



Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Universidad Nacional de San Juan

Universidad Nacional de San Juan

Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

Departamento de Biología

Licenciatura en Biología

Tesis de grado “*IMPACTO DE LOS USOS Y COBERTURA DEL SUELO
EN LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LAS AVES EN EL VALLE DE
TULUM Y SUS ALREDEDORES*”

Realizada por:

Carricondo Villavicencio Romina Belén

Asesora: Dra. Fernández Maldonado Viviana N.

Co-asesora: Dra. Marinero Nancy Verónica

San Juan, Argentina

2026

Evaluación del Trabajo Final de Licenciatura

Lugar y Fecha:

Calificación:.....

Miembros del Jurado Evaluador

.....

AGRADECIMIENTOS

La realización de esta tesina no solo es fruto del esfuerzo personal, sino también el resultado del acompañamiento, la orientación y el apoyo de numerosas personas a quienes deseo agradecer.

A mi asesora de tesis, Dra. Viviana Fernández y co-asesora, Verónica Marinero, por sus consejos y su guía constante, su paciencia y dedicación a lo largo de toda la tesis. Han hecho que esta última etapa de la carrera sea más placentera y esté llena de aprendizajes, por lo cual siempre les estaré agradecida.

A quienes me acompañaron durante el muestreo en el campo: mi asesora y co-asesora, mi mamá y abuela, Julián Moreno y Cristian Damiani. Su colaboración y disposición hicieron posible la recolección de los datos de mi tesina.

A mi mamá y a mi abuela, gracias por su apoyo incondicional, acompañarme en cada momento a lo largo de la carrera y ayudarme con aquellas materias que no entendía. Gracias por estar siempre presente abrazándome en los momentos de angustia y festejando cada logro conmigo. Ellas fueron el pilar fundamental de todo este camino; este logro es también reflejo de su amor y apoyo incondicional.

A mi primo Emiliano Castro, por acompañarme, guiarme y aconsejarme desde el comienzo de la carrera. Su apoyo constante y confianza fueron fundamentales en cada paso de esta etapa.

A mi papá por estar siempre atento a los resultados de mis estudios.

A mis compañeros por cada momento compartido, tardes de estudio y viajes.

A todos los profesores de la carrera, por su dedicación, orientación y acompañamiento fueron fundamentales no solo en mi desarrollo profesional, sino también en mi crecimiento personal. Gracias por inspirar el pensamiento crítico, fomentar la curiosidad y transmitir la pasión por la biología.

Índice de contenido

RESUMEN	8
1. INTRODUCCIÓN.....	10
1.1. Importancia ecológica de las aves como bioindicadores.....	10
1.2. Efectos del LULC a escala de paisaje	11
1.3. Factores a escala local que modulan los ensambles de aves	13
1.4. Los ecosistemas áridos y semiáridos	15
2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	16
2.1. Objetivo general.....	16
2.1.1. Objetivos específicos.....	16
2.2. Hipótesis marco	16
2.2.1. Hipótesis específicas	17
3. MATERIALES Y MÉTODOS	17
3.1. Área de estudio	17
3.2. Contexto socioambiental del Valle de Tulum, Ullúm y Zonda	18
3.3. Clasificación y obtención de mapa de LULC.....	19
3.4. Diseño de muestreo para el conteo de aves.....	21
3.5. Variables antrópicas, climáticas y estructurales del paisaje.....	22
3.6. Estructura y Composición de la comunidad de aves	22
3.7. Análisis estadísticos	24
3.7.1. Objetivos 1: Describir la estructura y composición del ensamble de aves en las diferentes LULC.	24
3.7.2. Objetivo 2: Determinar la relación entre la diversidad de aves y las variables antrópicas, climáticas y estructurales del paisaje, y en los diferentes LULC.	25
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	26
4.1 Objetivo 1: Estructura y composición del ensamble de aves según LULC.....	26
4.1.1. Riqueza, abundancia y diversidad.....	26
4.1.2. Estructura y similitud del ensamble de aves según LULC y estatus de residencia	33
4.1.3. Gremios tróficos.....	36
4.2. Objetivo 2: Impacto de las variables antrópicas en el ensamble de aves	38
4.2.1. Riqueza de especies	38
4.3.2. Índice de diversidad	39

4.3.3. Abundancia de aves	41
4.3 Objetivo 2: Influencia de las variables climáticas y estructurales del paisaje en las comunidades de aves.	43
5. CONCLUSIONES	47
5.1. Sugerencias y Recomendaciones	48
6. APÉNDICES	50
7. BIBLIOGRAFÍA.....	53

Índice de figuras

FIGURA 1. ÁREA DE ESTUDIO: VALLE DE TULUM, ULLÚM Y ZONDA, PROVINCIA DE SAN JUAN, ARGENTINA.	19
FIGURA 2. DISTINTOS LULC ANALIZADOS: A) URBANA, B) RURAL Y C) MONTE.....	21
FIGURA 3. CURVAS DE COMPLETITUD DEL MUESTREO PARA LOS DISTINTOS LULC (MONTE, RURAL Y URBANA), LA LÍNEA CONTINUA INDICA LA CURVA DE RAREFACCIÓN Y LA LÍNEA DISCONTINUA LA EXTRAPOLACIÓN.	27
FIGURA 4. RIQUEZA DE ESPECIES DE AVES ENCONTRADAS POR LULC DURANTE LAS ESTACIONES SECA Y HÚMEDA.	28
FIGURA 5. VALORES PROMEDIO DEL ÍNDICE DE SHANNON PARA LOS DIFERENTES LULC DURANTE LAS ESTACIONES SECA Y HÚMEDA.	29
FIGURA 6. CURVAS DE ACUMULACIÓN Y ESTIMACIÓN DE LA RIQUEZA DE ESPECIES EN FUNCIÓN DEL ESFUERZO DE MUESTREO PARA LOS DIFERENTES LULC.	30
FIGURA 7. CURVA RANGO-ABUNDANCIA PARA LOS LULC MONTE, RURAL Y URBANA EN LA ESTACIÓN HÚMEDA.....	32
FIGURA 8. CURVA RANGO-ABUNDANCIA PARA LOS LULC MONTE, RURAL Y URBANA EN LA ESTACIÓN SECA.	33
FIGURA 9. ESTATOS DE RESIDENCIA DE LAS AVES EN LOS LULC URBANA, MONTE Y RURAL.....	34
FIGURA 10. GREMIOS TRÓFICOS DE LA AVIFAUNA PARA LULC EN LA ESTACIÓN HÚMEDA.....	37
FIGURA 11. GREMIOS TRÓFICOS DE LA AVIFAUNA PARA LULC EN LA ESTACIÓN SECA.	38
FIGURA 12. MODELO LINEAL DE LA INFLUENCIA DEL PROMEDIO DE RUIDO MÁXIMO SOBRE LA RIQUEZA DE ESPECIES PARA EL LULC URBANA.	39
FIGURA 13. MODELO DE LA INFLUENCIA DEL PROMEDIO MÁXIMO DE RUIDO EN LA DIVERSIDAD DE AVES PARA EL LULC URBANA.....	40
FIGURA 14. MODELO DE LA INFLUENCIA DEL PROMEDIO DE RUIDO MÁXIMO (A) Y ESTACIÓN (B) EN LA DIVERSIDAD DE AVES PARA EL LULC DE MONTE.....	41
FIGURA 15. MODELO DE LA INFLUENCIA DEL PROMEDIO DE RUIDO MÁXIMO (A), ESTACIÓN (B) Y NÚMERO DE PEATONES (C) EN LA ABUNDANCIA ABSOLUTA DE AVES PARA EL LULC URBANA.....	42
FIGURA 16. MODELO DE LA INFLUENCIA DEL PROMEDIO DE RUIDO MÍNIMO EN LA ABUNDANCIA ABSOLUTA DE AVES PARA EL LULC MONTE.	43
FIGURA 17. MODELO DE LA INFLUENCIA DE LA TEMPERATURA AMBIENTAL (A) Y LAS CATEGORÍAS DE COBERTURA (B) EN LA RIQUEZA DE ESPECIES.	45
FIGURA 18. MODELO DE LA INFLUENCIA DE LA TEMPERATURA AMBIENTAL (A) Y LAS CATEGORÍAS DE COBERTURA (B) EN LA DIVERSIDAD DE AVES.	45
FIGURA 19. MODELO DE LA INFLUENCIA DE LA TEMPERATURA AMBIENTAL (A), LAS CATEGORÍAS DE COBERTURA (B) Y PORCENTAJE DE COBERTURA (C) EN LA ABUNDANCIA DE AVES.....	46
FIGURA 20. MODELO DE LA INFLUENCIA DE LA ATURA MÁXIMA DE LA COBERTURA VEGETAL EN LA ABUNDANCIA DE AVES PARA EL MONTE.....	47

Índice de tablas

TABLA 1. VALORES DE SIMILITUD EN LA COMPOSICIÓN DE ESPECIES PARA LULC, CALCULADOS MEDIANTE LOS ÍNDICES DE SÖRENSEN Y JACCARD. LOS VALORES VARÍAN ENTRE 0 (SIN ESPECIES COMPARTIDAS) Y 1 (COMPOSICIÓN IDÉNTICA).....	35
TABLA 2. VALORES DE SIMILITUD EN LA COMPOSICIÓN DE ESPECIES ENTRE LA ESTACIÓN HÚMEDA Y SECA, ESTIMADOS MEDIANTE LOS ÍNDICES DE SÖRENSEN Y JACCARD. LOS VALORES OSCILAN ENTRE 0 (AUSENCIA DE ESPECIES COMPARTIDAS) Y 1 (COMPOSICIÓN IDÉNTICA), Y SE BASAN EN DATOS DE PRESENCIA-AUSENCIA.	35

RESUMEN

Las aves cumplen roles fundamentales en los ecosistemas y son bioindicadoras sensibles a cambios en el uso y cobertura del suelo (LULC), particularmente asociados a la expansión urbana y agrícola. La urbanización suele reducir la riqueza de especies y homogeneizar la composición de las comunidades. El objetivo de este estudio fue ***evaluar la comunidad de aves en diferentes LULC y analizar la influencia de variables antrópicas, climáticas y estructurales del paisaje en el Valle de Tulum, Ullúm, Zonda y áreas circundantes***. Los muestreos se realizaron en febrero–marzo (estación húmeda) y julio–agosto de 2025 (estación seca), durante las primeras cuatro horas posteriores al amanecer. Se establecieron 60 puntos de conteo distribuidos equitativamente en coberturas urbana, rural y de monte, donde se registraron aves mediante conteos por puntos de 10 minutos con radio fijo de 50 m, junto con variables antrópicas, climáticas y estructurales del paisaje. Se registraron 69 especies pertenecientes a 26 familias, destacándose Tyrannidae, Furnariidae y Thraupidae. El monte presentó la mayor riqueza (52 especies), seguido por áreas rurales (46) y urbanas (34), patrón consistente entre estaciones, aunque con una disminución marcada en el monte durante la estación seca. La diversidad fue mayor en ambientes rurales y menor en el monte, especialmente en la estación seca, mientras que la abundancia fue más alta en áreas rurales y aumentó en general durante la estación seca. La mayor similitud se observó entre las coberturas rural y urbana. En cuanto a las variables antrópicas y climáticas influyeron significativamente en las comunidades de aves: el ruido ambiental redujo la riqueza, diversidad y abundancia en áreas urbanas, mientras que la abundancia aumentó con el número de peatones. Asimismo, la temperatura tuvo efectos negativos sobre todos los parámetros analizados. Entre las variables estructurales del paisaje, el suelo desnudo afectó negativamente la biodiversidad de aves, mientras que la altura de la vegetación incrementó la abundancia para el monte. Los resultados de este estudio permiten concluir que los diferentes LULC afectan a las comunidades de aves del Valle de Tulum, Ullúm, Zonda y sus alrededores. Los ambientes menos transformados, como el monte, presentan mayor riqueza de aves debido a su mayor heterogeneidad estructural y disponibilidad de recursos, aunque con alta variación estacional, mientras que los

ambientes urbanos mantienen menor riqueza de forma constante por la simplificación del hábitat y el predominio de especies generalistas. Por lo tanto, el monte es un ecosistema clave para la conservación de la avifauna, al constituir un hábitat fundamental para estas especies.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Importancia ecológica de las aves como bioindicadores

La presión antropogénica asociada a la modificación del hábitat impulsada principalmente por la expansión urbana y agrícola provoca una disminución en la riqueza de especies y genera cambios en la estructura y composición de los ensambles de aves (Xu et al., 2018). Estos impactos se asocian con la pérdida y fragmentación del hábitat, debido a la disminución de la cobertura vegetal y el reemplazo de la flora nativa por especies exóticas. En conjunto, generan procesos ecológicos que afectan de manera significativa a las comunidades de aves y reducen su diversidad funcional, especialmente en aquellos gremios tróficos que cumplen funciones ecosistémicas clave (Weeks et al., 2025).

Las aves presentan una elevada diversidad tanto taxonómica como funcional, y mantienen una estrecha relación con los procesos que sostienen el funcionamiento de los ecosistemas (Xu et al., 2018). En particular, las variaciones en la riqueza, abundancia y composición de especies suelen estar estrechamente asociadas a procesos de perturbación ambiental, lo que convierte a la avifauna en un indicador eficaz del estado ecológico de los ecosistemas (Xu et al., 2018). La disminución de sus poblaciones puede generar alteraciones en procesos ecológicos, como la dispersión de semillas, el control biológico de invertebrados, la polinización y la transferencia de energía entre niveles tróficos. Estas alteraciones pueden producir consecuencias directas sobre la dinámica y la estabilidad de los ecosistemas, tanto naturales como antropizados (Matuoka et al., 2020). Esto se debe a que la alta sensibilidad de las aves frente a las modificaciones ambientales permite que las respuestas de sus comunidades reflejen de manera temprana los cambios en las condiciones ecológicas. En adición, esta sensibilidad no es homogénea entre especie, lo que facilita la identificación de gradientes ambientales de perturbación y la evaluación de la calidad del hábitat a distintas escalas espaciales.

Asimismo, el uso de las aves como bioindicadores presenta ventajas adicionales al ocupar niveles tróficos superiores o intermedios, pueden reflejar no solo los impactos

antrópicos y los cambios estructurales del paisaje que las afectan directamente, sino también aquellos que ocurren en los niveles tróficos inferiores, como la disponibilidad de artrópodos, microvertebrados, recursos vegetales (Fraixedas et al., 2020). Desde el punto de vista metodológico, son relativamente fáciles de detectar y monitorear mediante censos visuales y acústicos, cuentan con una taxonomía bien establecida y disponen de una amplia disponibilidad de información ecológica previa. Estas características permiten realizar evaluaciones comparables entre distintos tipos de paisajes y escalas espaciales, fortaleciendo su utilidad en estudios de impactos antrópicos.

1.2. Efectos del LULC a escala de paisaje

La cobertura del suelo se refiere a las características físicas y naturales de la superficie terrestre, como la vegetación, el agua y otros elementos naturales (Nedd et al., 2021). En cambio, el uso del suelo se vincula con las actividades humanas desarrolladas sobre esa superficie, como la urbanización, la agricultura y otras infraestructuras (Nedd et al., 2021). En conjunto, el uso y la cobertura del suelo (LULC, por sus siglas en inglés) constituyen uno de los principales impulsores de la transformación de los ecosistemas a nivel global especialmente asociados a la expansión urbana y agrícola (Simkin et al., 2022). Las modificaciones antrópicas del LULC afectan de manera significativa la biodiversidad y los procesos de la superficie terrestre a diferentes escalas, incluyendo los ciclos biogeoquímicos e hidrológicos, la dinámica climática y la provisión de servicios ecosistémicos (Nedd et al., 2021; Afuye et al., 2024). Por su parte, los ecosistemas naturales entendidos como sistemas con mínima o nula alteración antrópica en los que interactúan los organismos vivos y su entorno físico, y proveen servicios ecosistémicos esenciales para la sociedad (Li et al., 2021; Gómez-Márquez, 2023). Sin embargo, el crecimiento poblacional y el aumento en la demanda de recursos han acelerado la conversión de áreas naturales hacia usos urbanos y rurales, intensificando la presión sobre estos sistemas naturales (Salamanca-Fonseca et al., 2024). Estas transformaciones alteran la composición, estructura y funcionamiento de las comunidades biológicas a través de procesos de conversión, degradación y

fragmentación del hábitat, generando pérdidas de biodiversidad en sus distintas dimensiones (Xu et al., 2018; Matuoka et al., 2020; Li et al., 2022).

El avance no planificado de la urbanización constituye una de las perturbaciones más relevantes. Sus efectos directos incluyen la pérdida de hábitat, el aumento de los efectos de borde y la reducción de la conectividad ecológica (McDonald et al., 2020). Asimismo, genera impactos indirectos asociados al consumo intensivo de recursos, la producción de residuos y la contaminación acústica (McDonald et al., 2020). En particular, la deforestación vinculada a la expansión urbana puede favorecer el aumento de la aridez, intensificar episodios de sequía e incrementar la temperatura en áreas urbanizadas (Williams et al., 2020). Estos efectos se ven profundizados por el desarrollo de infraestructuras viales, industriales y energéticas, que implican la ocupación permanente del territorio y la modificación de la estructura del paisaje. Éstas actúan como barreras físicas que aumentan la fragmentación del hábitat, limitan el movimiento de los organismos e incrementan el aislamiento poblacional, con consecuencias negativas para la conectividad ecológica (McDonald et al., 2020).

El grado del impacto de los LULC depende del grupo taxonómico y del tipo de cobertura afectada. Sin embargo, se observa que en general la reducción de la riqueza y abundancia de especies suele ser más pronunciada en entornos urbanos que en los rurales (Li et al., 2022). Por ejemplo, en áreas urbanas, se ha registrado una menor diversidad y abundancia de artrópodos, lo que disminuye la disponibilidad de alimento para especies insectívoras (Seress et al., 2020). Asimismo, diversos vertebrados experimentan pérdidas significativas de biodiversidad asociadas principalmente a la fragmentación del hábitat y a la degradación de la integridad ecológica (Li et al., 2022). En este contexto, la expansión urbana tiende a afectar negativamente a las especies especialistas y a favorecer a las generalistas, lo que genera procesos de homogeneización y modificaciones en la composición de los ensambles, así como reducciones en la diversidad taxonómica e incluso filogenética (Jaman et al., 2025). Por su parte, la intensificación agrícola también impacta de manera significativa sobre las aves, ya que implica una simplificación estructural del hábitat caracterizada por la

homogeneización del paisaje y la reducción de la heterogeneidad ambiental. Esto disminuye la disponibilidad de recursos, refugio y sitios de anidación, especialmente en sistemas altamente modificados (Matuoka et al., 2020; Sun et al., 2022).

Existen otros factores asociados a la actividad humana, como la contaminación química, acústica y térmica, así como el aumento en la frecuencia e intensidad de las olas de calor, que también pueden limitar la biodiversidad y modificar la abundancia, la riqueza y la composición funcional de las comunidades biológicas incluidas las aves (Seress et al., 2020; Albuquerque et al., 2021; Lynch et al., 2021). En conjunto, la intensidad, el tipo y la configuración espacial de los LULC determinan la magnitud y dirección de los cambios en las comunidades, en función del grupo taxonómico y de la escala espacial considerada (Lynch et al., 2021).

1.3. Factores a escala local que modulan los ensamblajes de aves

Los cambios en LULC pueden modificar los niveles de contaminación acústica y la temperatura ambiental, factores que influyen significativamente sobre las comunidades de aves. El ruido generado por la presencia humana y el tránsito vehicular afecta la capacidad auditiva de las aves, incrementa el estrés, altera el comportamiento de forrajeo e interfiere en la comunicación y el reconocimiento de señales biológicas relevantes, como sonidos de depredadores o presas (Dooling et al., 2019). Frente a estas condiciones, los individuos pueden modificar su comportamiento mediante la supresión de vocalizaciones o la evitación de áreas ruidosas (Carral-Murrieta et al., 2020). Asimismo, la presencia directa de las personas provoca respuestas de huida que implican costos energéticos y reducen el tiempo destinado a la alimentación y al cuidado parental, lo que puede disminuir el éxito reproductivo y el rendimiento reproductivo de las especies (Liker et al., 2025). En conjunto, estos efectos modifican la abundancia relativa y la composición de las comunidades de aves en ambientes urbanos.

Además, las aves presentan un rango de tolerancia térmica que influye en su distribución espacial y temporal (Schou et al., 2021). Las altas temperaturas fuera de sus rangos de tolerancia térmica reducen la masa corporal, el rendimiento cognitivo, y el éxito

reproductivo, efectos que se intensifican en zonas urbanas debido al fenómeno de isla de calor (Sumasgutner et al., 2023). Por otro lado, las bajas temperaturas invernales incrementan los costos termorregulatorios, especialmente en especies de menor tamaño corporal, elevando su riesgo de mortalidad. Durante el invierno, la búsqueda de microclimas más estables en la cobertura vegetal limita la movilidad y restringe el forrajeo. Asimismo, la menor disponibilidad y visibilidad de recursos en suelos con heladas aumenta el gasto energético y reduce la vigilancia frente a depredadores (Pérez-Ordoñez et al., 2022).

Por otro lado, la humedad actúa como un factor ambiental modulador de los efectos térmicos sobre la avifauna, ya que influye en los procesos de intercambio de calor y en la pérdida de agua por evaporación. En condiciones de altas temperaturas, una elevada humedad relativa disminuye la eficiencia de la disipación de calor por evaporación, aumentando el riesgo de hipertermia y el gasto metabólico (Porter et al., 2024). En contraste, a bajas temperaturas, la humedad incrementa la conductividad térmica del aire, favoreciendo una mayor pérdida de calor corporal y elevando los costos termorregulatorios necesarios para mantener el equilibrio térmico (Porter et al., 2024).

Finalmente, variables como el viento y la estructura de la vegetación también influyen en los ensambles de aves. La velocidad del viento afecta la eficiencia del vuelo y la accesibilidad a las presas, condicionando el gasto energético durante el forrajeo (Elliott et al., 2014), y en contextos cálidos puede reducir la ganancia de calor corporal (Pattinson y Smit, 2017). Por su parte, la estructura y complejidad de la vegetación, definidas por la disposición espacial de la flora, el número de estratos vegetales, la cantidad de follaje y la altura del dosel varían según el uso y la cobertura del suelo (Davies et al., 2014; Remeš et al., 2021). En áreas urbanas y rurales suele predominar el estrato arbóreo y arbustivo, frecuentemente compuesto por especies exóticas, mientras que en coberturas con mínima intervención antrópica, predominan especies nativas cuya estratificación depende de la provincia fitogeográfica (Oyarzabal et al., 2018). Estas diferencias estructurales influyen en la disponibilidad de recursos y nichos ecológicos,

modificando la riqueza y diversidad de los ensamblajes de aves (Remeš et al., 2022; Xu et al., 2022).

1.4. Los ecosistemas áridos y semiáridos

Las zonas áridas y semiáridas son sistemas dinámicos regulados principalmente por la limitada disponibilidad de agua, caracterizados por precipitaciones escasas e irregulares y altas tasas de evaporación que suelen superar a las lluvias. Presentan elevadas temperaturas y gran variabilidad climática en verano, así como inviernos fríos con fluctuaciones térmicas marcadas y heladas ocasionales (Gaur et al., 2018; Pérez-Ordoñez et al., 2022). Estas condiciones restringen la productividad primaria, favoreciendo la dominancia de especies xerófitas y generando una menor riqueza de especies en comparación con regiones húmedas (Zhang et al., 2023). No obstante, estos sistemas suelen presentar altos niveles de endemismo y baja redundancia funcional, lo que incrementa su vulnerabilidad frente a perturbaciones ambientales (Zhang et al., 2023).

Durante el verano, las aves de zonas áridas, mayormente diurnas, se exponen a temperaturas extremas que pueden elevar su temperatura corporal y provocar hipertermia y deshidratación. Para enfrentar estas condiciones, desarrollan estrategias fisiológicas y comportamentales de termorregulación, como el jadeo cuando la temperatura del aire supera la corporal, lo que implica costos fisiológicos (mayor gasto metabólico, alcalosis y pérdida de agua por evaporación; Pattinson y Smit, 2017). Estos efectos son más pronunciados en las especies de pequeño tamaño corporal debido a su menor inercia térmica y mayor tasa de pérdida de agua (Pattinson y Smit, 2017). En consecuencia, muchas aves disminuyen su actividad y se refugian en micrositios térmicamente más estables durante las horas más cálidas (Pattinson y Smit, 2017; Sumasgutner et al., 2023).

Los micrositios son componentes estructurales del hábitat que proporcionan sombra y amortiguamiento térmico, recursos especialmente limitados en ecosistemas áridos. Su composición varía según el tipo de cobertura ya que en áreas antropizadas

incluyen árboles ornamentales y estructuras edilicias, mientras que, en ambientes con menor intervención comprende árboles, arbustos y elementos topográficos que generan heterogeneidad ambiental (Sumasgutner et al., 2023). Estos micrositios permiten a las aves reducir el estrés térmico y sostener la actividad durante períodos cálidos, aunque la escasez de recursos tróficos puede obligarlas a forrajear en condiciones de mayor exposición al calor, aumentando el riesgo de hipertermia y la demanda hídrica (Pattinson y Smit, 2017; Sumasgutner et al., 2023). Además, brindan protección frente a otros factores climáticos como viento, precipitaciones, bajas temperaturas, por lo que constituyen recursos clave a escala local que modulan las respuestas comportamentales y fisiológicas de las aves (Pérez-Ordoñez et al., 2022).

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1. Objetivo general

Evaluar la comunidad de aves en los diferentes usos y cobertura del suelo, y la influencia de diferentes variables antrópicas, climáticas y estructurales del paisaje sobre la diversidad de aves en el Valle de Tulum, Ullúm, Zonda y sus alrededores.

2.1.1. Objetivos específicos

- I. Describir la estructura y composición del ensamble de aves en las diferentes coberturas y usos del suelo.
- II. Determinar la relación entre la diversidad de aves y las variables antrópicas, climáticas y estructurales del paisaje, y en los diferentes usos y coberturas del suelo.

2.2. Hipótesis marco

Los diferentes usos y coberturas del suelo afectan la estructura y composición de las aves en la provincia de San Juan. Además, a una menor escala variables antrópicas (ruido ambiental, tránsito vehicular, tránsito de personas), climáticas (temperatura, humedad y velocidad del viento) y estructurales del paisaje (% de cobertura,

estratificación y composición de la vegetación) influyen en la abundancia y diversidad de aves.

2.2.1. Hipótesis específicas

Hipótesis 1: La estructura del paisaje relacionada con la cantidad de superficie impermeable, cobertura del dosel y estructura vertical, influyen en la abundancia y riqueza de especies de aves, aumentando la presencia de especies generalistas y la homogeneización de las comunidades de aves.

Hipótesis 2: Entre las variables antrópicas, los ruidos, el tránsito vehicular y de personas influyen negativamente en la abundancia y riqueza de especies de aves.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Valle de Tulum, Ullúm y Zonda, ubicados en la provincia de San Juan, Argentina, entre los 31° 31' 48,9" de latitud sur y 68° 31' 12,1" de longitud oeste, con una superficie aproximada de 2475,48 km² (Figura 1). La provincia cuenta con 818.234 habitantes según el censo 2022 (INDEC, 2022).

Climatológicamente, el área se inserta en la diagonal árida de Argentina, con un clima cálido y árido, temperaturas medias estivales entre 30,5°C - 35,1°C e invernales entre 16,7°C - 20,3°C (Labraga y Villalba, 2009; Servicio Meteorológico Nacional, s.f.) y precipitaciones anuales inferiores a 100 mm, concentradas en primavera y verano. Desde el punto de vista geomorfológico, el sistema de valles se encuentra delimitado al este por la Sierra de Pie de Palo y los Médanos Grandes, al oeste por las sierras de Villicum, Chica de Zonda y el cerro Pedernal, siendo abastecido principalmente por el río San Juan (Peralta, 2016; Perucca, et al., 2016). Fitogeográficamente, el área pertenece a la provincia del Monte, caracteriza por estepas arbustivas de baja altura (≤ 3 m) dominadas por especies xerófitas adaptadas a condiciones de aridez, entre las que se destacan representantes de las familias Zygophyllaceae (*Bulnesia retama*, *Larrea* sp.), Malpighiaceae (*Tricomaria usillo*) y Fabaceae (*Neltuma* sp.) (Marquez et al., 2016).

3.2. Contexto socioambiental del Valle de Tulum, Ullúm y Zonda

El Valle de Tulum constituye uno de los oasis más importantes de la provincia, concentrando junto con Ullúm y Zonda, la mayor parte de la población y la actividad económica regional (Miranda, 2015). Según el censo 2022, la provincia registró un incremento poblacional del 20,1% respecto a 2010 (INDEC 2023), lo que ha impulsado una expansión urbana sostenida. A nivel provincial, este crecimiento se ha traducido en un modelo metropolitano disperso y discontinuo, con expansión urbana y periurbana hacia el sur y este, caracterizado por áreas residenciales fragmentadas y con escasa estructura territorial (Kurban et al., 2017; Gobierno de San Juan, 2023; Paez, 2026).

En el área coexisten de zonas agrícolas, urbanas, periurbanas y sectores de monte con mínima intervención antrópica. La matriz productiva se basa principalmente en cultivos de vid y olivos, seguido por hortalizas, frutales y pasturas (principalmente alfalfa) actividades estrechamente vinculadas a la identidad cultural y al empleo regional (Miranda, 2015). Las áreas urbanas se caracterizan por la presencia de superficies impermeables e infraestructura residencial, industrial y de servicios (Gobierno de San Juan, 2023). Entre los sectores urbanos y rurales se desarrollan áreas periurbanas dinámicas y socialmente heterogéneas, asociadas a cambios en el uso del suelo y a la conversión de tierras agrícolas en superficies edificadas (Gobierno de San Juan, 2023). Este proceso genera modificaciones estructurales del paisaje y transformaciones socioeconómicas (Shaw et al., 2020). Adyacente a las zonas rurales generalmente se encuentran áreas seminaturales y naturales de monte que han sido progresivamente afectadas por la expansión urbana, generando fragmentación del hábitat y aumenta el número de parches asociados a la actividad antrópica (Fernández-Maldonado et al., 2023). La intensificación agrícola y la expansión hacia áreas naturales contribuyen a la disminución de la cobertura vegetal nativa, al deterioro del suelo y a la pérdida de servicios ecosistémicos, incluyendo la disponibilidad de agua dulce y la regulación climática (Fernández-Maldonado et al., 2023).

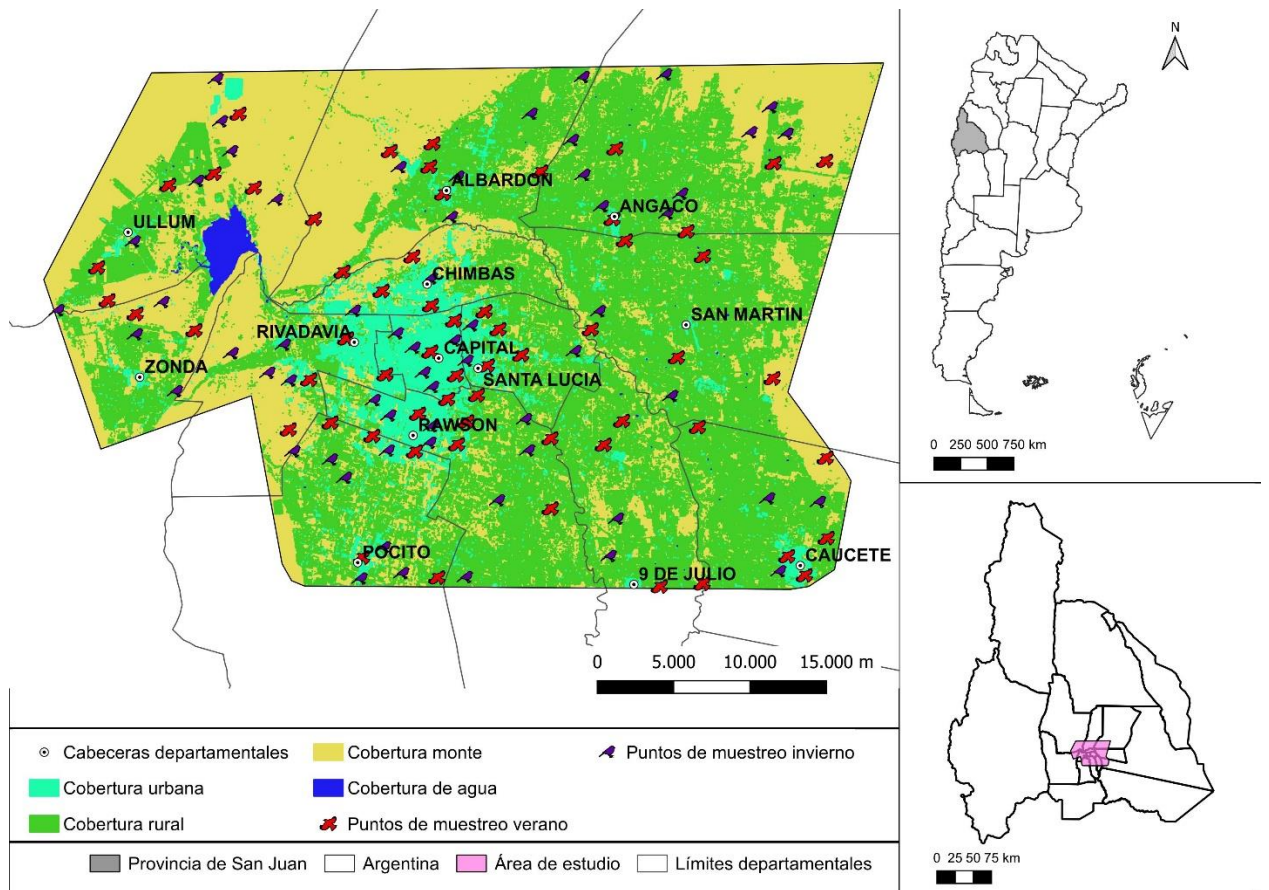


Figura 1. Área de estudio: Valle de Tulum, Ullúm y Zonda, provincia de San Juan, Argentina.

3.3. Clasificación y obtención de mapa de LULC

El mapa de uso y cobertura del suelo (LULC) correspondiente al año 2024, utilizado en esta tesis, fue elaborado a partir de trabajos previos (Fernández-Maldonado et al., 2023; Páez, 2026). La clasificación se realizó mediante el algoritmo Random Forest aplicado a imágenes Landsat 9 utilizando las bandas ópticas (sensor OLI-2), las bandas térmicas (sensor TIRS-2) y diversos índices espectrales para mejorar la discriminación temática. Específicamente, los índices empleados fueron:

- **NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada):** estima la vegetación verde y vigorosa.
- **NDBI (Índice de Diferencia Normalizada Edificada):** indicador de las áreas edificadas.

- **BU (Índice de construcción)** indicador de las áreas de conglomerados edificados, cobertura verde limitada y áreas no urbanizadas.
- **NDWI (Índice de Agua de Diferencia Normalizada):** delimita los cuerpos de agua en la superficie terrestre.
- **La transformación Tasseled Cap:** identifica el suelo desnudo y superficies brillantes al proporcionar información sobre la reflectividad generada por el suelo.

Las clases de cobertura definidas para la clasificación LULC fueron:

- **Urbana:** compuesta por un alto porcentaje de superficies impermeables, tales como asfalto, estacionamientos, carreteras, viviendas y edificaciones. Además, incluye espacios verdes como parques, plazas y jardines, donde predomina la vegetación ornamental y exótica adaptada a condiciones urbanas y de mantenimiento (Yaghoobi et al., 2022) (Figura 2a).
- **Rural:** comprende áreas cultivadas, tierras agrícolas y cultivos abandonados, caracterizadas por una mayor homogeneidad en comparación con el monte y entornos urbanos. La vegetación que predomina son cultivos, especies exóticas, con estratos arbustivos y arbóreos (Neyns y Canters, 2022) (Figura 2b).
- **Monte:** comprende zonas de suelo desnudo y con vegetación xerófila nativa, como algarrobos, retama, jarilla y cactáceas, entre otras. Por lo tanto, los estratos predominantes son los arbustivos y arbóreos, dispuestos de manera dispersa, formando matorrales espinosos y bosques abiertos (Zeballos et al., 2023; Figura 2c).





Figura 2. Distintos LULC analizados: a) Urbana, b) Rural y c) Monte.

3.4. Diseño de muestreo para el conteo de aves

El muestreo se llevó a cabo durante los meses de febrero-marzo y julio-agosto de 2025 (Figura 1), en un rango horario de hasta cuatro horas posteriores al amanecer. Se consideraron febrero-marzo como estación húmeda, debido a la mayor concentración de precipitaciones durante la primavera-verano, y julio-agosto como estación seca, por la escasez de lluvias característica del invierno.

En el área de estudio, se distribuyeron 60 puntos de conteo de forma aleatoria y equitativa entre los distintos tipos cobertura y usos del suelo previamente clasificados en la Sección 3.2. Los puntos se establecieron a una distancia de al menos 1000 m entre sí para mantener independencia entre muestras.

En cada uno de los puntos de muestreo, se aplicó la técnica de conteo por puntos con radio fijo, registrando todas las aves observadas dentro de un radio de 50 metros durante un período de 10 minutos. Previo al inicio de cada conteo, se aguardó algunos

minutos para minimizar posibles alteraciones en el comportamiento de las aves ocasionadas por la presencia del observador (Gallina-Tessaro et al., 2011).

La detección se realizó de forma directa, mediante observación con binoculares (Zenit 12x50) y reconocimiento auditivo de las vocalizaciones. Asimismo, en cada punto, dos observadores registraron variables antrópicas, climáticas y estructurales del paisaje dentro del radio de 50 m previamente establecido para el conteo, siguiendo la metodología propuesta por Morelli et al. (2023).

3.5. Variables antrópicas, climáticas y estructurales del paisaje

Las variables se registraron de forma simultánea al conteo de aves, es decir, durante el mismo período de tiempo y fue llevado a cabo por un observador diferente. Estas variables incluyeron:

- **Tránsito vehicular:** Número de automóviles, motocicletas y bicicletas contabilizados durante 10 minutos
- **Movilidad peatonal:** Número de peatones independientemente de la edad, contabilizados durante 10 minutos.
- **Ruido ambiental:** medido mediante un decibelímetro configurado en modo “slow”. Se tomaron tres registros de los valores máximos y mínimos por punto, obtenidos durante el periodo de medición.
- **Variables climáticas** se midió la temperatura ambiental (°C), humedad relativa (%) y velocidad del viento (m/s) con una estación meteorológica portátil.
- **Porcentajes de coberturas:** en cada punto de conteo (radio de 50 m) se estimó el porcentaje de cobertura, clasificando las categorías en suelo desnudo, arbustos, árboles, herbáceas y suelo urbanizado.
- **Estratos de vegetación:** se estimó la altura máxima (m) de la cobertura vegetal por estrato (arbóreo, arbustivo y herbáceo) en cada punto de conteo.

3.6. Estructura y Composición de la comunidad de aves

- **Lista/identidad de especies:** la identificación de las especies se realizó mediante la aplicación Aves Argentinas (<https://www.avesargentinas.org.ar/app->

aves-argentinas). Se utilizó de referencia la lista de aves estandarizada y actualizada de la aplicación de Aves Argentinas, que basa su taxonomía en el South American Classification Committee (SACC) de la American Ornithological Society (AOS).

- **Riqueza de especie:** número total de especies registradas en cada punto de muestreo.

- **Abundancia absoluta:** número total de individuos de cada especie registrados por punto de muestreo (Callaghan et al., 2024).

- **Abundancia relativa (pi):** proporción de individuos de cada especie en relación con el total de individuos registrados en cada categoría de uso y cobertura del suelo (LULC), expresada como porcentaje.

- **Diversidad de Shannon (H’):** índice que expresa la diversidad de la comunidad considerando la riqueza de especies y la distribución de la abundancia entre ellas.

$$H' = \sum p_i * \ln p_i$$

- **Estatus de residencia:** se determinó el estatus de residencia de cada especie registrada.

I. **Estacional de verano:** especies registradas solo en la estación húmeda (febrero y marzo)

II. **Estacional de invierno:** especies observadas únicamente en la estación seca (julio y agosto)

III. **Residentes:** especies presentes durante todo el año (Coria et al., 2021; Ortega-Jiménez, 2024).

- **Gremios tróficos:** las especies se clasificaron en gremios tróficos definidos con base en la literatura (Apéndice I), considerando su principal fuente de alimento (Fernández-Maldonado, 2009; Ortega-Jiménez, 2024).

1. **Carnívoras:** especies que se alimenta principalmente de vertebrados capturados vivos

2. **Carroñeras:** especie que consumen vertebrados muertos

3. **Folívoras:** se alimentan de follaje

4. **Granívoras:** se alimentan de granos
5. **Insectívoras:** especies que se alimentan de insectos y otros invertebrados
6. **Nectarívoras:** incluyendo especies nectarívoro-insectívoras
7. **Omnívoras:** con dieta mixta, principalmente semillas y artrópodos

3.7. Análisis estadísticos

3.7.1. *Objetivos 1: Describir la estructura y composición del ensamble de aves en las diferentes LULC.*

Para describir la riqueza y abundancia de las comunidades de aves del área de estudio, según las categorías de LULC y la estacionalidad (húmeda y seca), se elaboraron tablas y gráficos descriptivos.

La completitud del muestreo en las coberturas monte, rural y urbana se evaluó mediante curvas de rarefacción y extrapolación basadas en abundancia ($q = 0$), Además, se estimó la cobertura de muestreo y sus intervalos de confianza al 95% mediante remuestreo bootstrap, con el objetivo de comparar la representatividad del inventario entre ambientes.

La estructura de la comunidad en cada sitio se analizó mediante curvas de rango-abundancia. Para ello, se calculó la abundancia relativa de cada especie (n° de individuos de la especie/ n° total de individuos) y se ordenaron según su nivel de dominancia dentro de cada LULC, lo que permitió comparar los patrones de dominancia y equitatividad entre ambientes.

Además, se estimaron los índices de similitud de Sørensen y Jaccard. En ambos índices se usaron datos de presencia/ ausencia permitiendo determinar si hay especies comunes entre LULC y entre estación húmeda y seca o que tan similares son en su composición (Cabrera-Meléndez et al., 2022; Deng et al., 2025). Sin embargo, se diferencian porque el índice de similitud de Jaccard indica la similitud de las comunidades mediante la comparación del número de especies entre las áreas en estudio, el número de especies únicas de cada área y el número de especies comunes entre ellas, mientras

que el índice de similitud de Sørensen otorga mayor peso a las especies compartidas (De Albuquerque et al., 2022).

Los análisis se realizaron utilizando los paquetes iNEXT, ggplot2 y vegan del software R Core Team (2026).

3.7.2. Objetivo 2: Determinar la relación entre la diversidad de aves y las variables antrópicas, climáticas y estructurales del paisaje, y en los diferentes LULC.

Con el fin de evaluar la relación entre la composición y estructura de la comunidad de aves expresada mediante riqueza de especies, abundancia y diversidad respecto de las variables antrópicas se utilizaron modelos estadísticos que fueron aplicados por separado para cada LULC (monte, rural y urbana). Para las variables de conteo (riqueza y abundancia) se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM) con distribución de Poisson y, cuando se detectó sobredispersión, modelos con distribución binomial negativa (Crawley 2007). En las coberturas rural y urbana se aplicaron modelos lineales (LM) para analizar la riqueza de especies, verificando los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas mediante gráficos de diagnóstico y la prueba de Shapiro–Wilk.

La diversidad se estimó mediante el Índice de Shannon y se analizó mediante GLM con distribución gaussiana, según el ajuste de los datos. Las variables explicativas incluidas en los modelos fueron ruido ambiental (promedio mínimo y máximos de decibeles), estación: húmeda y seca, número de peatones y tránsito vehicular.

Asimismo, se evaluó la influencia de las variables estructurales del paisaje y climáticas en la riqueza de especies, diversidad y abundancia de aves mediante GLM. Las variables climáticas consideradas en cada uno de los modelos fueron la temperatura ambiental, humedad relativa y la velocidad del viento. Además, se incluyeron las categorías y porcentajes de coberturas superiores al 40 % (arbórea, arbustiva, herbácea, suelo desnudo y suelo urbanizado), con el fin de reducir la cantidad de niveles de las variables y minimizar el ruido en el modelo.

La influencia de la estructura vertical del paisaje sobre la riqueza de especies, la diversidad y la abundancia de aves, a través de los estratos de vegetación (altura y tipo de estrato) en cada categoría de LULC, se emplearon ML o MLG.

En todos los modelos se determinó la multicolinealidad, realizamos un análisis de correlación. No excluimos variables porque los coeficientes r fueron $< |0,7|$. La selección de cada modelo final se realizó mediante eliminación progresiva de variables y comparación entre modelos utilizando ANOVA o pruebas de razón de verosimilitud. Todos los modelos estadísticos se realizaron con R Core Team (2026).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Objetivo 1: Estructura y composición del ensamble de aves según LULC

4.1.1. Riqueza, abundancia y diversidad

Se registraron un total de 69 especies de aves pertenecientes a 26 familias taxonómicas. La familia Tyrannidae fue la más representada, con 12 especies (17,4 % del total), seguida por Furnariidae con 9 especies (13,0 %) y Thraupidae con 8 especies (11,6 %). Las curvas de completitud del muestreo mostraron que las tres LULC (monte, rural y urbana) alcanzaron valores cercanos a 1 a medida que aumentó el esfuerzo de muestreo, lo que indica una alta representatividad de la diversidad registrada en este estudio. Las tres curvas presentan una rápida estabilización, principalmente de los LULC monte y urbana, evidenciando que el inventario fue adecuado en todos los ambientes (Figura 3).

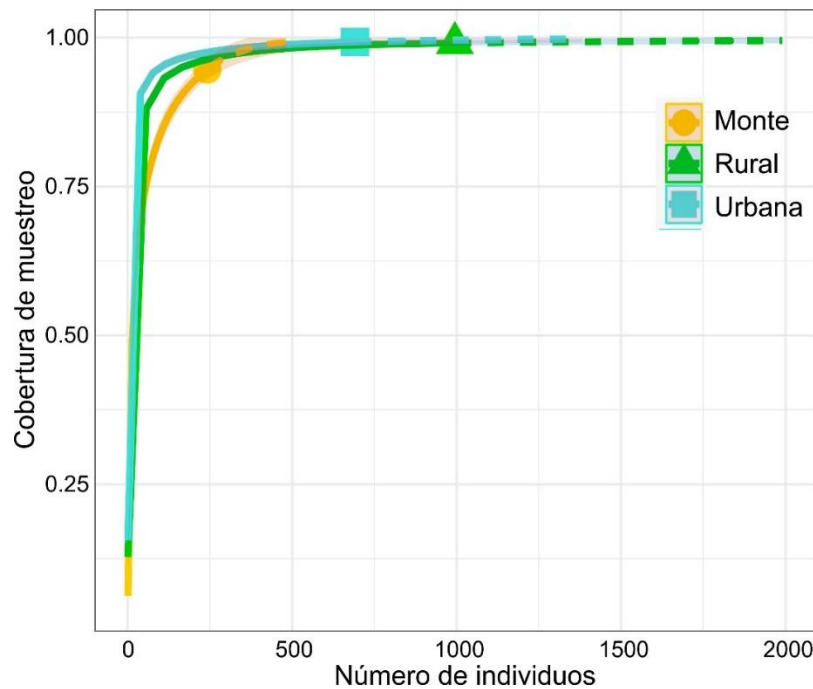


Figura 3. Curvas de completitud del muestreo para los distintos LULC (monte, rural y urbana), la línea continua indica la curva de rarefacción y la línea discontinua la extrapolación.

En cuanto a la distribución por LULC, la mayor riqueza específica se registró en el monte (52 especies), seguida por rural y urbana (46 y 34 especies, respectivamente), evidenciando una tendencia decreciente hacia ambientes con mayor grado de urbanización (ver Apéndice, Figura 4). Este patrón sugiere que los ambientes con menor grado de transformación antrópica sostienen una mayor riqueza de especies, probablemente, debido a una mayor heterogeneidad estructural de la vegetación y a una mayor disponibilidad de recursos tróficos y sitios de nidificación (Lu et al., 2024). En particular, el monte suele presentar una mayor complejidad vertical y horizontal de la vegetación, lo que favorece la coexistencia de especies con diferentes requerimientos ecológicos (Kulshrestha, 2023). Esto también se reflejó a estacionalmente dado que durante la estación húmeda el monte alcanzó la mayor riqueza (35 especies), pero presentó una marcada disminución en la seca (19), mostrando la mayor variación estacional (Figura 4). Esta disminución podría estar asociada a la variabilidad en la disponibilidad de recursos, como alimento o agua, que en ambientes áridos tiende a concentrarse durante el período húmedo (Guerra-Navarro y Cueto, 2024). Por su parte, el ambiente rural mantuvo valores similares entre estaciones (29 y 30 especies,

respectivamente), y, la cobertura urbana registró consistentemente la menor riqueza independientemente de la estación (20 en húmeda y 18 en seca; Figura 4). Posiblemente, esto se debe a la presencia de recursos antrópicos relativamente constantes (e.g. cultivos, estructuras y disponibilidad de agua) que pueden amortiguar la variación estacional. Finalmente, la menor riqueza observada en la cobertura urbana es consistente con numerosos estudios. Esto señalan que la urbanización tiende a simplificar la estructura del hábitat y favorecer a un conjunto reducido de especies con estrategias generalistas, capaces de tolerar la perturbación y aprovechar recursos asociados a la actividad humana (Leveau et al., 2022; Awoyemi, 2025; Haight et al., 2025).

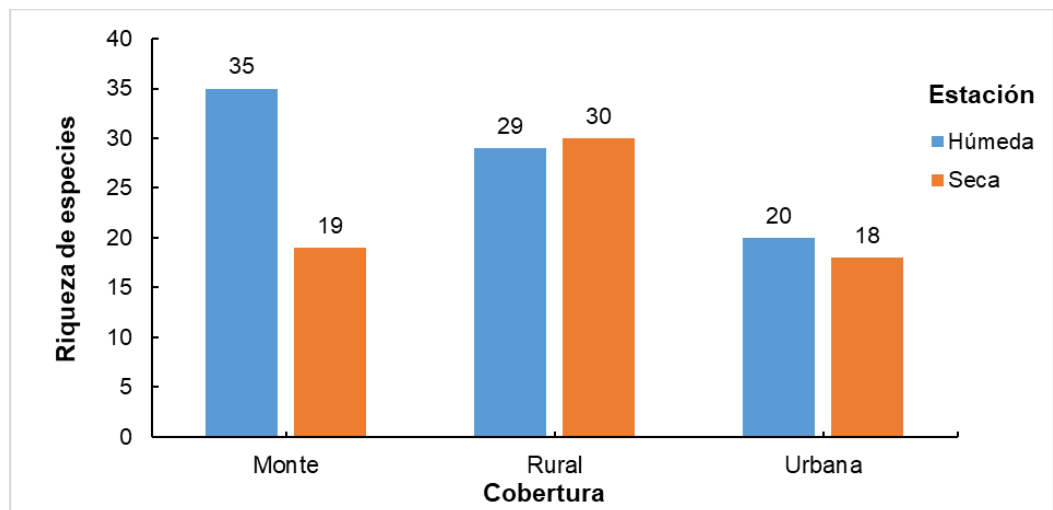


Figura 4. Riqueza de especies de aves encontradas por LULC durante las estaciones seca y húmeda.

Respecto de la diversidad de aves, el LULC rural presentó los valores más altos tanto en la estación húmeda ($H' = 1.36$) como en la seca ($H' = 1.48$), seguido por la cobertura urbana, que mantuvo valores intermedios y similares entre estaciones ($H' = 1.26$). En contraste, el monte registró los valores más bajos de diversidad, particularmente, durante la estación seca ($H' = 0.50$), mientras que en la húmeda alcanzó un valor mayor ($H' = 0.84$). En general, estos resultados indican que, aunque el monte alberga un mayor número de especies, la diversidad de la comunidad también depende de la distribución de las abundancias entre ellas. Así, en los LULC rural y urbana, la mayor

abundancia de individuos y una distribución relativamente más equilibrada entre algunas especies dominantes contribuirían a valores más altos de diversidad.

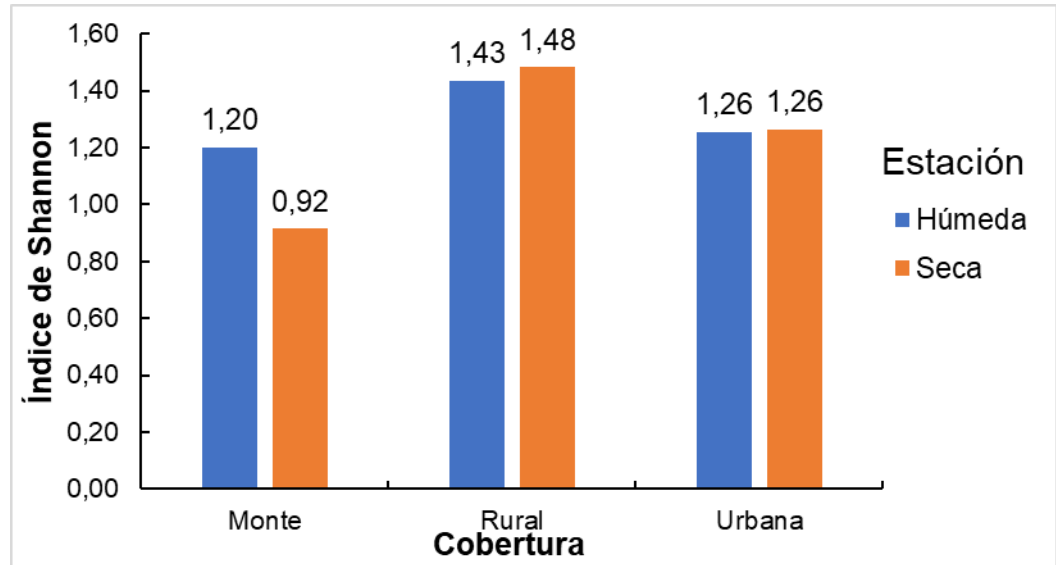


Figura 5. Valores promedio del Índice de Shannon para los diferentes LULC durante las estaciones seca y húmeda.

Las curvas de acumulación de especies evidenciaron un incremento rápido de la riqueza con el aumento del esfuerzo de muestreo, seguido de una tendencia a la asíntota en las tres LULC (Figura 6). En particular, el monte presentó los valores más altos de riqueza estimada y la pendiente inicial más pronunciada, seguido por el rural, mientras que el LULC urbana mostró consistentemente la menor riqueza. Las bandas de confianza se amplían a mayores tamaños muestrales, particularmente en monte y rural, reflejando mayor variabilidad en la estimación de la riqueza en comparación con la cobertura urbana (Figura 6).

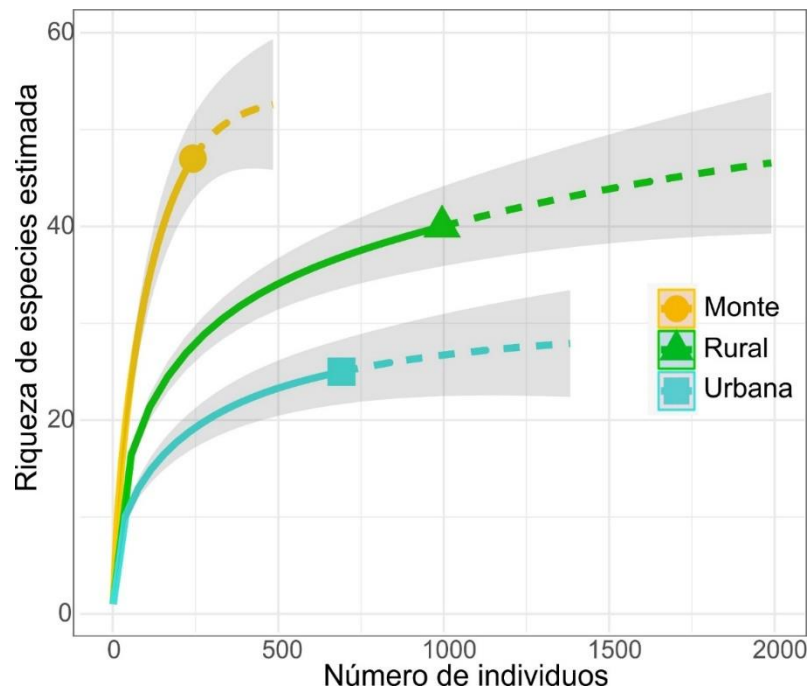


Figura 6. Curvas de acumulación y estimación de la riqueza de especies en función del esfuerzo de muestreo para los diferentes LULC, la línea continua indica la curva de rarefacción y la línea discontinua la extrapolación.

La LULC rural presentó la mayor abundancia total ($n = 995$), seguida por urbana ($n = 691$). El monte registró una abundancia considerablemente menor ($n = 242$), pero albergó especies características de áreas menos intervenidas, tales como *Phrygilus gayi* y *Pseudasthenes steinbachi*. En el caso de los LULC urbana y rural predominaron especies generalistas asociadas a entornos antrópicos, principalmente *Myiopsitta monachus*, *Patagioenas maculosa*, *Passer domesticus* y *Columba livia*. Estos resultados sugieren que, aunque las coberturas rurales y urbanas concentran un mayor número de individuos, esta abundancia está dominada por pocas especies generalistas capaces de explotar recursos asociados a las actividades humanas (Stofberg, 2023). Esto implicaría que se favorece a especies oportunistas tales como *P. domesticus*, que son capaces de alimentarse de desechos humanos disponibles en contenedores de basura, que constituyen una fuente constante, aunque de baja calidad nutricional (Bernat-Ponce et al., 2018). *M. monachus* utiliza casi exclusivamente *Populus alba* y *Eucalyptus sp.*, especies abundantes en áreas rurales donde se emplean como cortinas rompevientos

(Johns, 2021), mientras que, *P. maculosa* suele seleccionar los árboles de *Platanus x hispanica* y *Morus alba* como sitios de nidificación (Fernández-Maldonado et al., 2017). En contraste, el monte, a pesar de presentar menor abundancia total de individuos mantiene una mayor representación de especies características de ambientes naturales, lo que resalta su importancia para la conservación de la diversidad regional. Asimismo, la menor abundancia de aves registrada en el monte podría relacionarse con la estructura de la vegetación de este ecosistema, caracterizado por vegetación nativa de baja altura, con predominio del estrato arbustivo y pastizales distribuidos en parches separados por suelo desnudo (Pol et al., 2010; Abdel-Dayem et al., 2023). Esta vegetación proporciona a las aves características del monte refugio, alimento y sitios de nidificación específicos; sin embargo, las condiciones ambientales adversas de este ecosistema, como la alta aridez, podrían limitar la abundancia de aves en esta cobertura (Hillier-Weltman et al., 2025).

Además, se registraron 920 individuos en la estación húmeda y 993 en la estación seca; aunque la estación húmeda presentó mayor riqueza específica, la estación seca mostró una abundancia ligeramente superior, posiblemente, asociada a altas concentraciones de especies generalistas. Las curvas de rango–abundancia (Figuras 7 y 8) evidencian que en la estación húmeda (Figura 7) el monte presentó mayor equidad y una pendiente más suave, mientras que, en las coberturas rurales y urbanas aumentó la dominancia. En la estación seca (Figura 8), este patrón se intensificó, con una marcada dominancia en todos los LULC en particular para las coberturas urbanas. Esto refleja una progresiva simplificación de la comunidad y un mayor predominio de especies generalistas a lo largo de los distintos niveles de urbanización (rural y urbana). La mayor equidad observada en el monte indica una distribución más equilibrada de las abundancias entre especies lo cual es típico de comunidades menos perturbadas. Por el contrario, la mayor dominancia registrada en las coberturas urbanas y rurales reflejaría un proceso de homogenización de la avifauna, en el que un conjunto reducido de especies adaptadas a ambientes antropizados alcanza altas densidades y desplaza o limita la presencia de especies más sensibles (Mirante, 2025). Asimismo, el incremento de la dominancia durante la estación seca podría estar relacionado con la concentración

de recursos en determinados sitios, lo que favorece la agregación de especies oportunistas y generalistas, particularmente en entornos urbanizados donde los recursos antrópicos permanecen relativamente constantes a lo largo del año (Alba et al., 2025). El mayor número de individuos registrado en la estación seca también podría estar relacionado con la presencia de especies migratorias estacionales o altitudinales. Por ejemplo, *P. gayi* durante esta estación forma grandes bandadas que se desplazan hacia valles intermontanos más bajos (Capllonch et al., 2020), donde la disponibilidad de semillas en el suelo aumenta, principalmente provenientes de plantas perennes (Pol et al., 2010; Milesi et al., 2019).

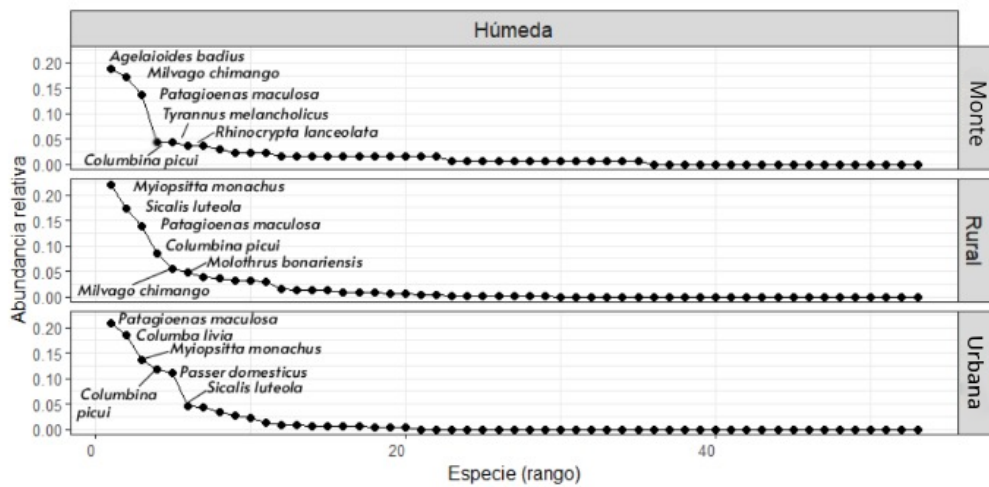


Figura 7. Curva rango-abundancia para los LULC monte, rural y urbana en la estación húmeda.

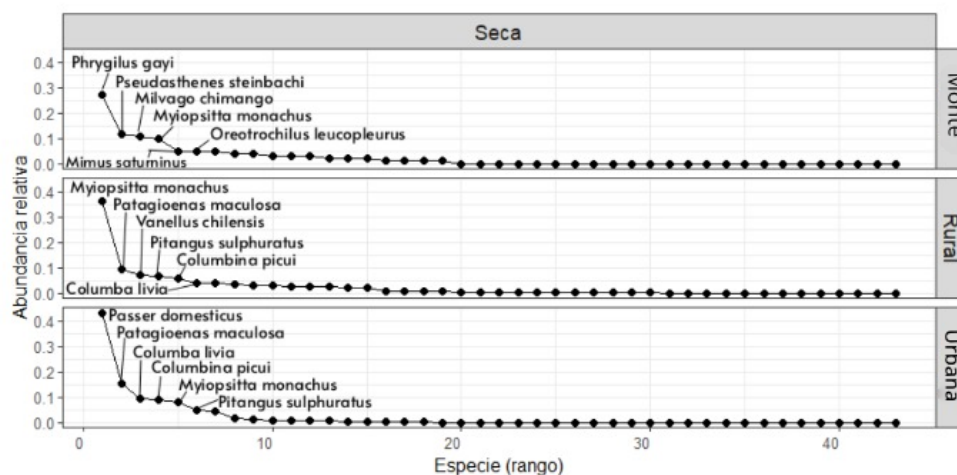


Figura 8. Curva rango-abundancia para los LULC monte, rural y urbana en la estación seca.

4.1.2. Estructura y similitud del ensamble de aves según LULC y estatus de residencia

La distribución del estatus de residencia evidenció un claro predominio de especies residentes en las tres coberturas analizadas (Figura 9). El mayor número de residentes se registró en el LULC rural (25 especies), seguido por el monte (20) y la cobertura urbana (19). Este resultado sugiere que los LULC presentan recursos relativamente estables, lo que favorece a las especies residentes (Leveau, 2021). En particular, en la cobertura urbana, donde se registró el menor número de especies residentes, predominaron las especies generalistas, lo que podría relacionarse con el constante suministro de alimento de la ciudad y la reducción de los recursos alimenticios de las especies estacionales de verano e invierno (insectos, semillas, entre otros; Leveau et al., 2024). En contraste, el monte concentró la mayor riqueza de especies estacionales, tanto de verano (17) como de invierno (10), mientras que en la cobertura rural se registraron 9 y 6 especies, respectivamente, y en la urbana 4 y 2. Este patrón podría explicarse por las características estructurales y climáticas del monte, las cuales varían estacionalmente e influyen en la disponibilidad anual de recursos, lo que favorecería la presencia de especies estacionales que utilizan este ambiente en determinados períodos del año (Oñate et al., 2023). Entre las especies estacionales del monte se registraron, por ejemplo, *Asthenes baeri* y *Serpophaga nigricans* en húmeda, y *Athene cunicularia* en seca. Estos resultados indican que, aunque los tres LULC están dominadas por especies

residentes, el monte alberga una proporción relativamente mayor de especies migratorias.

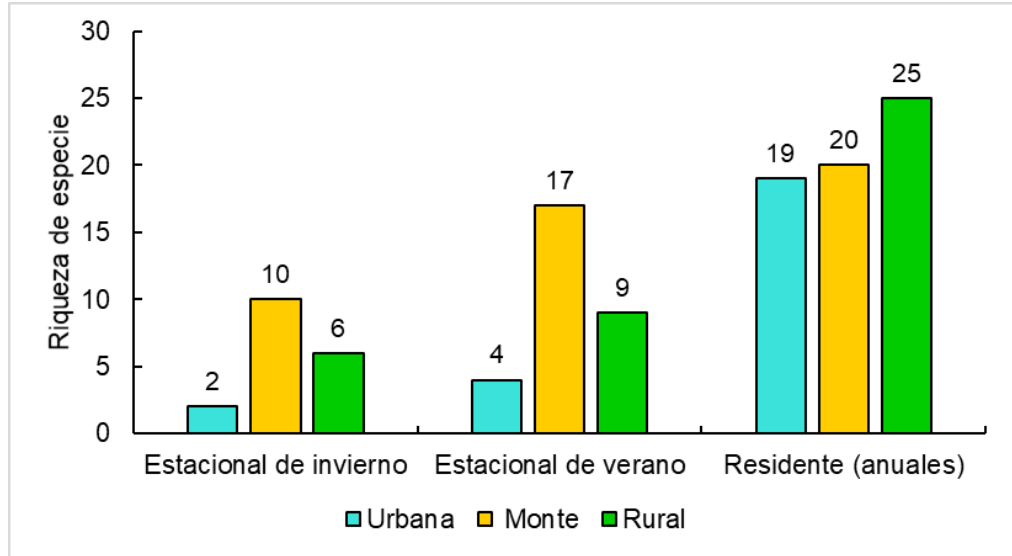


Figura 9. Estatus de residencia de las aves en los LULC urbana, monte y rural.

En relación con la similitud composicional, los índices de Sørensen y Jaccard reflejaron diferencias espaciales asociadas al uso del suelo y variaciones temporales entre estaciones. Entre los LULC, la mayor similitud se observó entre las coberturas rural y urbana (Sørensen = 0,62; Jaccard = 0,44), posiblemente, debido a las características estructurales similares como la abundancia de plantas leñosas exóticas, y con la conectividad entre ambas coberturas, lo que podría favorecer el desplazamiento de algunas especies (Grünwald et al., 2024). Le siguió en similitud la comparación monte–rural (Sørensen = 0,53; Jaccard = 0,36), relacionada con la cercanía espacial de dichas coberturas y, en algunos casos por la presencia de remanentes de vegetación nativa o parches seminaturales dentro de la matriz agrícola (Goijman y Zarco, 2024). La menor similitud se registró entre las coberturas de monte y urbana (Sørensen = 0,44; Jaccard = 0,29), evidenciando una composición más diferenciada del monte (Tabla 1). Este resultado se asociaría con la mayor distancia entre ambos ecosistemas y con diferencias en sus componentes bióticos y estructurales, como la presencia de superficies impermeables, edificios y perturbaciones antrópicas, como el ruido (Liao et al., 2025).

Tabla 1. Valores de similitud en la composición de especies para LULC, calculados mediante los índices de Sørensen y Jaccard. Los valores varían entre 0 (sin especies compartidas) y 1 (composición idéntica).

Índice de similitud de Sørensen			
	Monte	Rural	Urbana
Monte	1.00		
Rural	0.53	1.00	
Urbana	0.44	0.62	1.00
Índice de similitud Jaccard			
Monte	1.00		
Rural	0.36	1.00	
Urbana	0.29	0.44	1.00

A nivel estacional, la similitud entre la estación húmeda y la seca fue intermedia (Sørensen = 0,56; Jaccard = 0,39), lo que indica la presencia de un conjunto de especies compartidas junto con un recambio temporal apreciable (Tabla 2). Este patrón podría estar asociado a la estacionalidad de algunas especies, en respuesta a variaciones temporales en la temperatura, disponibilidad de agua y recursos alimenticios (Simpson et al., 2025). En este estudio, se registraron especies con migración altitudinal que durante el invierno descienden a zonas de menor altitud para evitar las bajas temperaturas de ambientes más elevados, como *Oreotrochilus leucopleurus* y *P. gayi*, las cuales sólo fueron observadas en dicha estación. Asimismo, especies migratorias estivales como *Tyrannus savana* y *Tyrannus melancholicus* se registraron exclusivamente durante el verano.

Tabla 2. Valores de similitud en la composición de especies entre la estación húmeda y seca, estimados mediante los índices de Sørensen y Jaccard. Los valores oscilan entre 0 (ausencia de especies compartidas) y 1 (composición idéntica), y se basan en datos de presencia-ausencia.

Índice de similitud de Sørensen		
	Húmeda	Seca
Húmeda	1.00	
Seca	0.56	1.00
Índice de similitud Jaccard		
Húmeda	1.00	
Seca	0.39	1.00

4.1.3. Gremios tróficos

Los gremios tróficos mostraron variaciones entre LULC y estaciones. En la estación húmeda se registró un mayor número de especies insectívoras y granívoras para los tres LULC (Figura 10). En particular, el monte presentó el mayor número de especies insectívoras, lo que podría estar asociado a la mayor diversidad y disponibilidad de artrópodos en este ambiente, favorecida por una mayor complejidad estructural de la vegetación y una mayor disponibilidad de recursos tróficos y microhábitats (Abdel-Dayem et al., 2023). Este patrón también podría reflejar el aumento de la productividad primaria durante la estación húmeda, lo que favorece indirectamente la disponibilidad de recursos alimenticios para diferentes gremios tróficos. Por otro lado, la cobertura rural presentó la mayor riqueza de especies granívoras, lo cual podría relacionarse con la elevada disponibilidad de semillas, frutos y residuos de cultivos presentes en los sistemas agrícolas, especialmente durante esta estación (Karol et al., 2023).

En cambio, en la estación seca (Figura 11) se observó una leve disminución en el número de especies insectívoras, especialmente en las coberturas de monte y urbana, lo que probablemente esté asociado a la menor actividad y disponibilidad de artrópodos durante el invierno debido a las bajas temperaturas (Mendez, 2024). Por su parte, las granívoras se mantuvieron como uno de los gremios más representados, particularmente en la cobertura rural (Figura 10). Su presencia podría explicarse por la disponibilidad de semillas de flora exótica en el suelo durante el invierno, producto de la dispersión de semillas acumuladas en la hojarasca y en los suelos removidos por las prácticas agrícolas, como los surcos de riego en los cultivos (Pol et al., 2010; Milesi et al., 2019).

Esto permitiría que las especies granívoras dispongan de recursos incluso durante periodos de menor productividad primaria.

Los gremios carnívoro y carroñero mostraron una reducción en el número de especies representadas en la estación seca. La baja representatividad de los carroñeros podría relacionarse con las bajas temperaturas y la menor radiación solar características del invierno. Estas condiciones ralentizan los procesos de descomposición y reducen la emisión de olores provenientes de los cadáveres, señales fundamentales para su localización por parte de estas especies (Wenting et al., 2024). En el caso de los carnívoros, la menor abundancia registrada durante esta estación podría atribuirse a efectos indirectos sobre la disponibilidad de presas, ya que algunas pueden migrar, como ciertas aves, o disminuir su actividad durante el invierno como anfibios y reptiles (Dykstra et al., 2021; Orlando et al., 2024). Asimismo, los nectarívoros se mantuvieron escasamente representados en ambas estaciones. Este patrón podría explicarse por el bajo número de especies nectarívoras presentes en la región y por su estrecha dependencia de la disponibilidad de flores y néctar, recursos que presentan una marcada variabilidad estacional (Fava y Acosta, 2016).

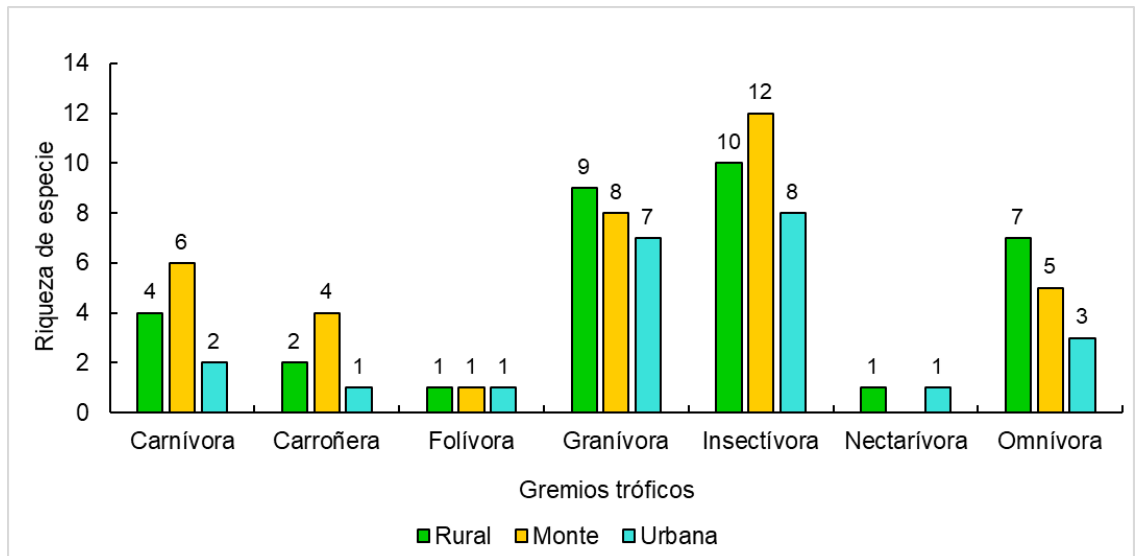


Figura 10. Gremios tróficos de la avifauna para LULC en la estación húmeda.

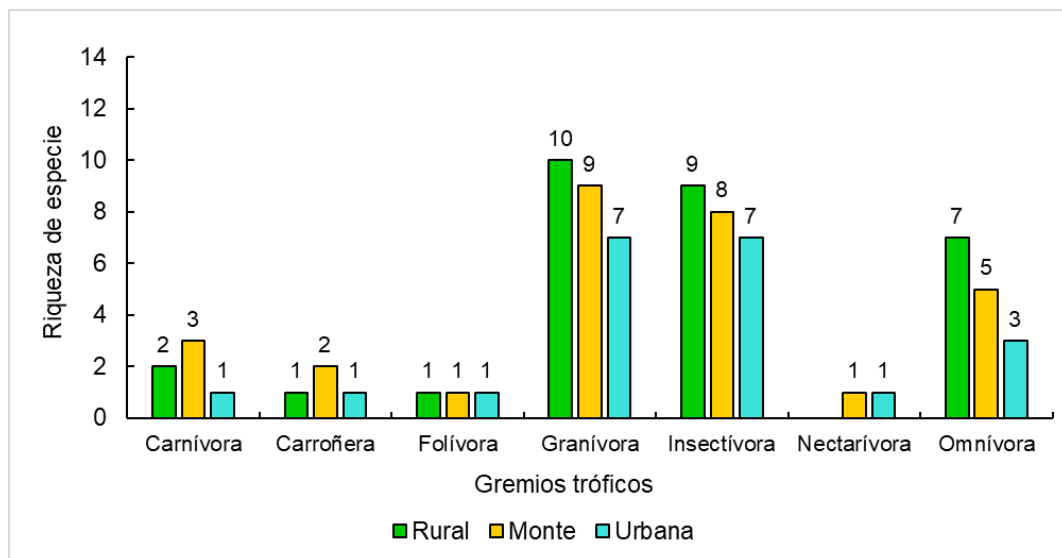


Figura 11. Gremios tróficos de la avifauna para LULC en la estación seca.

4.2. Objetivo 2: Impacto de las variables antrópicas en el ensamble de aves

4.2.1. Riqueza de especies

Los modelos realizados para evaluar la relación entre la riqueza de especies y las diferentes variables antrópicas mostraron resultados significativos únicamente para LULC urbana. En los LULC rural y de monte, ninguna de las variables analizadas presentó efectos significativos en los modelos. En el caso de LULC urbana, el modelo de riqueza de especies indicó que el promedio del ruido máximo tuvo un efecto significativo sobre esta variable ($\beta = -0,076$, $p = 0,032$), lo que sugiere que, a medida que aumentan los niveles de ruido, la riqueza de aves tiende a disminuir (Figura 12). Sin embargo, el modelo explicó una proporción relativamente baja de la variabilidad observada en la riqueza (11,6 %) en el ambiente urbano. Esto sugiere que, aunque el ruido ejerce un efecto significativo, otros factores ambientales o antrópicos también podrían estar influyendo en la riqueza de aves. Este resultado se podría asociar con el comportamiento de evasión de los sitios con altos niveles de ruido antropogénico (superiores a 60 dB) por parte de las aves nativas (Arévalo et al., 2022). En consecuencia, se reduciría el número de especies que habitan este tipo de cobertura, permaneciendo principalmente aves sinantrópicas

(*Columbina picui*, *Pitangus sulphuratus*, *P. maculosa*) y especies exóticas (*P. domesticus*, *M. monachus*, Anthony et al., 2022).

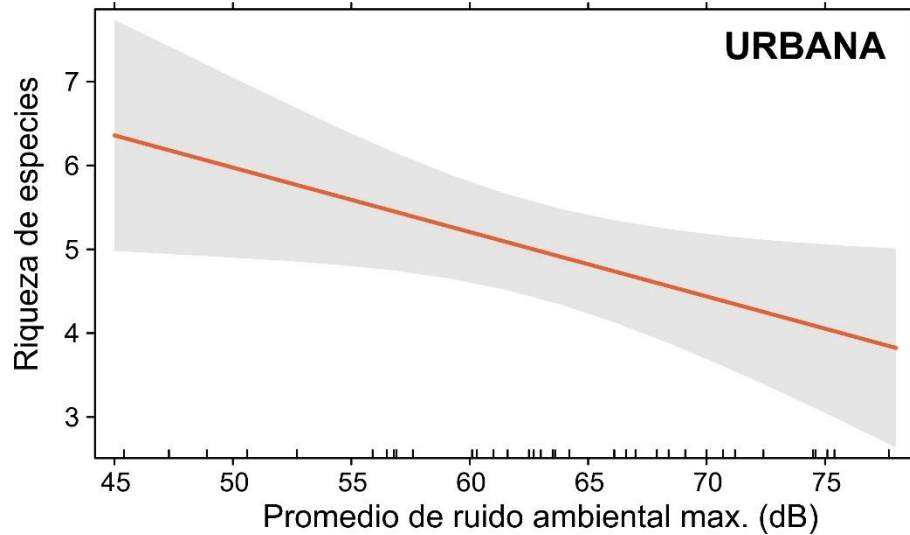


Figura 12. Modelo lineal de la influencia del promedio de ruido máximo sobre la riqueza de especies para el LULC urbana.

4.3.2. Índice de diversidad

Para el LULC urbana, el modelo lineal generalizado indicó que el nivel de ruido promedio máximo (dB) tuvo un efecto significativo sobre el índice de diversidad de Shannon. En particular, el coeficiente asociado al ruido fue negativo y significativo ($\beta = -0,016$; $p = 0,025$), lo que sugiere que, a medida que aumentan los niveles de ruido, la diversidad de aves tiende a disminuir en el ambiente urbano (Figura 13), probablemente debido al estrés que genera los elevados niveles de ruido antrópico (Almarza-Batuecas y Pescador, 2025). Además, la contaminación acústica puede dificultar la comunicación entre las aves debido al enmascaramiento de sus vocalizaciones, lo que altera su capacidad de buscar alimento y reproducirse (Arévalo et al., 2022; Almarza-Batuecas y Pescador, 2025). También aumenta el riesgo de depredación y el tiempo dedicado a la vigilancia y defensa. En consecuencia, puede producir un efecto barrera al impedir que algunas especies de aves accedan a zonas con alta contaminación acústica (Almarza-Batuecas y Pescador, 2025).

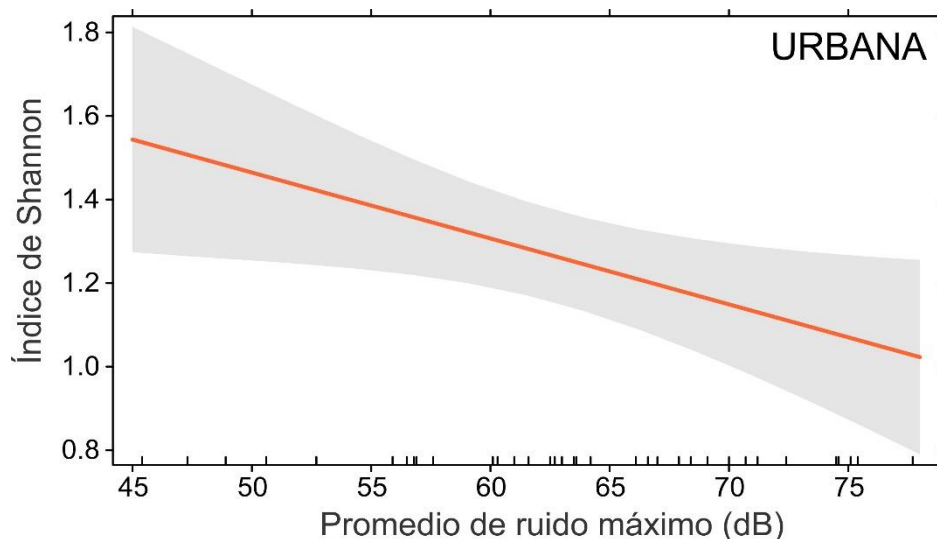


Figura 13. Modelo de la influencia del promedio máximo de ruido en la diversidad de aves para el LULC urbana.

Para el LULC de monte el GLM mostró que el índice de diversidad de Shannon estuvo influenciado significativamente tanto por el promedio de ruido máximo como por la estación del año. En particular, el promedio de ruido máximo presentó un efecto positivo y significativo sobre el índice de Shannon ($\beta = 0,03$; $p = 0,03$), lo que indica que, a medida que aumentan los niveles de ruido, la diversidad de especies tiende a incrementarse ligeramente (Figura 14 a). Es probable que el ruido registrado en la cobertura monte sea de origen biótico, como el canto de las aves o los sonidos producidos por insectos o levemente por el viento. Por lo tanto, los mayores valores de ruido podrían reflejar una mayor diversidad de aves. Asimismo, la estación seca mostró un efecto negativo significativo en comparación con la estación húmeda ($\beta = -0,39$; $p = 0,04$), lo que sugiere que la diversidad de aves es menor durante la estación seca (Figura 14 b). Posiblemente debido a la presencia de aves migratorias estivales y a la actividad reproductiva de la avifauna durante esta estación (Fava et al., 2017).

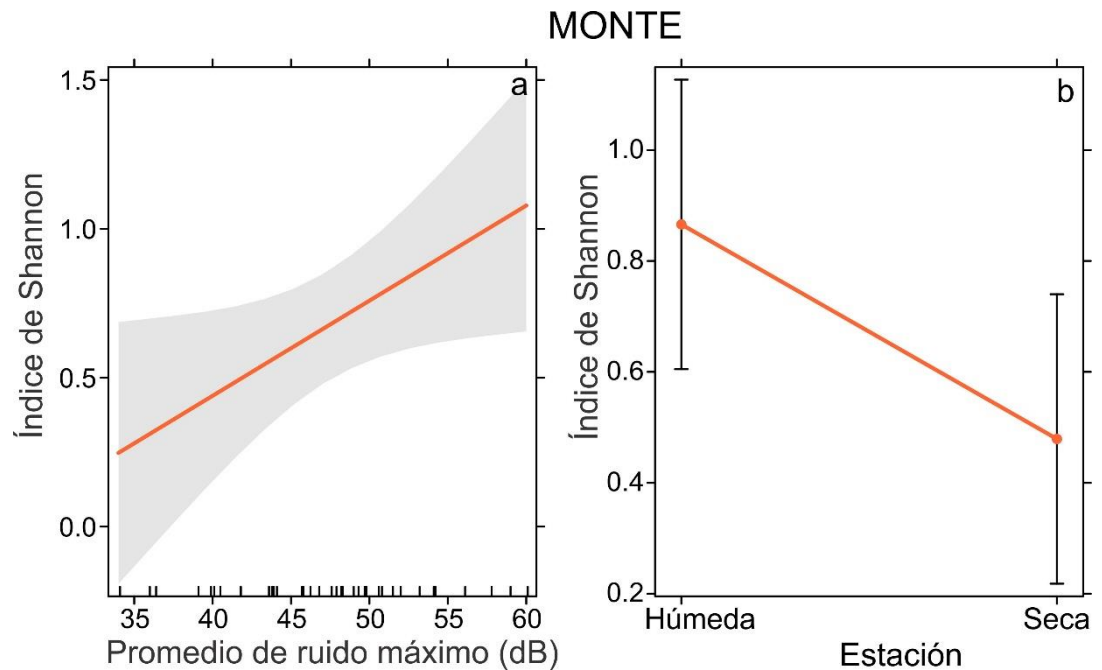


Figura 14. Modelo de la influencia del promedio de ruido máximo (a) y estación (b) en la diversidad de aves para el LULC de monte.

4.3.3. Abundancia de aves

Para el LULC urbana, el modelo binomial negativo indicó que la abundancia de aves estuvo significativamente influenciada por el promedio de ruido max., la estación y numero de peatones (Figura 15). Donde el promedio de ruido máx. presentó un efecto negativo ($\beta = -0,024$; $p = 0,019$), es decir que, a mayores niveles de ruido, la abundancia de aves tiende a disminuir (Figura 15 a). Esto podría explicarse por cambios en el comportamiento de las aves, particularmente la evitación de zonas con alta perturbación acústica asociada a la actividad antrópica y al tráfico vehicular (Engel et al., 2024). Asimismo, el ruido puede provocar enmascaramiento de canto y llamadas de las aves, fundamentales para su comunicación interespecífica e intraespecífica, detección y defensa contra depredadores (Engel et al., 2024). En relación con la estación, se registró una mayor abundancia durante la estación seca en comparación con la húmeda ($\beta = 0,320$; $p = 0,050$; Figura 15 b). Esto podría estar asociado al efecto de isla de calor en la cobertura urbana, debido a la presencia de infraestructuras y a la actividad antrópica, que generan una mayor retención de calor en comparación con las otras coberturas (Huang et al., 2022). Dicha situación adquiere relevancia en San Juan, donde las condiciones de

aridez y la amplitud térmica acentúan estos efectos. En consecuencia, durante la estación seca, en la cobertura urbana se formaría un microclima que favorecería la búsqueda de alimento y refugio por parte de la avifauna. Finalmente, el número de peatones mostró un efecto significativo ($\beta = 0,019$; $p = 0,002$; Figura 15 c), indicando que la abundancia aumenta en sitios con mayor presencia humana. Este resultado podría vincularse con una mayor disponibilidad de recursos de origen antrópico, como restos de alimento o modificaciones del hábitat que favorecen a especies oportunistas (Pérez-González et al., 2024).

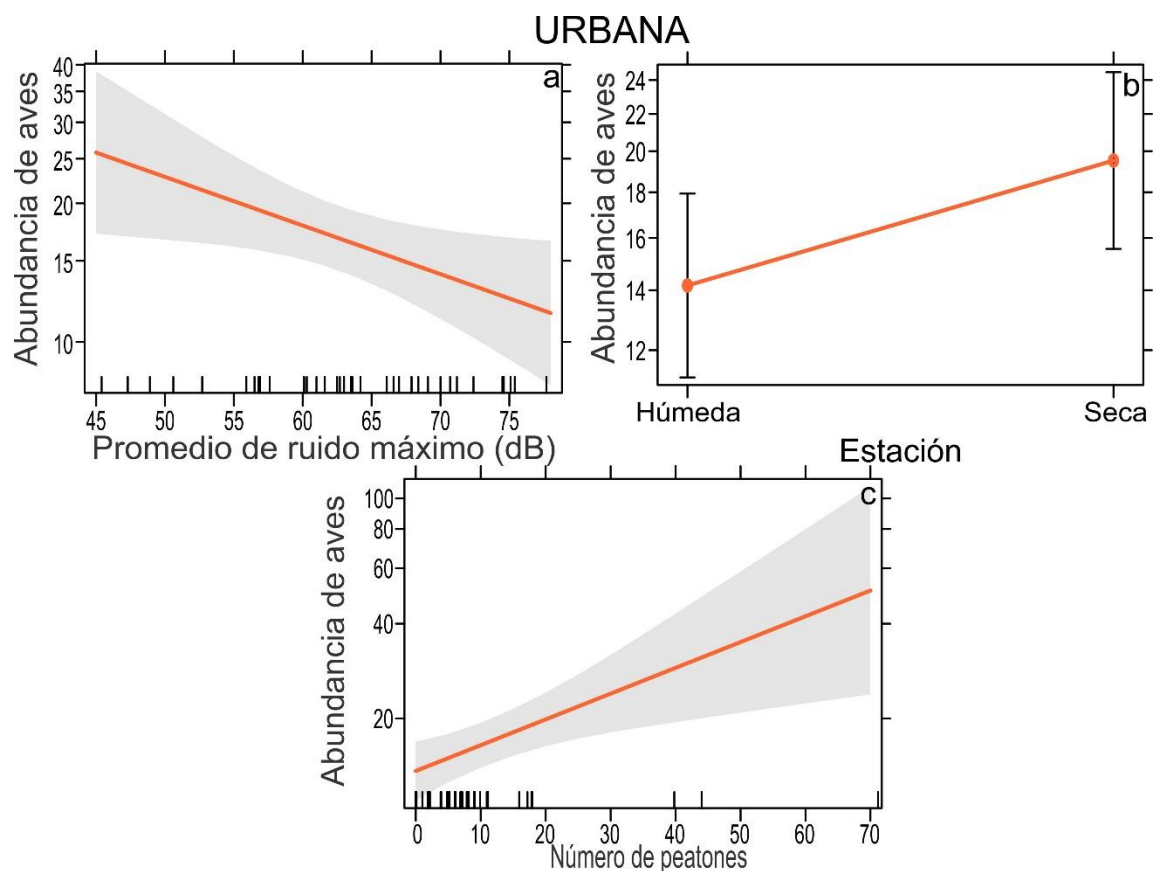


Figura 15. Modelo de la influencia del promedio de ruido máximo (a), estación (b) y número de peatones (c) en la abundancia absoluta de aves para el LULC urbana.

Para el LULC monte, el modelo binomial negativo indicó que la abundancia de aves estuvo influenciada por el promedio del ruido mínimo (Figura 16). En particular, esta variable presentó un efecto positivo y significativo ($\beta = 0,076$; $p = 0,019$). Esto concuerda con el estudio de Arévalo et al. (2022), en el cual la abundancia de aves nativas, tales

como *Sturnella loyca*, *Diuca diuca* y *Zonotrichia capensis*, especies nativas de San Juan, se observaron en los sitios con promedio de ruido menores a 55 dB. Por otro lado, el ruido registrado en esta cobertura puede ser originado por la actividad biológica, como el canto de las aves, indicando una mayor abundancia de las mismas. En el LULC rural, ninguna de las variables analizadas presentó efectos significativos en el modelo.

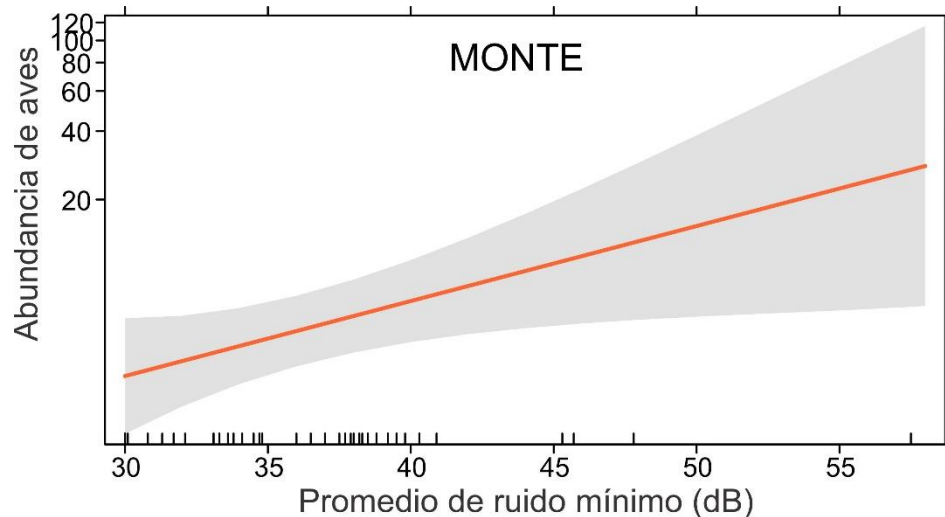


Figura 16. Modelo de la influencia del promedio de ruido mínimo en la abundancia absoluta de aves para el LULC monte.

4.3 Objetivo 2: Influencia de las variables climáticas y estructurales del paisaje en las comunidades de aves.

Los GLM evidenciaron que la temperatura ambiental y las categorías de cobertura influyen significativamente en la comunidad de aves (Figuras 17, 18 y 19). En los tres parámetros analizados, la riqueza de especies, diversidad (Índice de Shannon) y abundancia la temperatura ambiental tuvo un efecto negativo, indicando que a medida que aumenta, estos disminuyen (riqueza: $\beta = -0,082$; $p = 0,009$, Figura 17 a; diversidad: $\beta = -0,014$; $p = 0,042$, Figura 18 a; abundancia: $\beta = -0,039$; $p < 0,001$, Figura 19 a). Este patrón se podría asociar con la disminución de la actividad de la avifauna con el aumento de la temperatura. Con el fin de evitar el sobrecalentamiento corporal y por ende la deshidratación, ya que, sus comportamientos termorreguladores incluyen la pérdida de agua por evaporación para enfriarse como el jadeo o la urohidrosis (Scarpelli et al., 2023;

Levillain et al., 2025). Por otro lado, las elevadas temperaturas pueden reducir el éxito reproductivo de las aves y disminuir la disponibilidad de alimentos (Levillain et al., 2025).

En cuanto a las categorías de cobertura, solo el suelo desnudo mostró un efecto negativo en relación a las otras categorías, asociado a una marcada reducción de la riqueza, diversidad y abundancia (riqueza: $\beta = -3,832$; $p < 0,001$, Figura 17 b; diversidad: $\beta = -0,809$; $p < 0,001$, Figura 18 b; abundancia: $\beta = -1,132$; $p < 0,001$, Figura 19 b). Esto podría explicarse por la menor disponibilidad de recursos tróficos y sitios de refugios debido a la ausencia de vegetación (Lituma et al., 2022). Además, el suelo desnudo reduce la posibilidad de camuflaje en las aves, lo que podría incrementar su exposición a depredadores, reduciendo la permanencia de las aves en estos ambientes (Kaempfer et al., 2022). No obstante, algunas especies como *Zenaida auriculata* y *C. picui*, pueden favorecerse del suelo desnudo debido a una mayor visibilidad de alimento, como las semillas, y un mejor camuflaje por su plumaje gris (Leveau, 2024). Por el contrario, las coberturas arbustiva, herbácea y suelo urbanizado no presentaron diferencias significativas entre sí ($p > 0,05$). Finalmente, la abundancia de aves aumentó con el porcentaje de cobertura ($\beta = 0,011$; $p = 0,035$), indicando que una mayor cobertura vegetal se asocia con un incremento en la abundancia (Figura 19 c). Esto podría atribuirse a la mayor disponibilidad de sitios de anidación y de recursos tróficos que proporcionan las coberturas (Hanle et al., 2020). A su vez, la cobertura vegetal provee sombra y favorece la acumulación de hojarasca y semillas, contribuyendo al mantenimiento de la humedad y generando un microclima que puede amortiguar los estresores abióticos, como las altas temperaturas, que afectan a las aves (Hanle et al., 2020; Hillier-Weltman et al., 2025).

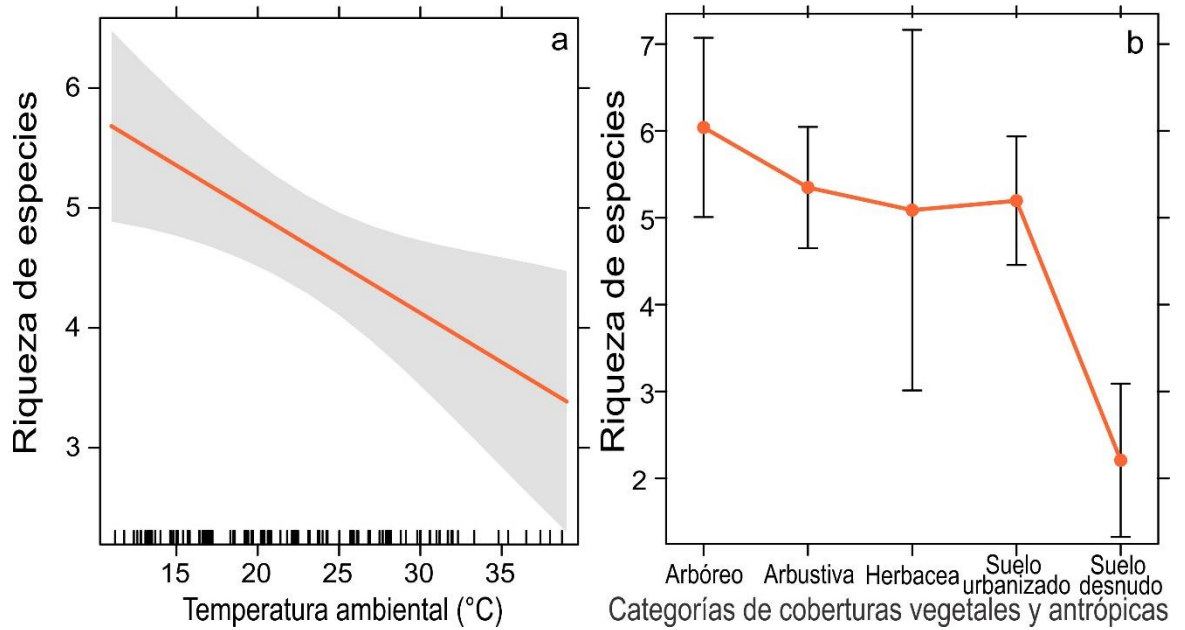


Figura 17. Modelo de la influencia de la temperatura ambiental (a) y las categorías de cobertura (b) en la riqueza de especies.

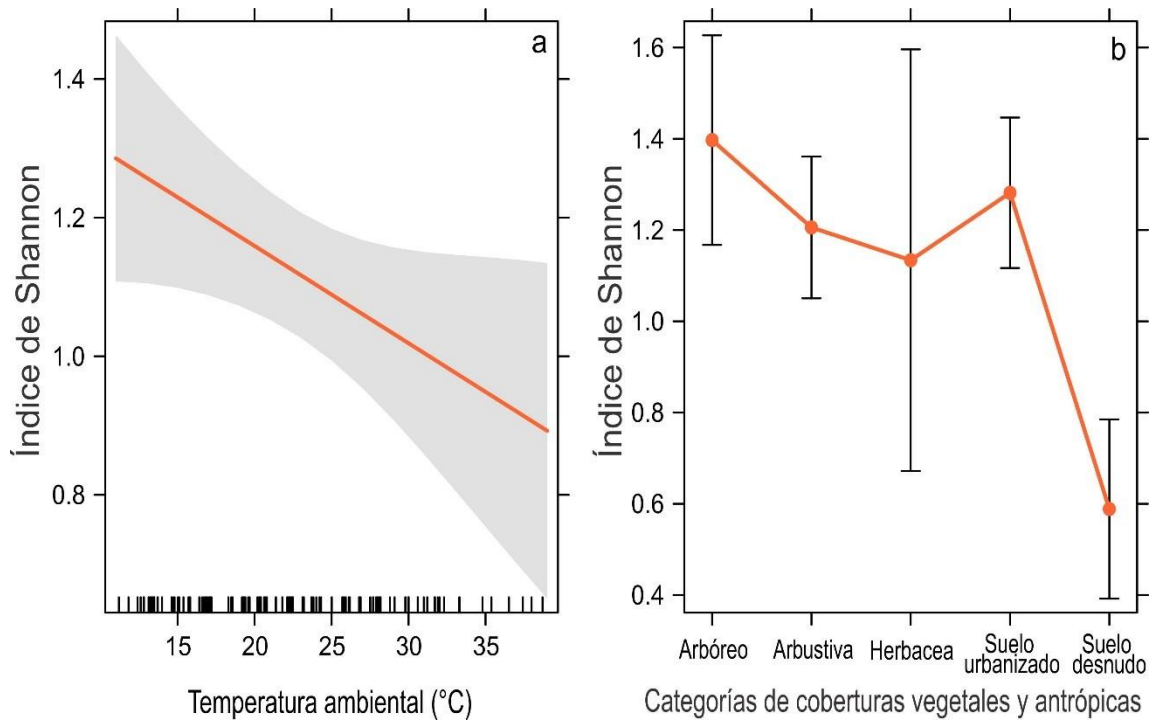


Figura 18. Modelo de la influencia de la temperatura ambiental (a) y las categorías de cobertura (b) en la diversidad de aves.

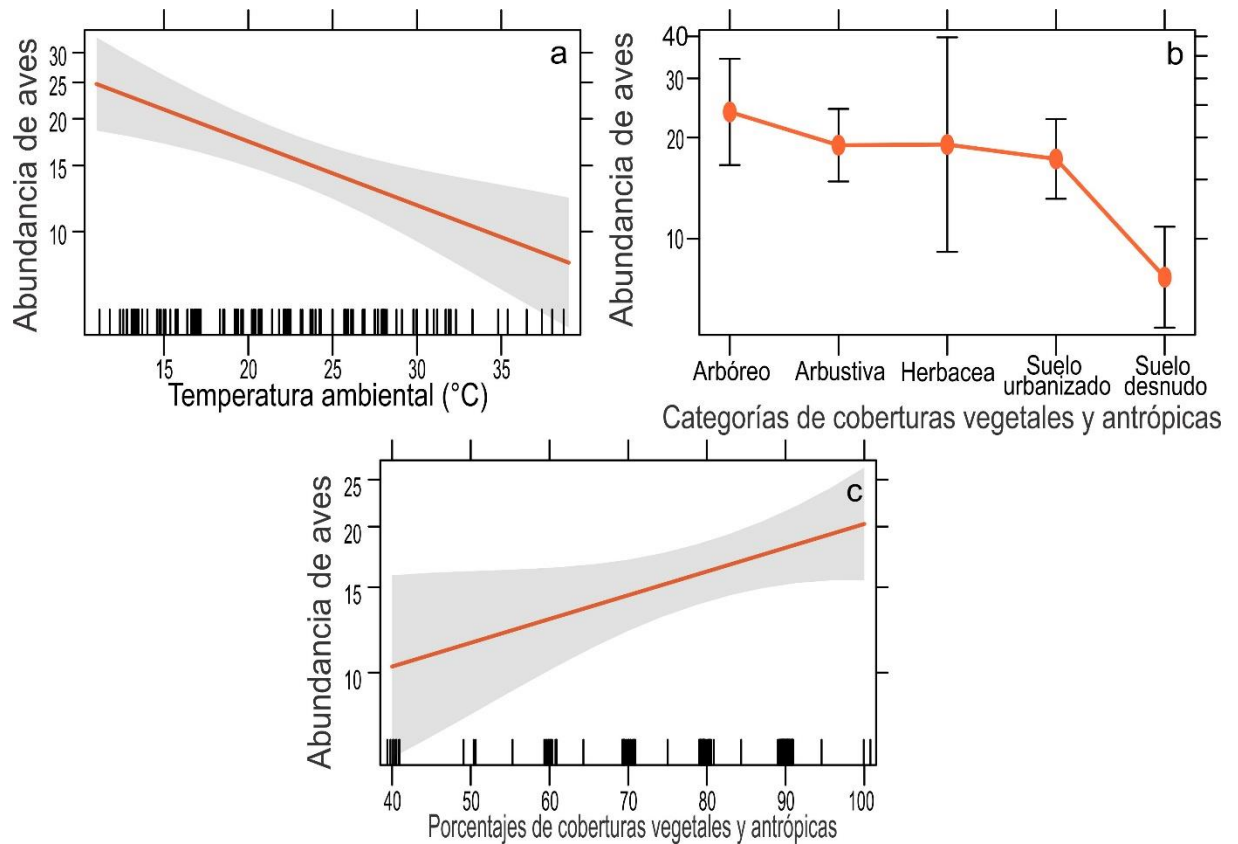


Figura 19. Modelo de la influencia de la temperatura ambiental (a), las categorías de cobertura (b) y porcentaje de cobertura (c) en la abundancia de aves.

En cuanto a la riqueza de especies y la diversidad, la estructura del paisaje no mostró una influencia significativa de la altura máxima de la vegetación ni del tipo de estrato en las diferentes categorías de LULC.

Finalmente, la abundancia de aves tampoco estuvo influenciada por estas variables en los LULC urbana y rural. Sin embargo, en la cobertura de monte se observó que la altura máxima de la vegetación ejerció un efecto positivo significativo sobre la abundancia de aves ($\beta = 0,155 \pm 0,077$; $p = 0,044$), evidenciando que esta aumenta a medida que se incrementa la altura de la vegetación (Figura 20). Esto podría explicarse por la mayor complejidad estructural del monte, la cual provee un mayor número de nichos tróficos y sitios de nidificación a distintas alturas, generando una mayor heterogeneidad de hábitats y disponibilidad de recursos, como biomasa de invertebrados (Remeš y Harmáčková, 2018; Rahman et al., 2025). En conjunto, estos factores

incrementan la energía disponible en el sistema, favoreciendo la coexistencia de un mayor número de individuos y, en consecuencia, aumenten de la abundancia de aves (Remeš y Harmáčková, 2018).

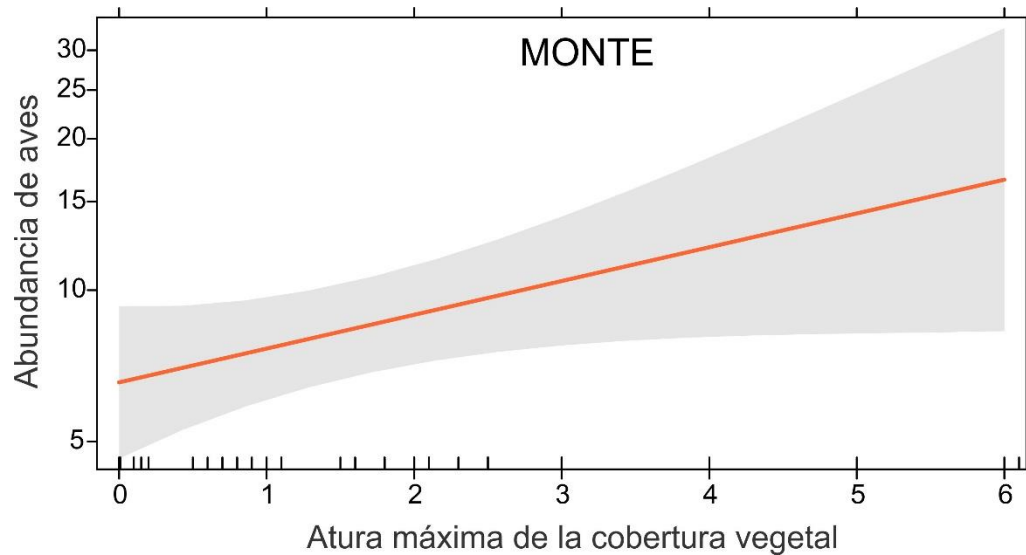


Figura 20. Modelo de la influencia de la altura máxima de la cobertura vegetal en la abundancia de aves para el monte.

5. CONCLUSIONES

Hipótesis 1: *La estructura del paisaje relacionada con la cantidad de superficie impermeable, cobertura del dosel y estructura vertical, influyen en la abundancia y riqueza de especies de aves, aumentando la presencia de especies generalistas y la homogeneización de las comunidades de aves.*

Los resultados obtenidos permitieron concluir que los diferentes LULC afectan a los ensamblajes de aves Valle de Tulum, Ullúm, Zonda y sus alrededores. En los LULC rural y urbana las comunidades de aves fueron más diversas, aunque se observó una homogeneización de las mismas, con predominio de especies sinantrópicas y una baja redundancia funcional de los gremios tróficos, tales como polinización, control de poblaciones y eliminación de carroña, esenciales para el ecosistema. En cambio, el monte presentó comunidades de aves menos diversas con gremios tróficos más heterogéneos y un mayor número de especies estacionales de verano e invierno, a

diferencia de los LULC rural y urbana. Esto destaca la importancia de conservar los ecosistemas de monte, ya que estos funcionan como hábitats clave y sitios de refugio para las aves migratorias. Además, es esencial la conservación del monte debido a que se registró una distribución más equitativa de las abundancias y mayor riqueza registrada en comparación con las coberturas urbana y rural.

En relación con las perturbaciones antrópicas se observó respuestas contrastantes de los ensambles de aves de los LULC monte y urbana. En cambio, en el rural no se detectaron efectos significativos de las perturbaciones antrópicas sobre las comunidades de aves, lo que sugiere la necesidad de incorporar en estudios posteriores otras variables que podrían estar afectando a la avifauna que habita en este sitio.

Entre las variables climáticas, la temperatura ambiental fue el principal factor estructurante de las comunidades de aves presentes en los tres LULC estudiados (monte, rural y urbana), mientras que, la humedad relativa y la velocidad del viento no mostraron un efecto significativo. Por otro lado, la estructura del paisaje cumple un rol importante en las comunidades de aves, lo cual se explica por diversos factores:

- El efecto positivo del porcentaje de cobertura dominante en la abundancia de aves.
- El impacto negativo del suelo desnudo en la riqueza, diversidad y abundancia de la avifauna.
- El rol fundamental que cumple la altura máxima de la vegetación en la abundancia y riqueza de aves que habitan en el monte.

5.1. Sugerencias y Recomendaciones

















- **Conservación del monte nativo:** Se recomienda promover su conservación, evitando su fragmentación e incorporándolo en los planes de ordenamiento territorial, dado su rol clave como reservorio de biodiversidad. Asimismo, se sugiere la


































restauración de parches degradados y la protección de áreas de monte sin intervención humana, a fin de conservar las especies de aves nativas.




































- **Planificación urbana sostenible:** Se sugiere implementar estrategias de planificación urbana sostenible que limiten la expansión desordenada de las áreas urbanas y favorezcan la conservación de corredores ecológicos que faciliten el desplazamiento de la fauna, contribuyendo a reducir la homogeneización biológica.
- **Control de contaminación acústica:** Se considera necesario establecer regulaciones y medidas de control de la contaminación acústica en ambientes urbanos, en función de su impacto negativo sobre la riqueza, diversidad y abundancia de aves.
- **Incremento de infraestructura verde:** Se recomienda incrementar la infraestructura verde en las ciudades mediante la reforestación de espacios verdes con flora nativa y el diseño de espacios verdes conectados que contribuyan a la conservación de la biodiversidad y al aumento de aves nativas.
- **Monitoreo ambiental:** Se sugiere fortalecer los programas de monitoreo ambiental, utilizando a las aves como bioindicadores para evaluar los cambios en la calidad ambiental y la efectividad de las políticas de gestión.
- **Gestión del paisaje rural:** Se recomienda promover prácticas de manejo sostenible en áreas rurales, fomentando enfoques agroecológicos que reduzcan el uso de pesticidas y fertilizantes químicos, e incorporando áreas naturales y seminaturales en los espacios productivos, con el fin de aumentar la heterogeneidad del paisaje y mitigar los efectos de la simplificación ambiental.
- **Educación ambiental:** Se propone desarrollar actividades de educación ambiental, tales como talleres dirigidos a la población, con el fin de concientizar sobre la importancia de estos ecosistemas y promover la conservación de la biodiversidad a nivel provincial.




















6. APÉNDICES

Listado de las especies de aves registradas en las diferentes LULC, indicando familia, nombre científico y común, gremio trófico (según bibliografía) y presencia en cada tipo de cobertura (rural, urbana y monte).

Familia	Nombre científico	Nombre común	Gremio trófico	Coberturas LULC		
				Rural	Urbana	Monte
Accipitridae	<i>Circus buffoni</i>	Gavilán planeador	Carnívoro (Montalvo y Fernández, 2019)			
	<i>Circus cinereus</i>	Gavilán ceniciento	Carnívoro (Figueroa y Corales, 2024)			
	<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Aguilucho alas largas	Carnívoro (Barham, 2023)			
	<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	Águila mora	Carnívoro (Montalvo y Fernández, 2019)			
	<i>Parabuteo unicinctus</i>	Gavilán mixto	Carnívoro (Leveau, 2021)			
Apodidae	<i>Aeronautes andecolus</i>	Vencejo blanco	Insectívoro (Manrique et al., 2019)			
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Jote cabeza colorada	Carroñero (Platt y Rainwater, 2023)			
	<i>Coragyps atratus</i>	Jote cabeza negra	Carroñero (Platt y Rainwater, 2023)			
	<i>Vultur gryphus</i>	Cóndor	Carroñero (Duclos et al., 2020)			
Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Tero común	Insectívoro (Camín et al., 2022)			
Columbidae	<i>Columba livia</i>	Paloma doméstica	Granívoro (Aslam et al., 2021)			
	<i>Columbina picui</i>	Torcacita común	Granívoro (Reati et al., 2023)			
	<i>Metriopelia melanoptera</i>	Palomita cordillerana	Granívoro (González et al., 2020)			
	<i>Patagioenas maculosa</i>	Paloma manchada	Granívoro (Camín et al., 2022)			

	<i>Zenaida auriculata</i>	Torcaza común	Granívoro (Gorosito y Cueto, 2020)			
Cotingidae	<i>Phytotoma rutila</i>	Cortarramas	Folívoro (Bosque y Bucher, 2017)			
Cuculidae	<i>Guira guira</i>	Pirincho	Carnívoro (Oliveira et al., 2022)			
Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	Carancho	Carroñero (Godoy et al., 2020)			
	<i>Falco femoralis</i>	Halcón aplomado	Carnívoro (Nunes y Blanco-Pérez, 2020)			
	<i>Falco peregrinus</i>	Halcón peregrino	Carnívoro (Gutiérrez-Tapia et al., 2018)			
	<i>Falco sparverius</i>	Halconcito colorado	Carnívoro (Gutiérrez-Tapia et al., 2018)			
	<i>Milvago chimango</i>	Chimango	Carroñero (Gallego-García et al., 2024)			
Fringillidae	<i>Spinus magellanicus</i>	Cabecitanegra común	Granívoro (Camín et al., 2022)			
Furnariidae	<i>Asthenes baeri</i>	Canastero chaqueño	Insectívoro (Remsen, 2020).			
	<i>Asthenes modesta</i>	Canastero pálido	Insectívoro (Gorosito y Cueto, 2020)			
	<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	Canastero coludo	Insectívoro (Gorosito y Cueto, 2020)			
	<i>Furnarius rufus</i>	Hornero común	Insectívoro (Brandán Fernández et al., 2018)			
	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Trepador chico	Insectívoro (Quiroga et al., 2018)			
	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	Coludito cola negra	Insectívoro (Gómez et al., 2021)			
	<i>Phleocryptes melanops</i>	Junquero	Insectívoro (Manrique et al., 2019)			
	<i>Pseudasthenes steinbachi</i>	Canastero castaño	Insectívoro (Remsen, 2020).			
	<i>Pseudoseisura lophotes</i>	Cachalote castaño	Omnívoro (Salvador, 2017)			
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina barranquera	Insectívoro (Gutiérrez-Tapia et al., 2018)			
Icteridae	<i>Agelaioides badius</i>	Tordo músico	Omnívoro (Poliserpi, 2021)			

	<i>Molothrus bonariensis</i>	Tordo renegrido	Omnívoro (Manrique et al., 2019)			
	<i>Sturnella loyca</i>	Loica común	Omnívoro (Gutiérrez-Tapia et al., 2018)			
Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	Calandria grande	Omnívoro (Piassi et al., 2022)			
Motacillidae	<i>Anthus correndera</i>	Cachirla común	Insectívoro (Villaseñor et al., 2021)			
Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Chingolo	Granívoro (Gorosito y Cueto, 2020)			
Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	Gorrión	Omnívoro (Gorosito y Cueto, 2020)			
Picidae	<i>Colaptes melanochloros</i>	Carpintero real	Insectívoro (Vizentin-Bugoni et al., 2024)			
	<i>Melanerpes candidus</i>	Carpintero blanco	Insectívoro (Smith et al., 2024)			
Psittacidae	<i>Myiopsitta monachus</i>	Cotorra argentina	Granívoro (Mazzoni et al., 2021)			
Rhinocryptidae	<i>Rhinocrypta lanceolata</i>	Gallito copetón	Insectívoro (Gómez et al., 2021)			
Strigidae	<i>Athene cucularia</i>	Lechucita vizcachera	Carnívoro (Luque-Fernández, 2020)			
Thraupidae	<i>Diuca diuca</i>	Diuca común	Granívoro (Gorosito y Cueto, 2020)			
	<i>Embernagra platensis</i>	Verdón	Omnívoro (Beltzer, 2023)			
	<i>Phrygilus gayi</i>	Comesebo andino	Granívoro (Gorosito y Cueto, 2020)			
	<i>Sicalis flaveola</i>	Jilguero dorado	Granívoro (Camín et al., 2022)			
	<i>Sicalis luteola</i>	Misto	Granívoro (Villaseñor et al., 2021)			
	<i>Sicalis olivascens</i>	Jilguero oliváceo	Granívoro (Manrique et al., 2019)			
	<i>Sporophila caeruleascens</i>	Corbatita común	Granívoro (Reati et al., 2023)			
	<i>Sporophila collaris</i>	Corbatita dominó	Granívoro (Ilha y Ragusa-Netto, 2023)			
Tinamidae	<i>Eudromia elegans</i>	Martineta copetona	Granívoro (Gómez et al., 2021)			
Trochilidae	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Picaflor común	Nectarívoro (Gauto Colman y Vetter Hiebert, 2019)			

	<i>Oreotrochilus leucopleurus</i>	Picaflor andino	Nectarívoro (Medel et al., 2022)			
<i>Troglodytidae</i>	<i>Troglodytes aedon</i>	Ratona común	Insectívora (Brandán Fernández et al., 2018)			
<i>Tyrannidae</i>	<i>Hymenops perspicillatus</i>	Pico de plata	Insectívoro (Gorosito y Cueto, 2020)			
	<i>Muscisaxicola rufivertex</i>	Dormilona gris	Insectívoro (Farnsworth et al., 2020)			
	<i>Ochthoeca leucophrys</i>	Pitajo gris	Insectívoro (González et al., 2020)			
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Pito Juan	Omnívoro (Brandán Fernández et al., 2018)			
	<i>Serpophaga nigricans</i>	Piojito gris	Insectívoro (De Magalhães Tolentino et al., 2023)			
	<i>Serpophaga subcristata</i>	Piojito tiquitiqui	Insectívoro (Gómez, 2022)			
	<i>Stigmatura budytoides</i>	Calandrita	Insectívoro (Gómez, 2022)			
	<i>Suiriri suiriri</i>	Suirirí gris	Insectívoro (Cardoso et al., 2023)			
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Suirirí real	Insectívoro (Camín et al., 2022)			
	<i>Tyrannus savana</i>	Tijereta	Insectívoro (Camín et al., 2022)			
	<i>Xolmis coronatus</i>	Monjita coronada	Insectívoro (Da Silva Mohr et al., 2020)			
<i>Xolmis irupero</i>	Monjita blanca	Insectívoro (Da Silva et al., 2021)				

7. BIBLIOGRAFÍA

- Abdel-Dayem, M. S., Sharaf, M. R., Majer, J. D., Al-Sadoon, M. K., Soliman, A. M., Aldawood, A. S., Aldhafer H. M., & Orabi, G. M. (2023). Does a rural-urban gradient affect beetle assemblages in an arid ecosystem? *Diversity*, 15(2), 303. <https://doi.org/10.3390/d15020303>
- Afuye, G. A., Nduku, L., Kalumba, A. M., Santos, C. A. G., Orimoloye, I. R., Ojeh, V. N., Thamaga K. H., & Sibandze, P. (2024). Global trend assessment of land use and land cover changes: A systematic approach to future research development and planning. *Journal of King Saud University-Science*, 103262. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2024.103262>

- Alba, R., Marcolin, F., Assandri, G., Ilahiane, L., Cochis, F., Brambilla, M., Rubolini, D., & Chamberlain, D. (2025). Different traits shape winners and losers in urban bird assemblages across seasons. *Scientific Reports*, 15(1), 16181. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-00350-6>
- Albuquerque, F. S., Bateman, H. L., Boehme, C., Allen, D. C., & Cayuela, L. (2021). Variation in temperature, precipitation, and vegetation greenness drive changes in seasonal variation of avian diversity in an urban desert landscape. *Land*, 10(5), 480. <https://doi.org/10.3390/land10050480>
- Almarza-Batuecas, P., & Pescador, M. (2025). Noise Pollution and Urban Birds Breeding in the Center of the Iberian Peninsula: Effects on Diversity and Abundance. *Diversity*, 17(5), 338. <https://doi.org/10.3390/d17050338>
- Anthony, F. M., & Tiwari, G. (2022). Anthropogenic noise reduces bird species richness and diversity along a Rur-urban gradient: A case study from a city in central India during nationwide lockdown amid COVID-19. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences| JBES*, 20(1), 1-9. [10.5281/zenodo.7398334](https://doi.org/10.5281/zenodo.7398334)
- Arévalo, C., Amaya-Espinel, J. D., Henríquez, C., Ibarra, J. T., & Bonacic, C. (2022). Urban noise and surrounding city morphology influence green space occupancy by native birds in a Mediterranean-type South American metropolis. *Scientific reports*, 12(1), 4471. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-08654-7>
- Aslam, M. W., Wajid, M., Waheed, A., Ahmad, S., Jafar, K., Akmal, H., Khan T., & Khan, M. S. (2021). Revision of some mensural measurements, food preference, and haematological parameters in breeding pairs of blue rock pigeon, *Columba livia* sampled from punjab Pakistan. *Brazilian Journal of Biology*, 83, e252059. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.252059>
- Awoyemi, A. G. (2025). Effects of urbanization on avian diversity and human nature interactions in tropical environments (Doctoral dissertation, Universidad de Granada).
- Barham, M. T. (2023). Nesting Success and Food Habits of Breeding White-Tailed Hawks (*Geranoaetus albicaudatus*) in South Texas (Doctoral dissertation, Texas A&M University).
- Beltzer, A. H. (2023). Biología Alimentaria Del Verdon Común Embernagra Platensis Platensis (aves: Emberizidae) En El Valle Aluvial Del Río Paraná Medio, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 1 (1), 4.
- Bernat-Ponce, E., Gil-Delgado, J. A., & Guijarro, D. (2018). Factors affecting the abundance of House Sparrows *Passer domesticus* in urban areas of southeast of Spain. *Bird Study*, 65(3), 404-416. <https://doi.org/10.1080/00063657.2018.1518403>
- Bosque, C., & Bucher, E. H. (2017). The diet of nestling and breeding White-tipped Plantcutters (*Phytotoma rutila*). *Emu-Austral Ornithology*, 117(2), 194-198. <https://doi.org/10.1080/01584197.2017.1293475>
- Brandán Fernández, Z. J., Navarro, C. I., Marigliano, N. L., & Antelo, C. M. (2018, octubre). Avifauna asociada a sectores de bosques ribereños con modificaciones antropogénicas (Río Salí, Tucumán, Argentina): Gremios de alimentación. *Nótulas Faunísticas (segunda serie)*, 250. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. <https://fundacionazara.org.ar/img/notulas-faunisticas/articulos/notula-250.pdf>
- Cabrera-Meléndez, J. L., Iparraguirre-León, D., Way, M., Valenzuela-Oré, F., & Montesinos-Tubée, D. B. (2022). The applicability of similarity indices in an ethnobotanical study of medicinal plants from three localities of the Yunga district, Moquegua region, Peru. *Ethnobotany Research and Applications*, 24(16). <http://dx.doi.org/10.32859/era.42.16.1-17>

- Callaghan, C. T., Santini, L., Spake, R., & Bowler, D. E. (2024). Population abundance estimates in conservation and biodiversity research. *Trends in Ecology & Evolution*, 39(6), 515-523. [10.1016/j.tree.2024.01.012](https://doi.org/10.1016/j.tree.2024.01.012)
- Camín, S. R., Figini, I., & Marone, L. (2022). ¿Predicen los rasgos biológicos de las aves su ocupación del gradiente de urbanización en el Área Metropolitana de Mendoza? <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.3.0.1862>
- Capllonch, P., Ortiz, F. D., & Lobo Allende, R. (2020). AVES DE LA PREPUNA DEL NOROESTE DE ARGENTINA. *Nótulas Faunísticas (segunda serie)*, 290. Disponible en: <https://www.fundacionazara.org.ar/img/notulas-faunisticas/articulos/notula-290.pdf>
- Cardoso, C. O., Sales, D. D. S., Nascimento, M. D. S., Siqueira, A. J. D. S., Pereira, O. A., Dos-Santos, S. S., Dos-Santos, F. D. C. V., Carneiro, P.-B. de M., & Guzzi, A. (2023). Space-time patterns and drivers of migrant bird communities in coastal Piauí State, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 71(1). <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v71i1.47300>
- Carral-Murrieta, C. O., García-Arroyo, M., Marín-Gómez, O. H., Sosa-López, J. R., & MacGregor-Fors, I. (2020). Noisy environments: untangling the role of anthropogenic noise on bird species richness in a Neotropical city. *Avian Research*, 11, 1-7. <https://doi.org/10.1186/s40657-020-00218-5>
- Coria, O. R., Quiroga, O. B., Navarro, J. L., Heredia, J., Torres, R., & Lima, J. (2021). Lista actualizada de las aves de Santiago del Estero, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana*, 42-143. <https://doi.org/10.30550/j.azl/2021.65.1/2021-03-16>
- Crawley, M. J. (2007). *The R book*. John Wiley & Sons.
- Da Silva Mohr, L. R., Mohr, A. R., Bianchini, C. D., & Périco, E. (2020). Range expansion of black-crowned monjita *Xolmis coronatus* (aves: tyrannidae) in south Brazil: records in an important bird area. *Oecologia Australis*, 24(1). <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2401.20>
- Da Silva, C., Ruiz-Esparza, J., da Silva, F. O., de Azevedo, C. S., & de Souza Ribeiro, A. (2021). Can guava monocultures (*Psidium guajava* L.) function as refuge for bird conservation? *Neotropical Biology and Conservation*, 16(4), 475-491. [10.3897/neotropical.16.e70296](https://doi.org/10.3897/neotropical.16.e70296)
- Davies, A. B., & Asner, G. P. (2014). Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in ecology & evolution*, 29(12), 681-691. [10.1016/j.tree.2014.10.005](https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.005)
- De Albuquerque, M. A., do Nascimento, E. R., de Oliveira Barros, K. N. N., & Barros, P. S. N. (2022). Comparison between similarity coefficients with application in forest sciences. *Research, Society and Development*, 11(2). <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i2.26046>
- De Magalhães Tolentino, V. C., Baesse, C. Q., De Melo, C., & Vasconcelos, H. L. (2023). Annotated checklist of birds from Triângulo Mineiro and Alto Paranaíba in southeastern Brazil. *Check List*, 19(6), 909-963. <https://doi.org/10.15560/19.6.909>
- Deng, S., Beale, C. M., & Thomas, C. D. (2025). Alpha, beta and gamma diversity in relatively natural, mixed and transformed landscape scenarios. *Ecography*, e08324. <https://doi.org/10.1002/ecog.08324>
- Dooling, R. J., Buehler, D., Leek, M. R., & Popper, A. N. (2019). The impact of urban and traffic noise on birds. *Acoustics Today*, 15(3), 19-27. <https://doi.org/10.1121/AT.2019.15.3.19>
- Duclos, M., Sabat, P., Newsome, S. D., Pavez, E. F., Galbán-Malagón, C., Jaksic, F. M., & Quirici, V. (2020). Latitudinal patterns in the diet of Andean condor (*Vultur gryphus*) in Chile: contrasting environments

- influencing feeding behavior. *Science of the Total Environment*, 741, 140220. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140220>
- Dykstra, C. R., Hays, J. L., Simon, M. M., & Wegman, A. R. (2021). Breeding phenology of Red-shouldered Hawks (*Buteo lineatus*) is related to snow cover and air temperature during the pre-laying period. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 658390. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.658390>
- Elliott, K. H., Chivers, L. S., Bessey, L., Gaston, A. J., Hatch, S. A., Kato, A., Osborne, O., Ropert-Coudert, Y., Speakman, J. R., & Hare, J. F. (2014). Windscares shape seabird instantaneous energy costs but adult behavior buffers impact on offspring. *Movement Ecology*, 2(1), 17. <https://doi.org/10.1186/s40462-014-0017-2>
- Engel, M. S., Young, R. J., Davies, W. J., Waddington, D., & Wood, M. D. (2024). A systematic review of anthropogenic noise impact on avian species. *Current Pollution Reports*, 10(4), 684-709. <https://doi.org/10.1007/s40726-024-00329-3>
- Farnsworth, A., del Hoyo, J., Collar, N., Langham, G., & Kirwan, G. M. (2020). *Rufous-naped Ground-Tyrant (Muscisaxicola rufivertex)* (Version 1.0). In S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, & T. S. Schulenberg (Eds.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.rngtyr1.01>
- Fava, G. A., & Acosta, J. C. (2016). Abundancia y diversidad de aves en ambientes con diferente grado de perturbación en el Monte de Argentina. <https://doi.org/10.58843/ornneo.v27i0.217>
- Fava, G. A., Acosta, J. C., & Blanco, G. M. (2017). The effects of seasonality and precipitation in the avifauna of the Argentine Southern Chaco Serrano. *Revista de Biología Tropical*, 65(3), 953-961. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v65i3.29434>.
- Fernández-Maldonado, V. N. (2009). Importancia de las fuentes de agua para la avifauna del Parque Provincial Ischigualasto (Trabajo final de licenciatura, Licenciatura en Biología).
- Fernández-Maldonado, V. N., Gatica, G., Cardús Monserrat, A. L., & Campos, V. E. (2023). Evaluación de los cambios en el uso y cobertura del suelo en una ciudad en desarrollo basado en imágenes satelitales.
- Fernández-Maldonado, V. N., Gorla, D. E., & Borghi, C. E. (2017). Características del paisaje que influyen en la selección de sitios de nidificación de *Columba livia* y *Patagioenas maculosa* en una ciudad de desierto en América del Sur. *El hornero*, 32(2), 257-268. <https://doi.org/10.56178/eh.v32i2.825>.
- Figueroa R, R. A., & Corales S, E. S (2024). Food Habits of the Cinereous Harrier (*Circus cinereus*) in the Araucan. *Journal of Raptor Research*, 33(3). <https://digitalcommons.usf.edu/jrr/vol33/iss3/14>.
- Fraixedas, S., Lindén, A., Piha, M., Cabeza, M., Gregory, R., & Lehikoinen, A. (2020). A state-of-the-art review on birds as indicators of biodiversity: Advances, challenges, and future directions. *Ecological Indicators*, 118, 106728. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106728>
- Gallego-García, D., Larrea, M., Solaro, C., & Sarasola, J. H. (2024). Biparental care in a generalist raptor, The Chimango Caracara in central Argentina. *Journal of Raptor Research*, 58(2), 176-184. [10.3356/JRR-23-16](https://doi.org/10.3356/JRR-23-16)
- Gallina-Tessaro, S., & López-González, C. (2011). Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Universidad Autónoma de Querétaro e Instituto de Ecología, AC México. 390p.

- Gaur, M. K., & Squires, V. R. (2018). Geographic extent and characteristics of the world's arid zones and their peoples. *Climate variability impacts on land use and livelihoods in drylands*, 3-20. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56681-8_1
- Gauto Colman, L. P., & Vetter Hiebert, J. R. (2019). Manejo de pichones huérfanos de picaflor verde (*Chlorostilbon lucidus*). *Compendio de Ciencias Veterinarias*, 9(2), 38-44. <https://doi.org/10.18004/compend.cienc.vet.2019.09.02.38-44>
- Gobierno de San Juan, 2023. <https://geoportal.sanjuan.gob.ar/geoportal/#7/-31.217/-66.105>
- Godoy, F. I., Macarrão, A., & Costa, J. C. (2020). Hunting behaviour of Southern Caracara *Caracara plancus* on medium-sized birds. *Cotinga*, 42, 28-30.
- Goijman, A. P., & Zarco, A. (2024). Proximity to corridors benefits bird communities in vegetated interrow vineyards in Mendoza, Argentina. *Avian Research*, 15, 100174. <https://doi.org/10.1016/j.avrs.2024.100174>
- Gómez, V. E. (2022). Aves nativas como indicadores de impacto del avance urbano sobre el piedemonte mendocino (Tesis doctoral, Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Filosofía y Letras).
- Gómez, V., Faggi, A., & Martínez Carretero, E. (2021). Aves como indicadores de urbanización en el piedemonte mendocino. *Multequina*, 30(1), 167-180.
- Gómez-Márquez, J. (2023). A new definition and three categories for classifying ecosystems. *Academia Biology*, 1(1). doi.org/10.20935/AcadBiol6072
- González, S. L., Rodríguez, E. F. R., Velásquez, L. E. P., Izquierdo, E. A., Rosario, J. B., & Bazán, G. G. (2020). Notes on the natural diversity of the Archaeological Site of Cerro Andaraga, Huaso district, Julcán province, La Libertad region, Peru. *Arnaldoa*, 27(3), 703-728. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.273.27303>
- Gorosito, C. A., & Cueto, V. R. (2020). Do small cities affect bird assemblages? An evaluation from Patagonia. *Urban Ecosystems*, 23(2), 289-300. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00915-0>
- Grünwald, J., Hanzelka, J., Voříšek, P., & Reif, J. (2024). Long-term population trends of 48 urban bird species correspond between urban and rural areas. *Iscience*, 27(5). <https://doi.org/10.1016/j.isci.2024.109717>
- Guerra Navarro, C. I. (2016). Comportamiento de alimentación de las aves insectívoras del desierto del Monte central: aspectos espaciales y temporales (Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).
- Guerra-Navarro, C., & Cueto, V. R. (2024). Effects of prey abundance and foliage structure in plant selection by insectivorous birds in the central Monte desert. *bioRxiv*, 2024-12. <https://doi.org/10.1101/2024.12.11.627985>
- Gutiérrez-Tapia, P., Azócar, M. I., & Castro, S. A. (2018). A citizen-based platform reveals the distribution of functional groups inside a large city from the Southern Hemisphere: e-Bird and the urban birds of Santiago (Central Chile). *Revista chilena de historia natural*, 91. <https://doi.org/10.1186/s40693-018-0073-x>
- Haight, J. D., de Albuquerque, F. S., Bateman, H. L., Frazier, A. E., & Larson, K. L. (2025). Urbanization and climate drive long-term bird community trends across a desert city ecosystem. *Ecological Applications*, 35(4), e70063. <https://doi.org/10.1002/eap.70063>

- Hanle, J., Duguid, M. C., & Ashton, M. S. (2020). Legacy forest structure increases bird diversity and abundance in aging young forests. *Ecology and Evolution*, 10(3), 1193-1208. <https://doi.org/10.1002/ece3.5967>
- Hillier-Weltman, Z., Lortie, C. J., & Zuliani, M. (2025). The influence of native shrub density on bird communities in the southern drylands of California, USA. *BMC Ecology and Evolution*, 25(1), 1-13. <https://doi.org/10.1186/s12862-025-02410-x>
- Huang, P., Zheng, D., Yan, Y., Xu, W., Zhao, Y., Huang, Z., Ding, Y., Lin, Y., Zhu, Z., Chen, Z., & Fu, W. (2022). Effects of landscape features on bird community in winter urban parks. *Animals*, 12(23), 3442. <https://doi.org/10.3390/ani12233442>
- Ilha, I. M. N., & Ragusa-Netto, J. (2023). Seedeaters and seeds at a Tecoma savanna in the southern Pantanal, Brazil. *Ornitología Neotropical*, 34(2), 128-137. <https://doi.org/10.58843/ornneo.v34i2.1003>
- Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC) / Ministerio de Hacienda de la Provincia de San Juan (2023). Resultados provisorios del Censo 2022: población y viviendas en San Juan. San Juan, Argentina.
- Jaman, M. F., Barua, P., Shome, A. R., Saha, A., Rabbe, M. F., Rahman, M. M., Ilma U. H., Deb M. C., Roy J., & Alam, M. M. (2025). Effects of urbanization on bird diversity and community structure in urban cities of Bangladesh. *Global Ecology and Conservation*, e03844. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03844>
- Johns, N. E. (2021). Does urbanization facilitate the establishment of introduced Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) populations? [Trabajo final de Maestría en Ciencias con especialización en Ecología de la Vida Silvestre]. Universidad Estatal de Texas.
- Kaempfer, S., Engel, E., & Fartmann, T. (2022). Weather conditions determine reproductive success of a ground-nesting bird of prey in natural dune grasslands. *Journal of Ornithology*, 163(4), 855-865. <https://doi.org/10.1007/s10336-022-01999-w>
- Karol, A., García, M., & Mussetta, P. (2023). Diversidad socioproductiva y comercial de la horticultura sanjuanina.
- Kulshrestha, S. (2023). An introduction to the ecology of desert systems. *Int J Innov Sci Res Technol*, 8(3), 556-583.
- Kurban, A. S., Cunsulo, M. E., Papparelli, A. H., & Montilla, E. (2017). Distribución espacial de la urbanización en el oasis de Tulum: Área metropolitana de San Juan.
- Labraga, J. C., & Villalba, R. (2009). Climate in the Monte Desert: past trends, present conditions, and future projections. *Journal of Arid Environments*, 73(2), 154-163. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.03.016>
- Leveau, L. M. (2021). Consistency in bird community assembly over medium-term along rural-urban gradients in Argentina. *Ecological Processes*, 10(1), 34. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00302-8>
- Leveau, L. M. (2021). The Harris Hawk (*Parabuteo unicinctus*) in urban areas of Argentina: arrival in Mar Del Plata City and green area use in Buenos Aires City. *Animals*, 11(4), 1023. <https://doi.org/10.3390/ani11041023>

- Leveau, L. M., Bocelli, L., Quesada-Acuña, S. G., González-Lagos, C., Gutierrez Tapia, P., Franzoi Dri, G., Delgado-V., C. A., Garitano-Zavala, A., Campos, J., Benedetti, Y., Ortega-Álvarez, R., Contreras-Rodríguez, A. I., Souza López, D., Suertegaray Fontana, C., da Silva, T. W., Zalewski Vargas, S. S., Toledo, M. C. B., Sarquis, J. A., Giraud, A., Echevarria, A. L., Fanjul, M. E., Martínez, M.V., Haedo, J., Cano Sanz, G., Peña Dominguez, Y. A., Fernandez-Maldonado, V., Marinero, V., Abilhoa, V., Amorin, R., Escobar-Ibáñez, J. F., Juri, M. D., Camín, S. R., Marone, L., Piratelli, A. J., Franchin, A.G., Crispim, L., & Morelli, F. (2024). Drivers of Seasonal Change of Avian Communities in Urban Parks and Cemeteries of Latin America. *Animals*, 14(24), 3564. <https://doi.org/10.3390/ani14243564>
- Leveau, L. M., Vaccaro, A. S., & Bellocq, M. I. (2022). Urbanization and bird diversity: does the relationship change in deserts and subtropical forests?. *Urban Ecosystems*, 25(6), 1891-1900. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01269-w>
- Levillain, A., Reichert, S., & Massemin, S. (2025). The complex relationship between high temperatures and avian breeding success: insights from a global review. *Ecology and Evolution*, 15(8), e71771. <https://doi.org/10.1002/ece3.71771>
- Li, G., Fang, C., Li, Y., Wang, Z., Sun, S., He, S., Qi, W., Bao, C., Ma H., Fan Y., Feng Y., & Liu, X. (2022). Global impacts of future urban expansion on terrestrial vertebrate diversity. *Nature communications*, 13(1), 1628. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-29324-2>
- Li, W., Xie, S., Wang, Y., Huang, J., & Cheng, X. (2021). Effects of urban expansion on ecosystem health in Southwest China from a multi-perspective analysis. *Journal of Cleaner Production*, 294, 126341. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126341>
- Liao, Z., Shen, X., Zhang, J., Zhu, M., Deng, Z., Liu, F., Huang Z. Y., & Zhang, Y. (2025). Vegetation coverage and land imperviousness in urban area jointly affect hymenopteran pollinator diversity and spatial pattern. *Ecological Indicators*, 178, 114116. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.114116>
- Liker, A., Sinkovics, C., Sándor, K., Bukor, B., Nagy, N., Ódor, L., Klucsik, K. P., & Ágh, N. (2025). Behavioural effects of persistent human disturbance: a playback experiment in a forest bird. *Authorea Preprints*. <https://doi.org/10.1111/ele.70316>
- Lituma, C. M., Buckley, B. R., Keyser, P. D., Holcomb, E., Smith, R., Morgan, J., & Applegate, R. D. (2022). Effects of patch-burn grazing and rotational grazing on grassland bird abundance, species richness, and diversity in native grassland pastures of the Midsouth USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 324, 107710. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107710>
- Lu, X., Jia, Y., & Wang, Y. (2024). The effect of landscape composition, complexity, and heterogeneity on bird richness: A systematic review and meta-analysis on a global scale. *Landscape Ecology*, 39(8), 132. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01933-w>
- Luque-Fernández, C. R. (2020). Diet and behavior of the burrowing owl (*Athene cunicularia*) in Atiquipa, an ecosystem of Lomas in the south of Peru. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 21(1), 137-143. DOI: 10.13057/biodiv/d210118
- Lynch, L., Kangas, M., Ballut, N., Doucet, A., Schoenecker, K., Johnson, P., Gharehaghaji, M., & Minor, E. S. (2021). Changes in land use and land cover along an urban-rural gradient influence floral resource availability. *Current Landscape Ecology Reports*, 6, 46-70. <https://doi.org/10.1007/s40823-021-00064-1>

- Manrique, J. C., Ortíz, S. G., Villavicencio, H. J., & Blanco, V. (2019). Estructura y abundancia de un ensamble de aves del Parque Provincial Presidente Sarmiento, San Juan. *Muldequina*, 28(1), 29-45.
- Marquez, J., Martinez Carretero, E. E., & Dalmaso, A. D. (2016). Provincias fitogeográficas de la Provincia de San Juan.
- Matuoka, M. A., Benchimol, M., de Almeida-Rocha, J. M., & Morante-Filho, J. C. (2020). Effects of anthropogenic disturbances on bird functional diversity: A global meta-analysis. *Ecological Indicators*, 116, 106471. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106471>
- Mazzoni, D., Pascual, J., Arroyo, L., Montalvo, T., González-Solís, J., & Senar, J. C. (2021). The diet of Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* nestlings in an urban area: a study using stable isotopes. *Bird study*, 68(4), 455-461. <https://doi.org/10.1080/00063657.2022.2113856>
- McDonald, R. I., Mansur, A. V., Ascensão, F., Colbert, M. L., Crossman, K., Elmqvist, T., Gonzales, A., Güneralp, B., Haase, D., Hamann, M., Hillel, O., Huang, K., Kahnt, B., Maddox, D., Pacheco, A., Pereira, M.P., Seto, K. C., Simkin, R., Walsh, B., Werner, A. S., & Ziter, C. (2020). Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability*, 3(1), 16-24. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0436-6>
- Medel, R., López-Aliste, M., & Fontúrbel, F. E. (2022). Hummingbird-plant interactions in Chile: An ecological review of the available evidence. *Avian Research*, 13, 100051. <https://doi.org/10.1016/j.avrs.2022.100051>
- Mendez, D. G. (2024). Estudio comparativo de artropofauna vinculada a vegetación nativa de la Región Fitogeográfica del Monte ya sistemas frutícolas bajo riego en el Alto Valle de Río Negro. Licenciatura en Saneamiento y Protección Ambiental. Universidad Nacional del Comahue. Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud.
- Milesi, F. A., Lopez de Casenave, J., & Cueto, V. R. (2019). Are all patches worth exploring? Foraging desert birds do not rely on environmental indicators of seed abundance at small scales. *BMC ecology*, 19(1), 25. <https://doi.org/10.1186/s12898-019-0242-z>
- Miranda, O. (2015). Irrigation in the province of San Juan, Argentina: institutional dynamics in the past two centuries. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 12(3), 385-408.
- Mirante, D. (2025). Behavioural, physiological and community-level responses of wildlife to human disturbance. Doctorado en Biología Ambiental y Evolutiva. Sapienza Universidad de Roma.
- Montalvo, C. I., & Fernández, F. J. (2019). Review of the actualistic taphonomy of small mammals ingested by South American predators: its importance in the interpretation of the fossil record. *Publicación Electrónica de la Asociación Paleontológica Argentina*, 19. <http://dx.doi.org/10.5710/PEAPA.11.03.2019.275>
- Morelli, F., Leveau, L. M., Mikula, P., MacGregor-Fors, I., Bocelli, M. L., Quesada-Acuña, S. G., González-Lagos, C., Gutiérrez-Tapia, P., Franzoi Dri, G., Delgado-V., C. A., Garitano Zavala, A., Campos, J., Ortega-Álvarez, R., Contreras-Rodríguez, A. I., Souza López, D., Toledo, M. C. B., Sarquis, A., Giraud, A., Echevarria, A. L., Fanjul, M. E., Martínez, M. V., Haedo, J., Cano Sanz, L. G., Peña Dominguez, Y. A., Fernandez, V., Marinero, V., Abilhoa, V., Amorin, R., Suertegaray Fontana, C., Weinert da Silva, T., Zalewski Vargas, S. S., Escobar Ibañez, J. F., Juri, M. D., Camín, S. R., Marone, L., Piratelli, A. J., Franchin, A. G., Crispim, L., Benitez, J., & Benedetti, Y. (2023). Are birds more afraid in urban parks or cemeteries? A Latin American study contrasts with results from

- Nedd, R., Light, K., Owens, M., James, N., Johnson, E., & Anandhi, A. (2021). A synthesis of land use/land cover studies: Definitions, classification systems, meta-studies, challenges and knowledge gaps on a global landscape. *Land*, 10(9), 994. <https://doi.org/10.3390/land10090994>
- Neyns, R., & Canters, F. (2022). Mapping of urban vegetation with high-resolution remote sensing: A review. *Remote sensing*, 14(4), 1031. <https://doi.org/10.3390/rs14041031>
- Nunes, F., & Blanco-Pérez, E. (2020). Notas sobre la presencia, hábitos de cacería y dieta del Halcón Aplomado *Falco femoralis* en un ambiente urbano de Caracas, Venezuela. *Revista Venezolana de Ornitología*, 10, 89-95.
- Oliveira, S. R., Hannibal, W., Miranda, J. E. S., & de Oliveira, G. V. (2022). First published record of rodent predation by guira cuckoo in Brazil: notes about vertebrate predation Primeiro registro publicado de predação de um roedor pelo anu-branco no Brasil: nota sobre predação de vertebrados. <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v17i2.829>
- Oñate, J. J., Suárez, F., Calero-Riestra, M., Justribó, J. H., Hervás, I., de la Morena, E. L. G., Ramírez, A., Viñuela, J. & García, J. T. (2023). Responses of bird communities to habitat structure along an aridity gradient in the steppes north of the Sahara. *Diversity*, 15(6), 737. <https://doi.org/10.3390/d15060737>
- Orlando, G., Passarotto, A., Morosinotto, C., Ahola, K., Karstinen, T., Brommer, J. E., Koskenpato, K., & Karell, P. (2024). Changes in over-winter prey availability, rather than winter climate, are associated with a long-term decline in a northern Tawny Owl population. *Journal of Ornithology*, 165(1), 57-67 <https://doi.org/10.1007/s10336-023-02085-5>
- Ortega-Jiménez, E. J. (2024). Descripción de la comunidad de aves y su relación con la vegetación del matorral xerófilo en San Juan Raya y el Jardín Botánico Helia Bravo, Puebla. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón M. R., Campanello, P. I., Prado D., Oesterheld, M., & León, R. J. C. (2018). Vegetation units of Argentina. *Ecología austral*, 28(01).
- Paez, C. M. (2026). Análisis de los patrones de cambios en el uso y cobertura de la tierra en el Valle de Tulum durante los últimos 23 años. Trabajo final de licenciatura, Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de San Juan.
- Pattinson, N. B., & Smit, B. (2017). Seasonal behavioral responses of an arid-zone passerine in a hot environment. *Physiology & Behavior*, 179, 268-275. <https://doi.org/10.1016/j.physbeh.2017.06.018>
- Peralta, S. H. (2016). Aspectos geológicos de la provincia de San Juan. San Juan ambiental. 1er edición, Mendoza, Argentina, 73-93. <https://doi.org/10.1016/j.physbeh.2017.06.018>
- Pérez-González, J., Rey-Gozalo, G., & Hidalgo-de-Trucios, S. J. (2024). Human presence is positively related to the number of bird calls and songs: Assessment in a national park. *European Journal of Wildlife Research*, 70(2), 20. <https://doi.org/10.1007/s10344-024-01772-9>
- Pérez-Ordoñez, D. J., Titulaer, M., Correll, M. D., Strasser, E. H., Baeza-Tarin, F., Martin, R. L., & Harveson, L. A. (2022). The role of temperature and microclimate in the survival of wintering grassland birds. *Avian Conservation & Ecology*, 17(1). <https://doi.org/10.5751/ACE-02010-170101>

- Perucca, L. P., Martínez Carretero, E., & García, A. (2016). Geomorfología de San Juan. San Juan Ambiental, 95-116.
- Piassi, P. M., Batisteli, A. F., Gussoni, C. O., & Pizo, M. A. (2022). Effects of the association between *Mimus saturninus* and *Furnarius rufus* on their foraging and alert behaviors. *Ornithology Research*, 30(2), 99-103. <https://doi.org/10.1007/s43388-022-00090-5>
- Platt, S. G., & Rainwater, T. R. (2023). Biomass of mammal carrion available to Turkey Vultures (*Cathartes aura*) and Black Vultures (*Coragyps atratus*) along a commuter railway in New York, USA. *Vulture News*, 85(1), 1-13. <http://dx.doi.org/10.4314/vulnew.v85i1.1>
- Pol, R. G., Pirk, G. I., & Marone, L. (2010). Grass seed production in the central Monte desert during successive wet and dry years. *Plant ecology*, 208(1), 65-75. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9688-y>
- Poliserpi, M. B. (2021). Impacto para las aves granívoras del uso del insecticida imidacloprid como cura semillas: el tordo músico (*Agelaioides badius*) como modelo experimental. Doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Porter, C. K., Cortes, K. M., Levy, O., & Riddell, E. A. (2024). The effects of humidity on thermoregulatory physiology of a small songbird. *Journal of Experimental Biology*, 227(13), jeb247357. <https://doi.org/10.1242/jeb.247357>
- Quiroga, V., Lorenzón, R. E., Maglier, G., & Ronchi-Virgolini, A. L. (2018). Relationship between morphology and trophic ecology in an assemblage of passerine birds in riparian forests of the Paraná River (Argentina). *Avian Biology Research*, 11(1), 44-53. <https://doi.org/10.3184/175815617X15114328596437>
- Rahman, A. U., Ullah, K., Batool, S., Ismaili, R. R. R., & Yan, L. (2025). The Impact of Vegetation Structure on Shaping Urban Avian Communities in Chaoyang District Beijing, China. *Animals*, 15(15), 2214. <https://doi.org/10.3390/ani15152214>
- Reati C. A., Toledo J. M., & Peluc S. I. (2023). Identification of the bird species that disperse native seeds of the Chaco Serrano forest in a nature reserve of central Argentina.
- Remeš, V., & Harmáčková, L. (2018). Disentangling direct and indirect effects of water availability, vegetation, and topography on avian diversity. *Scientific Reports*, 8(1), 15475. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-33671-w>
- Remeš, V., Harmáčková, L., Matysioková, B., Rubáčová, L., & Remešová, E. (2022). Vegetation complexity and pool size predict species richness of forest birds. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 964180. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.964180>
- Remeš, V., Remešová, E., Friedman, N. R., Matysioková, B., & Rubáčová, L. (2021). Functional diversity of avian communities increases with canopy height: From individual behavior to continental-scale patterns. *Ecology and Evolution*, 11(17), 11839-11851. <https://doi.org/10.1002/ece3.7952>
- Remsen, J. V., Jr. (2020). *Short-billed Canastero (Asthenes baeri)* (Version 1.0). In J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, & E. de Juana (Eds.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.shbcan1.01>
- Remsen, J. V., Jr. (2020). *Steinbach's Canastero (Pseudasthenes steinbachi)* (Version 1.0). In J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, & E. de Juana (Eds.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.stecan1.01>

- Salamanca-Fonseca, M., Aldana, A. M., Vargas-Martinez, V., Acero-Gomez, S., Fonseca-Tellez, J., Gutierrez, S., Hoyos, Y. D., León, K. M., Márquez, C., Molina-R, L., Moreno-Abdelnur, A., Pineda, S., Pinzón, J. J., Trespalacios, M., Velasco, L., Sanchez-Tello, J. D., Alvarez-Garzón, C., Posada, J. M., & Sanchez, A. (2024). Effects of urban, peri-urban and rural land covers on plant functional traits around Bogotá, Colombia. *Urban Ecosystems*, 27(1), 251–260. <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01429-6>
- Salvador, S. A. (2017). Dieta del cacholote castaño, *Pseudoseisura lophotes* (Aves: Furnariidae), en Villa María, Córdoba, Argentina. *Acta zoológica lilloana*, 74-80.
- Scarpelli, M. D., Roe, P., Tucker, D., & Fuller, S. (2023). Soundscape phenology: The effect of environmental and climatic factors on birds and insects in a subtropical woodland. *Science of the Total Environment*, 878, 163080. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163080>
- Schou, M. F., Bonato, M., Engelbrecht, A., Brand, Z., Svensson, E. I., Melgar, J., Muvhali P. T., Cloete, S. W. P., & Cornwallis, C. K. (2021). Extreme temperatures compromise male and female fertility in a large desert bird. *Nature Communications*, 12(1), 666. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-20937-7>
- Seress, G., Sándor, K., Evans, K. L., & Liker, A. (2020). Food availability limits avian reproduction in the city: An experimental study on great tits *Parus major*. *Journal of Animal Ecology*, 89(7), 1570-1580. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13211>
- Servicio Meteorológico Nacional. (s. f.). Características: Estadísticas de largo plazo — Valores medios de temperatura y precipitación, San Juan Aero. Servicio Meteorológico Nacional. <https://ws2.smn.gob.ar/estadisticas>
- Shaw, B. J., Van Vliet, J., & Verburg, P. H. (2020). The peri-urbanization of Europe: A systematic review of a multifaceted process. *Landscape and Urban Planning*, 196, 103733. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103733>
- Simkin, R. D., Seto, K. C., McDonald, R. I., & Jetz, W. (2022). Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(12), e2117297119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2117297119>
- Smith, P., Secelle, A., Carpentier, G., Plessas, J., & Rojas, F. (2024). Observations on Black-legged Seriema, *Chunga burmeisteri*, and five other birds from the Paraguayan Dry Chaco Observaciones sobre la saría de patas negras, *Chunga burmeisteri*, y otras cinco aves del Chaco seco Paraguayo.
- Stofberg, M. (2023). The influence of anthropogenic food on bird behaviour and community structure in urban environments (Tesis doctoral). University of Cape Town. <http://hdl.handle.net/11427/40180>
- Sumasgutner, P., Cunningham, S. J., Hegemann, A., Amar, A., Watson, H., Nilsson, J. F., Andersson M. N., & Isaksson, C. (2023). Interactive effects of rising temperatures and urbanisation on birds across different climate zones: A mechanistic perspective. *Global Change Biology*, 29(9), 2399-2420. <https://doi.org/10.1111/gcb.16645>
- Sun, B., Lu, Y., Yang, Y., Yu, M., Yuan, J., Yu, R., M.Bullock, J. Chr.Stenseth, N., Li, X., Cao, Z., Lei, H., & Li, J. (2022). Urbanization affects spatial variation and species similarity of bird diversity distribution. *Science Advances*, 8(49), eade3061. [10.1126/sciadv.ade3061](https://doi.org/10.1126/sciadv.ade3061)
- Sympson, L., Paritsis, J., & Amico, G. (2025). Establishing biodiversity baselines of avian communities in two arid ecoregions of northern Patagonia. *El hornero*, 40(1), 5-5. <https://doi.org/10.56178/eh.v40i1.1512>

- Villaseñor, N. R., Chiang, L. A., Hernández, H. J., & Escobar, M. A. (2021). Contribution of informal greenspace to bird conservation in cities: A comparative study on the diversity of bird communities in vacant lands, urban parks and residential areas. *Ornitología Neotropical*, 32(2), 179-187. <https://doi.org/10.58843/ornneo.v32i2.751>
- Vizentin-Bugoni, J., Rosani, A. F., Machado-Teixeira, F., Dias, J. P. S., Fick, A., & Dias, R. A. (2024). Frugivory by woodpeckers (Aves, Picidae): new records and insights into their roles as seed dispersers. *Ornithology Research*, 32(4), 393-398. <https://doi.org/10.1007/s43388-024-00203-2>
- Weeks, T. L., Walkden, P. A., Edwards, D. P., Lees, A. C., Pigot, A. L., Purvis, A., & Tobias, J. A. (2025). Land-use change undermines the stability of avian functional diversity. *Nature* 649, 381–387 (2026). <https://doi.org/10.1038/s41586-025-09788-0>
- Wenting, E., Jansen, P. A., Pattipeilohy, L., van Lunteren, P., Siepel, H., & van Langevelde, F. (2024). Influence of tree cover on carcass detection and consumption by facultative vertebrate scavengers. *Ecology and Evolution*, 14(4), e10935. <https://doi.org/10.1002/ece3.10935>
- Williams, J. J., & Newbold, T. (2020). Local climatic changes affect biodiversity responses to land use: A review. *Diversity and Distributions*, 26(1), 76-92. <https://doi.org/10.1111/ddi.12999>
- Xu, W., Yu, J., Huang, P., Zheng, D., Lin, Y., Huang, Z., Zhao, Y., Dong, J., Zhu, Z., & Fu, W. (2022). Relationship between vegetation habitats and bird communities in urban mountain parks. *Animals*, 12(18), 2470. <https://doi.org/10.3390/ani12182470>
- Xu, X., Xie, Y., Qi, K., Luo, Z., & Wang, X. (2018). Detecting the response of bird communities and biodiversity to habitat loss and fragmentation due to urbanization. *Science of the total environment*, 624, 1561-1576. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.143>
- Yaghoobi, M., Vafaenejad, A., Moradi, H., & Hashemi, H. (2022). Analysis of landscape composition and configuration based on LULC change modeling. *Sustainability*, 14(20), 13070. <https://doi.org/10.3390/su142013070>
- Zeballos, S. R., Acosta, A. T., Agüero, W. D., Ahumada, R. J., Almirón, M. G., Argibay, D. S., Arroyo, D. N., Blanco, L. J., Biurrun, F. N., Cantero, J. J., Márquez, J., Quiroga, A., Quiroga, R. E., & Cabido, M. R. (2023). Vegetation types of the Arid Chaco in Central-western Argentina. *Vegetation Classification and Survey*, 4, 167-188. doi: 10.3897/VCS.100532
- Zhang, Y., Tariq, A., Hughes, A. C., Hong, D., Wei, F., Sun, H., Sardans, J., Peñuelas, J., Perry, G., Qiao, J., Kurban, A., Jia, X., Raimondo, D., Pan, B., Yang, W., Zhang, D., Li, W., Ahmed, Z., Beierkuhnlein, C., Lazkov, G., Toderich, K., Karryeva, S., Dehkonov, D., Hisoriev, H., Dimeyeva, L., Milko, D., Soule, A., Suska- Malawska, M., Saparmuradov, J., Bekzod, A., Allin, P., Dieye, S., Cisse, B., Whibesilassie, W., & Ma, K. (2023). Challenges and solutions to biodiversity conservation in arid lands. *Science of the Total Environment*, 857, 159695. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159695>
- Zhang, Z., Zhao, M., Zhang, Y., & Feng, Y. (2023). How does urbanization affect public health? New evidence from 175 countries worldwide. *Frontiers in Public Health*, 10, 1096964. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.1096964>