas moderadas, *D.*

marsupialis podría encontrar nuevas áreas idóneas, lo que le otorgaría cierta ventaja adaptativa.

Sin embargo, bajo el escenario de altas emisiones (SSP585), la situación es drásticamente opuesta. Las proyecciones indican una contracción casi total de su distribución, con una reducción del 88.53 % para el periodo 2021–2040 y del 98.66 % para 2041–2060. Este escenario evidencia que, si bien la especie muestra adaptabilidad a condiciones ambientales variables, al igual que *D. novemcinctus* la magnitud de los cambios proyectados bajo trayectorias severas podría superar ampliamente su capacidad de respuesta.

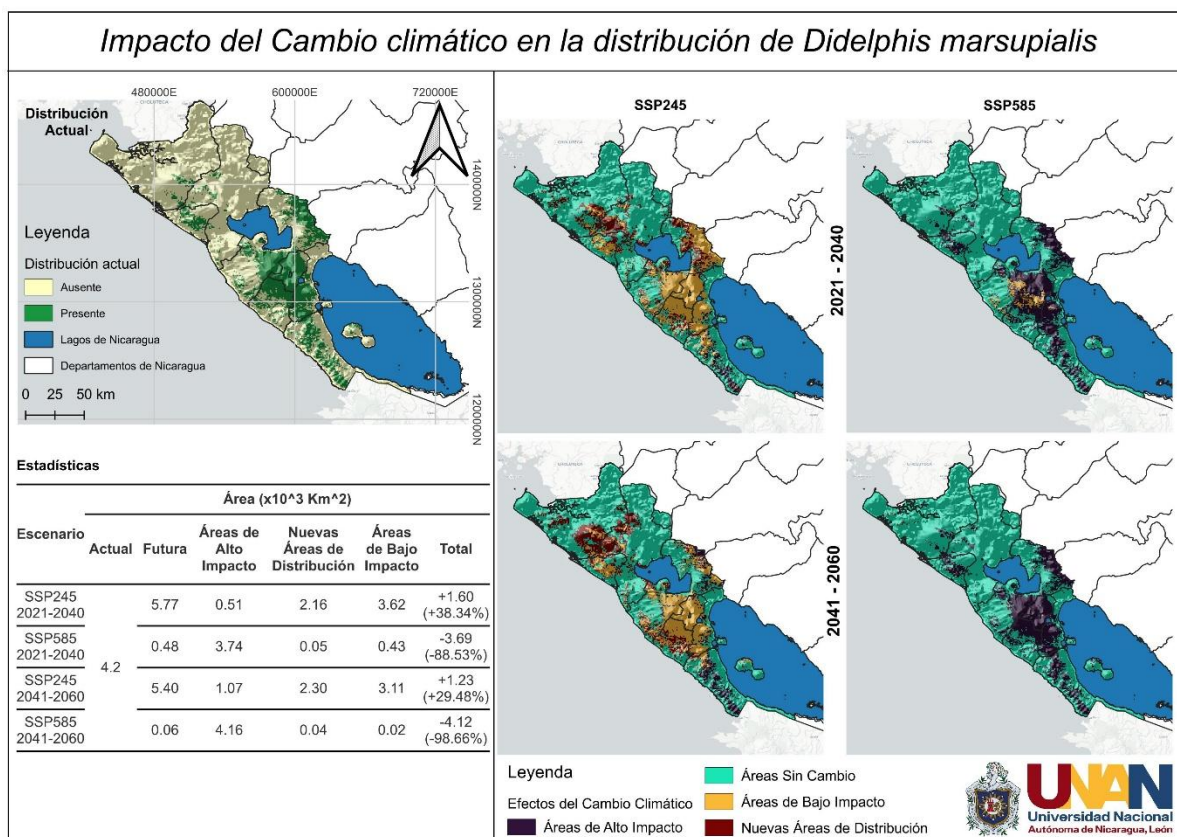


Figura 17. Impacto del cambio climático en la distribución de *Didelphis marsupialis* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

El análisis de la distribución potencial de *Didelphis virginiana* (figura 18) muestra una tendencia notable de reducción de su área de ocupación bajo distintos escenarios de cambio climático. Actualmente, la especie presenta una distribución potencial

estimada de 7,100 km², lo que evidencia una presencia relativamente amplia en la región de estudio. Sin embargo, los modelos proyectan que esta área se verá significativamente afectada en las próximas décadas, con pérdidas sustanciales bajo ambos escenarios de emisión.

Bajo el escenario SSP245, se estima que *D. virginiana* experimentará una reducción de su distribución potencial del 58.61% para el periodo 2021–2040, aumentando a una pérdida del 75.91% en el periodo 2041–2060. Estos resultados sugieren que, incluso en escenarios de mitigación parcial de emisiones, la especie enfrentará una contracción marcada de su hábitat disponible.

En contraste, el escenario SSP585, proyecta pérdidas de 50.03% y 78.52% para los periodos 2021–2040 y 2041–2060, respectivamente. Estos valores indican que, aunque la pérdida inicial es ligeramente menor que en SSP245, la tendencia a largo plazo es más drástica, alcanzando casi cuatro quintos de reducción de la distribución potencial en el segundo periodo analizado.

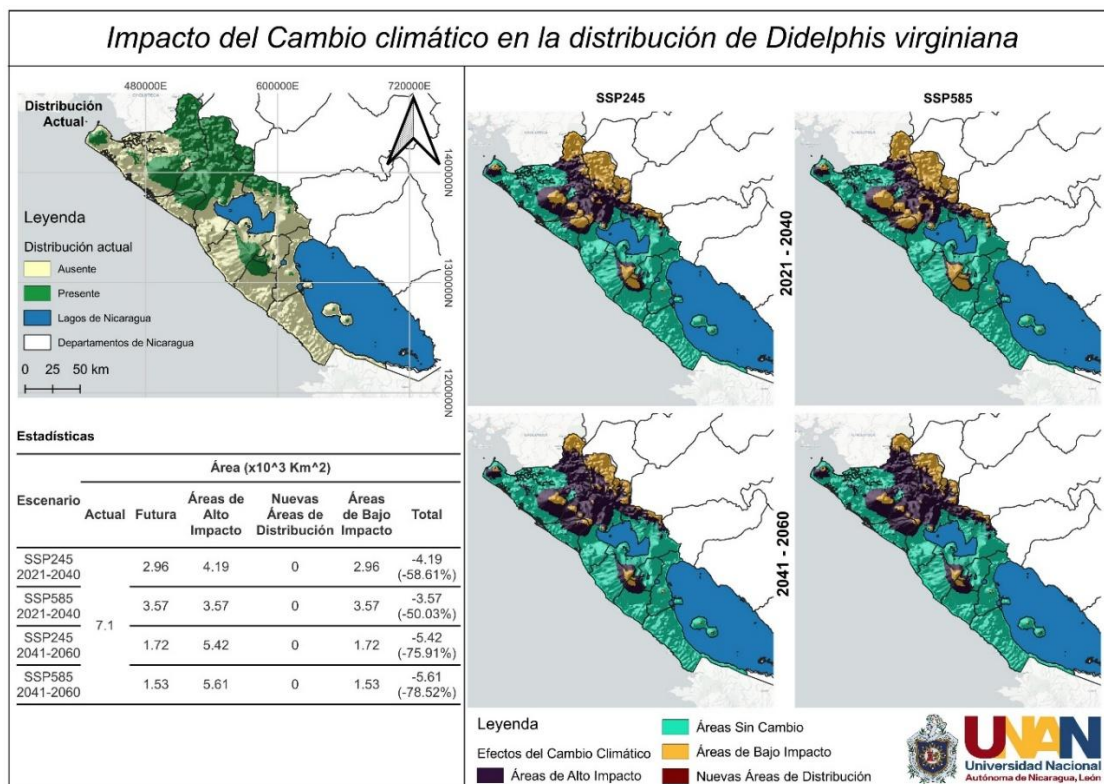


Figura 18. Impacto del cambio climático en la distribución de *Didelphis virginiana* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

Los resultados del análisis de *Molossus molossus* (figura 19) muestra un impacto diferente para los escenarios evaluados. Actualmente, la especie presenta una distribución potencial estimada de 5,600 km². Sin embargo, los modelos proyectan para el escenario SSP585 esta área se verá significativamente afectada en las próximas décadas. Si bien bajo el escenario SSP245, se estima que *M. molossus* experimentará un aumento en su distribución potencial del 10.36% para el periodo 2021–2040, reduciéndose a una ganancia del 3.14% en el periodo 2041–2060. En contraste, el escenario SSP585, proyecta pérdidas de 74.38% y 46.24% para los periodos 2021–2040 y 2041–2060, respectivamente.

En conjunto, los resultados indican que *Molossus molossus* podría experimentar tanto ganancias como pérdidas de distribución potencial dependiendo del escenario climático, destacando la sensibilidad de la especie a los cambios ambientales y la necesidad de integrar estrategias de manejo adaptativo en su conservación.

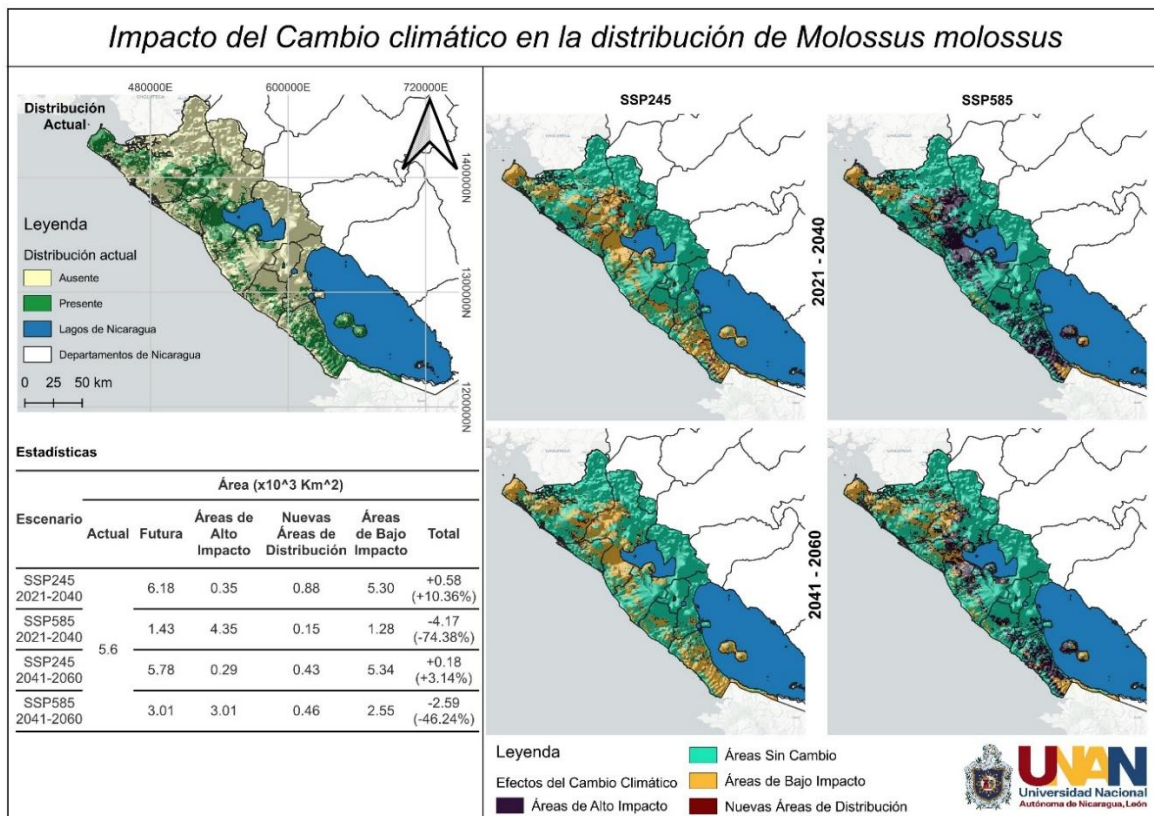


Figura 19. Impacto del cambio climático en la distribución de *Molossus molossus* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

Nyctomys sumichrasti (figura 20) revela una marcada vulnerabilidad frente al cambio climático, evidenciada por la pérdida constante de. Actualmente, la especie presenta una distribución potencial de 13,300 km², lo que indica una amplia presencia en el pacífico de Nicaragua. No obstante, los modelos predicen reducciones significativas en su área de ocupación futura.

Bajo el escenario SSP245, *N. sumichrasti* experimentará pérdidas de distribución del 58.27% para el periodo 2021–2040, aumentando drásticamente hasta el 92.03% en el periodo 2041–2060. En el escenario SSP585, la especie también muestra una disminución significativa de su área de ocupación, con pérdidas del 87.74% y 83.98% para los periodos 2021–2040 y 2041–2060, respectivamente. Aunque la reducción proyectada para el segundo periodo es ligeramente menor que la del primero, las cifras indican que la especie seguirá experimentando un hábitat muy restringido en condiciones de cambio climático extremo.

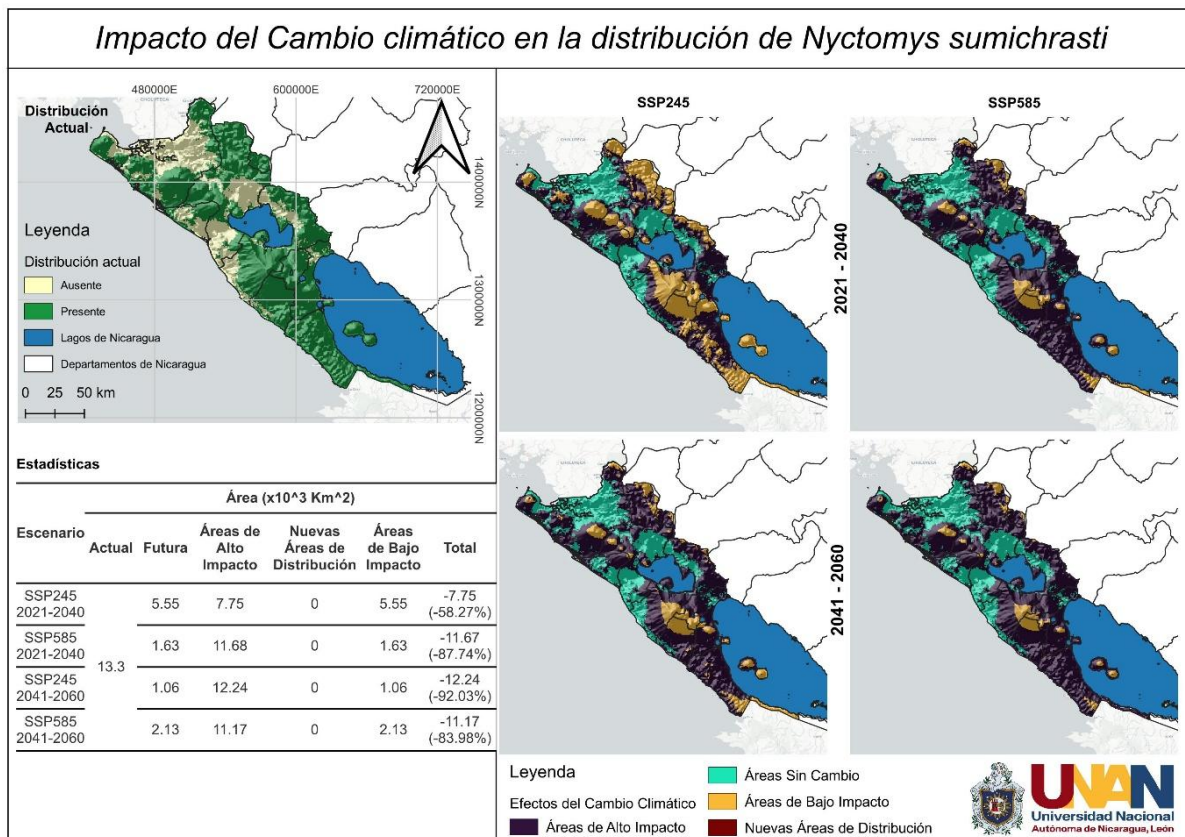


Figura 20. Impacto del cambio climático en la distribución de *Nyctomys sumichrasti* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

Philander opossum (figura 21) también evidencia una tendencia clara de reducción de su área de ocupación futura bajo los escenarios de cambio climático evaluados. Actualmente, la especie presenta una distribución estimada de 6,100 km², indicando una presencia moderada dentro del pacífico de nuestro país. Sin embargo, las proyecciones sugieren que esta área se verá significativamente afectada en las próximas décadas.

Bajo el escenario SSP245, se estima que *P. opossum* perderá el 47.21% de su hábitat para el periodo 2021–2040, aumentando la reducción al 70.06% en el periodo 2041–2060. En contraste, el escenario SSP585, proyecta pérdidas más severas, con reducciones de 79.51% y 92.30% para los periodos 2021–2040 y 2041–2060, respectivamente. Esta dinámica resalta la alta vulnerabilidad de la especie frente a escenarios de cambio climático intenso y subraya la necesidad de medidas de conservación que prioricen la protección de refugios climáticos y corredores ecológicos.

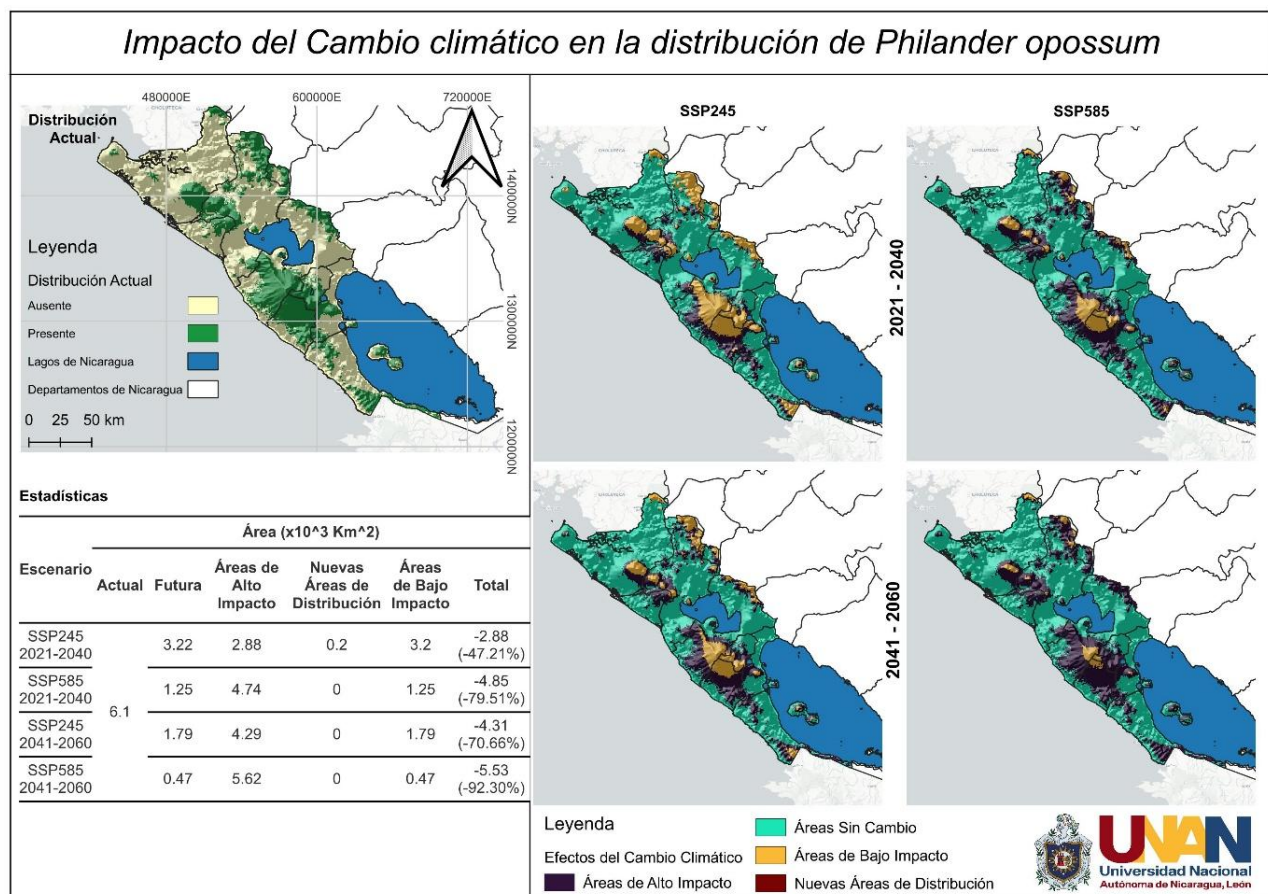


Figura 21. Impacto del cambio climático en la distribución de *Philander opossum* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

La figura 22 presenta los resultados obtenidos para *Platyrrhinus helleri*, esta especie de murciélago actualmente presenta un área de distribución potencial de 7,900 km², con una presencia moderada de la especie en el área de estudio, principalmente para los departamentos de León, Managua, Masaya y Carazo, y en menor medida en Chinandega y Rivas. Los resultados indican que bajo el escenario SSP245 la especie se verá beneficiada por un aumento en su distribución del 6.32% para el periodo 2021 – 2040 y de 7.84% para el periodo 2041 – 2060.

Por otra parte, para el escenario SSP585, la especie presentará una reducción en su distribución, con 22.12% de su área actual para el periodo 2021 – 2040 y de 37.29% para el periodo 2041 – 2060. Los resultados sugieren que *P. helleri* podría experimentar tanto ganancias como pérdidas de distribución dependiendo del escenario climático, destacando la importancia de integrar estrategias de manejo adaptativo en su conservación, especialmente ante proyecciones de emisiones elevadas.

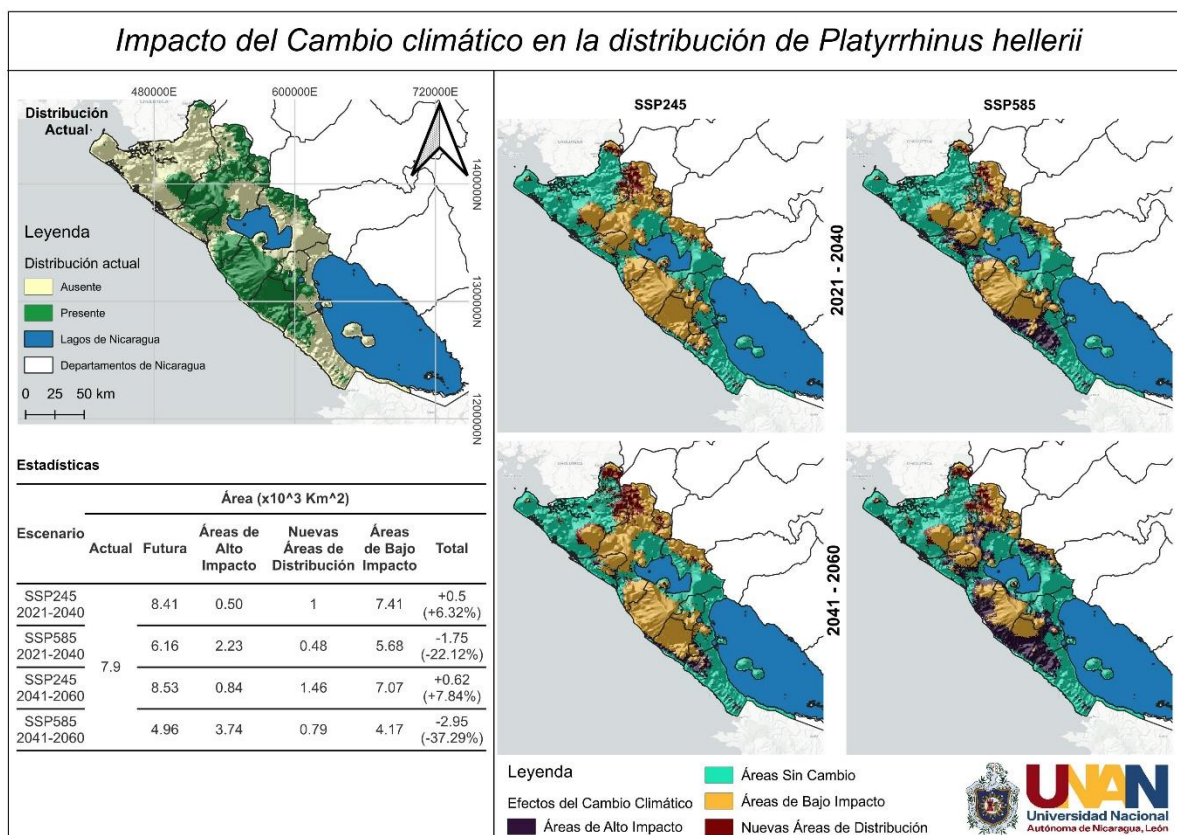


Figura 22. Impacto del cambio climático en la distribución de *Platyrrhinus helleri* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

En cuanto a los resultados de *Sacropteryx bilineata* (figura 23), la especie actualmente presenta un área de distribución potencial de 14,800 km², presentando una alta posibilidad de presencia en el pacífico del país, siendo la segunda especie con la distribución más amplia del estudio. Los resultados indican que la especie presentará reducciones en su distribución bajo todos los escenarios y periodos evaluados. Bajo el escenario SSP245 la especie perderá 13.92% para el periodo 2021 – 2040 y de 12.77% para el periodo 2041 – 2060.

Y, si bien para el escenario SSP585, la especie también presentará una reducción, esta será menos agresiva en comparación a lo obtenido para el escenario SSP245. Bajo este escenario la reducción será de 12.77% para el periodo 2021 – 2040 y de 29.19% para el periodo 2041 – 2060.

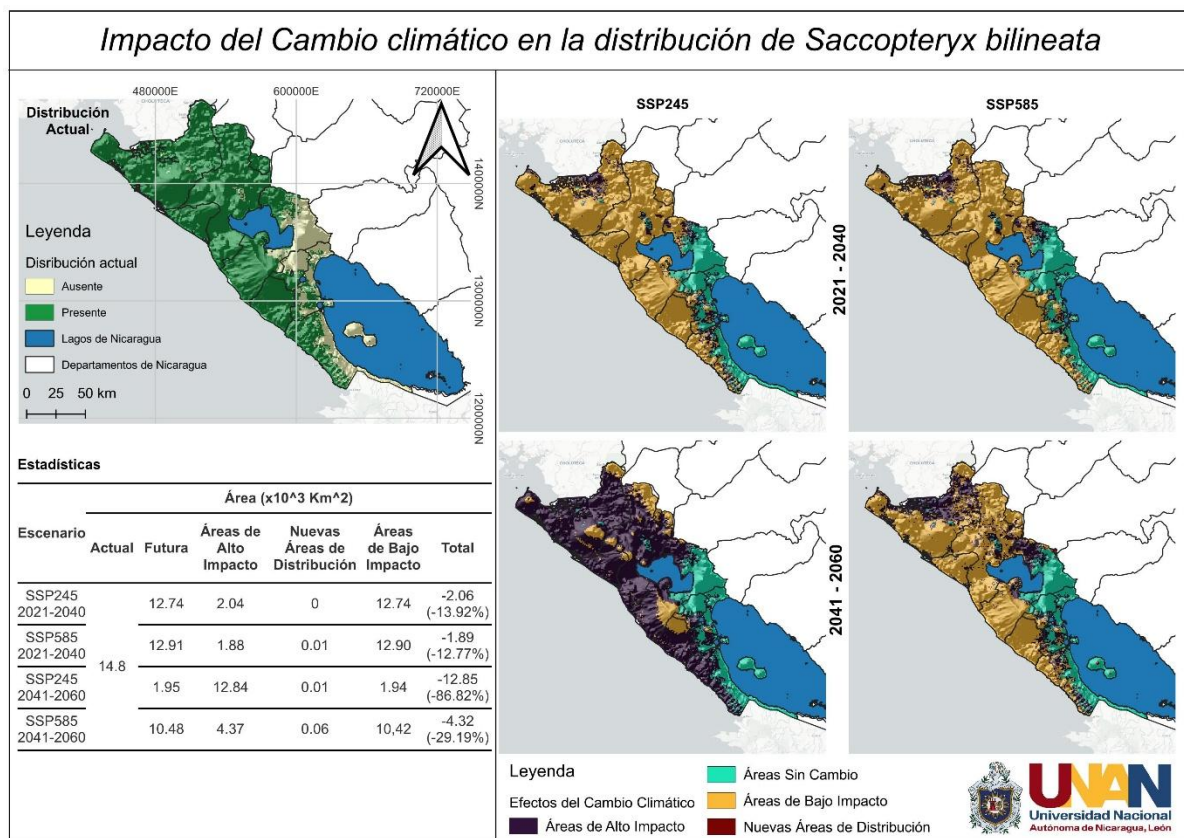


Figura 23. Impacto del cambio climático en la distribución de *Sacropteryx bilineata* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

Sciurus variegatoides (figura 24), actualmente presenta un área de distribución potencial de 6,300 km², esto indica que esta especie tiene una presencia moderada en el pacífico del país, al menos en cuanto a sus áreas idóneas. Los resultados indican que la especie presentará un aumento en su distribución bajo el escenario SSP245, específicamente en el periodo 2021 – 2040, en donde la especie ganará un 7.31% de áreas de distribución, contrario a lo que ocurrirá para el periodo 2041 – 2060 de este mismo escenario, en dónde se espera que sufra una reducción del 45.69%.

Bajo el escenario SSP585, la especie también presentará una reducción, en este caso, las más agresivas para la especie, ya que para el periodo 2021 – 2040 la reducción será de 96.61% y para el periodo 2041 – 2060 de 98.40%, indicando que bajo este escenario, la especie podría desaparecer del pacífico del país, si se alcanza el escenario extremo de emisión de gases de efecto invernadero (SSP585).

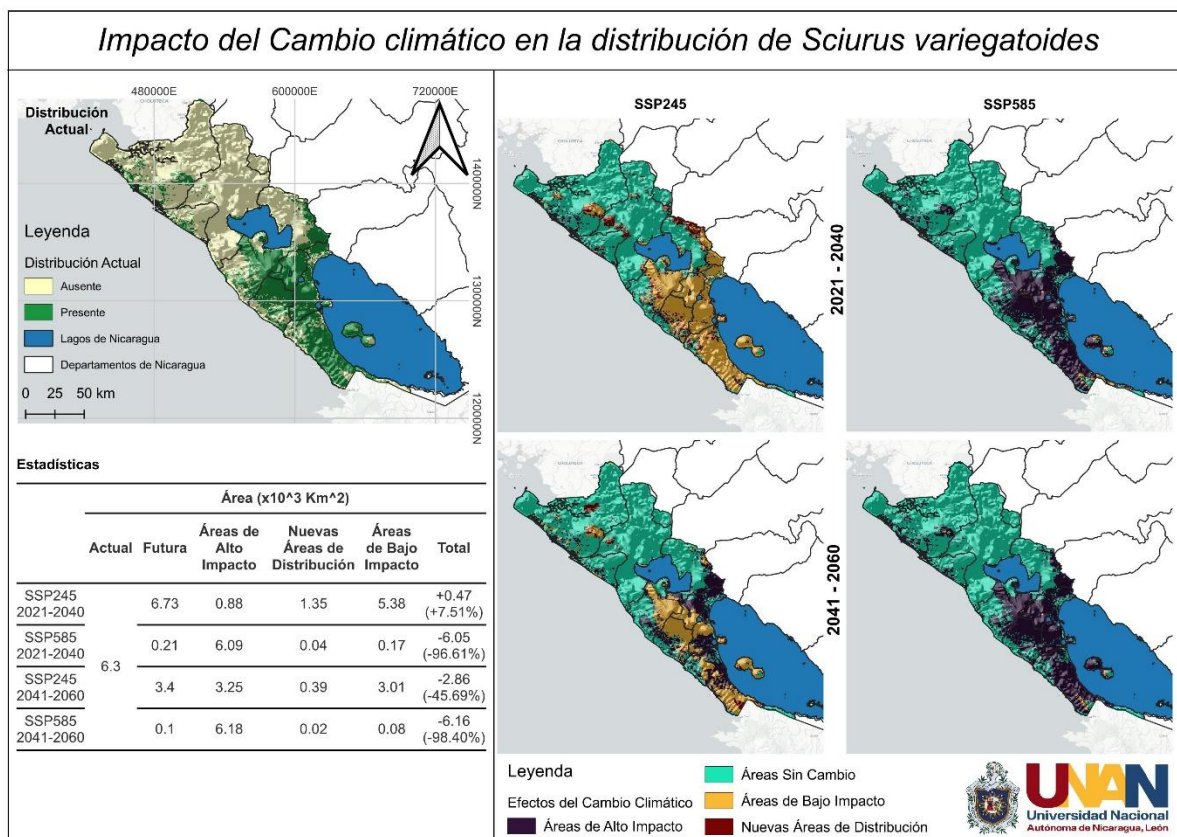


Figura 24. Impacto del cambio climático en la distribución de *Sciurus variegatoides* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

Los resultados obtenidos para *Spilogale angustifrons* (Figura 25) indican que la especie actualmente presenta un área de distribución potencial de 9,300 km². Bajo el escenario SSP245, la especie podría experimentar un impacto positivo en su distribución, con un ligero incremento del 0.86% para el periodo 2021–2040, aumentando de manera más significativa al 27.31% en el periodo 2041–2060. Estos resultados sugieren que condiciones climáticas relativamente favorables podrían favorecer la expansión de *S. angustifrons*, probablemente debido a la disponibilidad de hábitat adecuado y recursos ecológicos.

En contraste, el escenario SSP585, proyecta reducciones drásticas de la distribución de la especie, con pérdidas del 70.22% y 81.29% para los periodos 2021–2040 y 2041–2060, respectivamente. Esta tendencia evidencia la alta sensibilidad de *S. angustifrons* a escenarios de cambio climático intenso y resalta la necesidad de implementar estrategias de conservación que prioricen la protección de hábitats críticos y la conectividad ecológica.

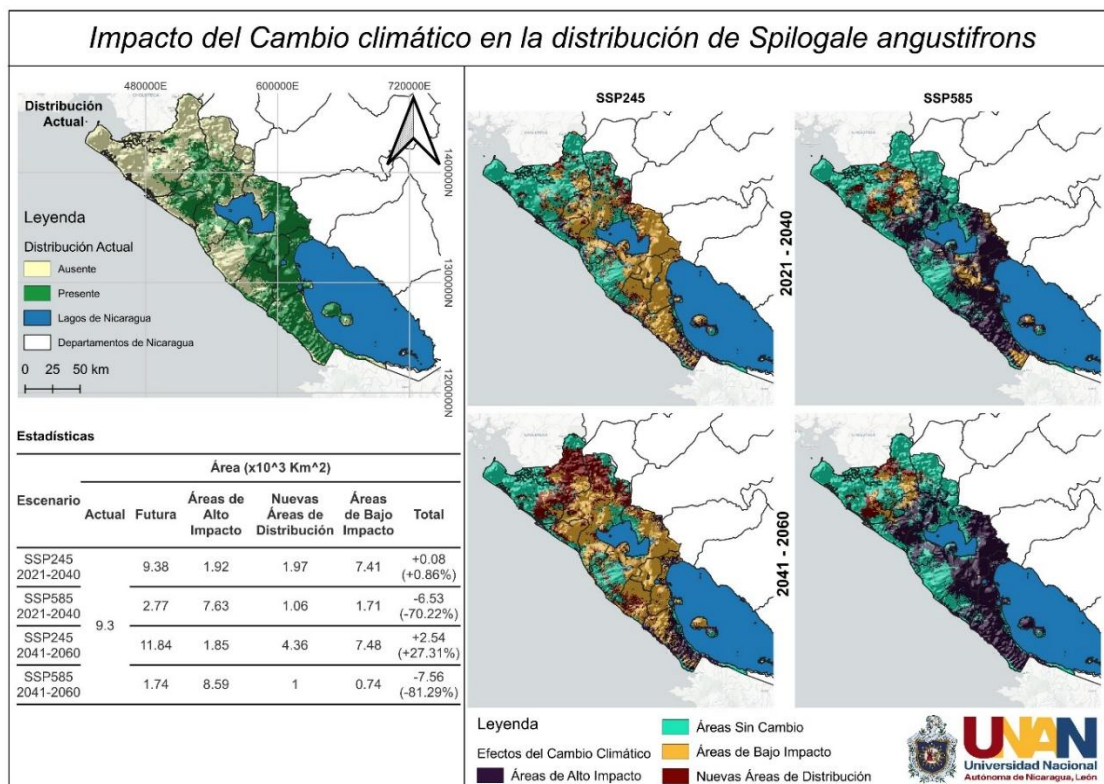


Figura 25. Impacto del cambio climático en la distribución de *Spilogale angustifrons* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

Sturnira parvidens (figura 26), actualmente presenta un área de distribución potencial de 9,600 km², esto indica que esta especie tiene una presencia moderada en el pacífico del país. Las proyecciones futuras también reflejan variaciones importantes en su distribución potencial dependiendo del escenario de cambio climático considerado.

Bajo el escenario SSP245, *S. parvidens* podría experimentar un aumento en su área de ocupación, con un incremento del 11.77% para el periodo 2021–2040, que se amplía al 28.54% en el periodo 2041–2060.

En contraste, el escenario SSP585, proyecta reducciones en la distribución de la especie, con pérdidas del 23.13% para el periodo 2021–2040 y del 56.77% para el periodo 2041–2060. Esta dinámica indica que *S. parvidens* es vulnerable a escenarios de cambio climático extremo, aunque la magnitud de las pérdidas es menor en el corto plazo en comparación con otras especies.

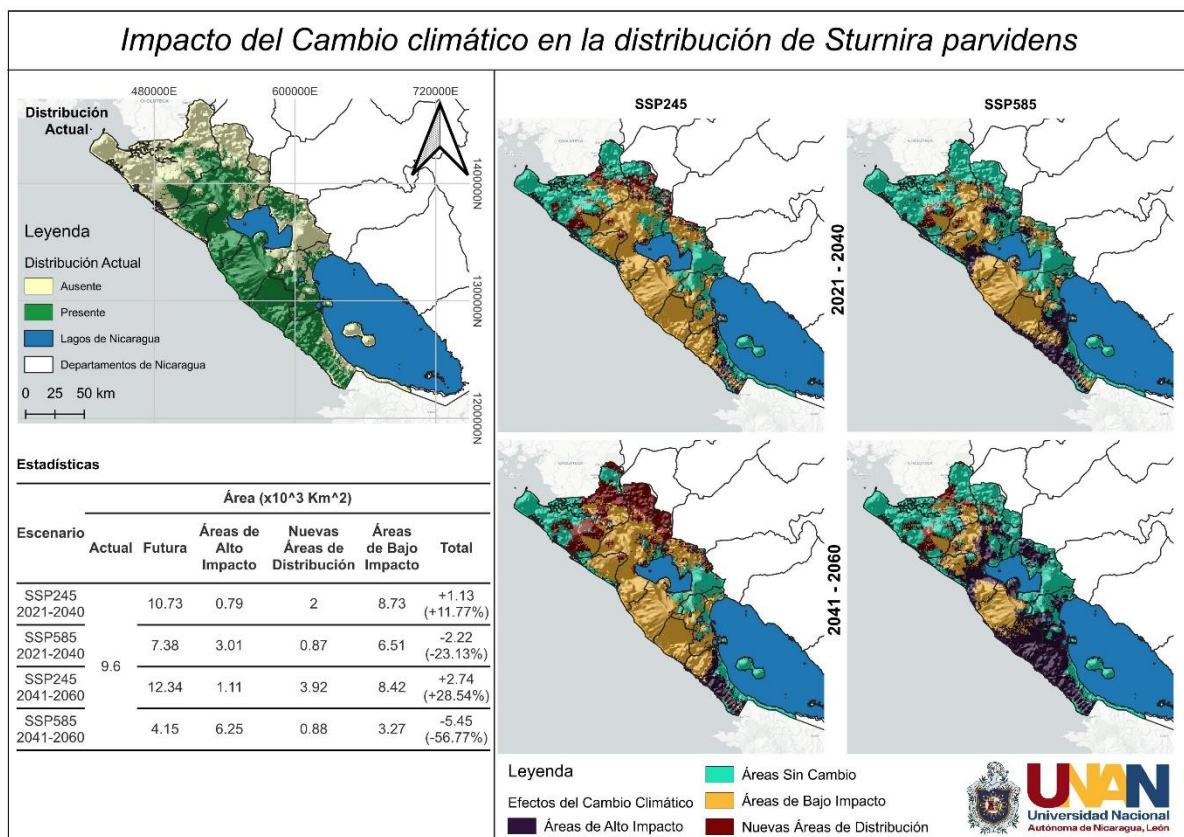


Figura 26. Impacto del cambio climático en la distribución de *Sturnira parvidens* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

La figura 27 muestra los resultados obtenidos para *Sylvilagus floridanus*, esta especie actualmente presenta un área de distribución potencial de 5,200 km². En este caso las proyecciones futuras reflejan impactos negativos para la distribución de la especie, obteniendo reducciones en todos los escenarios y periodos.

Bajo el escenario SSP245, *S. floridanus* experimentará una reducción en su área de ocupación del 64.81% para el periodo 2021–2040, que se amplía al 90.96% en el periodo 2041–2060.

Mientras que en el escenario SSP585, las reducciones proyectadas son más agresivas para ambos periodos con pérdidas del 94.52% para el periodo 2021–2040 y del 96.35% para el periodo 2041–2060. Los resultados sugieren que *S. floridanus* se enfrenta a un riesgo significativo de pérdida de hábitat bajo las proyecciones de cambio climático, independientemente del escenario considerado

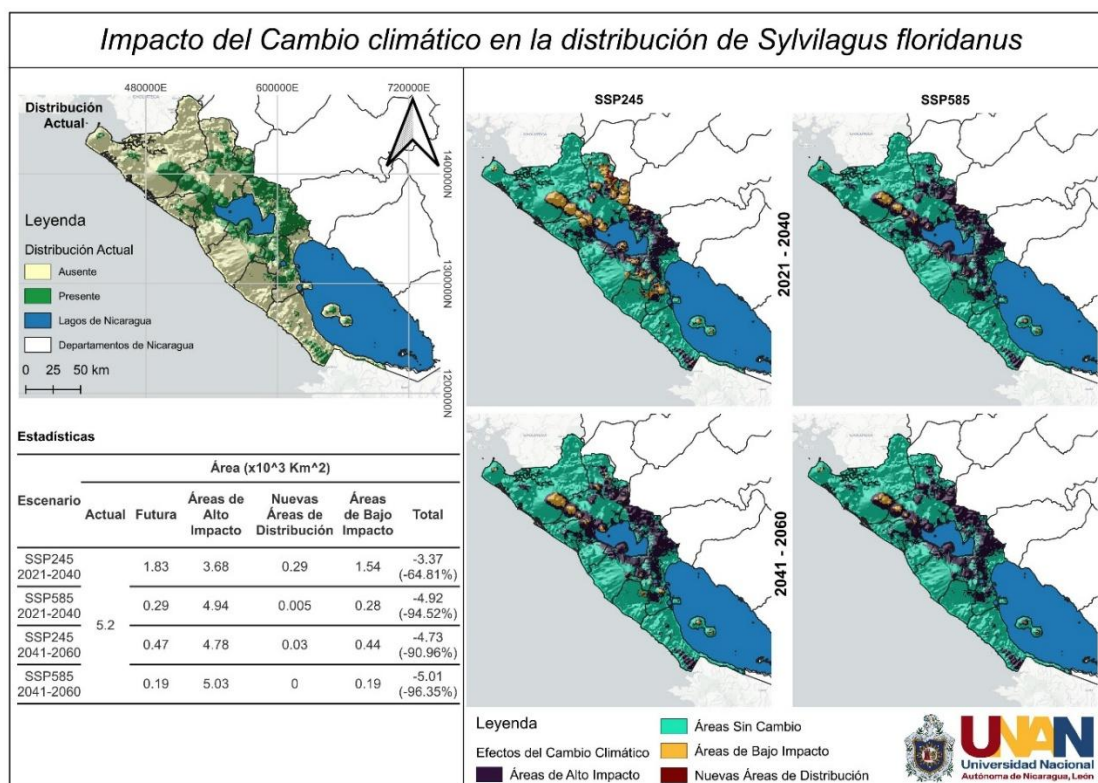


Figura 27. Impacto del cambio climático en la distribución de *Sylvilagus floridanus* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

La figura 28 presenta los resultados obtenidos para *Uroderma bilobatum*, especie que actualmente cuenta con un área de distribución potencial de 8,400 km². Las

proyecciones futuras muestran variaciones en la distribución potencial de la especie según el escenario climático considerado, con tendencias tanto de reducción como de expansión.

Bajo el escenario SSP245, *U. bilobatum* experimentará una ligera reducción del 3.21% en su área de ocupación para el periodo 2021–2040, seguida de un aumento del 19.76% para el periodo 2041–2060. Estos resultados sugieren que la especie podría beneficiarse de condiciones climáticas relativamente favorables a largo plazo, incrementando su área de distribución en algunas regiones del territorio.

En contraste, el escenario SSP585, proyecta una reducción del 55.12% para el periodo 2021–2040, mientras que para el periodo 2041–2060 se espera un aumento drástico del 104.05% en su área de distribución potencial. Esta dinámica indica que *U. bilobatum* podría experimentar respuestas complejas frente a cambios ambientales extremos, con una posible expansión significativa a largo plazo, aunque con una fase inicial de pérdida de hábitat.

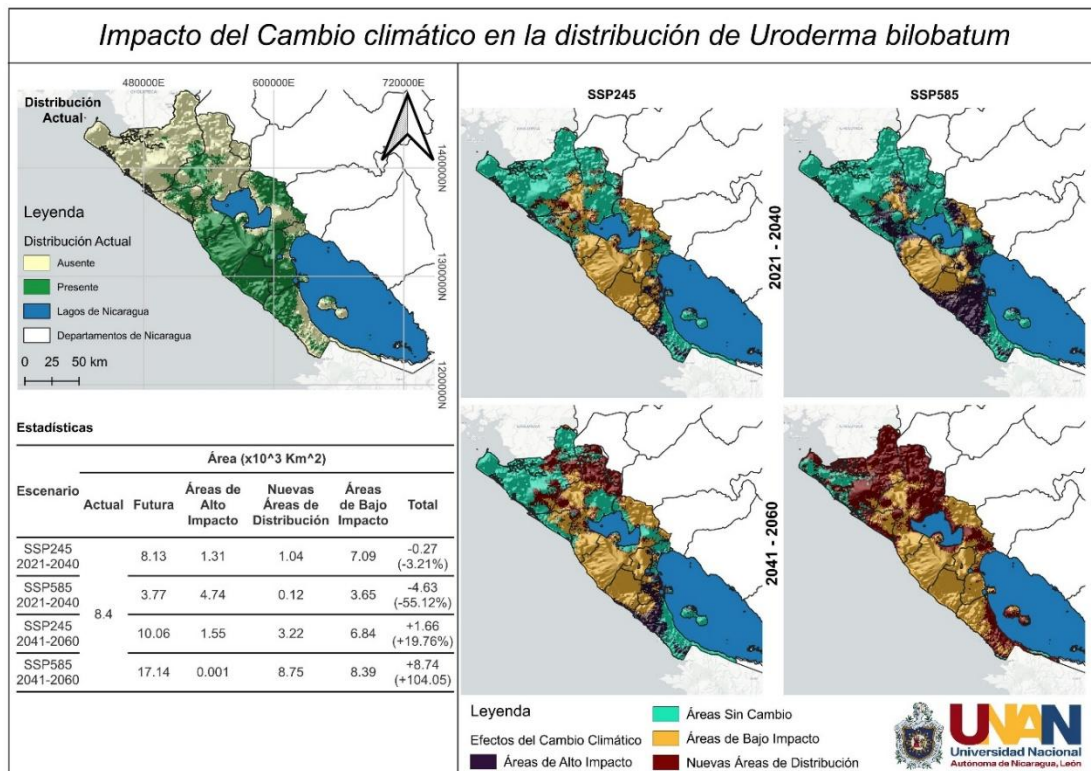


Figura 28. Impacto del cambio climático en la distribución de *Uroderma bilobatum* en Nicaragua bajo los escenarios SSP245 y SSP585 para los periodos 2021-2040 y 2041-2060.

Impacto en capacidad de almacenamiento de carbono.

La tabla 6 presenta las métricas de evaluación del modelo de clasificación de coberturas terrestres para los distintos periodos analizados entre 2023 y 2025. En términos generales, los resultados evidencian una alta capacidad del modelo para identificar correctamente las coberturas dominantes, particularmente el bosque y las áreas de cultivo, mientras que se observaron mayores dificultades en la clasificación de cuerpos de agua y áreas construidas.

Para marzo y septiembre de 2023, el modelo alcanzó una exactitud total de 0.87 y 0.85, respectivamente, mostrando un desempeño consistente en la detección de la cobertura boscosa (F1-Score = 0.95 en ambos casos). No obstante, la clase “cuerpos de agua” no fue reconocida en estos periodos (F1-Score = 0), principalmente esto se debe a que estos valores se están construyendo en base a los puntos de evaluación que se crearon aleatoriamente, y en ninguno de los dos casos los puntos generados tomaron puntos pertenecientes a cuerpos de agua, pese a que en el entrenamiento si se introdujeron datos, y si se creó una clasificación de los cuerpos de agua. Las coberturas de cultivo y suelo desnudo presentaron valores intermedios de desempeño (F1-Score entre 0.29 y 0.51), mientras que el área construida evidenció baja precisión en marzo (0.4) pero una mejora en septiembre (0.67), esto propiamente podría deberse a que en las imágenes satelitales utilizadas, las áreas de cultivo se encontraban desnudas, por lo que hubo una confusión en las firmas espectrales al momento de clasificar estas áreas, sin embargo, esto como tal no afecta la clasificación de los tipos de cobertura del JBA, ya que acá la mayor parte que se observa es cobertura boscosa, la cual fue clasificada correctamente.

En abril de 2024, la exactitud total disminuyó a 0.77, atribuible a una mayor dispersión de errores entre clases, aunque se observó un incremento notable en el reconocimiento de áreas de cultivo (F1-Score = 0.81) y una mejora moderada en la identificación de cuerpos de agua (F1-Score = 0.4). Para octubre de 2024, el modelo recuperó desempeño (exactitud = 0.83), destacándose la mejora en la detección del área construida (F1-Score = 0.75) y del suelo desnudo (F1-Score = 0.76), mientras que el bosque mantuvo una alta estabilidad (F1-Score = 0.96).

Finalmente, en abril de 2025 se alcanzó una exactitud total de 0.86, evidenciando un comportamiento más equilibrado del modelo entre clases. Las coberturas de bosque y cultivo presentaron los mejores indicadores de desempeño (F1-Score = 0.92 y 0.91, respectivamente), mientras que la clase de cuerpos de agua no fue detectada, posiblemente por su baja ocurrencia en la escena analizada. En conjunto, los resultados reflejan una tendencia general de mejora en la precisión del modelo a lo largo del periodo analizado, especialmente en las coberturas con mayor extensión espacial.

El desempeño obtenido fue robusto y comparable a los resultados obtenidos mediante clasificadores de aprendizaje automático como Random Forest (RF construidos específicamente) en estudios de teledetección de ecosistemas tropicales (Rodríguez-Galiano et al., 2012). Concretamente, la clase “Bosque” mantuvo un desempeño excelente, lo cual es crucial dado que esta cobertura es la principal determinante de las estimaciones de biomasa y carbono en el área de estudio (Gülci et al., 2025).

Las discrepancias detectadas, como la dificultad para clasificar los “Cuerpos de Agua” y la confusión espectral entre las categorías “Áreas de Cultivo” y “Suelo Desnudo” (particularmente durante la estación seca) representan limitaciones metodológicas recurrentes en los estudios de teledetección aplicados a los bosques secos tropicales (BST) (Delaney et al., 2025). La marcada estacionalidad de estos ecosistemas genera firmas espectrales similares entre el suelo expuesto, la vegetación seca y los residuos de cultivos, lo que disminuye la precisión en la identificación de clases minoritarias o de transición (Chen et al., 2025). No obstante, la alta precisión obtenida en la clase “Bosque” demuestra la confiabilidad de la base de datos utilizada para la estimación de carbono, variable de principal relevancia ecológica en este estudio.

Tabla 6. Métricas de evaluación del modelo de clasificación de coberturas terrestres por periodo de análisis (2023–2025).

Año	Clase	Precisión	Recall	F1-Score	Soporte
Marzo (2023)	Área construida (1)	0.4	0.27	0.32	15
	Bosque (2)	0.97	0.93	0.95	435
	Cuerpos de agua (3)	0	0	0	0
	Áreas de cultivo (4)	0.43	0.59	0.5	22
	Suelo desnudo y otros (5)	0.56	0.47	0.51	32
	Exactitud total			0.87	504

Septiembre (2023)	Área construida (1)	0.67	0.53	0.59	15
	Bosque (2)	0.96	0.93	0.95	420
	Cuerpos de agua (3)	0	0	0	2
	Áreas de cultivo (4)	0.27	0.3	0.29	23
	Suelo desnudo y otros (5)	0.54	0.49	0.51	39
	Exactitud total			0.85	499
Abril (2024)	Área construida (1)	0.43	0.7	0.53	44
	Bosque (2)	0.95	0.91	0.93	151
	Cuerpos de agua (3)	0.3	0.6	0.4	5
	Áreas de cultivo (4)	0.84	0.78	0.81	161
	Suelo desnudo y otros (5)	0.7	0.62	0.66	141
	Exactitud total			0.77	502
Octubre (2024)	Área construida (1)	0.77	0.73	0.75	51
	Bosque (2)	0.95	0.97	0.96	154
	Cuerpos de agua (3)	0.17	1	0.29	3
	Áreas de cultivo (4)	0.77	0.86	0.81	159
	Suelo desnudo y otros (5)	0.9	0.66	0.76	133
	Exactitud total			0.83	500
Abril (2025)	Área construida (1)	0.67	0.78	0.72	51
	Bosque (2)	0.91	0.92	0.92	128
	Cuerpos de agua (3)	0	0	0	0
	Áreas de cultivo (4)	0.89	0.93	0.91	225
	Suelo desnudo y otros (5)	0.91	0.64	0.75	96
	Exactitud total			0.86	500

La tabla 7 muestra la dinámica temporal de la cobertura forestal y las estimaciones de volumen de madera, biomasa seca, carbono total y CO₂ equivalente en el JBA durante el periodo 2023-2025. En general, los resultados reflejan una tendencia de incremento leve y sostenido en las variables asociadas al almacenamiento de carbono, con ligeras fluctuaciones atribuibles a la estacionalidad y a los procesos de regeneración natural del bosque.

Entre marzo y septiembre de 2023, la cobertura foresta aumentó de 10.14 a 10.29 hectáreas, evidenciando una expansión neta de áreas arboladas posiblemente vinculadas al rebrote de vegetación secundaria durante la temporada lluviosa. Este incremento se reflejó también en la biomasa seca (de 2.51 a 2.55 toneladas) y en el carbono total (de 1.26 a 1.27 toneladas).

Para abril de 2024, se observó el valor más alto registrado en todo el periodo, con 10.82 hectáreas de cobertura forestal y 1.34 toneladas de carbono total, lo que sugiere una fase de recuperación activa de la vegetación. Sin embargo, en octubre de 2024 se registró una leve reducción en todas las métricas (cobertura forestal de 10.32 ha y carbono total de 1.28 t), posiblemente asociadas a procesos de pérdida parcial de follaje.

En abril de 2025, los valores vuelven a incrementarse (10.71 ha y 1.33 t de carbono total), indicando una recuperación del sistema y estabilidad general en la capacidad de captura de carbono del ecosistema. En términos de CO₂ equivalente, las estimaciones oscilaron entre 4.60 y 4.91 toneladas, con una variación total del 6.7% a lo largo del periodo analizado, lo que evidencia una tendencia positiva en la función de regulación climática del bosque del Jardín Botánico.

Tabla 7. Dinámica temporal de la cobertura forestal y estimaciones de biomasa, carbono y CO₂ equivalente del Jardín Botánico Ambiental UNAN-León en el periodo 2023–2025.

Fecha	Cobertura Forestal Total (hectáreas)	Volumen Total de Madera (m ³)	Biomasa Seca (toneladas)	Carbono Total (toneladas)	CO2 Equivalente (toneladas)
mar-23	10.14	5.84	2.51	1.26	4.60
sept-23	10.29	5.92	2.55	1.27	4.67
abr-24	10.82	6.23	2.68	1.34	4.91
oct-24	10.32	5.94	2.56	1.28	4.68
abr-25	10.71	6.17	2.65	1.33	4.86

Los resultados obtenidos a partir del modelo *Random Forest Regresion* (RFR) (tabla 8), muestran un excelente ajuste predictivo, con un coeficiente de determinación ($R^2 = 0.9649$) y un error cuadrático medio ($MSE < 0.01$), lo que indica una alta capacidad del modelo para estimar la variación del carbono en función de los parámetros ecológicos evaluados.

Este resultado se encuentra en el extremo superior del rango de precisión reportado para modelos RFR aplicados a la estimación de biomasa y carbono en bosques tropicales. Mientras que algunos estudios reportan valores de R^2 ajustados alrededor del 0.6 (Rex et al., 2019), otros, que utilizan datos LIDAR o parámetros ecológicos detallados, alcanzan valores igualmente altos de $R^2 > 0.95$ (Mohd et al., 2023). La alta R^2 obtenida

aquí sugiere que la composición funcional de la comunidad de mamíferos, aunque es una variable biológica, está fuertemente correlacionada con las métricas de biomasa presentes en el JBA.

En el escenario base (modelo original), el carbono promedio estimado fue de 4.75 toneladas. La simulación de cambio en la composición funcional que se mostró en la tabla 8 evidencian variaciones leves pero consistentes en la capacidad de almacenamiento de carbono.

En el escenario de duplicación de frugívoros dispersores se presentó un incremento del 1.75% en el carbono promedio (4.833 t), lo que sugiere que la mayor presencia de especies dispersoras podría favorecer procesos de regeneración y, por ende, una mayor acumulación de biomasa.

Esta relación positiva confirma la hipótesis de que el rol ecológico de la dispersión de semillas, dominado en el JBA por murciélagos de los géneros *Artibeus* y *Carollia* (Novoa et al., 2011; Pabón et al., 2020), es un proceso crítico para la persistencia y acumulación de carbono forestal. Investigaciones a gran escala han demostrado que la interrupción de la dispersión animal en bosques tropicales reduce drásticamente su potencial de almacenamiento de carbono, con parcelas afectadas acumulando carbono hasta un 57% menos rápido que aquellas con fauna dispersora saludable (Pabón et al., 2020). Por lo tanto, el incremento simulado de frugívoros favorece la regeneración de especies arbóreas que son pilares estructurales del ecosistema, lo que se traduce directamente en una mayor biomasa aérea y secuestro de CO₂.

Por el contrario, la triplicación de herbívoros generó una reducción del 0.85% (4.71 t), asociada posiblemente a un incremento de la presión de ramoneo sobre la vegetación. Y si se elimina totalmente los herbívoros se podría producir un ligero aumento del 0.57 % (4.77 t), sin embargo, esto podría tener otras complicaciones ambientales ya que se alteraría el equilibrio ecológico que presente este ecosistema. Mientras que la reducción de frugívoros mostró el efecto opuesto, con una disminución del 1.96 % (4.65 t). Finalmente, el escenario mixto, que combinó la duplicación de frugívoros y carnívoros con la eliminación de herbívoros, registró el mayor incremento del carbono, con un 1.85% adicional respecto al modelo base (4.84 t)

El ramoneo y la herbivoría (ejercida en el JBA por especies como *Cuniculus paca* o *Coendou mexicanus*), al consumir plántulas y follaje, causan una pérdida de biomasa que impacta el crecimiento y la supervivencia de las plantas (Ballina et al., 2008). En ecosistemas altamente fragmentados, un aumento en la presión de herbivoría, especialmente por roedores de gran tamaño, puede limitar la regeneración y el reclutamiento de árboles, lo que justifica la disminución de carbono observada en el escenario de triplicación. Los resultados son consistentes con la ecología funcional, confirmando que si bien los frugívoros promueven la acumulación de biomasa, los herbívoros la controlan y limitan (Metcalf et al., 2013).

Tabla 8. Resultados del modelo y simulación de escenarios del cambio en la composición de mamíferos del Jardín Botánico Ambiental UNAN-León.

Escenarios	Descripción	Carbono Promedio (Toneladas)	CO ₂ Equivalente (Toneladas)	Cambio Porcentual	Error Promedio Cuadrado (MSE)	R ²
Modelo Original	Sin modificaciones	1.30	4.75	-		
Frugívoros x2	Duplicación de frugívoros dispersores	1.32	4.833	+ 1.75%		
Herbívoros x3	Triplicación del número de herbívoros	1.28	4.71	- 0.85 %		
Eliminación de herbívoros	Eliminación total de la población de herbívoros	1.307	4.77	+ 0.57 %	<0.01	0.9649
Reducción de frugívoros	Eliminación total de frugívoros	1.27	4.65	- 1.96 %		
Mixto	Duplicación de frugívoros y carnívoros y eliminación de herbívoros	1.324n	4.84	+ 1.85 %		

Conclusión

- Se logró caracterizar la comunidad de mamíferos presentes en el Jardín Botánico Ambiental UNAN – León, obteniendo una riqueza específica de 24 especies, las cuales representan el 92% de la riqueza esperada según las estimaciones, en cuanto a la abundancia, se obtuvo una abundancia total de 282 individuos, de los cuales 215 pertenecieron al orden Chiroptera. En el caso de la diversidad, se obtuvo una diversidad alfa de 2.72 según Shannon-Wiener, una diversidad media alta, el índice de dominancia de Simpson (0.087) indica que la dominancia en el lugar es baja, lo que quiere decir que, no existen especies predominantes dentro de la zona. Sobre el estatus de conservación, se encontraron tres especies de importancia *Artibeus inopinatus* listado como especie de casi amenazada en la Lista Roja de UICN, y las especies *Sphiggurus mexicanus* y *Cuniculus paca* que se encuentran dentro del Apéndice III de CITES, lo que indica la importancia que presenta este sitio para la conservación de mamíferos.
- Se logró analizar el impacto de la comunidad de mamíferos en la capacidad de almacenamiento de carbono del ecosistema del Jardín Botánico Ambiental UNAN-León, los resultados obtenidos demuestran que la comunidad de mamíferos si influye significativamente en la capacidad de almacenamiento de carbono del sitio de estudio, evidenciando que la presencia de frugívoros dispersores favorece la regeneración vegetal y el incremento de biomasa, mientras que el aumento de herbívoros reduce la capacidad de captación de carbono. El modelo de aprendizaje automático aplicado mostró un excelente desempeño predictivo ($R^2 = 0.9649$; $MSE < 0.01$), lo que respalda la validez de las simulaciones realizadas. En conjunto, los resultados resaltan la importancia ecológica de mantener una composición funcional equilibrada en la comunidad de mamíferos, ya que su interacción con la vegetación incide directamente en los procesos de captura de carbono y en la estabilidad climática del ecosistema.
- Usando MaxEnt se logró identificar con claridad el impacto potencial del cambio climático sobre la distribución y composición de la comunidad de mamíferos del Pacífico de Nicaragua. En general, las proyecciones bajo los escenarios de emisiones intermedio (SSP245) y alto (SSP585) evidencian que la mayoría de las

especies experimentarán una posible reducción progresiva en la extensión de su hábitat idóneo, siendo más severas las pérdidas en el escenario de altas emisiones, en donde especies como *Artibeus jamaicensis*, *Dasypus novemcinctus*, *Nyctomys sumichrasti* y *Sylvilagus floridanus* presentan reducciones mayores al 80% hacia el periodo 2041-2060, lo que refleja una alta vulnerabilidad ante los cambios climáticos proyectados. Sin embargo, especies como *Caluromys derbianus*, *Spilogale angustifrons* y *Sturnira parvidens* muestran patrones de aumento bajo escenarios moderados, lo que sugiere una respuesta al cambio climático que depende de su ecología y capacidad adaptativa.

Recomendaciones

1- Manejo y conservación de la comunidad de mamíferos

- Continuar con los programas de monitoreo de mamíferos en el Jardín Botánico Ambiental UNAN-León, priorizando el seguimiento de especies de importancia para la conservación, como *Artibeus inopinatus*, *Sphiggurus mexicanus* y *Cuniculus paca*.
- Mantener la educación ambiental y la capacitación de estudiantes y personal del JBA enfatizando la importancia ecológica de los mamíferos, su rol en la dispersión de semillas y su contribución a la estabilidad del ecosistema.

2- Gestión del almacenamiento de carbono y la vegetación

- Mantener una composición funcional equilibrada de la comunidad de mamíferos, promoviendo la presencia de frugívoros dispersores que favorecen la regeneración vegetal y el incremento de biomasa.

3- Planificación ante el cambio climático

- Considerar los resultados de MaxEnt para diseñar estrategias de conservación adaptativa, identificando especies vulnerables ante escenarios de cambio climático.
- Fomentar la conectividad de hábitats fuera del JBA para permitir el desplazamiento de especies que puedan ampliar su distribución bajo escenarios de cambio climático, garantizando la resiliencia de la comunidad de mamíferos.

4- Estudios futuros

- Se recomienda replicar la metodología utilizada en esta investigación para la comunidad de aves, a fin de evaluar su rol en los procesos ecológicos del JBA y su interacción con la vegetación, la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, incluyendo el almacenamiento de carbono.
- Evaluar la influencia de la diversidad funcional de mamíferos y aves en la resiliencia del ecosistema frente a perturbaciones climáticas o antropogénicas en las inmediaciones.

Referencias Bibliográficas

- Acevedo-Quintero, Juan & Zamora-Abrego, Joan. (2021). Inventario de mamíferos asociados al campus universitario de la Universidad Nacional de Colombia – Sede de La Paz, Cesar. *Mammology Notes*. 7(2). <https://doi.org/10.47603/mano.v7n2.298>
- Aranda, J. M. (2012). Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. México Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). <http://archive.org/details/Manualparaelras00Aran>
- Artavia, E. J., Cubero, O. M., Solano, E., & Rodríguez, M. (2023). Primer registro del murciélago *Artibeus inopinatus* (Chiroptera: Phyllostomidae) en Costa Rica. *UNED Research Journal*, 15(2), e4787. <https://doi.org/10.22458/urj.v15i2.4787>
- Ballina, H. S., Iriarte, S., Orellana, S. & Santiago, L. S. (2008). Crecimiento, supervivencia y herbivoría de plántulas de *Brosimum alicastrum* (Moraceae), una especie del sotobosque neotropical. *Revista Biología Tropical*. 56(4). <https://archivo.revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/download/5779/5520/8072>.
- Beca, G., Valentine, L. E., Galetti, M., & Hobbs, R. J. (2022). Ecosystem roles and conservation status of bioturbator mammals. *Mammal Review*, 52(2), 192–207. <https://doi.org/10.1111/MAM.12269>
- Bell, D. (2023). Urbanization and climate change are putting a squeeze on mammals | Folio. <https://www.ualberta.ca/en/folio/2023/10/urbanization-climate-change-putting-squeeze-on-mammals.html>
- Bello, C., Galetti, M., Pizo, M. A., Magnago, L. F. S., Rocha, M. F., Lima, R. A. F., Peres, C. A., Ovaskainen, O., & Jordano, P. (2015). Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, 1(11). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501105>
- Bernal, C. A. (2010). Metodología de la investigación administración, economía, humanidades y ciencias sociales (Tercera). PEARSON EDUCATION. <https://abacoenred.org/wp-content/uploads/2019/02/El-proyecto-de-investigaci%C3%B3n-F.G.-Arias-2012-pdf.pdf>

- Bracamonte, J. C. (2018). Protocolo de muestreo para la estimación de la diversidad de murciélagos con redes de niebla en estudios de ecología. *Ecología Austral*, 28, 446–454. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.2.0.272>
- Burns, C. E., Johnston, K. M., & Schmitz, O. J. (2003). Global climate change and mammalian species diversity in U.S. national parks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(20), 11474–11477. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1635115100/ASSET/4387EC25-0B53-492C-AFBE-089EFFF8C60A/ASSETS/GRAPHIC/PQ2035115001.JPEG>
- Chen, G., & Sun, W. (2018). The role of botanical gardens in scientific research, conservation, and citizen science. *Plant Diversity*, 40(4), 181. <https://doi.org/10.1016/J.PLD.2018.07.006>
- Chen, S., Wang, W., Xu, W., Wang, Y., Wan, H., Chen, D., Tang, Z., Tang, X., Zhou, G., Xie, Z., Zhou, D., Shangguan, Z., Huang, J., He, J. S., Wang, Y., Sheng, J., Tang, L., Li, X., Dong, M., ... Bai, Y. (2018). Plant diversity enhances productivity and soil carbon storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(16), 4027–4032. https://doi.org/10.1073/PNAS.1700298114/SUPPL_FILE/PNAS.1700298114.SAPP.P.PDF
- Chen, Q., Vaoudour, E., Richer-de-Forges, A. & Arrouays, D. (2025). Spectral indices in remote sensing of soil: definition, popularity, and issues. A critical overview. *Remote Sensing of Environment*. 329. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2025.114918>.
- Clements, G. R., Rayan, D. M., Aziz, S. A., Kawanishi Kae, Traeholt, C., Magintan, D., Yazı, M. F. A., & Tingley, R. (2012). Predicting the distribution of the Asian tapir in Peninsular Malaysia using maximum entropy modeling. *Integrative Zoology*, 7(4), 400–406. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.00314.x>
- Colwell, R. K., Margarita, Daniel, Téllez, B. A. M., & Romero, V. (2022). EstimateS_9.1_Windows. <https://osf.io/su57f/>
- Comer, P. J., Hak, J. C., Reid, M. S., Auer, S. L., Schulz, K. A., Hamilton, H. H., Smyth, R. L., & Kling, M. M. (2019). Habitat Climate Change Vulnerability Index Applied to Major Vegetation Types of the Western Interior United States. *Land* 2019, Vol. 8, Page 108, 8(7), 108. <https://doi.org/10.3390/LAND8070108>

- Crespo, X. L., Monge, L. E., & Sancho, J. (2023). Uso de la Teledetección para Calcular el Carbono Secuestrado por el Bosque Municipal Protegido -Quito. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 7(6), 2333–2346. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i6.8858
- Deb, J. C., Forbes, G., & MacLean, D. A. (2020). Modelling the spatial distribution of selected North American woodland mammals under future climate scenarios. *Mammal Review*, 50(4), 440–452. <https://doi.org/10.1111/mam.12210>
- Delaney, B., Tansey, K. & Whelan, M. (2025). Satellite remote sensing Techniques and Limitations for Identifying Bare Soil. *Remote Sens.* 17(4). <https://doi.org/10.3390/rs17040630>.
- Díaz, V. (2020). Metodología de la investigación científica y bioestadística para profesionales y estudiantes de ciencias de la salud.
- Emmons, L. H., & Feer, F. (1990). Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide. The University of Chicago Press.
- Festa, F., Ancillotto, L., Santini, L., Pacifici, M., Rocha, R., Toshkova, N., Amorim, F., Benítez-López, A., Domer, A., Hamidović, D., Kramer-Schadt, S., Mathews, F., Radchuk, V., Rebelo, H., Ruczynski, I., Solem, E., Tsoar, A., Russo, D., & Razgour, O. (2022). Bat responses to climate change: a systematic review. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 98(1), 19. <https://doi.org/10.1111/BRV.12893>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315.
- Flores, N., & Tolval, K. I. (2009). Diversidad y usos de la fauna silvestre en el parque ecológico municipal Cerro Santa Gallo, Telpaneca, Condega, Nicaragua. Universidad Nacional Agraria.
- Förster, J. (2022). Linkages Between Biodiversity and Climate Change and the Role of Science-Policy-Practice Interfaces for Ensuring Coherent Policies and Actions. https://unfccc.int/sites/default/files/resource/Thematic_Paper_2_Linkages_Between_Biodiversity_and_Climate_Change_and_the_Role_of_Science-Policy-Practice_Interfaces_for_Ensuring_Coherent_Po.pdf

- Goheer, M. A., Hassan, S. S., Gul, K., Waqar, M., & Parveen, N. (2022). GIS-based spatio-temporal assessment of forest cover change and carbon sequestrations of District Abbottabad, Pakistan. *Journal of Water and Climate Change*, 13(8), 2962–2971. <https://doi.org/10.2166/wcc.2022.095>
- Gratani, L., Catoni, R., Tarquini, F., Gratani, L., Catoni, R., & Tarquini, F. (2019). Carbon Dioxide Sequestration Capability of the Botanical Garden of Rome: Environmental and Economic Benefits. *American Journal of Plant Sciences*, 10(8), 1249–1260. <https://doi.org/10.4236/AJPS.2019.108090>
- Gu, F., Zhang, Y., Huang, M., Yu, L., Yan, H., Guo, R., Zhang, L., Zhong, X., & Yan, C. (2021). Climate-induced increase in terrestrial carbon storage in the Yangtze River Economic Belt. *Ecology and Evolution*, 11(12), 7211. <https://doi.org/10.1002/ECE3.7414>
- Gülci, Sercan., Michael, Wing. & Akay, Abdullah. (2025). Land Use ad Land Cover (LULC) Mapping Accuracy Using Single-Date Sentinel-2 MSI Imagery with Random Forest and Classification and Regression Tree Classifiers. *Geomatics*. 5(3). <https://doi.org/10.3390/geomatics5030029>
- Gutiérrez-Cruz, S., Malpartida, N., Roth, B. N., & Céspedes-Hocstätter, V. (2021). Registros ocasionales de mamíferos medianos y grandes en el Jardín Botánico Municipal de Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. *Kempffiana*, 17(1), 93–100. https://www.researchgate.net/profile/Sebastian-Gutierrez-Cruz-2/publication/353934173_registros_ocasionales_de_mamiferos_medianos_y_grandes_en_el_jardin_botanico_municipal_de_santa_cruz_de_la_sierra_bolivia/links/611a9f2a0c2bfa282a4c00fd/registros-ocasionales-de-mamiferos-medianos-y-grandes-en-el-jardin-botanico-municipal-de-santa-cruz-de-la-sierra-bolivia.pdf
- Haight, J. D., Hall, S. J., Fidino, M., Adalsteinsson, S. A., Ahlers, A. A., Angstmann, J., Anthonyamy, W. J. B., Biro, E., Collins, M. K., Dugelby, B., Gallo, T., Green, A. M., Hartley, L., Jordan, M. J., Kay, C. A. M., Lehrer, E. W., Long, R. A., MacDougall, B., Magle, S. B., ... Lewis, J. S. (2023). Urbanization, climate and species traits shape mammal communities from local to continental scales. *Nature Ecology and Evolution*, 7(10), 1654–1666. <https://doi.org/10.1038/S41559-023-02166-X>,

- Hernandez, P. A., Graham, C. H., Master, L. L., & Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29(5), 773–785. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x>
- Hernández-Sampieri, R., Fernández, C., & Baptista-Lucio, M. del P. (2014). Metodología de la investigación (6ta ed.). McGraw-Hill. https://apiperiodico.jalisco.gob.mx/api/sites/periodicooficial.jalisco.gob.mx/files/metodologia_de_la_investigacion_-_roberto_hernandez_sampieri.pdf
- Hillsdon, M. (2022). Animating the Carbon Cycle: Earth's animals vital allies in CO2 storage. <https://news.mongabay.com/2022/12/animating-the-carbon-cycle-earths-animals-vital-allies-in-co2-storage/>
- Holrick, C. (2024). How Does Megafauna Contribute to Carbon Balance? <https://earth.org/reviving-giants-examining-megafaunas-role-in-biodiversity-and-carbon-balance/>
- Hultine, K. R., Majure, L. C., Nixon, V. S., Arias, S., Búrquez, A., Goettsch, B., Puente-Martinez, R., & Zavala-Hurtado, J. A. (2016). The Role of Botanical Gardens in the Conservation of Cactaceae. *BioScience*, 66(12), 1057–1065. <https://doi.org/10.1093/BIOSCI/BIW128>
- IPCC. (n.d.). IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. Retrieved March 30, 2025, from <https://archive.ipcc.ch/ipccreports/tar/wg3/index.php?idp=158>
- JAM. (2015). Especialistas en mastozoología se reunirán en la UNL. https://www.unl.edu.ar/noticias/news/view/especialistas_en_mastozoolog%C3%A1Da_se_reunir%C3%A1n_en_la_unl
- Jiang, F., Deng, M., Tang, J., Fu, L., & Sun, H. (2022). Integrating spaceborne LiDAR and Sentinel-2 images to estimate forest aboveground biomass in Northern China. *Carbon Balance and Management*, 17(1), 1–13. <https://doi.org/10.1186/S13021-022-00212-Y/FIGURES/10>
- Jiménez, M. Á., & Méndez, J. (2021). Distribución actual y potencial de *Pinus engelmannii* Carrière bajo escenarios de cambio climático. *Madera y Bosques*, 27(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2732117>

- Khan, A., Qurat-Ul-Ain, & Hassan, M. (2024). wildlife under climate change, a systematic review of impacts. *international Journal of Contemporaru Issues in Social Sciences*, 3(1).
https://www.researchgate.net/publication/381313792_wildlife_under_climate_change_a_systematic_review_of_impacts
- Kurtz, B. C., de Almeida, T. M. H., Coelho, M. A. N., Deccache, L. S. J., Tortorelli, R. M., Gonzaga, D. R., Madureira, L. K., Guedes-Oliveira, R., Barros, C. F., & de Siqueira, M. F. (2024). Quantifying the Carbon Stocks in Urban Trees: The Rio de Janeiro Botanical Garden as an Important Tropical Carbon Sink. *Journal of Zoological and Botanical Gardens*, 5(4), 579–589. <https://doi.org/10.3390/JZBG5040039/S1>
- Leal-Nares, Ó., Mendoza, M. E., Pérez-Salicrup, D., Geneletti, D., López-Granados, E., & Carranza, E. (2012). Distribución potencial del *Pinus martinezii*: Un modelo espacial basado en conocimiento ecológico y análisis multicriterio. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(4), 1152–1170. <https://doi.org/10.7550/rmb.27199>
- Leman, J. (2017). Mammal diversity may increase carbon storage in rainforests. <https://news.mongabay.com/2017/12/mammal-diversity-may-increase-carbon-storage-in-rainforests/>
- Lettrich, M. D., Asaro, M. J., Borggaard, D. L., Dick, D. M., Griffis, R. B., Litz, J. A., Orphanides, C. D., Palka, D. L., Pendleton, D. E., & Soldevilla, M. S. (2019). A method for assessing the vulnerability of marine mammals to a changing climate. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/29979>
- Losada, M., Sobral, M., Silvius, K. M., Varela, S., Martínez Cortizas, A. M., & Fragoso, J. M. V. (2023). Mammal traits and soil biogeochemistry: Functional diversity relates to composition of soil organic matter. *Ecology and Evolution*, 13(8), e10392. <https://doi.org/10.1002/ECE3.10392>
- Lovegrove, B. G., Canale, C., Levesque, D., Fluch, G., Řeháková-Petrů, M., & Ruf, T. (2014). Are Tropical Small Mammals Physiologically Vulnerable to Arrhenius Effects and Climate Change?*, 87(1), 30–45. <https://doi.org/10.1086/673313>.
- Marquez, L., Ramirez, K., & McLaren, J. (2023). Quantifying the Influence of Small Mammals on Microbial Community Diversity and Functional Changes of

- Biogeochemical Processes in Arctic Soils. AGU.
<https://agu.confex.com/agu/fm23/meetingapp.cgi/Paper/1237537>
- Martin-Regalado, C., & Briones-Salas, M. (2024). Rasgos funcionales para mamíferos terrestres del sur de México. *Caldasia*, 46(3).
<https://doi.org/10.15446/caldasia.v46n3.107650>
- Medina-Fitoria, A. (2014). Murciélagos de Nicaragua, guía de campo. Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales de Nicaragua (MARENA - Nicaragua).
- Medina-Fitoria, A., Harvey, C. A., Sánchez-Merlos, D., Vilchez, S., & Hernández, B. (2004). Diversidad y composición de chiropteros en un paisaje fragmentado en un bosque seco en Rivas, Nicaragua. *Revista Académica de La Universidad Centroamericana*, 68(68).
- Medina-Fitoria, A., Martínez-Fonseca, J., Saldaña, O., Aguirre, Y., & Jordan, C. (2018). Libro Rojo de los mamíferos de Nicaragua. *Revista Nicaragüense de Biodiversidad*, 30.
- Medina-Fitoria, Arnulfo., Ávila-Palma, Hefer., Martínez, Marcio., Ordoñez-Mazier, Diego., & Turcios-Casco, Manfredo. (2020). Los murciélagos (Chiroptera) del Caribe de Honduras y Nicaragua: una comparación sobre su diversidad en cinco diferentes coberturas vegetales. *Neotropical Biodiversity*. 6(1).
<https://doi.org/10.1080/23766808.2020.1804748>
- Medina-Fitoria, A., Miller, B., Medina, E., Fonseca, K., Torrez, K. S., Coleman, E., Núñez, G., Argeñal, T., Garmendia, G., & Castro, M. (2022). Caracterización Mastozoológica de la Reserva Ecológica el Bajo, El Crucero, Managua, Nicaragua. *Revista Nicaragüense de Biodiversidad*, 75. <http://www.bionica.info/RevNicaBiodiv/75-Mamiferos-El-Bajo.pdf>
- Medina-Fitoria, A., Saldaña, O., Martínez, J. G., Aguirre, Y., Silva, W., Chávez, M., Salazar, M., Carballo, N., Jarquín, O., González, R. A., Díaz, L., Chambers, C., Reid, F., Mies, R., Williams, K., Zolotoff, J. M., Molina, C., Pérez, T., Rodríguez, J., ... Pérez, J. (2015). Nuevos reportes sobre los murciélagos (mammalia: Chiroptera) de Nicaragua, América Central, con la adición de siete nuevos registros de especies. *Mastozoología neotropical*, 22(1), 43–54.

- Méndez-Encina, F. M., Méndez-González, J., Mendieta-Oviedo, R., López-Díaz, J. Ó. M., & Nájera-Luna, J. A. (2021). Ecological Niches and Suitability Areas of Three Host Pine Species of Bark Beetle *Dendroctonus mexicanus* Hopkins. *Forests*, 12(4), 385. <https://doi.org/10.3390/f12040385>
- Metcalfe, D. B., Asner, G. P., Martin, R. E., Silva Espejo, J. E., Huasco, W. H., Farfán Amézquita, F. F., Carranza-Jimenez, L., Galiano Cabrera, D. F., Baca, L. D., Sinca, F., Huaraca Quispe, L. P., Taype, I. A., Mora, L. E., Dávila, A. R., Solórzano, M. M., Puma Vilca, B. L., Laupa Román, J. M., Guerra Bustios, P. C., Revilla, N. S., Tupayachi, R., Girardin, C. A., Doughty, C. E., & Malhi, Y. (2014). Herbivory makes major contributions to ecosystem carbon and nutrient cycling in tropical forests. *Ecology Letters*, 17(3), 324–332. <https://doi.org/10.1111/ele.12233>
- Mezhua-Velázquez, M. J., Serna-Lagunes, R., Torres-Cantú, G. B., Pérez-Gracida, L. D., Salazar-Ortiz, J., Mora-Collado, N., Mezhua-Velázquez, M. J., Serna-Lagunes, R., Torres-Cantú, G. B., Pérez-Gracida, L. D., Salazar-Ortiz, J., & Mora-Collado, N. (2022). Diversidad de mamíferos medianos y grandes del Ejido Zomajapa, Zongolica, Veracruz, México: implicaciones de manejo. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 9(2). <https://doi.org/10.19136/ERA.A9N2.3316>
- Zulkiflee, N. I. M., Zaki, N. A. M., Razak, T. R., Omar, H., Tajudin, S., Narashid, R. H., Suratman, M. N., & Latif, Z. A. (2023). *Machine learning prediction of tropical forest aboveground biomass estimation. Journal of Sustainability Science and Management*, 18(12), 95–110. Universiti Teknologi MARA. <http://doi.org/10.46754/jssm.2023.12.009>.
- Monzón, J., Moyer-Horner, L., & Palamar, M. B. (2011). Climate Change and Species Range Dynamics in Protected Areas. *BioScience*, 61(10), 752–761. <https://doi.org/10.1525/BIO.2011.61.10.5>
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad (Vol. 1).
- Novoa, Sidney., Cadenillas, Richard., & Pacheco, Victor. (2011). Dispersión de semillas por murciélagos frugívoros en bosques del Parque Nacional Cerros de Amotape, Tumbes, Perú. *Mastozoología Neotropical*. 18(1), 81-93. https://museohn.unmsm.edu.pe/docs/pub_masto/Novoa_et_al_2011_Seed_bats_Tumbes.pdf.

- Ortíz-Yusty, C., Restrepo, A., & Páez, V. P. (2014). Distribución Potencial De Podocnemis Lewyana (Reptilia:Podocnemididae) Y Su Posible Fluctuación Bajo Escenarios De Cambio Climático Global. *Acta Biológica Colombiana*, 19(3), 471–481. <https://doi.org/10.15446/abc.v19n3.40909>
- Pabón, Friedman. & Acevedo, Aldemar. (2020). Differences in body mass among frugivorous bats *Artibeus lituratus* and *Carollia perspicillata* (Chiroptera: Pyllostomidae) from an urban and peri-urban área of Cúcuta, Colombia. *Mammology notes*. 6(2). <https://doi.org/10.47603/mano.v6n2.163>
- Pacifici, M., Foden, W. B., Visconti, P., Watson, J. E. M., Butchart, S. H. M., Kovacs, K. M., Scheffers, B. R., Hole, D. G., Martin, T. G., Akçakaya, H. R., Corlett, R. T., Huntley, B., Bickford, D., Carr, J. A., Hoffmann, A. A., Midgley, G. F., Pearce-Kelly, P., Pearson, R. G., Williams, S. E., ... Rondinini, C. (2015). Assessing species vulnerability to climate change. *Nature Climate Change*, 5(3), 215–225. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE2448>
- Perea-Ardila, M. A., Andrade-Castañeda, H. J., & Segura-Madrigal, M. A. (2021). Estimación de Biomasa Aérea y Carbono con Teledetección en Bosques Altoandinos de Boyacá, Colombia. Estudio de caso: Santuario de Fauna y Flora Iguaque. *Revista Cartográfica*, 102, 91–123. <https://doi.org/10.35424/rcarto.i102.821>
- Plasencia-Vázquez, A. H., Escalona-Segura, G., & Esparza-Olguín, L. G. (2014). Modelación de la distribución geográfica potencial de dos especies de Psitácidos neotropicales utilizando variables climáticas y topográficas. *Acta Zoológica Mexicana*, 30(3), 471–490.
- Pfeiffer, M. B., Blackwell, B. F., & DeVault, T. L. (2018). Quantification of avian hazards to military aircraft and implications for wildlife management. *PLOS ONE*, 13(11), e0206599. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0206599>
- Quiñónez, M. J. (2017). Diversidad y estado de conservación de murciélagos (mammalia: Chiroptera) en el Bosque Protector Cerro El Paraíso (Guayas-Ecuador) de mayo 2016 a junio 2017. <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/21087>
- Ratnayake, R. R., Chamari, D., Ekanayake, S., Rajapaksha, K., Karunaratne, S. B., & Wasantha Kumara, K. L. (2020). Impact of the establishment of a botanical garden

- on soil carbon sequestration and nutrient availability in tropical soils. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 66(7), 1015–1026. <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1651449>
- Ritzel, K., & Gallo, T. (2020). Behavior Change in Urban Mammals: A Systematic Review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 576665. <https://doi.org/10.3389/FEVO.2020.576665/BIBTEX>
- Rivera, C. G., Funes-Hernández, K. T., Merino-Villalta, J. F., & Beltrán-Sánchez, A. V. (2021). Guía para el modelo de distribución de especies por Máxima Entropía, estudio de caso de la “lora nuca amarilla” *Amazona auropalliata* en El Salvador. *Revista Minerva*, 4(2), Article 2. <https://doi.org/10.5377/revminerva.v4i2.12402>
- Rodriguez-Galiano, V. F., Ghimire, B., Rogan, J., Chica-Olmo, J., & Rigol-Sanchez, J. P. (2012). An assesment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 67, 93-104. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2011.11.002>
- Romero-Almaraz, M. de L., Sánchez-Hernández, C., García-Estrada, C., & D. Owen, R. (2007). Mamíferos pequeños. Manual de técnicas de captura, preparación, preservación y estudio. 1–202. <http://www.librosoa.unam.mx/handle/123456789/244>
- Salazar-Ortiz, J., Barrera-Perales, M., Ramírez-Ramírez, G., & Serna-Lagunes, R. (2020). Diversidad de mamíferos del municipio de Tequila, Veracruz, México. *Abanico Veterinario*, 10. <https://doi.org/10.21929/abavet2020.30>
- Sánchez, F., Sánchez-Palomino, P., & Cadena, A. (2004). INVENTARIO DE MAMÍFEROS EN UN BOSQUE DE LOS ANDES CENTRALES DE COLOMBIA / Mammal survey in a Central Andes forest in Colombia. *Caldasia*, 26(1), 291–309. <https://www.jstor.org/stable/23641800>
- Sánchez-Cordero, V., Botello, F., Flores-Martínez, J. J., Gómez-Rodríguez, R. A., Guevara, L., Gutiérrez-Granados, G., & Rodríguez-Moreno, Á. (2014). Biodiversidad de Chordata (Mammalia) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 496–504. <https://doi.org/10.7550/rmb.31688>
- Santos-Moreno, Antonio., Aldape-López, César., Benítez-Díaz, César. & Martínez-Coronel, Matías. (2016). Ampliación del límite superior de distribución altitudinal

- de tres especies de mamíferos en Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 87. 267-269. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2015.09.017>
- Schmitz, O. J., & Sylvén, M. (2023). Animating the Carbon Cycle: How Wildlife Conservation Can Be a Key to Mitigate Climate Change. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 65(3), 5–17. <https://doi.org/10.1080/00139157.2023.2180269>
- Schmitz, O. J., Wilmers, C. C., Leroux, S. J., Doughty, C. E., Atwood, T. B., Galetti, M., Davies, A. B., & Goetz, S. J. (2018). Animals and the zoogeochemistry of the carbon cycle. *Science*. OrgOJ Schmitz, CC Wilmers, SJ Leroux, CE Doughty, TB Atwood, M Galetti, AB DaviesScience, 2018. science.Org, 362(6419). <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAR3213>
- Scheldeman, X., Zonneveld, M. van, & International, B. (2011). *Manual de capacitación en análisis espacial de diversidad y distribución de plantas*. <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/104630>
- Schondube, J. E. (2020). *Desarrollo de modelos fisiológicos para predecir la distribución geográfica de murciélagos filostómidos y colibríes* [Informe final SNIB-CONABIO, Proyecto No. JM056]. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad.<http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfJM056.pdf>
- Simijaca, L. F. (2016). Composición y estructura de la comunidad de mamíferos medianos y grandes en un paisaje palmero de los llanos de Casanare, Colombia. *Biología*. <https://ciencia.lasalle.edu.co/biologia/10>
- Stockwell, D. R. B., & Peterson, A. T. (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling*, 148(1), 1–13. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00388-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00388-X)
- Thapa, A., Wu, R., Hu, Y., Nie, Y., Singh, P. B., Khatiwada, J. R., Yan, L., Gu, X., & Wei, F. (2018). Predicting the potential distribution of the endangered red panda across its entire range using MaxEnt modeling. *Ecology and Evolution*, 8(21), 10542–10554. <https://doi.org/10.1002/ece3.4526>

- Timm, R., Laval, R., & Herrera, B. (1999). Clave de campo para los murciélagos de Costa Rica. Brenesia, 52.
- Urquizo, J. H., Bracamonte, J. C., & Vaira, M. (2018). Diversidad De Murciélagos En Ambientes Ribereños De La Selva Pedemontana De Las Yungas De Jujuy, Argentina. Mastozoología Neotropical, 25(2), 439–453. <https://www.redalyc.org/journal/457/45760865015/html/>
- U.S. Geological Survey. (n.d.). What is carbon sequestration? Retrieved May 1, 2025, from <https://www.usgs.gov/faqs/what-carbon-sequestration>
- Wang, L., Zhou, X., Zhu, X., Dong, Z., & Guo, W. (2016). Estimation of biomass in wheat using random forest regression algorithm and remote sensing data. The Crop Journal, 4(3), 212–219. <https://doi.org/10.1016/J.CJ.2016.01.008>
- Xu, S., Eisenhauer, N., Ferlian, O., Zhang, J., Zhou, G., Lu, X., Liu, C., & Zhang, D. (2020). Species richness promotes ecosystem carbon storage: evidence from biodiversity-ecosystem functioning experiments. Proceedings of the Royal Society B, 287(1939). <https://doi.org/10.1098/RSPB.2020.2063>

Anexos

Anexo A. Especies de mamíferos encontrados en el Jardín Botánico Ambiental UNAN-León.



Anexo 1. *Didelphis virginiana* (Zarigüeya de virginia)



Anexo 2. *Spilogale angustifrons* (Zorrillo moteado)



Anexo 3. *Phillander opossum*



Anexo 4. *Cuniculus paca* (Guardatinaja)



Anexo 5. *Dasypus novemcinctus* (Cuzuco)



Anexo 6. *Saccopteryx bilineata*



Anexo 7. *Carollia perspicilata*



Anexo 8. *Platyrrhinus hellerii*



Anexo 9. *Caluromys derbianus*



Anexo 10. *Carollia subrufa*



Anexo 11. *Myotis nigricans*

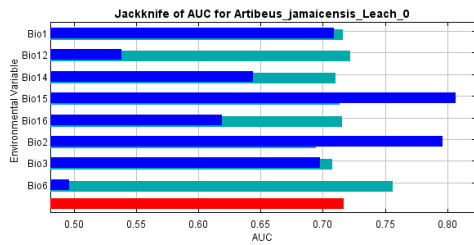


Anexo 12. *Artibeus lituratus*

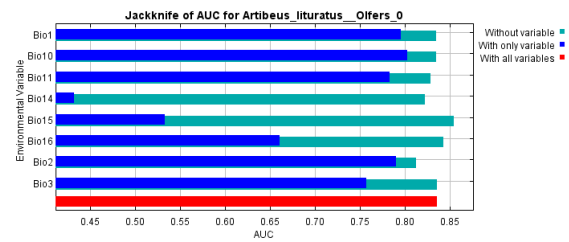


Anexo 13. *Sturnira parvidens*

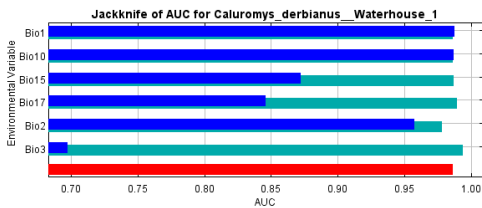
Anexo B. Importancia de las variables climáticas utilizadas para la construcción de modelos por especie.



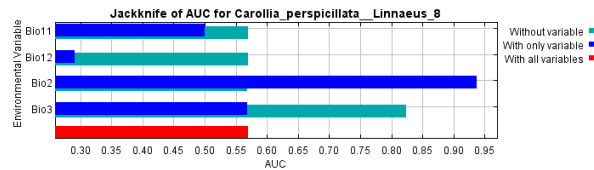
Anexo 14. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Artibeus jamaicensis* (Jackknife AUC)



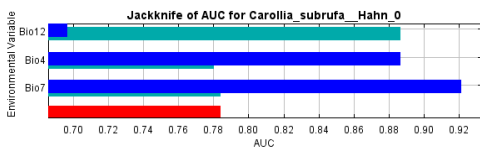
Anexo 15. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Artibeus lituratus* (Jackknife AUC)



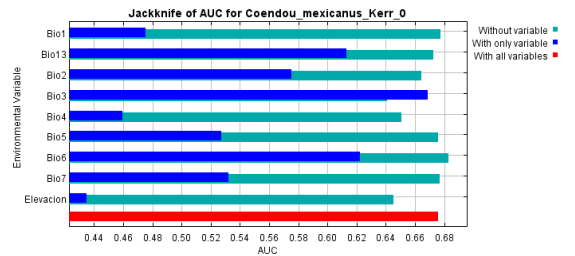
Anexo 16. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Caluromys derbianus* (Jackknife AUC)



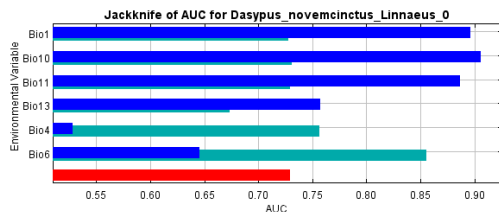
Anexo 17. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Carollia perspicillata* (Jackknife AUC)



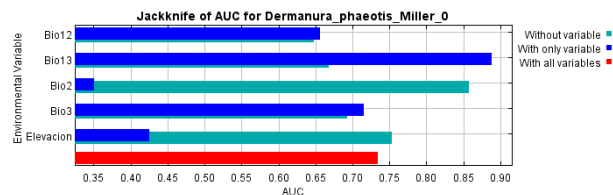
Anexo 18. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Carollia subrufa* (Jackknife AUC)



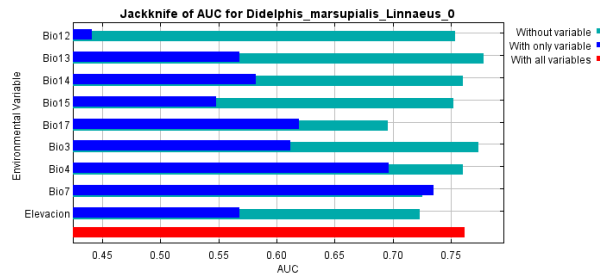
Anexo 19. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Coendou mexicanus* (Jackknife AUC)



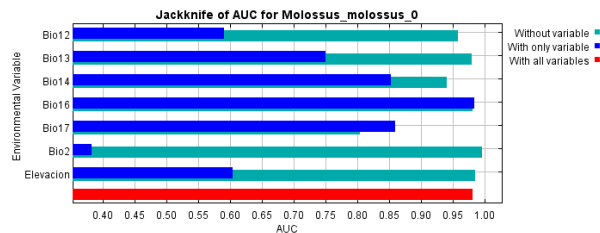
Anexo 20. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Dasypus novemcinctus* (Jackknife AUC)



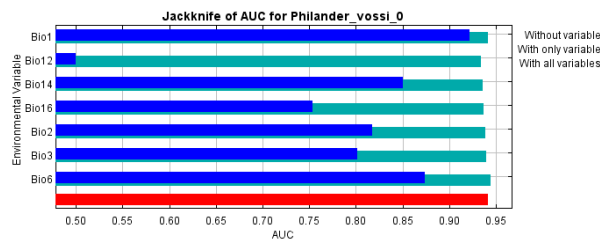
Anexo 21. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Dermanura phaeotis* (Jackknife AUC)



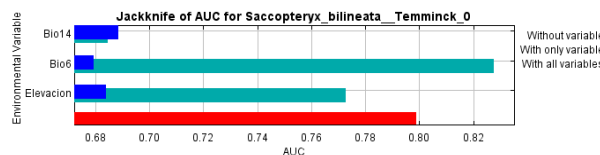
Anexo 22. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Didelphis marsupialis* (Jackknife AUC)



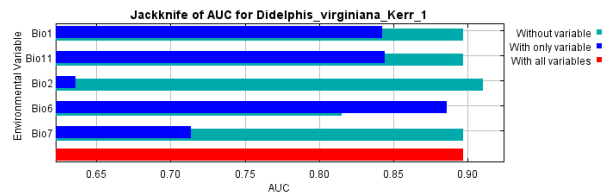
Anexo 24. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Molossus molossus* (Jackknife AUC)



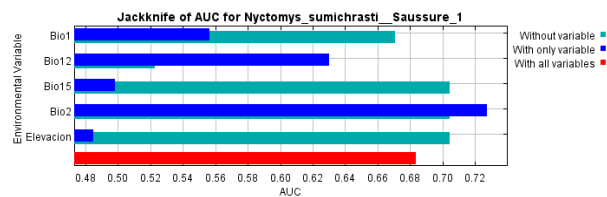
Anexo 26. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Philander opossum* (Jackknife AUC)



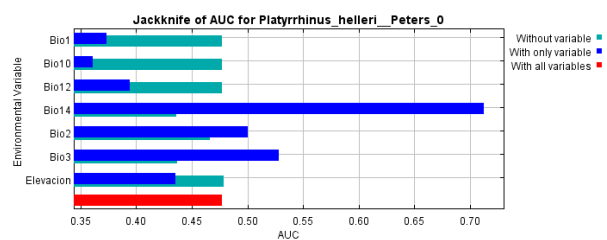
Anexo 28. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Saccopteryx billineata* (Jackknife AUC)



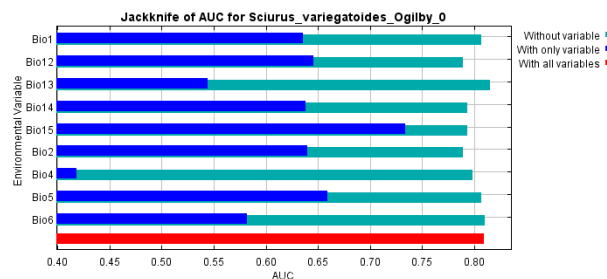
Anexo 23. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Didelphis virginiana* (Jackknife AUC)



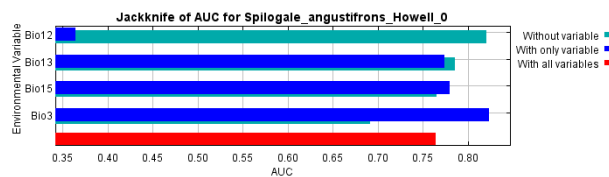
Anexo 25. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Nyctomys sumichrasti* (Jackknife AUC)



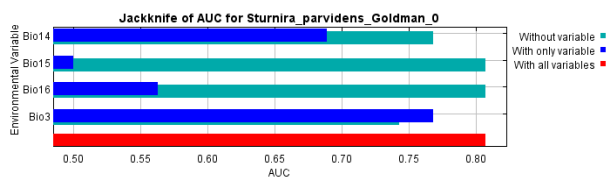
Anexo 27. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Platyrrhinus helleri* (Jackknife AUC)



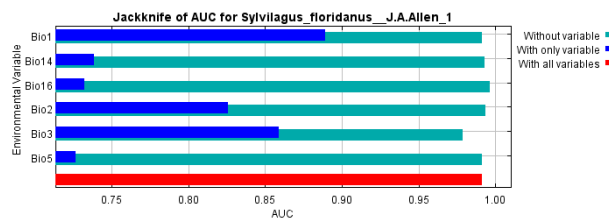
Anexo 29. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Sciurus variegatoides* (Jackknife AUC)



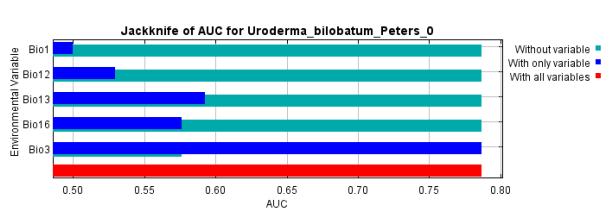
Anexo 30. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Spilogale angustifrons* (Jackknife AUC)



Anexo 31. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Sturnira parvidens* (Jackknife AUC)



Anexo 32. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Sylvilagus floridanus* (Jackknife AUC)



Anexo 33. Importancia relativa de variables ambientales en el modelo de distribución de *Uroderma bilobatum* (Jackknife AUC)