



FACULTAD DE
**CIENCIAS
AGRARIAS**



UNCUYO
UNIVERSIDAD
NACIONAL DE CUYO

Propuesta metodológica para el monitoreo de avifauna en el marco de la actualización del Plan de Gestión de la Reserva Natural Villavicencio, Mendoza, Argentina.



**Tesis para la obtención del Título de Grado de INGENIERÍA EN
RECURSOS NATURALES RENOVABLES**

Autora: Guadalupe Mantovan

Directora: Dra. Natalia Mariel Schroeder

Codirector: Ing. Guillermo Chiaradia

Mendoza, Argentina

Marzo 2026



FACULTAD DE
**CIENCIAS
AGRARIAS**



UNCUYO
UNIVERSIDAD
NACIONAL DE CUYO

Título

Propuesta metodológica para el monitoreo de avifauna en el marco de la actualización del Plan de Gestión de la Reserva Natural Villavicencio, Mendoza, Argentina.

Tesis de desarrollo, de innovación tecnológica y/o de gestión

Autora

MANTOVAN GUADALUPE

mantovanguada@gmail.com

Directora

SCHROEDER, NATALIA MARIEL

natalias@fca.uncu.edu.ar

Codirector

CHIARADIA GUILLERMO

Guillermo.CHIARADIA@danone.com

Comisión Evaluadora

GARRIDO CORIA, PAULA SABRINA

paula.garrido.coria@gmail.com

RODRIGUEZ MARÍA DANIELA

mrodriguez@fca.uncu.edu.ar

TORRE AZZARONI MARÍA LUISINA

luisinatorre@gmail.com

Facultad de Ciencias Agrarias - Universidad Nacional de Cuyo

Almirante Brown 500, Chacras de Coria, Mendoza M5528AHB (+54 261) 4054809



FACULTAD DE
CIENCIAS
AGRARIAS



UNCUYO
UNIVERSIDAD
NACIONAL DE CUYO

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, las personas que han hecho posible que siempre haya podido “vivir” los sueños que se me presentaron. A mi mamá, mi papá, mi hermana, mis abuelos y el resto de personas que me sostuvieron en todo momento. Gracias a ellos pude llegar hasta acá, y entregarme completamente a hacer lo que amo. Por su paciencia, cariño y apoyo.

A la Facultad, y a su gente. Por esas sonrisas en todos los rincones y por ser mucho más que un espacio para estudiar. A mis amigos de la FCA, con quienes hemos pasado horas de risas y ñoñeadas mientras el tiempo se pasaba desapercibido aprendiendo juntos.

A todos los profesores y profesoras que prendieron tantas chispas e hicieron que crezca en mí cada vez mas esta pasión por la carrera. Por su dedicación aún cuando el contexto es tan hostil.

A Edu y Sergio, quienes motivaron y acompañaron mi proceso de aprendizaje y amor por la fauna.

A la Reserva Natural Villavicencio donde se me ha brindado un espacio de estudio, pero también las puertas abiertas para explorar lo que sea. Particularmente la Fundación Villavicencio que hizo posible la realización de esta tesis. A los guardaparques, al equipo del área técnica, y a Martín, por su predisposición y por compartir su conocimiento tan genuinamente. A Leandro por ayudarme en las consultas sin dudar cada vez que lo necesité. A todos los profesionales del CONICET que consulté para crear este trabajo, aportando su granito en el proceso completo. A Natalia por sus aportes desde Colombia.

A las personas que me acompañaron directa e indirectamente todos estos años de carrera. Que me motivaron y sostuvieron cuando más lo necesité. A mis amigas de toda la vida, siempre sostén y entendimiento.

A las recurseras que han sido ejemplo y siembra de cariño por la carrera, Jose y Juli. A mis hermanas de este proceso: Ali, Malu, Pauli y May. Por ser mujeres dignas de admiración.

A todos mis amigos ornitólogos y biólogos de la FCEyN. Agradecida de compartir tanta pasión. Especialmente a Nahu y Mati. A Bruno, amigo del que tanto he aprendido. A Facu por acompañar y abrazar en el final de este tramo. A mis amigos de España, personas con las que compartí tanta emoción por aprender del mundo del que somos parte.

A mis directores Nati y Guille, personas que admiro, y que con tanta paciencia y cariño me acompañaron en este proceso y en cada idea nueva que surgía. Por confiar en mí y permitirme aprender de ellos, creando juntos esta tesis. A las evaluadoras por su predisposición para aportar su mirada.

A la Universidad pública, por permitirme estudiar y adquirir experiencias innumerables.

Inmensamente feliz y agradecida.



ÍNDICE

1.INTRODUCCIÓN	1
1.1. Fundamentación	1
2. OBJETIVOS	2
2.1. Objetivo General	2
2.2. Objetivos específicos	2
3. MARCO TEÓRICO	3
3.1. Rol ecológico de las aves y su importancia para la conservación de los ecosistemas	3
3.2. Monitoreo	4
3.2.1. Diseño de monitoreo en la gestión de áreas protegidas	4
3.3. Prioridad de conservación de especies dentro de Áreas Protegidas (AP)	5
3.4. Riesgo ecológico	5
3.4.1. Vulnerabilidad	6
3.4.2. Amenaza	6
3.5. Zonificación	7
3.5.1. Hábitat y uso de hábitat: definiciones conceptuales	7
3.5.2. Hábitat potencial	8
3.6. Áreas naturales protegidas (ANP) como marco de conservación	9
3.7. Reserva Natural Villavicencio (RNV)	10
3.7.1. Actualización del plan de gestión de la RNV	11
3.8. Especies de Vertebrados de Valor Especial (EVVE)	12
4. METODOLOGÍA Y RESULTADOS	13
4.1. Área de estudio	14
4.2. ETAPA 1: Establecimiento de prioridad de monitoreo a partir del análisis de riesgo ecológico de las EVVE	17
4.2.1. Metodología etapa 1	17
4.2.1.1. Subetapa 1.a. Mesa de trabajo participativa	17
4.2.1.2. Subetapa 1.b. Análisis de vulnerabilidad	19
4.2.1.3. Subetapa 1.c. Análisis de amenaza	24
4.2.1.4. Subetapa 1.d. Cálculo de riesgo ecológico	29
4.2.1.5. Subetapa 1.e. Determinación de factibilidad de monitoreo	30
4.2.2. Resultados etapa 1	31
4.2.2.1. Subetapa 1.b. Análisis de vulnerabilidad	31
4.2.2.2. Subetapa 1.c. Análisis de amenaza	38



4.2.2.3. Subetapa 1.d. Cálculo de riesgo ecológico	43
4.2.2.4. Subetapa 1.e. Factibilidad de monitoreo.....	44
4.3. ETAPA 2: Caracterización espacial del hábitat potencial de la especie	45
4.3.1. Metodología etapa 2.....	45
4.3.1.1. Subetapa 2.a. Relevamiento exploratorio a campo.....	47
4.3.1.2. Subetapa 2.b: Zonificación	48
4.3.2. Resultados etapa 2	52
4.3.2.1. Subetapa 2.a. Relevamiento exploratorio a campo.....	52
4.3.2.2. Subetapa 2.b. zonificación.....	55
5.DISCUSIÓN, SUGERENCIAS Y LINEAMIENTOS FUTUROS	57
5.1. Discusión y sugerencias generales de esta tesis	57
5.2. Lineamientos y sugerencias para el monitoreo futuro de <i>Teledromas fuscus</i> en la Reserva Natural Villavicencio	60
6. CONCLUSIONES	62
7. BIBLIOGRAFÍA	63
8. ANEXO	75
8.1. Anexo de tablas	75
8.2. Anexo de figuras	90

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Especies de aves definidas como "EVVE" para la RNV. Fuente: Zarco y Sbiriglio (2022)	12
Tabla 2. Resumen de categorización de las 3 variables de amenaza analizadas, su descripción y puntuación correspondiente. Fuente: adaptado de Parques Nacionales Naturales de Colombia (2007).	27
Tabla 3. Matriz de Irreversibilidad y Contribución. Fuente: Parques Nacionales Naturales de Colombia (2007).	28
Tabla 4. Matriz final de Amenaza (Alcance e Irreversibilidad x Contribución). Fuente: elaboración propia readaptada de: Parques Nacionales Naturales de Colombia (2007).	28
Tabla 5. Categorización del valor final de las presiones a las especies. Fuente: adaptado de Parques Nacionales Naturales de Colombia	28
Tabla 6. Distribución geográfica y puntuación correspondiente para cada especie.	31
Tabla 7. Especificidad de hábitat y puntuación correspondiente para cada especie.	32
Tabla 8. Abundancia local y puntuación correspondiente para cada especie.	33
Tabla 9. Valor final de vulnerabilidad para cada especie.	37
Tabla 10. . Presiones con impactos negativos en la avifauna identificadas en la mesa de trabajo y sus respectivas definiciones para la RNV.	38
Tabla 11. Grado de irreversibilidad para cada presión determinado en la mesa de trabajo y su respectivo puntaje.	40
Tabla 12. Puntaje total de la variable "contribución" para todas las especies.	40
Tabla 13. Puntaje total de la variable "alcance" para todas las especies.	41
Tabla 14. Valor final de amenaza para cada especie.	42
Tabla 15. Evaluación cualitativa comparativa de la factibilidad de monitoreo para Teledromas fuscus y Metriopelia morenoi en la RNV	45
Tabla 16. Resultados obtenidos del ensayo de Volumen de Sedimentación (VS) y textura aparente equivalente.	55

ANEXO DE TABLAS

Tabla 17. Resultados del valor de tamaño de puesta promedio determinado para cada especie, su justificación y fuente. Luego fue utilizado para el cálculo del índice de capacidad reproductiva correspondiente al análisis de vulnerabilidad.	75
Tabla 18. Resultados del valor de número de puestas por temporada o intentos reproductivos determinado para cada especie, su justificación y fuente. Luego fue utilizado para el cálculo del índice de capacidad reproductiva correspondiente al análisis de vulnerabilidad.	76
Tabla 19. Valores de GL (edad generacional) correspondientes a cada especie. Luego fue utilizado para el cálculo del índice de capacidad reproductiva correspondiente al análisis de vulnerabilidad.	78

Tabla 20. Referencia de cuantiles utilizados para clasificar los valores de CR en la asignación de puntajes para cada especie.....	78
Tabla 21. Valores de distintividad evolutiva (ED), y categorización de conservación en función de la lista roja de Aves Argentinas (GE), con el puntaje respectivo para cada especie correspondiente al análisis de vulnerabilidad.	79
Tabla 22. Referencia de cuantiles utilizados para clasificar los valores de EDGE en la asignación de puntajes para cada especie.....	79
Tabla 23. Integración de variables de amenaza por presión y especie. Se presentan los valores de irreversibilidad, contribución, resultado intermedio de la primera matriz (IxC), alcance y valor final de amenaza para cada combinación presión-especie (segunda matriz). Se recuerda el puntaje equivalente para cada clasificación (Muy Alto=3; Alto=2; Medio=1; Bajo=0)	79
Tabla 24. Alcance para cada presión y especie. Se presenta el área que ocupa la especie dentro de la RNV en base a la figura 3 del anexo, el área de intersección con la superficie de la presión dentro de la RNV, el porcentaje (%) equivalente de solapamiento entre ambas, el nivel de alcance correspondiente, y el puntaje equivalente	85
Tabla 25. Normalización matemática de vulnerabilidad y amenaza, y valor final de riesgo ecológico para cada especie.....	86
Tabla 26. Datos de individuos de Teledromas fuscus recolectados en el relevamiento exploratorio a campo.....	87
Tabla 27. Datos de cavidades (nidos potenciales) de Teledromas fuscus recolectados en el relevamiento exploratorio a campo.	88
Tabla 28. Clasificación textural en función del método de volumen de sedimentación de Nijhenson y Pilasi (1962). La lectura en ml/g corresponde a una determinada textura de suelo.	89
Tabla 29. Valores de los límites utilizados para asignar las clases de las variables analizadas para realizar el mapa de HP.	89

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema correspondiente a la propuesta metodológica de la tesis. Fuente: elaboración propia	14
Figura 2. Ubicación de la Reserva Natural Villavicencio (RNV). Fuente: elaboración propia en base a capas del Instituto Geográfico Nacional (IGN).	15
Figura 3. Provincias fitogeográficas de la Reserva Natural Villavicencio. Fuente: Fundación Villavicencio (2025).	16
Figura 4. Mesa de trabajo participativa realizada con guardaparques y equipo del área técnica el día 15 de enero de 2025 en la RNV.	19
Figura 5. Valores obtenidos del índice de capacidad reproductiva para las 15 especies de aves y su respectiva puntuación utilizada para el cálculo final de vulnerabilidad, representada por los diferentes colores.	35

Figura 6. Valores obtenidos del índice EDGE para las 15 especies de aves y su respectiva puntuación utilizada para el cálculo final de vulnerabilidad, representada por los diferentes colores.	36
Figura 7. Extensión geográfica de las 9 presiones para la avifauna identificadas dentro de la RNV.	38
Figura 8. Riesgo ecológico decreciente para las 15 especies de aves analizadas, reflejando el orden de prioridad de monitoreo.....	44
Figura 9. Provincia fitogeográfica del monte dentro de la Reserva Natural Villavicencio. Fuente: elaboración propia en base a capas del Instituto Geográfico Nacional (IGN) y Fundación Villavicencio (2025).	47
Figura 10. Ensayo de determinación de volumen de sedimentación (VS) para estimar textura aparente de suelo (Nijhenson y Pilasi, 1962). Realizada en la Cátedra de Ecología de la Facultad de Ciencias Agrarias, UNCuyo.....	50
Figura 11. Fotografía de cavidad n° 2 registrada. Se puede observar como indicio de identificación: el excremento de ave (A), las huellas de ave en el ingreso (B), y su posición sobre una ladera de huella de 4x4 en altura (C).....	53
Figura 12. Se observa en la primera foto una huella de ave registrada en el ingreso de una de las cavidades. Las restantes fotografías muestran el ambiente típico donde se encontraban las mismas, sobre laderas de cauces secos bajo cobertura vegetal.....	54
Figura 13. Mapas que representan los valores reclasificados de las variables A)TWI B)Textura de suelo C)SAVI. El mapa final D) representa el gradiente de valores de hábitat potencial de T.fuscus dentro de la RNV. Fuente: elaboración propia.	56

ANEXO DE FIGURAS

Figura 14. Esquema de categorías de la Listas Rojas sugeridas por UICN para las evaluaciones regionales con reglas de decisión para el proceso de selección y evaluación de especies (Tomado y adaptado de UICN 2001). Fuente: Aves Argentinas (2015).	90
Figura 15. Mapas de distribución de cada una de las 15 especies dentro de la RNV. Fuente: elaboración propia en función de mesa de trabajo en la RNV.	91
Figura 16. Variograma isotrópico que representa la autocorrelación espacial de la variable VS con ajuste al Modelo Exponencial $R^2 = 0.971$ de la interpolación.....	92
Figura 17. A) Índice TWI B) Volumen de sedimentación (resultado de interpolación) C) Índice SAVI. Las 3 variables se presentan con sus valores originales previamente a ser reclasificadas.	92

RESUMEN

Las aves cumplen un rol clave en el mantenimiento de la estructura, función y composición de los ecosistemas, por lo que su monitoreo constituye una herramienta fundamental para la gestión y conservación de áreas naturales protegidas. Sin embargo, en el sistema de las áreas protegidas de Argentina persiste una marcada ausencia de metodologías estandarizadas que permitan establecer órdenes de prioridad para el monitoreo de especies, así como lineamientos técnicos que orienten su diseño e implementación en función de criterios integrales, atendiendo aspectos ecológicos y de gestión.

La Reserva Natural Villavicencio (RNV), ubicada en la provincia de Mendoza (Argentina), alberga una importante diversidad de avifauna de alto valor para la conservación. En este contexto, el presente trabajo tuvo como objetivo desarrollar una propuesta metodológica accesible, replicable y sostenible en el tiempo para orientar el monitoreo de aves en la RNV, integrando enfoques teóricos, técnicos y participativos. La metodología se estructuró en dos etapas. En la primera, se estableció el orden de prioridad de monitoreo de especies de aves de valor especial para la Reserva, a partir del cálculo de su riesgo ecológico, integrando un análisis de vulnerabilidad y amenaza. Este proceso se apoyó en una exhaustiva revisión bibliográfica, instancias participativas con el equipo de gestión del área protegida, procesos de análisis geoespacial, y el diseño y readaptación de índices para ser utilizados en matrices multicriterio de priorización de especies ajustadas al contexto local.

En la segunda etapa, se profundizó en el análisis de la especie de mayor prioridad identificada, *Teledromas fuscus*, “gallito arena”, mediante la caracterización espacial de variables ambientales vinculadas a su hábitat potencial. Para ello, se realizó un relevamiento exploratorio a campo, y se emplearon herramientas de sistemas de información geográfica, con el objetivo de identificar áreas de mayor potencial ambiental para su establecimiento dentro de la Reserva, y generar insumos aplicables a la planificación del monitoreo futuro.

Los resultados de esta tesis permitieron, por un lado, identificar y jerarquizar especies de aves con alta prioridad de monitoreo y, al mismo tiempo, generar información espacial relevante en la RNV sobre el hábitat potencial de una especie de escaso conocimiento. En resumen, el trabajo aporta un antecedente técnico, una herramienta operativa y un producto aplicado dirigido al cuerpo de guardaparques y al equipo técnico del área protegida, contribuyendo al fortalecimiento de la gestión adaptativa de la avifauna y ofreciendo una base metodológica potencialmente extrapolable a otras áreas protegidas del país.

Palabras clave: monitoreo, aves, priorización, riesgo ecológico, hábitat potencial

Birds play a key role in maintaining the structure, function, and composition of ecosystems; consequently, their monitoring constitutes a fundamental tool for the management and conservation of protected natural areas. However, within Argentina's system of protected areas, there remains a marked lack of standardized methodologies to establish priority rankings for species monitoring, as well as technical guidelines to support the design and implementation of monitoring programs based on comprehensive ecological and management criteria.

The Villavicencio Natural Reserve (VNR), located in Mendoza Province (Argentina), harbors a significant diversity of avifauna of high conservation value. In this context, the present study aimed to develop an accessible, replicable, and long-term sustainable methodological framework to guide bird monitoring in the VNR, integrating theoretical, technical, and participatory approaches. The methodology was structured in two stages. In the first stage, a monitoring priority ranking was established for bird species of special value to the Reserve through the assessment of their ecological risk, integrating analyses of vulnerability and threat. This process was supported by an extensive literature review, participatory workshops with the protected area's management team, geospatial analyses, and the design and adaptation of indices to be applied within multicriteria species-prioritization matrices tailored to the local context.

In the second stage, the analysis focused on the highest-priority species identified, *Teledromas fuscus* ("Sandy Gallito"), through the spatial characterization of environmental variables associated with its potential habitat. To this end, exploratory field surveys were conducted, and Geographic Information System (GIS) tools were employed to identify areas with the highest environmental suitability for the species within the Reserve and to generate inputs applicable to future monitoring planning.

The results of this thesis enabled, on the one hand, the identification and prioritization of bird species requiring high monitoring priority and, on the other, the generation of relevant spatial information within the VNR concerning the potential habitat of a poorly known species. In summary, this study provides a technical reference, an operational tool, and an applied product intended for park rangers and the protected area's technical team, contributing to the strengthening of adaptive avifaunal management and offering a methodological basis potentially transferable to other protected areas in the country.

Keywords: monitoring, birds, prioritization, ecological risk, potential habitat



1.INTRODUCCIÓN

1.1. Fundamentación

Las áreas naturales protegidas (ANP) constituyen una de las principales herramientas para la conservación de la biodiversidad y de los hábitats naturales, al contribuir con la protección de especies, comunidades y procesos ecológicos frente a las crecientes presiones antrópicas (Margules & Pressey, 2000; Brandolín, 2007). En este marco, la conservación no se limita a la protección de especies en forma aislada, sino que se orienta al mantenimiento de los ambientes y de las condiciones ecológicas que permiten su persistencia a largo plazo (Lindenmayer & Likens, 2010).

El cumplimiento de los objetivos de conservación de las ANP implica la preservación de la biodiversidad y del hábitat de especies de importancia por su rol ecosistémico, endemismo o grado de amenaza, requiriendo de instrumentos de gestión que permitan evaluar el estado de los sistemas naturales y orientar la toma de decisiones (Brandolin, 2007). Por ello, el monitoreo sistemático de la biodiversidad constituye una herramienta fundamental para detectar cambios en la estructura y dinámica de las poblaciones y comunidades, evaluar el impacto de las presiones antrópicas y ajustar las estrategias de manejo de manera adecuada (Yoccoz et al., 2001; Sparrow et al., 2020). Sin embargo, los recursos humanos, técnicos y económicos disponibles para la gestión y el monitoreo suelen ser limitados, lo que impide abarcar simultáneamente a todas las especies presentes en un área protegida (Lindenmayer & Likens, 2010).

En este contexto, surge como una necesidad central la definición de prioridades de conservación y monitoreo, orientadas a identificar qué especies o taxones requieren una atención preferencial en función del riesgo al que se encuentran expuestos (Margules & Pressey, 2000; Primack, 2006). La priorización constituye así una herramienta clave para la planificación y la gestión eficaz de las áreas protegidas, ya que permite focalizar los esfuerzos de conservación, optimizar el uso de los recursos disponibles y orientar los programas de monitoreo hacia aquellos componentes de la biodiversidad cuya pérdida podría generar mayores impactos ecológicos o comprometer el cumplimiento de los objetivos de gestión (Administración de Parques Nacionales, 2010; Lindenmayer & Likens, 2010).

La Reserva Natural Villavicencio (RNV) es un área natural privada situada en el departamento de Las Heras, provincia de Mendoza, Argentina, ubicada sobre las sierras de Uspallata, con cotas altitudinales que oscilan aproximadamente entre los 700 y los 3300 m.s.n.m. (Fundación Villavicencio, 2018a). El desnivel da lugar a un marcado gradiente altitudinal que se traduce en una elevada heterogeneidad ambiental y en la presencia de diversos ambientes dentro del territorio que abarca la Reserva. Esto favorece una importante riqueza de fauna, particularmente de aves, al albergar especies con distintos requerimientos ecológicos y patrones de distribución asociados a ambientes contrastantes (Dalmasso et al., 1999; Di Giacomo, 2005).

Dentro de este contexto, las aves representan un grupo de especial relevancia para la RNV, tanto por la presencia de especies con distintos grados de vulnerabilidad y amenaza, como por las funciones ecosistémicas que desempeñan. Diversas especies y gremios funcionales de aves participan en procesos clave como la dispersión de semillas, el control de poblaciones de insectos y el mantenimiento de la estructura de las comunidades, estableciendo interacciones estrechas con el ambiente que habitan (Milesi et al., 2002; Wenny et al., 2011).

Estas características resaltan el valor de las aves como indicadores del estado de los ecosistemas y de los cambios ambientales, especialmente en paisajes heterogéneos y sometidos a presiones antrópicas (Giraldo Duque, 2019).

En la RNV existen antecedentes institucionales orientados a la identificación de especies prioritarias para la conservación. En particular, la Reserva ha definido un conjunto de Especies de Vertebrados de Valor Especial (EVVE) a partir de distintos criterios de conservación, en concordancia con lineamientos utilizados en el sistema de áreas protegidas nacionales (APN). Este antecedente constituye un insumo relevante para orientar acciones de gestión, aunque la ausencia de esquemas sistemáticos que permitan ordenar dicha priorización, y de protocolos específicos de monitoreo para la avifauna, limita la implementación efectiva de estrategias de seguimiento a largo plazo (Ceola et al., 2019).

Definir prioridades de monitoreo no solo implica determinar qué especies requieren mayor atención, sino también identificar en qué sectores del área protegida resulta más eficiente concentrar los esfuerzos de seguimiento. En áreas ambientalmente diversas, las especies no utilizan el espacio de manera uniforme, sino que su presencia y actividad se asocian a determinadas condiciones ambientales y a la disponibilidad de recursos clave (Lindenmayer & Likens, 2010; Morrison et al., 2006). En este sentido, la incorporación de una perspectiva espacial permite reconocer áreas con condiciones potencialmente favorables para las especies prioritarias, constituyendo un insumo fundamental para la zonificación, la planificación del monitoreo y la asignación eficiente de recursos dentro de las áreas protegidas (Turner et al., 2001; Yoccoz et al., 2001).

Actualmente, la RNV se encuentra transitando la tercera actualización de su Plan de Gestión (2026-2031), en el cual se plantea el fortalecimiento de los programas de monitoreo de fauna. En este marco, y considerando la ausencia de metodologías estandarizadas para la priorización y el monitoreo de aves tanto en la RNV como en otras áreas protegidas del país, la presente tesis se propone como un aporte metodológico orientado a apoyar la planificación del monitoreo de la avifauna, contribuyendo al fortalecimiento de la gestión adaptativa de la biodiversidad en la Reserva.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

Desarrollar y poner a punto una propuesta metodológica para el monitoreo de avifauna en el marco de la actualización del Plan de Gestión de la Reserva Natural Villavicencio, Mendoza, Argentina.

2.2. Objetivos específicos

1. Establecer un orden de prioridad de monitoreo de avifauna a partir del análisis de riesgo ecológico de cada una de las EVVE.
2. Caracterizar espacialmente el hábitat potencial de la especie priorizada para su monitoreo futuro.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. Rol ecológico de las aves y su importancia para la conservación de los ecosistemas

Las aves cumplen diversas funciones relevantes dentro de los ecosistemas. Su presencia contribuye a la salud de los mismos al mantener las interrelaciones de las redes tróficas, gracias a su elevada diversidad de gremios tróficos (López de Casenave, 2001). Esta diversidad funcional les permite intervenir en múltiples procesos ecológicos, influyendo tanto en la estructura como en el funcionamiento de los ecosistemas (Whelan et al., 2008).

Desde la perspectiva de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), las aves contribuyen a distintas categorías de servicios ecosistémicos. En particular, las aves aportan servicios de regulación mediante el control de poblaciones de insectos y otros invertebrados, así como a través del consumo de carroña, contribuyendo a la reducción de patógenos y al reciclado de materia orgánica (Whelan et al., 2008). Además, participan en servicios de soporte, como la dispersión de semillas y el aporte al ciclo de nutrientes, a través del movimiento de biomasa entre ambientes y la deposición de excretas, lo que influye en la fertilidad del suelo y en la regeneración de la vegetación (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Wenny et al., 2011). Las aves también se vinculan a servicios de provisión y culturales, estos últimos asociados al ecoturismo, la educación ambiental y el valor estético y simbólico que presentan para las sociedades humanas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Whelan et al., 2008).

En enfoques más recientes, como los promovidos por la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES), el rol de las aves y de la biodiversidad en general se analiza a partir del concepto de contribuciones de la naturaleza a las personas (NCP), que integra dimensiones ecológicas, culturales y sociales, superando una visión estrictamente antropocéntrica de los servicios ecosistémicos (IPBES, 2019). Por ello, las aves contribuyen no solo al funcionamiento de los ecosistemas, sino también al mantenimiento de identidades culturales, valores simbólicos y prácticas de uso y conservación de la naturaleza, aspectos particularmente relevantes en el contexto de las áreas naturales protegidas.

Además de su rol funcional, algunas especies y gremios de aves actúan como indicadores ecológicos sensibles a cambios ambientales, debido a sus requerimientos específicos de hábitat, su dependencia de determinados recursos o su baja tolerancia a disturbios, lo que las convierte en un grupo ampliamente utilizado para el monitoreo de la biodiversidad y estado de los ecosistemas (Bibby et al., 2000; Whelan et al., 2008). En ambientes como los humedales altoandinos, ciertas especies de aves asociadas a cuerpos de agua pueden reflejar cambios en la disponibilidad hídrica, la calidad del agua o las alteraciones en la estructura del hábitat, mientras que, en ambientes áridos y semiáridos del monte, especies con alta especificidad de hábitat pueden responder de manera temprana a procesos de degradación, fragmentación o cambios en la cobertura vegetal (Morrison et al., 2006; Whelan et al., 2008). Estas respuestas permiten inferir el grado de integridad ecológica de los ambientes, entendida como la capacidad de los ecosistemas de mantener su estructura, composición y procesos funcionales a lo largo del tiempo, y constituyen un insumo clave para la evaluación y el seguimiento de los objetivos de conservación en las ANP (Lindenmayer & Likens, 2010; Morrison et al., 2006).

Dado el rol central que cumplen las aves en el funcionamiento de los ecosistemas y su utilidad como indicadores ecológicos en determinados contextos, su conservación requiere estrategias de manejo basadas en información actualizada y confiable (Lindenmayer & Likens, 2010). En este sentido, los planes de gestión de las áreas protegidas y los programas de monitoreo constituyen herramientas fundamentales para evaluar el estado de conservación de las comunidades de aves y de los ambientes asociados, y para orientar acciones de manejo efectivas en el marco de una gestión adaptativa (Administración de Parques Nacionales, 2010a; Yoccoz et al., 2001;).

3.2. Monitoreo

Según Sepúlveda et al. (2020), el monitoreo de fauna silvestre consiste en *“el seguimiento y registro de datos de un individuo, población o comunidad animal a lo largo del tiempo, con el fin de observar cambios espaciales y temporales en parámetros biológicos o ecológicos de interés, y generar información que contribuya a una mejor comprensión de su ecología y de los factores que influyen positiva o negativamente sobre ellos”*. De este modo, el monitoreo permite aportar insumos para la toma de decisiones orientadas a asegurar la conservación y protección de las especies en el tiempo. En este sentido, el monitoreo no constituye un fin en sí mismo, sino que debe estar orientado a responder objetivos claros y preguntas específicas de gestión situadas, vinculadas a los valores de conservación y a las problemáticas que se buscan abordar.

En este marco, el Manual de Monitoreo del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2007) resulta una referencia relevante para la conceptualización y el diseño de programas de monitoreo biológico en áreas protegidas, particularmente en el contexto latinoamericano. En dicho documento, el monitoreo biológico se define como un *“proceso sistemático que implica la planificación y la toma de datos de manera regular o continua, a través de la medición de variables en el tiempo, con el propósito de responder preguntas asociadas a los valores objeto de conservación (VOC), las presiones que los afectan y las acciones de gestión desarrolladas en las áreas protegidas”*.

Los VOC son definidos como aquellas especies de fauna o flora que constituyen el foco de los esfuerzos de planificación y manejo del área protegida. Dentro de este proceso, el diseño del monitoreo representa una etapa clave, ya que una planificación inadecuada de la recolección y el análisis de la información puede derivar en datos poco útiles, aun luego de una inversión considerable de tiempo y recursos humanos y económicos (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2007).

3.2.1. Diseño de monitoreo en la gestión de áreas protegidas

El diseño del monitoreo en áreas protegidas constituye una etapa fundamental dentro de la gestión de la conservación, ya que define el marco conceptual y metodológico a partir del cual se seleccionan los elementos a evaluar, las variables a medir y las escalas espaciales y temporales de análisis (Lindenmayer & Likens, 2010). Un diseño de monitoreo adecuado permite orientar los esfuerzos de seguimiento hacia aquellos componentes del sistema que resultan prioritarios, optimizando el uso de recursos y asegurando la generación de información relevante para la toma de decisiones (Pardo & Ospina, 2005; Yoccoz et al., 2001).

El monitoreo no se concibe como una actividad aislada, sino como un proceso planificado que debe responder a objetivos de conservación claramente definidos y al contexto ecológico y de manejo del área protegida. Por ello, el diseño del mismo debe partir de la identificación de los valores objeto de conservación y el conocimiento del riesgo de los mismos dentro del área protegida (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2008). Resulta clave priorizar especies, comunidades o procesos sobre los cuales resulta más pertinente focalizar los esfuerzos de monitoreo.

El diseño del monitoreo en áreas protegidas debe contemplar explícitamente la dimensión espacial del territorio, reconociendo la heterogeneidad ambiental y la distribución diferencial de las especies y de los hábitats en el paisaje (Lindenmayer & Likens, 2010; Turner et al., 2001; Yoccoz et al., 2001). En este contexto, la zonificación y la identificación de áreas con mayor potencial o vulnerabilidad constituyen herramientas clave para focalizar los esfuerzos y facilitar la interpretación de los resultados en relación con el territorio (Lindenmayer & Likens, 2010; Pardo & Ospina, 2005).

3.3. Prioridad de conservación de especies dentro de Áreas Protegidas (AP)

Una de las preguntas centrales al momento de implementar acciones de conservación y monitoreo es determinar hacia dónde orientar los esfuerzos de gestión, con el fin de identificar qué especies, taxones o recursos naturales requieren una atención prioritaria (Lindenmayer & Likens, 2010). La definición de estas prioridades constituye una problemática frecuente en la toma de decisiones en conservación, ya que puede verse influenciada por factores subjetivos, intereses particulares o limitaciones operativas que no siempre reflejan la situación ecológica real (Margules y Pressey, 2000).

En este contexto, la jerarquización de los elementos susceptibles de ser conservados y monitoreados, basada en criterios claros, rigurosos y lo más objetivos posible, se convierte en una herramienta fundamental para la planificación y la gestión eficaz de las áreas protegidas. La identificación y jerarquización de especies prioritarias permite focalizar los esfuerzos de conservación, optimizar el uso de los recursos disponibles y orientar los programas de monitoreo hacia aquellos componentes de la biodiversidad más relevantes o vulnerables (Administración de Parques Nacionales, 2010; Primack, 2006).

3.4. Riesgo ecológico

Una de las formas de priorizar especies para su conservación y monitoreo es a través de la estimación de su riesgo ecológico, entendido como *“la probabilidad de que un elemento de interés sufra un daño o pérdida significativa como consecuencia de la ocurrencia de un evento adverso”* (Cardona, 1986).

Aplicado al estudio de las aves, el riesgo ecológico permite estimar el grado de peligro de deterioro poblacional o extinción al que puede estar expuesta una especie en un contexto ambiental determinado (Master et al., 2012). Este enfoque resulta particularmente útil en el marco de la gestión de áreas protegidas, ya que posibilita comparar especies entre sí y

orientar los esfuerzos de monitoreo hacia aquellas con mayor probabilidad de experimentar impactos negativos (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2007)

En este marco, y según Parques Nacionales Naturales de Colombia (2007) y Master et al. (2012), el riesgo ecológico se compone de dos elementos fundamentales. Por un lado, un componente intrínseco a las especies, denominado vulnerabilidad, que refiere a aquellas características biológicas y ecológicas que condicionan su capacidad de persistir frente a perturbaciones (Sánchez-Cordero Dávila, 2017). Por otro lado, la amenaza, un componente extrínseco, asociado a las presiones negativas sobre las poblaciones y sus hábitats (Ospina Moreno, 2020). La interacción entre ambos componentes determina el nivel de riesgo ecológico de cada especie en un contexto determinado y constituye la base para su priorización en programas de conservación y monitoreo.

3.4.1. Vulnerabilidad

La vulnerabilidad constituye el componente intrínseco del riesgo ecológico y se refiere al grado de susceptibilidad que presenta una especie frente a perturbaciones ambientales o antrópicas, en función de sus características biológicas, ecológicas y poblacionales. En este sentido, la vulnerabilidad expresa la capacidad o limitación de una especie para resistir, adaptarse o recuperarse frente a impactos externos, independientemente de la intensidad o frecuencia de las presiones negativas que actúan sobre ella (Cardona, 1986; Primack, 2006).

En el caso de las aves, la vulnerabilidad está estrechamente vinculada a rasgos de historia de vida y requerimientos ecológicos específicos, tales como la abundancia poblacional en un determinado sitio, aspectos reproductivos, la especialización trófica, la amplitud del nicho ecológico, especificidad de uso de hábitat, la distribución geográfica, entre otras. Las especies con poblaciones pequeñas, distribución restringida, baja tasa reproductiva o alta especialización en el uso de recursos suelen presentar mayores niveles de vulnerabilidad, ya que poseen una capacidad limitada para compensar pérdidas poblacionales o adaptarse y resistir a cambios ambientales rápidos (López de Casenave, 2001; Şekercioğlu et al., 2016). En este contexto, las aves especialistas en el uso de recursos suelen ser más vulnerables que las generalistas, dado que cualquier alteración en los mismos, puede afectar significativamente su supervivencia y éxito reproductivo (Primack, 2006).

Desde una perspectiva aplicada a la conservación y al monitoreo, la evaluación de la vulnerabilidad permite identificar aquellas especies que, aún bajo niveles leves o moderados de presión externa, podrían experimentar disminuciones poblacionales significativas. Por ello, la vulnerabilidad constituye un criterio central para la priorización de especies en programas de monitoreo, ya que aquellas con mayor vulnerabilidad, requieren un seguimiento más detallado y continuo para detectar tempranamente cambios en su estado de conservación (Lindenmayer y Likens, 2010).

3.4.2. Amenaza

El segundo componente del riesgo ecológico es de carácter extrínseco a las especies y está definido como el conjunto de presiones que afectan negativamente a una especie, población o taxón en un determinado ambiente (Ospina Moreno, 2020; Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2007).

En el contexto de las áreas protegidas, las amenazas suelen manifestarse a través de cambios en el uso del suelo, degradación del hábitat, perturbación directa de la fauna, introducción de especies exóticas y explotación de recursos naturales, los cuales pueden alterar la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, incluso dentro de sitios exclusivos destinados a la conservación (Dudley, 2008; Lindenmayer & Burgman, 2005). Estas presiones adquieren particular relevancia en ambientes áridos y semiáridos, caracterizados por una baja capacidad de recuperación frente a disturbios antrópicos (Dalmasso et al., 1999).

La amenaza no sólo depende de la contribución o la intensidad que tengan las presiones, sino también de su interacción con las características propias del ambiente y de las especies afectadas. Por ello, su análisis, implica también conocer el solapamiento geográfico que presentan con las especies susceptibles a las mismas (Salafsky et al., 2008).

3.5. Zonificación

Conocer dónde realizar el monitoreo se convierte en uno de los elementos clave cuando se trata de eficientizar los esfuerzos de gestión. Por ello, resulta fundamental establecer una adecuada zonificación de la especie a monitorear (Geneletti & van Duren, 2008). Esto implica, determinar espacialmente la localización de su presencia y distribución local, así como factores que la determinan, sean naturales o antrópicos, ya que el conocimiento del hábitat de una especie es fundamental para evaluar potenciales respuestas a disturbios e implementar programas de conservación (Pairo, 2017). La zonificación permite integrar diversas variables o criterios mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG), facilitando la elaboración de representaciones espaciales útiles para la toma de decisiones (Cruz Cuéllar, 2017). Un SIG constituye una herramienta eficaz para recolectar, almacenar, gestionar y analizar datos espaciales, además de posibilitar el desarrollo de modelos basados en análisis espacial (Cruz Cuéllar, 2017). Esto permite optimizar recursos y tiempo de manera más eficiente.

3.5.1. Hábitat y uso de hábitat: definiciones conceptuales

El hábitat se define como el conjunto de condiciones físicas, biológicas y ambientales que permiten la supervivencia, reproducción y persistencia de una especie en un determinado espacio (Anderson, 1991; Block & Brennan, 1993). Este concepto se refiere a las características del ambiente en sí mismo, independientemente de que una especie haga uso efectivo de ellas en un momento dado.

Por su parte, el uso de hábitat se refiere al patrón observado de utilización de los distintos tipos de ambientes disponibles por parte de los individuos de una especie, y se manifiesta a través de su presencia, abundancia o comportamiento en el espacio (Johnson, 1980; Morris, 2003). El análisis del uso de hábitat implica, por lo tanto, la existencia de datos empíricos que permitan evaluar la relación entre la disponibilidad ambiental y la utilización efectiva del espacio por los organismos (Johnson, 1980; Morris, 2003).

Diversos estudios han demostrado que el uso de hábitat puede variar en función de la escala espacial y temporal considerada, lo que resalta la necesidad de abordarlo desde un enfoque multiescalar (López, 2020; Pairo et al., 2017). A diferentes escalas, las especies responden

a distintos atributos del ambiente, desde variables locales asociadas al sustrato o la cobertura vegetal, hasta características del paisaje como la heterogeneidad ambiental, aspecto particularmente relevante en el contexto de áreas protegidas (Morrison et al., 2006; Turner et al., 2001).

El estudio del uso de hábitat resulta fundamental para identificar áreas clave para la conservación, evaluar la influencia de presiones antrópicas y aportar información relevante para la planificación del manejo y el diseño de programas de monitoreo (Johnson, 1980; Manly et al., 2002; Morrison et al., 2006). Sin embargo, este enfoque requiere información empírica detallada sobre la distribución, abundancia o comportamiento de las especies, la cual no siempre se encuentra disponible, especialmente en el caso de especies poco estudiadas o con escasos registros previos (Elith & Leathwick, 2009; Guisan & Zimmermann, 2000).

3.5.2. Hábitat potencial

En el marco de esta tesis, el concepto de hábitat potencial se vincula estrechamente con el de distribución potencial o idoneidad ambiental, y se entiende como aquellas áreas que presentan condiciones ambientales adecuadas para el establecimiento y persistencia por parte de una especie, independientemente de que se encuentre actualmente presente, o exista confirmación directa de ocupación actual (Guisan et al., 2005; Soberón & Peterson, 2005). Su delimitación se basa en la relación entre los requerimientos ecológicos de la especie y las variables disponibles en el territorio (Guisan & Zimmermann, 2000). Representa una aproximación teórica y espacial a la disponibilidad de ambientes favorables, basada en la relación entre variables ambientales relevantes y el conocimiento ecológico disponible sobre la especie (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan et al., 2005). Los enfoques orientados a la identificación del hábitat potencial incluyen un amplio espectro de herramientas y niveles de complejidad, que van desde modelos cuantitativos basados en registros de ocurrencia cuando estos se encuentran disponibles, hasta aproximaciones exploratorias sustentadas en criterios ecológicos, información bibliográfica y conocimiento experto, particularmente en contextos donde los datos empíricos son escasos o inexistentes (Elith & Leathwick, 2009; Ferrier & Guisan, 2006). En estos casos, el objetivo no es describir el uso real del hábitat por parte de los individuos, sino identificar áreas ambientalmente adecuadas que puedan ser ocupadas bajo determinadas condiciones (Soberón & Peterson, 2005).

Esta aproximación resulta particularmente pertinente en especies con información ecológica limitada, ya que permite orientar relevamientos exploratorios, identificar zonas ambientalmente favorables y generar insumos básicos para la planificación futura de acciones de monitoreo (Lindenmayer & Likens, 2010).

La caracterización del hábitat potencial se concibe, en este sentido, como un paso previo necesario para la definición de objetivos específicos de monitoreo y de indicadores asociados, instancias que exceden los alcances de la presente tesis pero que requieren, como condición inicial, un conocimiento espacial básico sobre la especie y su relación con el ambiente (; Lindenmayer & Likens, 2010; Yoccoz et al., 2001).

3.6. Áreas naturales protegidas (ANP) como marco de conservación

Las áreas naturales protegidas (ANP) constituyen una de las principales estrategias a nivel global para la conservación de la biodiversidad, al resguardar ecosistemas, especies y procesos ecológicos frente a las crecientes presiones derivadas de las actividades humanas (Dudley, 2008; Watson et al., 2014). De acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), las ANP son *“espacios geográficos claramente definidos, reconocidos y gestionados mediante instrumentos legales u otros medios eficaces, con el objetivo de lograr la conservación a largo plazo de la naturaleza y de los servicios ecosistémicos asociados”* (Dudley, 2008).

En Argentina, las áreas naturales protegidas cumplen un rol central en la preservación de ambientes representativos y especies de valor ecológico, al tiempo que contribuyen a la provisión de servicios ecosistémicos fundamentales, tales como la regulación hídrica, la conservación de suelos, el mantenimiento de la biodiversidad y los valores culturales y recreativos asociados al paisaje (Morello et al., 2012). Sin embargo, es necesaria una gestión activa y adaptativa basada en información confiable y actualizada para hacer efectiva la preservación de los valores de conservación.

En este sentido, la planificación y gestión de las ANP se apoyan en instrumentos como los planes de manejo, los cuales establecen objetivos de conservación, zonificaciones y lineamientos de uso, así como programas específicos orientados al monitoreo y la evaluación del estado de los elementos prioritarios. Estos planes permiten ordenar las actividades dentro del área protegida y constituyen el marco operativo para implementar acciones de conservación, restauración y control de amenazas (Administración de Parques Nacionales, 2010b; Atauri, 2004).

En las ANP, las especies se encuentran sujetas a una combinación de procesos naturales y presiones antrópicas que pueden variar en intensidad y manifestarse de manera gradual o abrupta a lo largo del tiempo, tales como cambios en el uso del suelo, incendios, introducción de especies exóticas, variaciones climáticas o actividades humanas dentro y en el entorno del área protegida (Lindenmayer & Likens, 2010).

Por ello, el monitoreo sistemático de la biodiversidad y de los procesos ecológicos no debe entenderse únicamente como una herramienta cuando los impactos son evidentes, sino como un componente permanente de la gestión, orientado a generar líneas de base, detectar tendencias, evaluar la efectividad de las acciones de manejo y anticipar cambios que puedan comprometer el cumplimiento de los objetivos de conservación (Lindenmayer & Likens, 2010; Yoccoz et al., 2001). De este modo, el monitoreo se integra a la gestión adaptativa de las ANP, proporcionando información clave para ajustar la planificación y fortalecer la toma de decisiones a largo plazo.

3.7. Reserva Natural Villavicencio (RNV)

La Reserva Natural Villavicencio (RNV) es un área natural protegida de gestión privada ubicada en el departamento de Las Heras, a aproximadamente 30 km al noroeste de la ciudad de Mendoza, Argentina. La Reserva abarca una superficie cercana a las 60.645 ha y se extiende entre los 32°25' y 32°35' de latitud sur y los 68°50' y 69°10' de longitud oeste (Fundación Villavicencio, 2018a; 2020a). Fue creada en el año 1999 por el Grupo Danone con el objetivo de conservar los ambientes naturales presentes en el área, proteger el recurso hídrico asociado al sistema de humedales de Villavicencio y resguardar la diversidad biológica, los valores paisajísticos y culturales, minimizando el impacto antrópico mediante la implementación de medidas de prevención y manejo orientadas a la conservación de los recursos naturales (Dalmasso et al., 1999).

Desde el punto de vista climático, la RNV presenta condiciones áridas a semiáridas, características del centro-oeste argentino, con precipitaciones escasas concentradas mayormente durante los meses estivales (Capitanelli, 1971). Las temperaturas exhiben una marcada amplitud térmica diaria y estacional, acentuada por el amplio gradiente altitudinal que atraviesa la Reserva, lo que da lugar a variaciones climáticas locales y a la presencia de microclimas asociados a la topografía y la orientación de las laderas (Capitanelli, 1971; Videla & Suárez, 1991; Roig & Martínez-Carretero, 1998). La Reserva se caracteriza por una notable heterogeneidad ambiental, asociada principalmente a su ubicación en el piedemonte andino y sectores de la precordillera oriental, así como a la presencia de un marcado gradiente altitudinal. Este gradiente, en combinación con la variabilidad climática, favorece la coexistencia de tres provincias fitogeográficas representativas de la provincia de Mendoza: Monte, Cardonal y Puna (Cabrera, 1976; Roig & Martínez-Carretero, 1998). La interacción entre estos factores determina diferencias significativas en la estructura y composición de la vegetación y en la fauna asociada a cada ambiente, contribuyendo a la elevada diversidad biológica presente (Dalmasso et al., 1999; Fundación Villavicencio, 2018a).

Desde una perspectiva hidrológica, la RNV posee una relevancia estratégica debido a la presencia de manantiales, cursos temporarios y humedales asociados a surgencias de agua subterránea, entre los que se destaca el sistema hídrico que da origen al histórico manantial de Villavicencio (Fundación Villavicencio, 2025). Estos ambientes cumplen un rol fundamental en la regulación hídrica, el mantenimiento de procesos ecológicos y la provisión de hábitat para numerosas especies de flora y fauna. En reconocimiento a la importancia de estos sistemas, en el año 2017 la totalidad de la Reserva fue declarada Sitio Ramsar, en el marco de la Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional, tratado intergubernamental orientado a la conservación y el uso racional de los humedales, al cual Argentina adhiere desde 1991 mediante la Ley Nacional N° 23.919 (Secretaría de la Convención Ramsar, 2015; Fundación Villavicencio, 2025). Esta designación implicó un compromiso explícito de gestión orientado a la conservación y el monitoreo de los humedales altoandinos presentes en la Reserva, con especial énfasis en la conservación de la riqueza de avifauna asociada a estos cuerpos de agua (Fundación Villavicencio, 2025).

La diversidad ambiental de la RNV se refleja en su flora y fauna, con comunidades vegetales adaptadas a condiciones de aridez, suelos pobres y variaciones altitudinales, predominando formaciones arbustivas abiertas, bosques xerófilos y pastizales de altura (Cabrera, 1976; Roig & Martínez-Carretero, 1998). La fauna es representativa de los ambientes áridos y semiáridos del oeste argentino, registrándose numerosas especies de vertebrados, entre las que se destaca una elevada riqueza de aves asociadas tanto a ambientes terrestres como a humedales (Secretaría de la Convención Ramsar, 2015; Fundación Villavicencio, 2025). La avifauna incluye especies residentes y migratorias, algunas de ellas de interés para la

conservación, lo que posiciona a la RNV como un área clave para el mantenimiento de la biodiversidad regional (Dalmasso et al., 1999; Di Giacomo, 2005; Fundación Villavicencio, 2018a).

3.7.1. Actualización del plan de gestión de la RNV

Los planes de gestión constituyen instrumentos fundamentales para la planificación, ordenamiento y conducción de las áreas naturales protegidas, ya que permiten definir objetivos de conservación, identificar valores prioritarios, diagnosticar problemáticas y establecer estrategias y líneas de acción orientadas al manejo adaptativo de los sistemas socioecológicos (Atauri, 2004; Administración de Parques Nacionales, 2010). En este marco, el monitoreo se reconoce como una herramienta clave para evaluar el estado de los valores de conservación, detectar cambios en el tiempo y retroalimentar los procesos de toma de decisiones (Yoccoz et al., 2001; Lindenmayer & Likens, 2010; Administración de Parques Nacionales, 2010a).

La Reserva Natural Villavicencio se encuentra actualmente transitando su tercera actualización del Plan de Gestión, correspondiente al período 2026-2031, elaborada a partir de un proceso participativo e interdisciplinario que integró antecedentes técnicos, instancias de consulta y evaluación de la gestión previa. Este documento establece los lineamientos estratégicos para la conservación y el manejo del área protegida en el mediano plazo, incorporando un enfoque de gestión adaptativa y sistémica (Fundación Villavicencio, 2025).

En el diagnóstico del Plan de Gestión, se identifican diversos Valores de Conservación (VOC), entre los cuales el VOC 3 refiere a la *“biodiversidad asociada a las tres provincias fitogeográficas (Monte, Cardonal y Puna), con su distribución y conectividad, destacando la presencia de especies de valor especial, las interacciones y unidades de paisaje relevantes”* (Fundación Villavicencio, 2025). Para este valor se reconocen múltiples presiones antrópicas que afectan a la biodiversidad de la Reserva, tales como la caza furtiva y el trampeo de aves, la intromisión ganadera, el uso público no controlado, la extracción ilegal de recursos naturales y patrimoniales, los incendios intencionales, el incremento de basurales en el área de influencia, el acceso ilegal y el tránsito por huellas no permitidas, así como el atropellamiento de fauna (Fundación Villavicencio, 2025).

Frente a estas problemáticas, el Plan de Gestión establece como objetivo general atender los principales problemas y amenazas con el fin de disminuir las presiones sobre los valores de conservación. Entre las estrategias definidas para alcanzar dicho objetivo, se destaca la necesidad de *“definir y actualizar programas de monitoreo para la biodiversidad”*. Es por esto que la avifauna adquiere particular relevancia como componente de la biodiversidad de la Reserva, tanto por su diversidad y representatividad en los distintos ambientes como por su sensibilidad frente a las presiones antrópicas identificadas (Dalmasso et al., 1999; Di Giacomo, 2005; Fundación Villavicencio, 2016). En este sentido, el fortalecimiento del monitoreo de aves se presenta como una herramienta estratégica para generar información clave sobre el estado de conservación de este grupo y de los ambientes que habita, contribuyendo al cumplimiento de los objetivos planteados en el Plan de Gestión vigente (Fundación Villavicencio, 2025a).

3.8. Especies de Vertebrados de Valor Especial (EVVE)

En el marco de la gestión de áreas naturales protegidas, la Administración de Parques Nacionales (APN) incorporó el concepto de Especies de Vertebrados de Valor Especial (EVVE) como una herramienta para orientar la planificación, la conservación y el monitoreo de la fauna silvestre. Este concepto fue establecido mediante la Resolución del Honorable Directorio N.º 157/91 y actualizado por la Resolución N.º 291/13 (Administración de Parques Nacionales, 1991), definiendo a las EVVE como aquellas especies seleccionadas en función de su relevancia para la conservación, de acuerdo con un conjunto de criterios ecológicos, biogeográficos y socioculturales.

El enfoque de EVVE reconoce la necesidad de focalizar los esfuerzos de gestión en un subconjunto de especies que, por sus características, permiten orientar acciones de conservación y monitoreo dentro de cada área protegida, sin que ello implique desatender al resto de la biodiversidad. En este sentido, cada área protegida debe definir su propio listado de EVVE, adaptado a su contexto ecológico particular y a sus objetivos de conservación.

Para la Reserva Natural Villavicencio, Zarco y Sbriglio (2022) desarrollaron un estudio específico de identificación de EVVE, adaptando el marco conceptual propuesto por la APN al contexto local de la Reserva. A partir de la evaluación del inventario faunístico, las especies fueron analizadas según diez criterios de valor de conservación, entre los que se incluyen el grado de amenaza a nivel nacional e internacional, el endemismo, la representatividad, el rol ecológico, la especialización de hábitat y el valor cultural. Como resultado de este análisis, se identificó un conjunto de 33 especies de vertebrados consideradas EVVE para la Reserva, dentro del cual 16 corresponden a especies de aves (Tabla 1).

Desde una perspectiva de gestión, el conjunto de EVVE puede entenderse como una identificación de la biodiversidad local que cumple un rol funcional análogo al de los Valores Objeto de Conservación (VOC) utilizados en otros marcos metodológicos para el diseño de programas de monitoreo en áreas protegidas. Si bien ambos conceptos surgen de contextos institucionales y normativos distintos, comparten el objetivo de orientar la planificación, el monitoreo y la asignación de esfuerzos de conservación hacia aquellas especies consideradas de mayor relevancia ecológica, biogeográfica o sociocultural. En este sentido, las EVVE constituyen un antecedente técnico adecuado para ser utilizadas como base en la definición de prioridades de monitoreo en la Reserva Natural Villavicencio, y representan el insumo de partida para el desarrollo de la Etapa 1 de la presente tesis.

Tabla 1. Especies de aves definidas como "EVVE" para la RNV. Fuente: Zarco y Sbriglio (2022)

Especie (nombre científico)	Especie (nombre común)	Familia
<i>Rhea americana</i>	ñandú	Rheidae
<i>Rhea pennata</i>	choique	Rheidae
<i>Eudromia elegans</i>	martineta	Tinamidae
<i>Vultur gryphus</i>	cóndor andino	Cathartidae
<i>Spizapteryx circumcinctus</i>	halconcito gris	Falconidae
<i>Metriopelia morenoi</i>	palomita ojo desnudo	Columbidae



<i>Bubo magellanicus</i>	tucúquere	Strigidae
<i>Spinus crassirostris</i>	cabecitanegra picudo	Fringillidae
<i>Pseudasthenes steinbachi</i>	canastero castaña	Furnariidae
<i>Poospiza whitii</i>	sietevestidos serrano	Thraupidae
<i>Furnarius rufus</i>	hornero	Furnariidae
<i>Teledromas fuscus</i>	gallito arena	Rhinocryptidae
<i>Saltator aurantirostris</i>	pepitero de collar	Thraupidae
<i>Poospiza ornata</i>	monterita canela	Thraupidae
<i>Microspingus torquatus</i>	monterita de collar	Thraupidae
<i>Knipolegus hudsoni</i>	viudita chica	Tyrannidae

4. METODOLOGÍA Y RESULTADOS

La propuesta metodológica de la presente tesis se estructura en dos grandes etapas de ejecución estrechamente vinculadas entre sí, y desarrolladas de manera secuencial, dado que los resultados obtenidos en la primera constituyen un insumo indispensable para el diseño y la implementación de la segunda.

La primera etapa se orienta al análisis del riesgo ecológico de las especies de aves identificadas como EVVE, con el objetivo de establecer un orden de prioridad de monitoreo. A partir de esta evaluación se obtiene una jerarquización de las especies en función de su riesgo ecológico, lo que permite identificar aquellas que requieren una atención prioritaria desde la gestión y el monitoreo.

Sobre la base de los resultados alcanzados en esta primera etapa, se desarrolla la segunda etapa, la cual se focaliza en una única especie: aquella que presenta el mayor nivel de prioridad (la primera en la jerarquización). En este contexto, se procedió a caracterizar de manera preliminar su hábitat potencial, mediante una zonificación orientada a identificar áreas ambientalmente adecuadas para su presencia potencial dentro de la Reserva Natural Villavicencio (RNV).

La finalidad de esta etapa es generar información de base que permita orientar futuros estudios y la eventual definición de objetivos específicos de monitoreo, instancias que exceden los alcances de la presente tesis. En este sentido, la segunda etapa implica la caracterización espacial del hábitat potencial de la especie, integrando relevamientos exploratorios a campo de variables ambientales y herramientas de análisis geográfico.

De este modo, el diseño metodológico de la segunda etapa depende necesariamente del conocimiento de la especie priorizada en la etapa anterior (resultado de la etapa 1), lo que justifica la organización secuencial del trabajo.

En función de esta lógica, el apartado “Metodología y resultados” se organiza en dos subapartados que presentan, para cada etapa, la metodología empleada y los resultados obtenidos, con el fin de facilitar la comprensión del proceso de análisis y la interpretación integrada de los resultados. En la figura 1 se presenta el esquema general correspondiente a la propuesta metodológica desarrollada

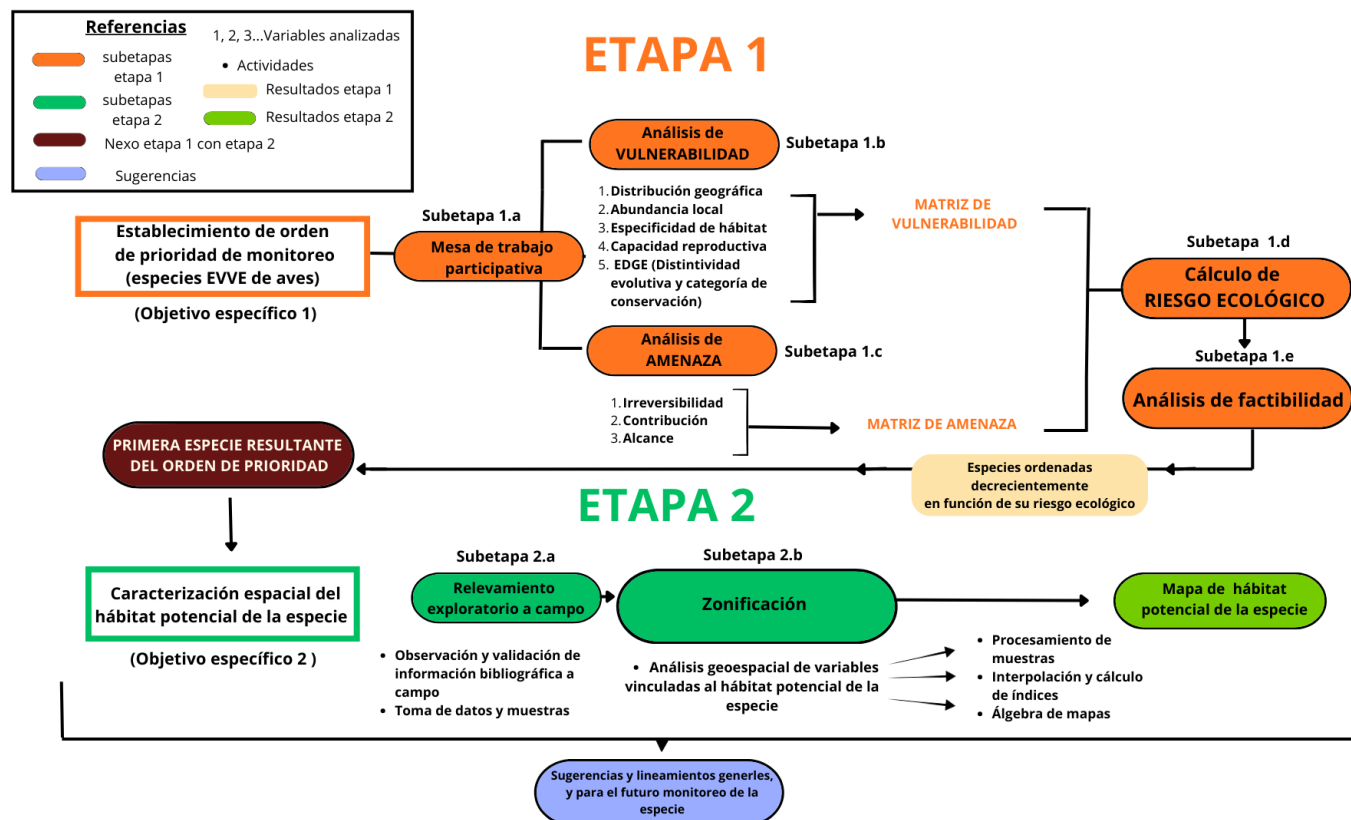


Figura 1. Esquema correspondiente a la propuesta metodológica de la tesis. Fuente: elaboración propia

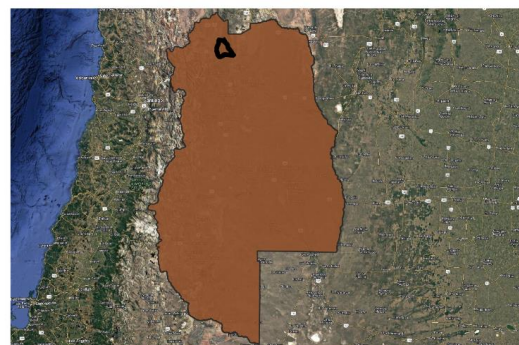
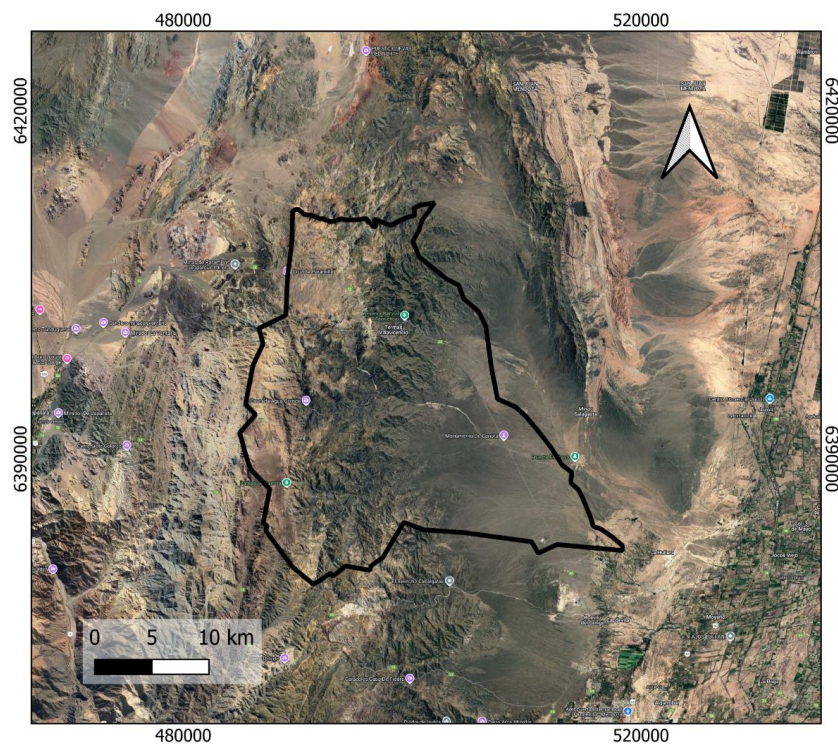
4.1. Área de estudio

El área de estudio de la presente tesis corresponde a la Reserva Natural Villavicencio (RNV), cuya ubicación, características generales y relevancia ecológica fueron descritas en detalle en el apartado 3.7 del marco teórico. En la figura 2 se presenta el límite del área protegida y su localización geográfica, elaborado a partir de información cartográfica oficial provista por la Reserva. En la figura 3, se muestran las unidades ambientales presentes en la RNV, descritas como provincias fitogeográficas: Monte, Cardonal y Puna (Fundación Villavicencio, 2025).

Estas ecorregiones se distribuyen a lo largo de un marcado gradiente altitudinal con orientación general oeste-este, lo que se traduce en diferencias climáticas y florísticas que resultan relevantes para el análisis espacial desarrollado en este trabajo y para la interpretación de los resultados asociados al hábitat potencial por parte de las especies de aves priorizadas (Cabrera, 1976).



Ubicación Reserva Natural Villavicencio (RNV)



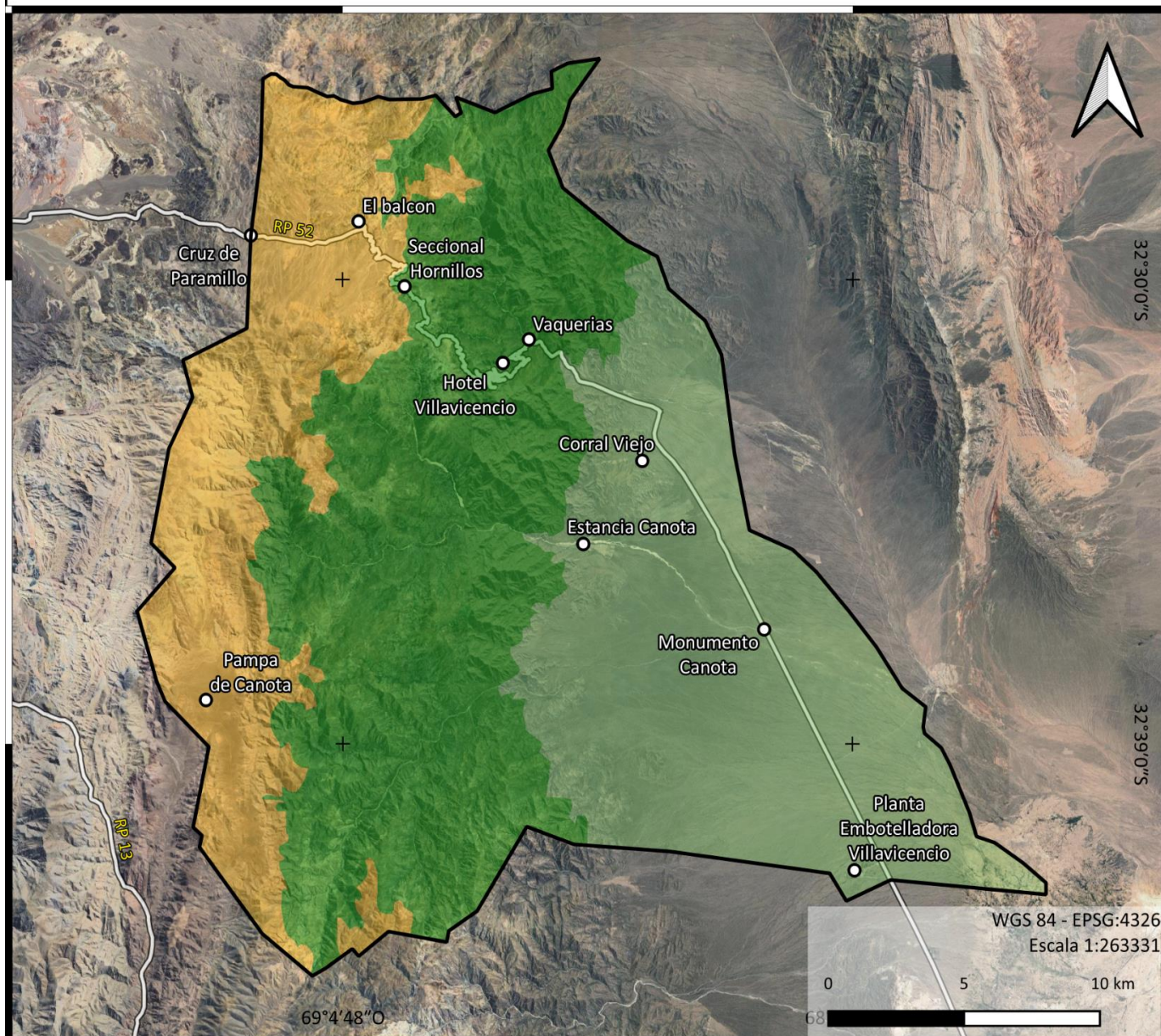
Sistema de coordenadas
SRC: WGS 84/ UTM Zona 19S
EPSG: 32719
Map data ©2015 Google

□ Límites RNV
■ Provincia de Mendoza
■ Argentina

Figura 2. Ubicación de la Reserva Natural Villavicencio (RNV). Fuente: elaboración propia en base a capas del Instituto Geográfico Nacional (IGN).



Provincias Fitogeográficas de la Reserva Natural Villavencio



Referencias



Rutas

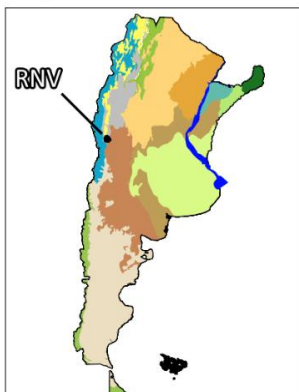
○ Sitios de referencia

Prov. Fitogeográficas

Monte

Cardonal

Puna



Ecorregiones de Argentina

Puna

Monte de L. y M.

Monte de S. y B.

Altos Andes

Bosques patagonicos

Campos y Malezales

Chaco humedo

Chaco seco

Delta e islas del Parana

Espinal

Estepa patagonica

Esteros del Ibera

Pampa

Selva de Yungas

Selva Paranaense

Figura 3. Provincias fitogeográficas de la Reserva Natural Villavencio. Fuente: Fundación Villavencio (2025).

4.2. ETAPA 1: Establecimiento de prioridad de monitoreo a partir del análisis de riesgo ecológico de las EVVE

4.2.1. Metodología etapa 1

Luego de realizar una exhaustiva recopilación y análisis bibliográfico de diferentes metodologías de monitoreo de múltiples sitios del mundo, para esta etapa se optó por trabajar en base a la metodología propuesta por Parques Nacionales Naturales de Colombia en el “Manual de Monitoreo del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia” (2007), ya que la misma cuenta con una estructura preliminar metodológica para abordar la priorización de especies a partir de su riesgo ecológico. De dicha propuesta, se utilizaron únicamente determinadas etapas para la priorización de las especies en función del riesgo ecológico, las cuales se detallan a continuación. Dichas etapas fueron adaptadas y modificadas al contexto local de la RNV, de acuerdo con el criterio del equipo de trabajo. La adaptación de esta metodología al contexto local incluyó encuentros virtuales con una de las autoras del Manual (Alba Natalia Florez Zambrano) para la consulta de inquietudes y la complementación de información.

La primera etapa está compuesta por 5 subetapas (Figura 1), y consiste en la determinación de cuáles especies de avifauna tienen mayor prioridad de monitoreo, a partir de una jerarquización en base al análisis de su riesgo ecológico. El mismo consiste en trabajar con un conjunto limitado de especies definido dentro de la RNV. Estas especies corresponden a las previamente definidas como EVVE en base al antecedente de Zarco y Sbiriglio (2022). Para ello, integrando información y metodologías científico-técnica y participativas, se siguieron los siguientes pasos:

4.2.1.1. Subetapa 1.a. Mesa de trabajo participativa

El 15 de enero de 2025 se realizó una mesa de trabajo participativa junto con guardaparques y el equipo técnico de la Reserva Natural Villavicencio (RNV, Figura 4), con el objetivo de presentar la propuesta de la tesis y relevar información clave para el análisis de riesgo ecológico de las especies EVVE de aves (Tabla 1).

Durante la jornada se desarrollaron las siguientes actividades, cuyos resultados constituyen insumos para las subetapas posteriores de la Etapa 1:

- **Identificación y mapeo de presiones antrópicas:** a partir del conocimiento del equipo de gestión, se elaboró un listado consensado de las presiones antrópicas que actúan dentro de la RNV con potencial efecto negativo en las especies de aves. En una primera instancia, se identificaron aquellas presiones presentes en el área protegida y, posteriormente, se realizó su mapeo exploratorio mediante cartografía a mano alzada (se tomaron mapeos previamente realizados por Bilbao (2024) y se complementó con los faltantes).

Estos insumos fueron luego digitalizados y vectorizados utilizando el software QGIS 3.18 (<https://qgis.org/>), con el fin de representarlos espacialmente dentro de la Reserva.

- **Revisión del listado de Especies de Vertebrados de Valor Especial (EVVE):** se analizó la información disponible para las 16 especies de aves previamente identificadas como EVVE. Como resultado de la discusión y del consenso alcanzado por los participantes de la mesa, se decidió excluir a *Poospiza whitii* (“sietevestidos serrano”) del listado, debido a la ausencia de registros de avistamiento por parte del equipo de guardaparques dentro de la Reserva, ausencia de registros de ciencia ciudadana, ser una especie que no presenta su rango de distribución en la provincia de Mendoza, y caracterizarse por un hábitat de matorrales cerrados y bosques húmedos, ambiente no coincidente con el de la RNV. En consecuencia, el conjunto de especies consideradas para el análisis quedó conformado por un total de 15 especies.
- **Delimitación espacial de la distribución de las especies:** para cada una de las especies seleccionadas, se realizó un mapeo exploratorio de su distribución dentro de la RNV, a partir del conocimiento local de los guardaparques, y del análisis de registros de ciencia ciudadana disponibles en la plataforma eBird (2025). Estas distribuciones fueron posteriormente digitalizadas y vectorizadas en el software QGIS 3.18.
- **Identificación de variables asociadas a la vulnerabilidad y la amenaza:** se revisaron las variables a considerar en el análisis de riesgo ecológico. En relación con la vulnerabilidad de las especies, se relevó información asociada a la abundancia local. En cuanto al análisis de las amenazas, se discutieron variables vinculadas a la irreversibilidad de las presiones antrópicas y a la contribución de dichas presiones sobre las especies de aves consideradas. Estas variables fueron incorporadas como insumos para las subetapas analíticas desarrolladas posteriormente.



Figura 4. Mesa de trabajo participativa realizada con guardaparques y equipo del área técnica el día 15 de enero de 2025 en la RNV.

4.2.1.2. Subetapa 1.b. Análisis de vulnerabilidad

El análisis de vulnerabilidad propuesto por Parques Nacionales Naturales de Colombia (2007), consiste en un análisis que responde a características intrínsecas de las especies en base a qué tan susceptibles son a las amenazas presentes. Para ello, se evaluaron 5 variables para cada una de las 15 especies, de las cuales, 3 variables fueron tomadas de la metodología mencionada (distribución geográfica, abundancia local y especificidad de hábitat), mientras que 2 variables fueron readaptadas y propuestas para esta tesis: capacidad reproductiva (CR) e índice de distintividad evolutiva y categoría de conservación, (EDGE, por sus siglas en inglés). Finalmente, los valores numéricos obtenidos de cada variable para cada una de las especies, fueron introducidos en una matriz final de vulnerabilidad.

➤ Variables de vulnerabilidad analizadas

a. Distribución geográfica

Según el Manual de Monitoreo del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, la amplitud o restricción de la distribución geográfica de una especie se considera un indicador de vulnerabilidad. Constituye además un criterio ampliamente utilizado en estudios de conservación, dado que las especies con rangos de distribución reducidos o concentrados espacialmente suelen presentar mayor susceptibilidad frente a perturbaciones ambientales y presiones antrópicas (Gaston, 1994; Purvis et al., 2000; Gaston & Fuller, 2009). En este

sentido, la distribución geográfica se entiende como la extensión espacial en la que una especie se encuentra presente a escala regional, continental o global, independientemente de su uso de hábitat local o de su abundancia en sitios particulares (Gaston, 1994).

La distribución geográfica de las 15 EVVE analizadas se determinó cualitativamente a partir de revisión bibliográfica y de mapas de distribución a partir de las plataformas eBird (2026) y Birds of the world (Billerman et al., 2024), en base a la siguiente clasificación y su respectiva puntuación (entre paréntesis), donde un mayor puntaje asignado implica mayor aporte a la vulnerabilidad, en este caso, distribuciones mas acotadas.

- Especies distribuidas globalmente, el trópico o en toda américa (0)
- Especies de distribución regional (1)
- Distribución geográfica restringida (endemismos locales, nacionales) (2)

b. Especificidad de hábitat

La especificidad de hábitat se refiere al grado en que una especie depende de un conjunto restringido de condiciones ambientales o tipos de hábitat para cumplir funciones vitales de una parte o todo su ciclo de vida, reflejando un uso estrecho de su nicho ecológico en comparación con especies generalistas (Levins, 1968; Futuyma & Moreno, 1988; Devictor et al., 2010). Algunas de las condiciones ambientales implicadas en la variable son: gradientes altitudinales, uso de determinada composición florística, usos específicos de sustratos, variables geomorfológicas, condiciones de temperatura y precipitaciones, existencia de cuerpos de agua, entre otros. Su determinación también fue cualitativa a partir de revisión bibliográfica, y se asoció dicha clasificación a un valor numérico, tomando los siguientes valores:

- Especificidad de hábitat amplia (0)
- Especificidad de hábitat restringida (2)

Un mayor puntaje asignado implica mayor aporte a la vulnerabilidad, en este caso, especies especialistas, con especificidad mas estrecha, reflejan un menor rango de posibilidades de supervivencia ante amenazas.

c. Abundancia local

La abundancia local se refiere a la representación relativa de una especie dentro de un área determinada, entendida como el número de individuos presentes o su frecuencia relativa en una comunidad a escala local (Begon et al., 2006; Krebs, 2009). En el marco de esta tesis, la abundancia local fue considerada específicamente en relación con la presencia de cada especie de ave dentro de los límites de la Reserva Natural Villavicencio (RNV).

Dado que la información cuantitativa sobre abundancia para las especies analizadas es escasa, desactualizada o inexistente en algunos casos, la determinación de esta variable se realizó de manera cualitativa durante la mesa de trabajo participativa (Subetapa 1.a), y en base a la información existente en el libro “Aves de la Reserva Natural Villavicencio” (Correa et al., 2016). Se recurrió al conocimiento experto del cuerpo de guardaparques y del equipo del área técnica de la RNV, basado en la experiencia acumulada a partir de relevamientos y observaciones sistemáticas dentro del AP.

A partir de esta información, las especies fueron clasificadas en categorías cualitativas de abundancia local, a las cuales se les asignaron valores numéricos en función de su representación relativa, siguiendo la categorización propuesta en la metodología de referencia (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2007). Los valores utilizados fueron:

- Abundante (0)
- Medianamente abundante (1)
- Escaso (2)

Los mayores puntajes se asignaron a especies que presentan una representación escasa en la Reserva, donde sus poblaciones son mas vulnerables a la disminución o extinción ante potenciales amenazas.

d. Capacidad reproductiva

Para la estimación de esta variable se utilizó un índice de elaboración propia, con el objetivo de aproximar la capacidad reproductiva relativa de un conjunto de especies de aves utilizando información disponible en la bibliografía, sin requerir de la obtención de datos reproductivos a campo. Este índice no pretende representar un indicador absoluto del desempeño reproductivo, sino constituir un estimador comparativo que permita discriminar diferencias relativas en la capacidad de reproducción entre especies con ciclos de vida contrastantes, independientemente del éxito reproductivo, o la presencia real de factores que alteren el mismo, tales como: depredación, condiciones climáticas, presencia de alimentos, enfermedades, entre otros.

Para ello, se diseñó y propuso la siguiente fórmula:

$$CR = \frac{(\text{Tamaño de puesta}) \times (N^{\circ} \text{ de puestas por temporada})}{\text{Intervalo generacional}}$$

donde:

CR = Capacidad reproductiva

Tamaño de puesta: definido como la cantidad de huevos depositados por nido por hembra en un evento reproductivo (Nur & Geupel, 1992, en Ralph et al., 1996). Este valor fue obtenido a partir de la revisión bibliográfica de la historia natural de cada especie y de registros de campo. Se aclara que el tamaño de puesta, al igual que el número de puestas por temporada, puede variar en función de las condiciones ambientales y del éxito reproductivo previo; sin embargo, a los fines de esta tesis se utilizaron valores promedio estimados a partir de la recopilación bibliográfica disponible.

Número de puestas por temporada: (o número de intentos reproductivos): se adoptó la definición propuesta por Liljestrom (2011), entendida como el número de intentos de nidificación o de puesta realizados por una hembra durante una misma temporada reproductiva, independientemente del éxito reproductivo o de la supervivencia de los individuos. Este valor fue extraído de la bibliografía disponible sobre la historia natural de las especies y de registros de campo. En aquellos casos en los que no se contó con información específica, se utilizaron valores de especies emparentadas del mismo género o familia, con distribución geográfica y requerimientos ambientales similares.

En el caso de las especies *Rhea americana* “ñandú” y *Rhea pennata* “choique”, la estimación del número de intentos de puesta por temporada resulta particularmente compleja debido a su sistema de cuidado parental poliándriginico, en el cual los machos construyen los nidos, incuban huevos de varias hembras y crían a los pichones, mientras que las hembras pueden participar en múltiples puestas con distintos machos a lo largo de la misma temporada reproductiva (Orians, 1969; Sick, 1993). Dado que los intentos reproductivos no se concentran en un único nido ni pueden atribuirse claramente a una sola hembra, y con el fin de mantener la comparabilidad entre especies, se estimó el número de intentos reproductivos dividiendo el número promedio de huevos por temporada reproductiva por hembra, el tamaño promedio de puesta, ambos valores obtenidos de la bibliografía.

Intervalo generacional (GL): este parámetro representa la edad media a la cual los individuos de una cohorte producen descendencia, o, dicho de otra forma, la edad promedio de los padres de la cohorte actual (Dubin & Lotka, 1925; UICN, 2019). El intervalo generacional refleja la tasa de renovación de los individuos reproductores dentro de una población (Bird et al., 2020). Los valores de GL, expresados en años, fueron extraídos de la base de datos compilada por Bird et al. (2020), en la cual dicho parámetro se estimó para todas las especies de aves a nivel global.

El intervalo generacional constituye un componente fundamental en las evaluaciones de riesgo de extinción, y es ampliamente utilizado en el ámbito de la conservación (Mace et al., 2008; UICN, 2017). En este índice de elaboración propia, el GL se incorporó como denominador con el objetivo de estandarizar la capacidad reproductiva entre especies con historias de vida contrastantes, permitiendo así su comparación relativa.

El valor de capacidad reproductiva (CR) obtenido para cada especie, expresado como un valor numérico continuo, fue posteriormente reclasificado utilizando el software R (R Core

Team, 2023) para el cálculo final de de vulnerabilidad (Parques Nacionales Naturales de Colombia (2007). Para ello, los valores fueron agrupados en tres cuantiles utilizando la función `quantile()`, a los cuales se les asignó una puntuación predefinida por la metodología, donde menores valores del índice reflejan especies con menor potencial reproductivo para asegurar la viabilidad de sus poblaciones, implicando un mayor aporte a la vulnerabilidad, siendo:

- Bajo valor de CR (primer cuantil) (2)
- Medio valor de CR (segundo cuantil) (1)
- Alto valor de CR (tercer cuantil) (0)

e. EDGE:

El Índice de Distintividad Evolutiva y Categoría de Conservación (EDGE, por sus siglas en inglés) fue incorporado en esta tesis como una variable alternativa a la sugerida por la metodología de Parques Nacionales Naturales de Colombia (2007), la cual toma en cuenta únicamente las categorías de conservación de la lista roja de la UICN. La inclusión del índice EDGE permite complementar esta aproximación incorporando, además del riesgo de extinción, la dimensión evolutiva de las especies, destacando su aporte relativo a la diversidad filogenética (Isaac et al., 2007).

De esta manera, el índice EDGE combina dos componentes: la distintividad evolutiva (ED) y la categoría de amenaza, con el objetivo de priorizar especies cuya pérdida implicaría una mayor reducción de la historia evolutiva. De este modo, el índice resalta aquellas especies amenazadas que presentan una alta singularidad evolutiva, es decir, que representan ramas largas y poco diversificadas del árbol de la vida (Isaac et al., 2007).

Para cada una de las especies se obtuvo el índice EDGE en base a la siguiente fórmula:

$$EDGE = \ln(1 + ED) + GE \cdot \ln(2)$$

Donde:

Distintividad evolutiva (ED): se basa en la contribución relativa de cada especie a la diversidad filogenética total, asignando valores más altos a aquellas especies con linajes evolutivos más antiguos y con menor número de descendientes vivos actuales (Isaac et al., 2007; Jetz et al., 2014). La pérdida de este tipo de especies supone una reducción desproporcionada de la diversidad evolutiva, aspecto que no siempre queda reflejado al considerar únicamente el riesgo de extinción (May, 1990; Mace et al., 2003).

Para cada una de las especies analizadas, el valor de ED fue obtenido a partir de la base de datos global desarrollada por Jetz et al. (2014), en la cual se estimó la distintividad evolutiva para todas las especies de aves a partir de reconstrucciones filogenéticas a escala mundial. En aquellos casos con información filogenética limitada, los valores fueron estimados mediante modelos filogenéticos, según lo detallado en el trabajo citado.

Valor de ponderación de la categoría de la Lista Roja en base a la categorización de conservación (GE): el segundo componente del índice corresponde a la categoría de amenaza. Si bien el índice EDGE original utiliza las categorías de la Lista Roja de la UICN, en este trabajo se emplearon las categorías del *Libro Rojo de las Aves de Argentina* (MAGyP & Aves Argentinas, 2015), por considerarse más adecuadas para el contexto nacional. Ambas categorizaciones se basan en los mismos criterios y lineamientos metodológicos (Figura 14 del anexo), por lo que su utilización resulta comparable para los fines de este estudio. Las categorías fueron ponderadas de la siguiente manera: Preocupación Menor (0), Casi Amenazada (1), Vulnerable (2), En Peligro (3) y En Peligro Crítico (4).

El valor de EDGE obtenido para cada especie, expresado como un valor numérico continuo, fue posteriormente reclasificado utilizando el software R (R Core Team, 2023) para su incorporación en la matriz de vulnerabilidad. Al igual que para el índice CR, los valores fueron agrupados en tres cuantiles, utilizando la función `quantile()`, a partir de la distribución global de valores de EDGE para aves (datos presentes en el trabajo de Jetz et al. 2014)), con el fin de mejorar la representatividad de la clasificación. Las especies con mayor puntaje corresponden con los mayores valores del índice, por implicar una singularidad evolutiva y/o mayor categoría de conservación, significando un mayor aporte a la vulnerabilidad. A cada clase se le asignó una puntuación predefinida por la metodología, siendo:

- Bajo valor de EDGE (primer cuantil) (0)
- Mediano valor EDGE (segundo cuantil) (1)
- Alto valor de EDGE (tercer cuantil) (2)

Cálculo de la Vulnerabilidad

Para cada especie, el valor resultante de la vulnerabilidad proviene de la sumatoria del valor de cada una de las 5 variables descritas previamente.

4.2.1.3. Subetapa 1.c. Análisis de amenaza

El análisis de amenaza, según la propuesta metodológica de Parques Nacionales Naturales de Colombia (2007), consiste en la identificación y evaluación de las presiones antrópicas presentes en un área natural protegida que pueden afectar negativamente a los valores de conservación, en este caso, a las especies de aves de interés. En el marco de este análisis, los “efectos negativos” de las presiones antrópicas sobre las especies se entienden de manera general como impactos adversos sobre su estado de conservación a escala local, incluyendo alteraciones en la abundancia poblacional, la supervivencia, el éxito reproductivo, el uso del hábitat o la distribución espacial dentro del área protegida. Estos efectos no se analizan de forma individualizada para cada presión, sino de manera integrada, con el objetivo de estimar la magnitud relativa de la amenaza que representan las distintas presiones para las especies evaluadas de la Reserva (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2007; Salafsky et al., 2008).

En la presente tesis, el análisis de amenaza se aplicó a las 15 especies de aves priorizadas para la Reserva Natural Villavicencio (RNV), adaptando la metodología citada al contexto local. El procedimiento se desarrolló en los siguientes pasos:

1. **Identificación y mapeo de presiones antrópicas y distribución general de las especies:** durante la mesa de trabajo participativa (subetapa 1.a), se identificaron las presiones antrópicas presentes en el área que podrían generar efectos negativos sobre las especies de aves seleccionadas, y la distribución general de las especies de aves dentro de la RNV, en función del conocimiento de guardaparques. Todas las áreas fueron mapeadas de manera participativa, digitalizadas y georreferenciadas mediante el uso del software QGIS (versión 3.18).
2. **Evaluación de las variables de amenaza:** a partir del listado de presiones identificadas, se evaluaron cualitativamente tres variables de amenaza propuestas por la metodología: Irreversibilidad, Contribución y Alcance, las cuales se describen a continuación.
3. **Integración de variables y obtención del valor final de amenaza:** los valores asignados a cada variable fueron integrados mediante matrices de doble entrada, adaptadas de la metodología original, con el fin de obtener un valor numérico final de amenaza para cada especie.

➤ **Variables de amenaza**

Las variables de amenaza utilizadas permiten caracterizar distintos aspectos de las presiones antrópicas. Mientras que la “irreversibilidad” describe propiedades de la presión en el área protegida, las variables “contribución” y “alcance” incorporan explícitamente la relación entre cada presión y cada especie.

a) Irreversibilidad

La irreversibilidad se refiere al grado de dificultad para revertir los efectos de una presión antrópica una vez que ésta ha actuado, considerando los costos, el tiempo y los recursos necesarios para su mitigación y/o restauración si corresponde. Esta variable no depende de la especie afectada, sino de las características de la presión y de las condiciones de gestión del área protegida (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2007). Por ejemplo, la restauración de una zona incendiada tiene un valor de irreversibilidad comparativamente mayor que el control de la actividad de cazadores

Cada una de las presiones identificadas en la RNV fue clasificada cualitativamente según su grado de irreversibilidad y posteriormente cuantificada de acuerdo con las categorías propuestas por la metodología (Tabla 2).

b) Contribución

Se define como el grado en que una determinada presión antrópica aporta a los efectos negativos observados o esperados sobre una especie en particular (Parques Nacionales

Naturales de Colombia, 2007). A diferencia de la irreversibilidad, esta variable se analiza en interacción con la especie de ave, ya que una misma presión puede afectar de manera diferente a distintas especies.

La evaluación de la contribución se realizó de manera participativa durante la mesa de trabajo (Subetapa 1.a), identificando qué presiones generan efectos negativos sobre cada especie y clasificando cualitativamente su nivel de contribución (baja, media, alta o muy alta). Posteriormente, estas categorías fueron traducidas a valores numéricos según sugiere la metodología de referencia (Tabla 2). Un ejemplo de la aplicación de esta variable es la diferencia en la contribución del tránsito de vehículos 4x4 (campo traviesa) en especies que nidifican en el suelo comparado a especies de nidificación arbórea.

c) Alcance

Se refiere al porcentaje de solapamiento espacial entre el área afectada por una presión y el área de distribución de una especie (dentro de la Reserva), considerando únicamente aquellas presiones para las cuales se determinó previamente una contribución negativa (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2007).

Esta variable se calculó mediante la superposición espacial de las capas vectorizadas de presiones antrópicas y de las áreas de distribución de las especies, ambas generadas en el marco de la mesa de trabajo participativa (subetapa 1.a.), utilizando herramientas de geoprocetamiento de intersección en el software QGIS (3.18). En función del porcentaje de solapamiento obtenido, el alcance fue reclasificado cualitativamente según las categorías establecidas en la metodología de referencia (Tabla 2). Esta variable tiene una gran relevancia, ya que resalta los casos particulares en los que, por ejemplo, una presión afecta negativamente a una determinada especie (contribución), pero sin coincidencia geográfica en el mismo espacio.



Tabla 2. Resumen de categorización de las 3 variables de amenaza analizadas, su descripción y puntuación correspondiente. Fuente: adaptado de Parques Nacionales Naturales de Colombia (2007).

		Descripción variables		
Categoría	Puntuación	Irreversibilidad	Contribución	Alcance
Baja	0	Cuando las dificultades, costos y tiempo permiten una fácil reversión de la presión	La presión es un contribuyente pequeño sobre los efectos observados en la especie	Es probable que la presión tenga un alcance limitado y afecte pocos sitios de la especie (<25% de solapamiento)
Media	1	Cuando las dificultades, costos y tiempo para revertir la presión son moderados	La presión es un contribuyente moderado sobre los efectos observados en la especie	Es probable que la presión tenga un alcance local y afecte solo algunos sitios de la especie (25%-50% de solapamiento)
Alta	2	Cuando aún es posible revertirla presión, pero los costos son demasiado altos y lentos	La presión es un contribuyente grande sobre los efectos observados en la especie	Es probable que la presión tenga una amplia distribución y afecte muchos sitios de la especie (50%-75% de solapamiento)
Muy alta	3	Cuando la presión es permanentes o cuando los costos de revertir los impactos son demasiado altos	La presión es un contribuyente muy grande sobre los efectos observados en la especie	Es probable que la presión esté ampliamente distribuida y afecte todos los sitios donde se encuentre la especie (>75% de solapamiento)

Integración de variables: matrices de amenaza

Para obtener un valor final de amenaza, las tres variables evaluadas fueron integradas mediante matrices de doble entrada, adaptadas de la metodología de Parques Nacionales Naturales de Colombia (2007), siguiendo los pasos que se detallan a continuación:

1. Primera matriz (Irreversibilidad × Contribución)

Se combinó el valor de irreversibilidad de cada presión con su contribución sobre cada especie, obteniéndose un valor intermedio de amenaza para cada combinación presión-especie (Tabla 3).



2. Matriz final (Resultado anterior $\times$ Alcance)

El valor resultante de la primera matriz fue posteriormente combinado con la variable alcance, obteniéndose el valor cualitativo final de la presión sobre cada especie (Tabla 4).

Este valor cualitativo final fue traducido a un valor numérico según la escala propuesta por la metodología (bajo, medio, alto y muy alto, Tabla 5).

Finalmente, el valor total de amenaza para cada especie se obtuvo como la sumatoria de los valores finales de todas las presiones que la afectan, permitiendo así integrar el efecto combinado de múltiples presiones antrópicas sobre cada especie priorizada.

Tabla 3. Matriz de Irreversibilidad y Contribución. Fuente: Parques Naturales Nacionales de Colombia (2007).

	CONTRIBUCIÓN			
IRREVERSIBILIDAD	Muy alto	Alto	Medio	Bajo
Muy alto				
Alto				
Medio				
Bajo				

Tabla 4. Matriz final de Amenaza (Alcance e Irreversibilidad $\times$ Contribución). Fuente: elaboración propia readaptada de: Parques Naturales Nacionales de Colombia (2007).

	IRREVERSIBILIDAD X CONTRIBUCIÓN			
ALCANCE	Muy alto	Alto	Medio	Bajo
Muy alto				
Alto				
Medio				
Bajo				

Tabla 5. Categorización del valor final de las presiones a las especies. Fuente: adaptado de Parques Naturales Nacionales de Colombia

Categoría	Puntuación
Valor de presión bajo	0
Valor de presión medio	1
Valor de presión alto	2
Valor de presión muy alto	3

Finalmente, el valor correspondiente a la amenaza para cada especie, es el resultado de la sumatoria del valor anterior de cada presión que impacta en esa especie.

4.2.1.4. Subetapa 1.d. Cálculo de riesgo ecológico

a) Normalización matemática de vulnerabilidad y amenaza

Para poder calcular el riesgo ecológico para cada especie, es necesario unificar las unidades de medida de vulnerabilidad y de amenaza. Esto dado que, a pesar de que ambas cuentan con unidades adimensionales, los rangos de los valores de ambos componentes son muy diferentes (siendo más amplio el rango de valores de vulnerabilidad con respecto a amenaza).

Por ello, se propuso una normalización matemática, tomada de los trabajos de Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (2014) y Reece et al. (2013), que permite que ambas variables adopten valores entre 0 y 1 para cada especie, a partir de la siguiente fórmula:

$$X_{i,0\text{ a }1} = \frac{X_i - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}}$$

- ❖ **X_i** : representa el valor individual de la variable que se desea transformar.
- ❖ **$X_{\min}$** : es el valor mínimo dentro del conjunto de datos.
- ❖ **$X_{\max}$** : es el valor máximo dentro del conjunto de datos.
- ❖ **$X_{i,0\text{ a }1}$** : es el nuevo valor normalizado, ajustado dentro del rango de 0 a 1.

b) Cálculo de riesgo ecológico

El riesgo ecológico de las especies está determinado a partir de la fórmula de Parques Nacionales Naturales de Colombia (2007), adaptadándola según Máster et al., (2012)

$$\text{Riesgo Ecológico} = (0,7 \times \text{Vulnerabilidad}) + (0,3 \times \text{Amenaza})$$

La adaptación de la fórmula original implica la adición de coeficientes de ponderación a ambos componentes. La vulnerabilidad es una propiedad intrínseca de las especies, y, por lo tanto, se considera que implica mayor peso en la estimación del riesgo ecológico, por lo que se

asignó un 70% de la influencia en el riesgo al componente de la vulnerabilidad, y un 30% al de la amenaza (Master et al., 2012).

Finalmente, el valor final de Riesgo Ecológico resultante para cada una de las especies se ordenó decrecientemente para establecer el orden de prioridad de monitoreo.

4.2.1.5. Subetapa 1.e. Determinación de factibilidad de monitoreo

Su objetivo es evaluar la viabilidad operativa de implementar acciones de monitoreo para las especies priorizadas, considerando las condiciones reales de gestión de la Reserva Natural Villavicencio (RNV).

Este análisis se concibe como un paso metodológico destinado a complementar la priorización basada en criterios ecológicos, incorporando aspectos logísticos, operativos y de gestión que condicionan la implementación efectiva de programas de monitoreo futuros en áreas protegidas. En el marco de la presente tesis, se analizó un subconjunto de especies, en función de los resultados obtenidos en la jerarquización.

La evaluación se realizó de forma cualitativa y participativa, a partir de intercambios y reuniones de trabajo con el cuerpo de guardaparques y el equipo técnico de la RNV, y consideró los siguientes criterios:

- **Accesibilidad a los sitios de presencia de la especie**, en función de la topografía, las restricciones de acceso y la infraestructura disponible.
- **Disponibilidad de recursos humanos y materiales**, incluyendo tiempo operativo, equipamiento y continuidad del personal.
- **Antecedentes de información sobre la especie**, tales como registros previos, conocimiento acumulado por el personal de la Reserva y bibliografía disponible.
- **Observaciones y consideraciones del equipo de la Reserva**, basadas en su experiencia de campo y conocimiento del territorio.



4.2.2. Resultados etapa 1

4.2.2.1. Subetapa 1.b. Análisis de vulnerabilidad

➤ Variables de vulnerabilidad analizadas

a. Distribución geográfica

En total, 10 de las 15 especies evaluadas fueron clasificadas de distribución regional, recibiendo una puntuación intermedia (1), mientras que las 5 especies restantes presentaron distribuciones restringidas a escala nacional o local, alcanzando la puntuación más alta de vulnerabilidad para esta variable (2). No se determinaron especies de distribución global (Tabla 6).

Tabla 6. Distribución geográfica y puntuación correspondiente para cada especie.

Especie (nombre científico)	Especie (nombre común)	Distribución	Justificación	Fuente	Puntuación
<i>Rhea americana</i>	ñandú	distribución regional	América	eBird. 2025	1
<i>Rhea pennata</i>	choique	distribución regional	América	eBird. 2025	1
<i>Eudromia elegans</i>	martineta	distribución regional	América	eBird. 2025	1
<i>Vultur gryphus</i>	cóndor	distribución regional	América	eBird. 2025	1
<i>Spizaipteryx circumcinctus</i>	halconcito gris	distribución geográfica restringida	endémica de Argentina	(Brown y Amadon, 1968; Weick y Brown, 1980; Ferguson Lees y Christie, 2005; Narosky e Yzurieta, 2010). En Lucca, 2018 (historia natural, F. Azara).	2
<i>Metriopelia morenoi</i>	palomita ojo desnudo	distribución geográfica restringida	endémica de Argentina	eBird. 2025 y Areta (2010)	2
<i>Bubo magellanicus</i>	tucúquere	distribución regional	Argentina, Chile, Perú y Bolivia	eBird. 2025	1
<i>Spinus crassirostris</i>	cabecitanegra picudo	distribución regional	escaso y local a lo largo de todo su rango: Andes de Perú, Bolivia, Chile y Argentina	eBird. 2025 y De la Peña (2025)	1
<i>Pseudasthenes steinbachii</i>	canastero castaña	distribución geográfica restringida	endémico de Argentina, (ecorregión del monte)	eBird. 2025 y De la Peña (2025)	2



<i>Furnarius rufus</i>	hornero	distribución regional	amplia distribución en Sudamérica	eBird. 2025	1
<i>Teledromas fuscus</i>	gallito arena	distribución geográfica restringida	endémico de la ecorregión del monte y estepa patagónica de Argentina.	eBird. 2025 y De la Peña (2025)	2
<i>Saltator aurantirostris</i>	pepitero de collar	distribución regional	Argentina, Chile, Uruguay, Perú, Bolivia y Paraguay.	eBird. 2025 y De la Peña (2025)	1
<i>Poospiza ornata</i>	monterita canela	distribución geográfica restringida	endémica de Argentina	Capllonch et al., (2020).	2
<i>Microspingus torquatus</i>	monterita de collar	distribución regional	Argentina, Uruguay, Paraguay, Chile y Bolivia.	eBird. 2025 y De la Peña (2025)	1
<i>Knipolegus hudsoni</i>	viudita chica	distribución regional	Argentina, Paraguay y Bolivia. Reproducción en el centro oeste de Argentina y luego migración a Paraguay y Bolivia.	eBird. 2025 y De la Peña (2025)	1

b. Especificidad de hábitat

De las 15 especies consideradas, 4 presentaron especificidad de hábitat durante parte o la totalidad de su ciclo de vida documentada en la bibliografía (Tabla 7) y fueron puntuadas con un valor de 2, mientras que las 11 restantes recibieron un valor de 0 según la metodología aplicada. De las cuatro especies que presentaron especificidad de hábitat, en tres de ellas dicha especificidad se manifiesta a lo largo de todo su ciclo de vida. En el caso de *Vultur gryphus* (“cóndor andino”), la especificidad se expresa principalmente a través de la necesidad de ambientes rocosos, como roquedales y barrancas, utilizados como posaderos y sitios de nidificación.

Tabla 7. Especificidad de hábitat y puntuación correspondiente para cada especie.

Especie (nombre científico)	Especie (nombre común)	Justificación	Fuente	Especificidad de hábitat	Puntuación
<i>Vultur gryphus</i>	cóndor andino	nidificación exclusiva en roquedales, también utilizados como posaderos (condoreras)	Lambertucci (2007)	en parte de su ciclo de vida (nidificación)	2
<i>Metriopelia morenoi</i>	palomita ojo desnudo	solo se puede encontrar en hábitats áridos montañosos, en laderas rocosas y pastizales. Estricto de estepas pedregosas arbustivas entre los 2000 y los 3200 metros de altura (equivalente a la provincia fitogeográfica de la puna dentro de la RNV)	De la Peña (2025) y Areta (2010)	especificidad en todo su ciclo de vida	2



<i>Spinus crassirostris</i>	cabecitanegra picudo	específico de matorrales de montaña, estepas altoandinas, terrenos rocosos arbustivos. Alrededor de los 3000 metros de altura (equivalente a la provincia fitogeográfica de la puna dentro de la RNV)	De la Peña (2025)	especificidad en todo su ciclo de vida	2
<i>Teledromas fuscus</i>	gallito arena	exclusivo de sitios con vegetación arbustiva, zonas áridas y arenales. Nidificación en suelos de textura arenosa cercanos a cauces y quebradas secas. Exclusivo de ecorregión del monte.	De la Peña (2025) y Elías (2018)	especificidad en todo su ciclo de vida	2

c. Abundancia local

Del total de 15 especies consideradas, 6 fueron clasificadas como abundantes, seis como medianamente abundantes y cinco como escasas (Tabla 8). Las especies categorizadas como escasas fueron *Rhea americana*, *Spizapteryx circumcinctus*, *Metriopelia morenoi*, *Spinus crassirostris* y *Knipolegus hudsoni*. Estas especies recibieron la puntuación más alta (2), en correspondencia con su menor frecuencia relativa de observación dentro del área de estudio. Por su parte, las especies clasificadas como medianamente abundantes incluyeron especies como *Rhea pennata*, o *Vultur gryphus*. Finalmente, entre las especies consideradas abundantes están *Eudromia elegans*, y *Saltator aurantirostris*. En términos generales, se observó una distribución relativamente equilibrada entre las categorías de abundancia, con predominio de especies clasificadas como abundantes y medianamente abundantes, y un grupo menor categorizado como escaso.

Tabla 8. Abundancia local y puntuación correspondiente para cada especie.

Especie (nombre científico)	Especie (nombre común)	Abundancia local	Puntuación
<i>Rhea americana</i>	ñandú	escaso	2
<i>Rhea pennata</i>	choique	medianamente abundante	1
<i>Eudromia elegans</i>	martineta	abundante	0
<i>Vultur gryphus</i>	cóndor andino	medianamente abundante	1
<i>Spizapteryx circumcinctus</i>	halconcito gris	escaso	2
<i>Metriopelia morenoi</i>	palomita ojo desnudo	escaso	2
<i>Bubo magellanicus</i>	tucúquere	medianamente abundante	1
<i>Spinus crassirostris</i>	cabecitanegra picudo	escaso	2
<i>Pseudasthenes steinbanchii</i>	canastero castaña	medianamente abundante	1



<i>Furnarius rufus</i>	hornero	medianamente abundante	1
<i>Teledromas fuscus</i>	gallito arena	abundante	0
<i>Saltator aurantirostris</i>	pepitero de collar	abundante	0
<i>Poospiza ornata</i>	monterita canela	abundante	0
<i>Microspingus torquatus</i>	monterita de collar	medianamente abundante	1
<i>Knipolegus hudsoni</i>	viudita chica	escaso	2

d. Capacidad reproductiva

En la Figura 5 se presenta el resultado del índice de capacidad reproductiva para cada especie en orden creciente, La información completa y los cuantiles utilizados se encuentran en las tablas 17, 18, 19 y 20 del anexo.

Los valores del índice de capacidad reproductiva (CR) mostraron un gradiente amplio entre las especies analizadas, con valores continuos que oscilan aproximadamente entre 0,02 y 2,15 (Figura 5). Al reclasificar estos valores en tres cuantiles, se evidenció un patrón inverso entre el valor de CR y la puntuación asignada en la matriz de vulnerabilidad, mostrando que las especies con menor capacidad reproductiva recibieron los puntajes más altos.

Las especies con menores valores de CR corresponden principalmente a aves con ciclos de vida largos, tales como *Vultur gryphus* (Cathartidae), *Bubo magellanicus* (Strigidae) y *Spizapteryx circumcinctus* (Falconidae), caracterizadas por una mayor edad generacional y menores tasas de recambio poblacional. En contraste, las especies con mayores valores de CR se concentraron en grupos de paseriformes de ciclo de vida más corto, como *Saltator aurantirostris* (Thraupidae), o *Spinus crassirostris* (Fringillidae) (Bennet y Owens, 2002).

Dentro de los Rheiformes, se observaron diferencias en los valores de CR entre *Rhea pennata* y *Rhea americana*, atribuibles a diferencias en el valor de la edad generacional de cada especie, y no por sus valores de tamaño de puesta o nº de intentos reproductivos (Fernández, 1998).

En conjunto, los resultados evidencian una tendencia general en la cual las especies con estrategias de vida más longevas presentan una menor capacidad reproductiva relativa, lo que se traduce en una mayor puntuación de vulnerabilidad dentro del análisis.

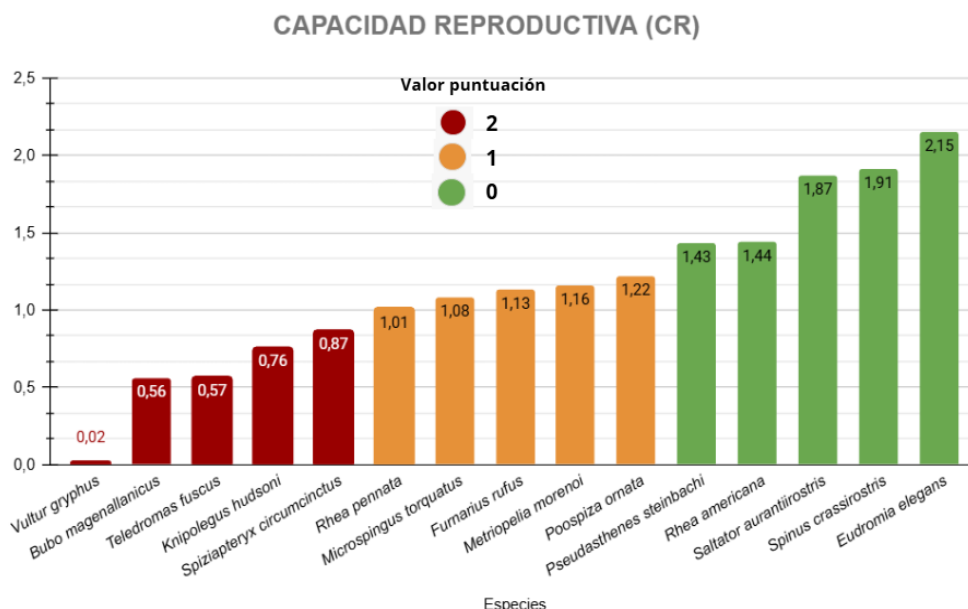


Figura 5. Valores obtenidos del índice de capacidad reproductiva para las 15 especies de aves y su respectiva puntuación utilizada para el cálculo final de vulnerabilidad, representada por los diferentes colores.

e. EDGE

Los valores del índice EDGE obtenidos para las 15 especies de aves priorizadas se presentan en la Figura 6. Los valores completos de los elementos del índice y los cuantiles utilizados para su clasificación se detallan en la tabla 21 y 22 del anexo.

Los valores más elevados de EDGE se concentraron en especies con alta distintividad evolutiva y categorías de conservación más comprometidas, destacándose *Vultur gryphus* (Cathartidae) y las dos especies de la familia Rheidae (*Rhea americana* y *Rhea pennata*). Estas especies presentan historias evolutivas largas, con ramas filogenéticas extensas y un bajo número de descendientes vivos actuales, lo que se traduce en valores elevados de distintividad evolutiva y, en consecuencia, en altos valores de EDGE (Jetz et al., 2014).

En contraste, especies pertenecientes a familias con mayor diversificación reciente y ciclos de vida más cortos, como Thraupidae (por ejemplo, *Poospiza ornata* y *Microspingus torquatus*) y Furnariidae (*Furnarius rufus*, *Pseudasthenes steinbachi*), presentaron los valores más bajos del índice EDGE. Estas especies se caracterizan por una menor distintividad evolutiva relativa y categorías de conservación de menor riesgo (Jetz et al., 2014).

De manera general, se observó una tendencia en la cual las especies clasificadas en categorías de conservación de Preocupación Menor (LC) presentaron valores de EDGE bajos, mientras que las especies categorizadas como Vulnerables (VU) tendieron a concentrar valores de EDGE más altos. Este patrón refleja la integración, dentro del índice, del riesgo de extinción y la singularidad evolutiva de las especies evaluadas.

Se aclara, que *Teledromas fuscus* “gallito arena” se encuentra clasificado como “Datos insuficientes” (DD) en su categorización de conservación correspondiente a la última

actualización del libro rojo de Aves Argentinas (2015). Por ello, se procedió a utilizar en el análisis la categoría Vulnerable (VU) para la especie, aplicando el criterio de Borgelt et al. (2022) y UICN (2024), que determina la asignación de categorías de amenaza para especies que carecen de información o datos insuficientes (DD), en función del principio preventivo y precautorio, bajo el supuesto de que la especie abarca un rango de distribución relativamente limitado, lo cual es aplicable en este caso.

Otro caso particular de este análisis, es para *Bubo magellanicus* “Tucúquere”, especie que no figura en la lista del libro rojo, por su reciente separación taxonómica de la especie *Bubo virginianus* “Ñacurutú” (López-Lanús, 2015) y South American Classification Committee (SACC, 2023). La diferenciación de especies fue posterior a la última actualización de la lista (Argentina), por este motivo, se utilizó la categorización correspondiente a *B. virginianus* para *B. magellanicus*, siendo: preocupación menor (LC).

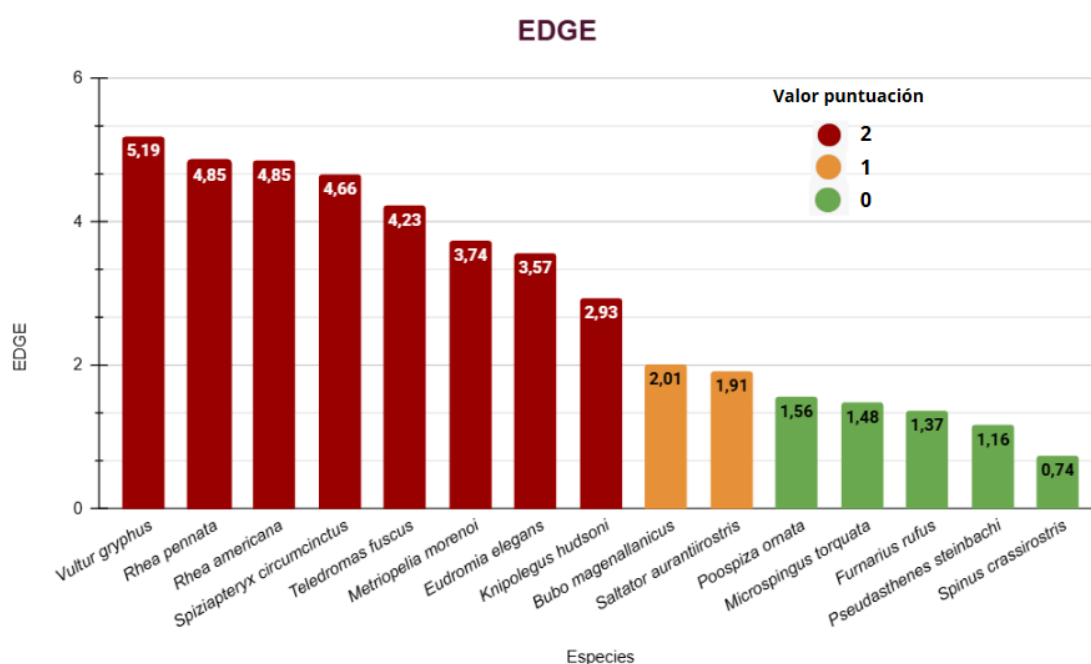


Figura 6. Valores obtenidos del índice EDGE para las 15 especies de aves y su respectiva puntuación utilizada para el cálculo final de vulnerabilidad, representada por los diferentes colores.

Valor final de vulnerabilidad

Los valores finales de vulnerabilidad oscilaron entre 9 y 2, evidenciando un gradiente marcado entre las especies analizadas. El valor más alto correspondió a *Metriopelia morenoi* (9), seguida por *Teledromas fuscus* y *Vultur gryphus* (8), mientras que el valor más bajo se registró en *Saltator aurantirostris* (2) (Tabla 9).



Un grupo intermedio de especies presentó valores de vulnerabilidad entre 5 y 7, reflejando combinaciones contrastantes de atributos, como distribución regional amplia pero baja capacidad reproductiva, como es el caso de *Vultur gryphus* “cóndor andino”, o bien distribución restringida asociada a abundancias locales moderadas. En cambio, las especies con valores más bajos de vulnerabilidad se caracterizaron, en general, por una distribución regional amplia, abundancias locales relativamente altas y mayores valores de capacidad reproductiva, lo que se tradujo en menores puntajes acumulados (por ejemplo, especies de Thraupidos como *Poospiza ornata* “monterita canela” o *Microspingus torquatus* “monterita de collar”). En conjunto, estos resultados permiten identificar diferencias claras en el nivel de vulnerabilidad relativa entre las especies evaluadas.

Tabla 9. Valor final de vulnerabilidad para cada especie.

Especie (nombre científico)	Especie (nombre común)	Valor final vulnerabilidad
<i>Metriopelia morenoi</i>	palomita ojo desnudo	9
<i>Teledromas fuscus</i>	gallito arena	8
<i>Vultur gryphus</i>	cóndor andino	8
<i>Spizapteryx circumcinctus</i>	halconcito gris	7
<i>Knipolegus hudsoni</i>	viudita chica	7
<i>Bubo magellanicus</i>	tucúquere	5
<i>Spinus crassirostris</i>	cabecitanegra picudo	5
<i>Rhea americana</i>	ñandú	5
<i>Rhea pennata</i>	choique	5
<i>Eudromia elegans</i>	martineta	3
<i>Pseudasthenes steinbachi</i>	canastero castaña	3
<i>Furnarius rufus</i>	hornero	3
<i>Poospiza ornata</i>	monterita canela	3
<i>Microspingus torquatus</i>	monterita de collar	3
<i>Saltator aurantirostris</i>	pepitero de collar	2

4.2.2.2. Subetapa 1.c. Análisis de amenaza

Presiones identificadas para la avifauna de la RNV

A continuación, se detalla el mapeo de la extensión geográfica de las presiones con impactos negativos en la avifauna identificadas dentro de la RNV (Figura 7). Luego, para cada una de ellas, su descripción (Tabla 10).

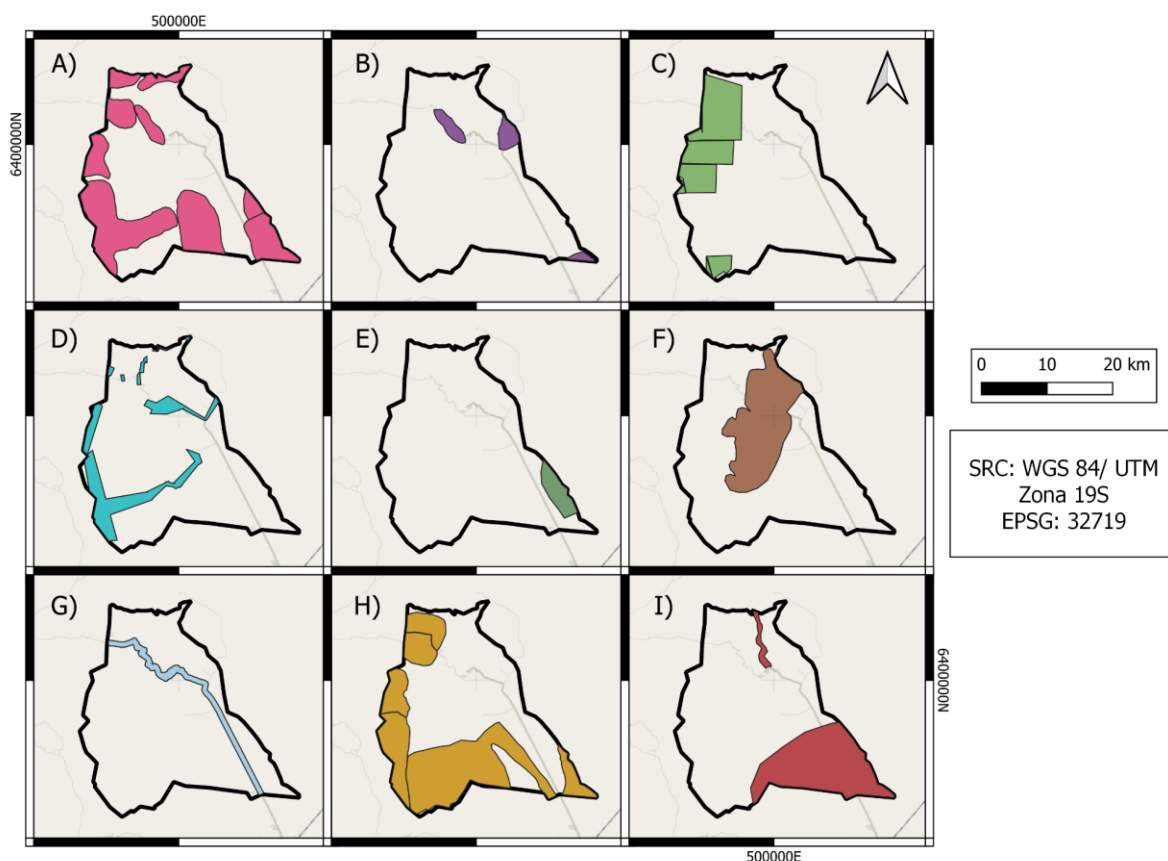


Figura 7. Extensión geográfica de las 9 presiones para la avifauna identificadas dentro de la RNV. A) Cacería B) Tala/Extracción de flora nativa C) Minería D) Turismo E) Trampeo y captura de aves F) Fuego G) Campo traviesa H) Ganadería I) Ruta 52. Fuente: Elaboración propia en base a Bilbao (2024) y mesa de trabajo.

Tabla 10. Presiones con impactos negativos en la avifauna identificadas en la mesa de trabajo y sus respectivas definiciones para la RNV.

Presión	Definición	Área dentro de la RNV	Fuente
Cacería	Rastros de animales muertos encontrados con signos de caza, restos de balas o pólvora, así como la intercepción de personas con tenencia de armas y/o individuos.	240,5 km ²	Bilbao (2024)



Tala/extracción de flora	Sitios donde se han encontrado personas con portación de material vegetal, o se ha identificado su extracción.	24,6 km ²	Bilbao (2024)
Minería	Sitios donde se ha detectado algún tipo de presencia o desarrollo minero (manifestaciones de descubrimiento, permisos de explotación o cateos y antiguas minas) en base a los polígonos disponibles en el catastro minero 13 del Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR).	116,7 km ²	Bilbao (2024)
Turismo	Sitios donde hay permiso de acceso a visitantes, en recorridos turísticos, educativos, deportivos (trekking y bicicleta).	74,9 km ²	Bilbao (2024)
Trampeo y captura de aves	Sitios donde se han encontrado personas con elementos de trampeo o tenencia de individuos.	22 km ²	Bilbao (2024)
Fuego	Aquellos sitios donde hay evidencia de fogatas en lugares no permitidos, lugares donde han ocurrido incendios en los últimos 20 años y sitios de potencial riesgo de incendio identificados por la RNV.	142,7 km ²	Bilbao (2024)
Ruta 52	Corresponde al conjunto de impactos y su facilitación asociados a la Ruta Provincial 52. <i>“Se destacan particularmente los impactos por atropellamiento y presencia de residuos, así como la fragmentación del paisaje, y el rol de la ruta como fuente de introducción y dispersión de especies exóticas y patógenos potencialmente nocivos para el ecosistema”</i> . Se consideró un área de influencia de 400 m hacia cada lado de la Ruta, correspondiente a un tránsito moderado (Arroyave et al., 2006 en Bilbao 2024).	33,46 km ²	Bilbao (2024)
Campo traviesa	Áreas que presentan mayor tránsito de vehículos por caminos no permitidos, o campo travieso, incluyendo huellas de vehículos 4x4, motocross, cuatriciclos, u otro tipo de vehículo.	262,82 km ²	Bilbao (2024)
Intrusión ganadera	Se refiere a los animales domésticos provenientes de campos aledaños que ingresan al área de la RNV para pastorear , principalmente bovinos y equinos.	148 km ²	Bilbao (2024)

➤ Variables de amenaza analizadas

a. Irreversibilidad

Las presiones antrópicas identificadas en la Reserva Natural Villavicencio presentaron distintos grados de irreversibilidad (Tabla 11). Las presiones asociadas a fuego y minería registraron los valores más altos, mientras que actividades como la tala/extracción de flora mostraron una irreversibilidad baja. Este resultado refleja diferencias en la factibilidad temporal, económica y operativa de revertir los impactos una vez que la presión ha actuado.

Tabla 11. Grado de irreversibilidad para cada presión determinado en la mesa de trabajo y su respectivo puntaje.

Presión	Grado de irreversibilidad	Puntuación
Cacería	Alto	2
Tala/extracción flora	Bajo	0
Minería	Alto	2
Turismo	Medio	1
Trampeo y captura	Alto	2
Fuego	Muy alto	3
Ruta 52	Alto	2
Campo traviesa	Medio	1
Intrusión ganadera	Medio	1

b. Contribución

En la tabla 12 se presentan los resultados de la variable contribución, presentando el puntaje total obtenido para cada especie. Se observa que *Eudromia elegans* “martineta” presentó el mayor puntaje total (7). Un conjunto de especies registró valores altos (4), seguido por un grupo con valores intermedios (3). Las especies *Metriopelia morenoi* “palomita ojo desnudo” y *Vultur gryphus* “cóndor andino” mostraron valores bajos (1), mientras que *Spiziapteryx circumcinctus* “halconcito gris” presentó contribución nula (0). El detalle completo de la contribución de cada presión para cada especie se encuentra en la tabla 23 del anexo.

Tabla 12. Puntaje total de la variable “contribución” para todas las especies

Especie (nombre científico)	Especie (nombre común)	Puntaje total de “Contribución”
<i>Eudromia elegans</i>	martineta	7
<i>Rhea americana</i>	ñandú	4
<i>Saltator aurantirostris</i>	pepitero de collar	4
<i>Poospiza ornata</i>	monterita canela	4
<i>Microspingus torquatus</i>	monterita de collar	4
<i>Rhea pennata</i>	choique	3
<i>Spinus crassirostris</i>	cabecitanegra picudo	3
<i>Teledromas fuscus</i>	gallito arena	3
<i>Bubo magellanicus</i>	tucúquere	2
<i>Pseudasthenes steinbachi</i>	canastero castaña	3



<i>Furnarius rufus</i>	hornero	3
<i>Knipolegus hudsoni</i>	viudita chica	3
<i>Metriopelia morenoi</i>	palomita ojo desnudo	1
<i>Vultur gryphus</i>	cóndor andino	1
<i>Spizapteryx circumcinctus</i>	halconcito gris	0

c. Alcance

En la tabla 13 se presentan los puntajes totales obtenidos de la variable “alcance” para cada especie. En términos generales, la mayoría de las presiones presentó niveles de alcance bajos con las especies, indicando una intersección espacial reducida con las áreas potenciales de las mismas. Sin embargo, se observaron excepciones relevantes.

La especie que presentó el mayor puntaje fue *Rhea pennata* “choique”, con un valor total de 5, indicando que es la especie cuya distribución espacial dentro de la RNV mostró el mayor grado de solapamiento con las presiones consideradas. En segundo lugar, se ubicó *Eudromia elegans* (martineta), con un puntaje de 3, seguida por *Teledromas fuscus* (gallito arena), que obtuvo un valor de 2. Tres especies registraron puntajes intermedios (1): *Rhea americana* (ñandú), *Metriopelia morenoi* (palomita ojo desnudo), *Spinus crassirostris* (cabecitanegra picudo). El resto de las especies evaluadas presentó un puntaje total de 0, indicando ausencia de solapamiento espacial significativo con las presiones analizadas bajo los criterios establecidos.

En la Tabla 24 del Anexo se presenta el detalle del cálculo de la variable alcance para cada combinación presión-especie. La presión de cacería registró los valores más elevados de solapamiento espacial, destacándose *Eudromia elegans* con un alcance muy alto (69,31 %), seguida por *Rhea pennata* (52,19 %) y *Rhea americana* (38,47 %). En el caso de la presión potencial minería, los valores de alcance fueron en general bajos o medios, aunque *Rhea pennata* presentó un valor muy alto (77,20 %). La presión campo travesía presentó valores intermedios de solapamiento con especies como *Teledromas fuscus* (40,20 %) y *Eudromia elegans* (31,97 %). Los mapas correspondientes a las distribuciones de las especies dentro de la RNV generados en la mesa de trabajo se encuentran en la figura 15 del anexo.

Tabla 13. Puntaje total de la variable “alcance” para todas las especies

Especie (nombre científico)	Especie (nombre común)	Puntaje total de “Alcance”
<i>Rhea pennata</i>	choique	5
<i>Eudromia elegans</i>	martineta	3
<i>Teledromas fuscus</i>	gallito arena	2
<i>Rhea americana</i>	ñandú	1
<i>Metriopelia morenoi</i>	palomita ojo desnudo	1
<i>Spinus crassirostris</i>	cabecitanegra picudo	1



<i>Vultur gryphus</i>	cóndor andino	0
<i>Spizapteryx circumcinctus</i>	halconcito gris	0
<i>Bubo magellanicus</i>	tucúquere	0
<i>Pseudasthenes steinbachi</i>	canastero castaña	0
<i>Furnarius rufus</i>	hornero	0
<i>Saltator aurantirostris</i>	pepitero de collar	0
<i>Poospiza ornata</i>	monterita canela	0
<i>Microspingus torquatus</i>	monterita de collar	0
<i>Knipolegus hudsoni</i>	viudita chica	0

Matriz de Irreversibilidad x Contribución (IxC)

Se presentan en la tabla 23 del anexo lo obtenido en la primera matriz (columna “puntaje IxC”).

Valor final de Amenaza (Matriz de Alcance e IxC)

La tabla 15 presenta los valores finales de amenaza para cada especie. Las especies con mayores valores de amenaza corresponden a *Rhea pennata*, *Eudromia elegans* y *Teledromas fuscus*, que concentran los puntajes más altos producto de la interacción entre irreversibilidad, contribución y alcance de las presiones identificadas.

En contraste, varias especies presentan valores de amenaza bajos o nulos, lo que indica una menor superposición espacial con las presiones identificadas o una baja contribución de estas sobre sus poblaciones a escala local. Este patrón sugiere que, si bien las presiones antrópicas están presentes en la Reserva, su impacto no es homogéneo entre especies. Los resultados completos para la obtención del valor final de amenaza se encuentran en la tabla 23 del anexo.

Tabla 14. Valor final de amenaza para cada especie.

Especie (nombre científico)	Especie (nombre común)	Valor final de amenaza
<i>Rhea pennata</i>	choique	3
<i>Eudromia elegans</i>	martineta	2
<i>Teledromas fuscus</i>	gallito arena	2
<i>Rhea americana</i>	ñandú	1
<i>Metriopelia morenoi</i>	palomita ojo desnudo	1



Especie (nombre científico)	Especie (nombre común)	Valor final de amenaza
<i>Spinus crassirostris</i>	cabecitanegra picudo	1
<i>Vultur gryphus</i>	cóndor andino	0
<i>Spizapteryx circumcinctus</i>	halconcito gris	0
<i>Bubo magellanicus</i>	tucúquere	0
<i>Pseudasthenes steinbachi</i>	canastero castaña	0
<i>Furnarius rufus</i>	hornero	0
<i>Saltator aurantirostris</i>	pepitero de collar	0
<i>Poospiza ornata</i>	monterita canela	0
<i>Microspingus torquatus</i>	monterita de collar	0
<i>Knipolegus hudsoni</i>	viudita chica	0

4.2.2.3. Subetapa 1.d. Cálculo de riesgo ecológico

En la Figura 8, se muestra el orden de prioridad de monitoreo en función de riesgo ecológico en orden decreciente.

El riesgo ecológico resultante para las 15 especies de aves analizadas muestra un gradiente claro de prioridad de monitoreo (Figura 8). Los valores más elevados corresponden a *Teledromas fuscus* y *Metriopelia morenoi*, ambas con un valor de riesgo ecológico de 0,80, posicionándose como las especies de mayor prioridad relativa dentro del conjunto evaluado.

Un segundo grupo de especies presenta valores intermedios de riesgo ecológico (0,40–0,60), entre las que se destacan *Vultur gryphus*, *Rhea pennata* y *Spizapteryx circumcinctus*, resultado de combinaciones variables entre niveles moderados de vulnerabilidad y baja a media amenaza. Finalmente, un conjunto amplio de especies exhibe valores bajos de riesgo ecológico ($\leq 0,30$), reflejando escenarios de baja amenaza actual y/o menor vulnerabilidad relativa.

Si bien *M. morenoi* presenta el valor más alto de vulnerabilidad (9, Tabla 9), su nivel de amenaza es moderado (1, Tabla 9), asociado principalmente al alcance y la contribución de un número limitado de presiones. En contraste, *Teledromas fuscus* combina un valor elevado de vulnerabilidad (8, Tabla 9) junto con un mayor valor de amenaza respecto a *M. morenoi* (2, Tabla 15), lo que resulta en que ambas especies tengan el mismo valor de riesgo ecológico dentro de la Reserva.

La tabla 25 del anexo presenta el detalle de los valores normalizados de amenaza y vulnerabilidad utilizados para el cálculo del riesgo ecológico de cada especie. La jerarquización obtenida permitió orientar la selección de especies prioritarias para la etapa siguiente.

RIESGO ECOLÓGICO de EVVE (avifauna) en la RNV

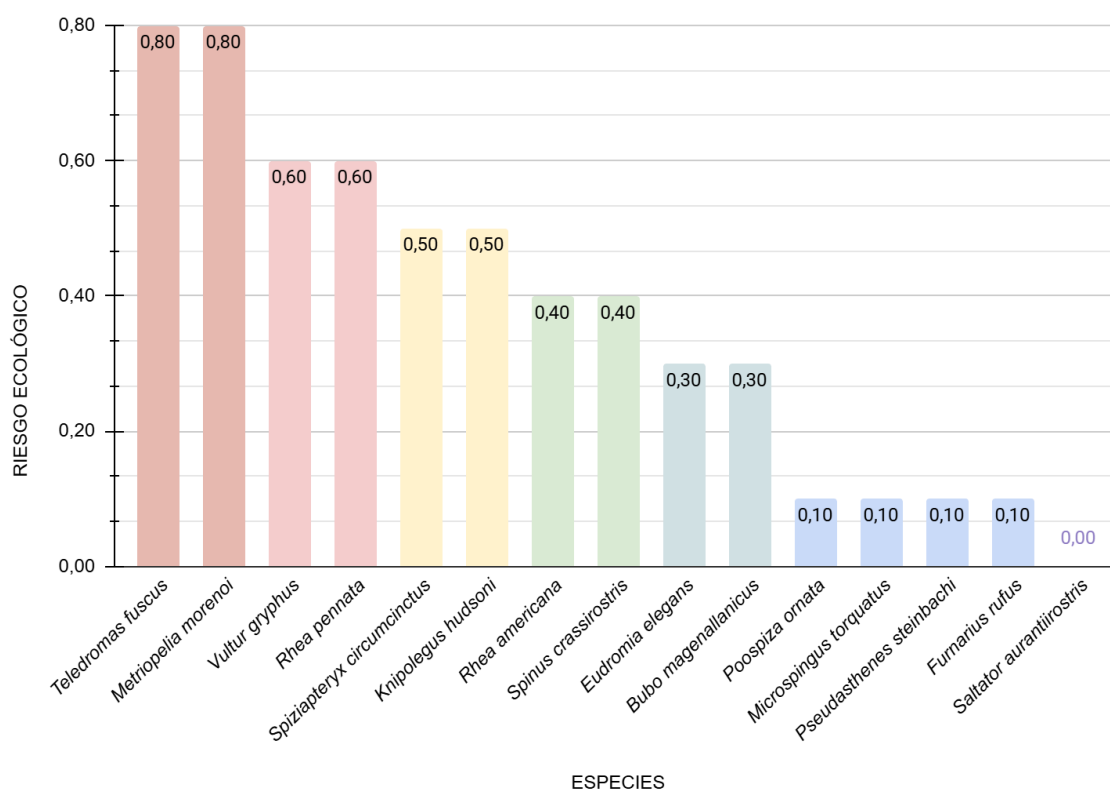


Figura 8. Riesgo Ecológico para las 15 especies de aves analizadas, reflejando el orden de prioridad de monitoreo.

4.2.2.4. Subetapa 1.e. Factibilidad de monitoreo

La evaluación de la factibilidad de monitoreo se aplicó a las dos especies que obtuvieron los mayores valores de riesgo ecológico en la jerarquización previa: *Teledromas fuscus* “gallito arena” y *Metriopelia morenoi* “palomita ojo desnudo”.

El análisis comparativo entre ambas especies (Tabla 15) indicó una mayor factibilidad operativa de monitoreo para *Teledromas fuscus* en el contexto actual de la Reserva Natural Villaviciencio. Esta mayor viabilidad se asocia principalmente a la accesibilidad de sus sitios de presencia, la disponibilidad de recursos logísticos y humanos, y las consideraciones del equipo de gestión del área protegida. En función de estos resultados, se seleccionó a *Teledromas fuscus* como especie focal para profundizar el análisis desarrollado en la etapa 2.

Tabla 15. Evaluación cualitativa comparativa de la factibilidad de monitoreo para *Teledromas fuscus* y *Metriopelia morenoi* en la RNV

Criterio	<i>Teledromas fuscus</i> “gallito arena”	<i>Metriopelia morenoi</i> “palomita ojo desnudo”
Accesibilidad a sitios de presencia	Sitios asociados a ambientes del Monte, accesibles mediante red de caminos existentes. Proximidad a Seccional Vaquerías. Acceso viable con vehículos 4x4.	Sitios asociados a ambientes de la Puna. Acceso restringido, condicionado por topografía y distancia. Baja frecuencia de acceso operativo.
Disponibilidad de recursos humanos y materiales	Personal con experiencia en los ambientes donde se distribuye la especie. Equipamiento disponible y adecuado. Esfuerzo logístico moderado.	Mayor demanda operativa por condiciones ambientales y accesibilidad. Requerimientos logísticos elevados.
Antecedentes de información sobre la especie	Escasa información publicada. Existencia de conocimiento local acumulado por guardaparques sobre sectores de registro.	Información limitada. Registros poco frecuentes y detección principalmente indirecta.
Observaciones y consideraciones del equipo de la Reserva	Considerada viable para relevamientos periódicos bajo condiciones actuales.	Identificada como de difícil detección y monitoreo sistemático en el corto plazo.

4.3. ETAPA 2: Caracterización espacial del hábitat potencial de la especie

4.3.1. Metodología etapa 2

Sobre la base de los resultados obtenidos en la Etapa 1, y una vez identificada la especie prioritaria para el monitoreo, la Etapa 2 se orientó a la caracterización espacial del hábitat potencial de *Teledromas fuscus* dentro de la Reserva Natural Villavicencio (RNV).

En contextos donde la información ecológica disponible es limitada, la identificación de áreas ambientalmente adecuadas constituye un paso necesario para orientar relevamientos exploratorios, optimizar esfuerzos de campo y generar información de base que permita, en instancias posteriores, definir objetivos específicos de monitoreo y sus indicadores asociados (no incluidos en este trabajo). En este sentido, la caracterización del hábitat potencial se concibe como una aproximación preliminar y exploratoria, centrada en la identificación de sectores que presentan condiciones ambientales favorables para la presencia de la especie, independientemente de que exista confirmación directa de ocupación actual.

La Etapa 2 se focalizó, por lo tanto, en integrar información proveniente de relevamientos exploratorios a campo, antecedentes bibliográficos y análisis geoespaciales, con el objetivo

de generar una zonificación preliminar del hábitat potencial de la especie dentro de la RNV. Este enfoque permite establecer una base espacial mínima sobre la cual puedan apoyarse futuras acciones de investigación, monitoreo y gestión, las cuales exceden los alcances de la presente tesis.

La metodología de esta etapa se estructuró en dos subetapas complementarias:

- **subetapa 2.a) relevamiento exploratorio a campo**
- **subetapa 2.b) zonificación del hábitat potencial de la especie**

Extensión geográfica de estudio

El área de estudio sobre la cual se realizó el análisis geoespacial del hábitat potencial del ave, está definida por la provincia fitogeográfica del monte (Figura 9), en función de su distribución. La especie *Teledromas fuscus* “gallito arena” es especialista del monte (De la Peña 2025 y Krabbe 2019), y su presencia en esta ecorregión dentro de la RNV fue corroborada por el personal guardaparque. Para determinar sus límites, se utilizó el polígono de la capa vectorial de la misma, actualizada con los nuevos límites de la RNV. La misma fue otorgada por el personal de la Reserva (modificada de Torre-Azzaroni, 2022).

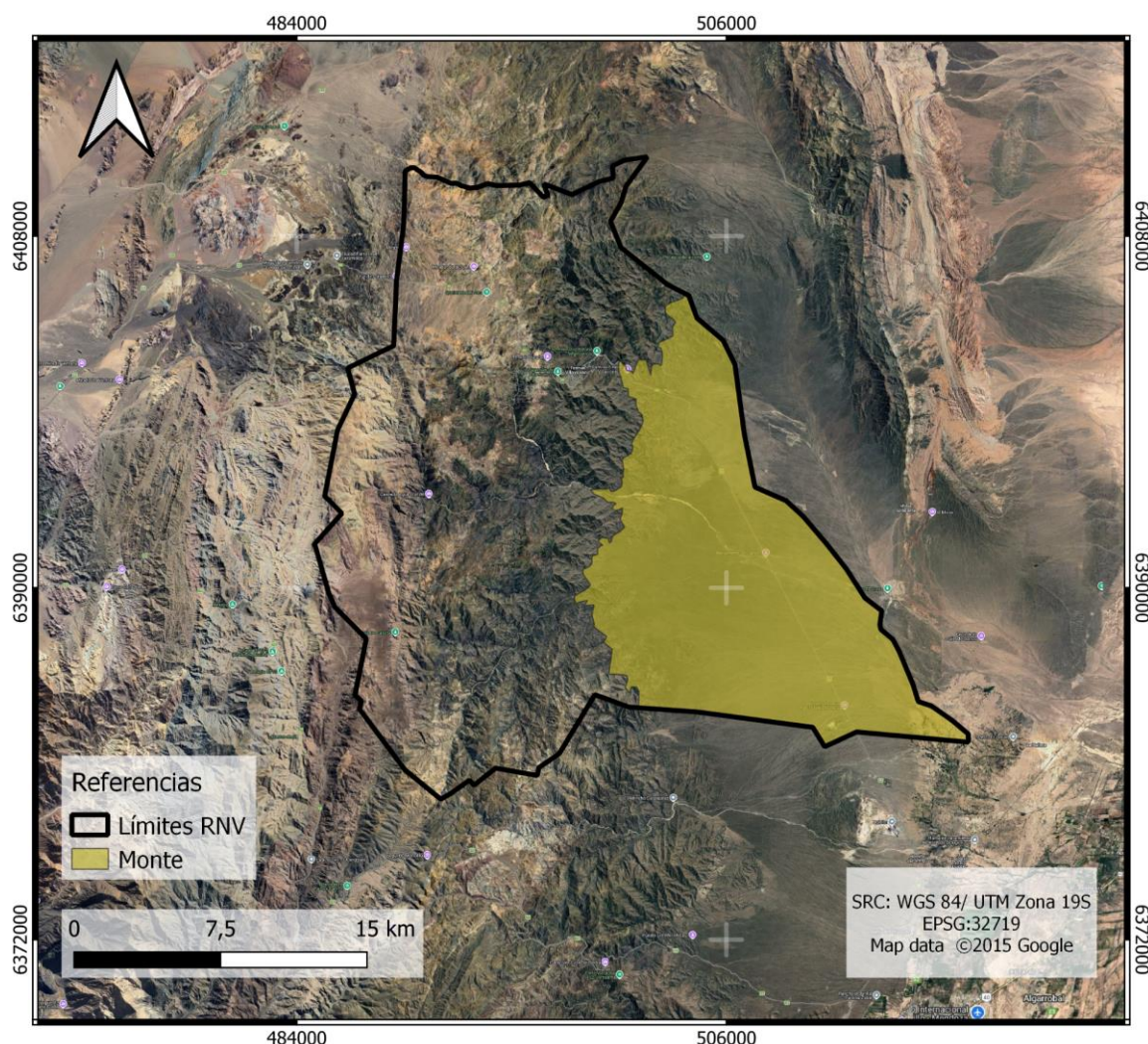


Figura 9. Provincia fitogeográfica del monte dentro de la Reserva Natural Villavieja. Fuente: elaboración propia en base a capas del Instituto Geográfico Nacional (IGN) y Fundación Villavieja (2025).

4.3.1.1. Subetapa 2.a. Relevamiento exploratorio a campo

Se realizó un relevamiento exploratorio a campo con el fin de confirmar la presencia de la especie en la Reserva mediante observación directa o indicios de actividad (registros de canto, observaciones visuales, uso de cavidades), y de relevar variables ambientales de los sitios donde dicha presencia fue corroborada, para identificar características del ambiente asociadas a su hábitat potencial. Este relevamiento tuvo un carácter exploratorio y no implicó un muestreo sistemático, sino la observación y el registro de información ecológica relevante para orientar la posterior zonificación del hábitat potencial.

Dentro de la RNV se realizaron dos salidas en sitios de conocimiento previo por parte del cuerpo de guardaparques, y áreas con registros previos de presencia de la especie provenientes de plataformas de ciencia ciudadana (eBird). Los recorridos se realizaron en camioneta y a pie, abarcando sectores con distinta accesibilidad y complejidad topográfica, con el acompañamiento del personal de la Reserva.

Las salidas se efectuaron al inicio de la temporada reproductiva, incluyendo una visita al atardecer (29/10/2025) y otra al amanecer del día siguiente (30/10/2025), momentos de

mayor probabilidad de detección de la especie a través de registros acústicos y visuales. Durante los recorridos se registraron datos georreferenciados de: (1) **cantos**, distinguiendo emisiones provenientes de distintos puntos espaciales en un mismo momento, lo que permitió inferir la presencia de individuos diferentes, así como (2) **observaciones visuales directas** de ejemplares.

Considerando los antecedentes bibliográficos de historia natural que describen a *T. fuscus* como una especie nidificadora en cavidades excavadas en el suelo (Elías, 2018; De la Peña, 2025), el relevamiento incluyó la búsqueda dirigida de **cavidades potencialmente utilizadas por la especie**. Para ello, se consensuaron previamente criterios de campo que permitieran identificar cavidades con alta probabilidad de uso por *T. fuscus*: presencia de restos fecales o huellas de ave en la entrada, altura de entrada del orificio compatibles con la especie, y registros visuales de entrada o salida de individuos adultos.

Una vez identificadas las cavidades con potencialidad de nido, se procedió a relevar **variables de micrositio** con fines descriptivos, incluyendo: dimensiones de la entrada (diámetro mayor y menor), altura respecto al suelo, distancia al cauce más cercano, especies vegetales dominantes presentes en el sitio y en su entorno inmediato.

Además, con el fin de caracterizar el sustrato de los sitios utilizados por la especie, se tomó una muestra de suelo a aproximadamente un metro de distancia de cada cavidad registrada. Estas muestras fueron utilizadas para la determinación de la textura aparente del suelo, para su posterior incorporación en el análisis geoespacial del hábitat potencial (subetapa 2.b.).

La información obtenida durante este relevamiento exploratorio constituyó un insumo fundamental para la selección de variables ambientales y la validación cualitativa de los patrones espaciales considerados en la siguiente subetapa.

4.3.1.2. Subetapa 2.b: Zonificación

Esta subetapa consistió en la zonificación del hábitat potencial de *Teledromas fuscus* dentro de la Reserva Natural Villavicencio, a partir de la elaboración de un mapa que represente la distribución espacial de áreas ambientalmente adecuadas para la especie.

El objetivo de esta subetapa fue generar un mapa de hábitat potencial que refleje gradientes de adecuación ambiental dentro de la RNV, en función de variables que influyen en el hábitat potencial (HP) de la especie. Para ello, se aplicó la metodología de Evaluación Multicriterio (EMC), siguiendo el enfoque propuesto por Geneletti y van Duren (2008), que permite integrar múltiples variables ambientales mediante técnicas de análisis geoespacial.

A continuación, se explica el procedimiento para la obtención del mapa de HP:

- Selección de variables a partir de revisión bibliográfica de historia natural de la especie y de la observación a campo, resultando:
 - a) **textura del suelo:** la especie nidifica en cavidades excavadas en barrancas y en el suelo, mostrando preferencia por sustratos sueltos y texturas arenosas (Elías, 2018; De la Peña, 2025).
 - b) **cercanía a cauces y quebradas secas (índice utilizado: TWI):** estos ambientes han sido señalados como sitios preferenciales de nidificación para

T. fuscus, particularmente en relación con la presencia de barrancas y microrelieves asociados a cauces y quebradas secas (Elias, 2018; De la Peña, 2025).

- c) **cobertura vegetal (índice utilizado: SAVI):** nidificación en sitios con mayor cobertura vegetal, la cual brinda protección frente a la insolación de los nidos, refugio y disponibilidad de recursos tróficos (López et al., 2018; Elías, 2018).
 - Análisis geoespacial: obtención y elaboración de capas ráster de las variables (y estandarización de sus valores a partir de la reclasificación de los mismos)
 - Integración de variables a partir de álgebra de mapas
 - Obtención de una única capa resultante que expresa distintos niveles de hábitat potencial
- **Análisis geoespacial de variables vinculadas al hábitat potencial de *Teledromas fuscus***

Se trabajó con el Sistema de Referencia de Coordenadas (SRC) Universal Transversal Mercator (UTM), correspondiente a la faja 19 S, en el WGS (World Geodetic System) 84 (EPSG 32719). En todos los casos de las capas trabajadas, se unificó a una resolución espacial de 30 metros.

- a) **Textura de suelo:** La textura del suelo se define como la proporción relativa de las fracciones granulométricas de arena, limo y arcilla presentes en la fracción mineral (FAO, 2006). Ante la ausencia de cartografía edáfica específica para la región fitogeográfica del Monte dentro de la RNV, se generó una capa de textura aparente del suelo.

Para su obtención, la textura se estimó indirectamente mediante el volumen de sedimentación (VS, ml%g), parámetro relacionado con la composición granulométrica (Nijensohn, 1978; Nijensohn & Pilasi, 1962). A partir de estos valores se elaboró un mapa de VS para el área de estudio, posteriormente reclasificado para obtener el mapa de textura aparente.

Se consolidó una base de datos de 28 puntos georreferenciados con valores de VS, integrada por 21 registros preexistentes (Selim, 2025), restringidos al Monte para mejorar la representatividad espacial, y 7 muestras obtenidas en el relevamiento exploratorio del presente trabajo (subetapa 2.a.), procesadas posteriormente en laboratorio mediante la técnica de VS (Nijensohn & Pilasi, 1962), (Figura 10).

Los valores fueron interpolados mediante Ordinary Kriging en QGIS 3.18 (extensión Smart-Map), utilizando un variograma experimental isotrópico ajustado a un modelo exponencial (figura 16 del anexo). La superficie continua resultante (30 × 30 m) fue posteriormente reclasificada en 4 clases texturales según los rangos de VS definidos por Nijensohn & Pilasi (1962), (Tablas 28 y 29 del anexo), para su integración en la Evaluación Multicriterio (EMC).



Figura 10. Ensayo de determinación de volumen de sedimentación (VS) para estimar textura aparente de suelo (Nijhenson y Pilasi, 1962). Realizada en la Cátedra de Ecología de la Facultad de Ciencias Agrarias, UNCuyo.

- b) Índice Topográfico de Humedad (TWI):** el Índice Topográfico de Humedad (TWI) es una variable derivada del relieve, ampliamente utilizada para estimar el potencial de acumulación de agua en el suelo, en función de la pendiente local y del área de drenaje específica. Esto permite identificar zonas asociadas a cauces, quebradas secas o cursos de escurrimiento intermitente (Beven & Kirkby, 1979; Moore et al., 1991). Valores elevados del índice corresponden a áreas de baja pendiente y alta contribución de drenaje, mientras que valores bajos indican sectores con escaso potencial de acumulación hídrica, generalmente asociados a pendientes pronunciadas o cuencas de captación reducidas (Sørensen et al., 2006).

El índice TWI fue obtenido a partir de un Modelo Digital de Elevación (MDE, 30 m), capa extraída del Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2024). Su cálculo fue realizado mediante la función “Topographic wetness index” con herramientas de análisis espacial a través del software QGis 3.18, generándose una capa ráster continua que representa la variación espacial del índice dentro del área de estudio.

Posteriormente la capa de TWI fue reclasificada en 4 rangos (Tabla 29, anexo) a partir del histograma de distribución de valores, estandarizando sus unidades para su posterior combinación con el resto de las variables ambientales.

- c) SAVI:** se utilizó como estimador de cobertura vegetal el Índice de Vegetación Ajustado al Suelo (Soil Adjusted Vegetation Index, SAVI), dado que se trata de un índice especialmente desarrollado para ambientes con escasa cobertura vegetal, como las zonas áridas y semiáridas. El SAVI surge como una adaptación del índice NDVI, incorporando un factor de corrección (L) que permite minimizar la influencia del brillo del suelo, asociado a variaciones en el color y la humedad del suelo, así como a efectos de saturación en áreas con vegetación de mayor densidad (Huete, 1988). El valor del factor L utilizado en este estudio fue de 0,5 (Huete, 1988).

Los valores del SAVI varían entre -1 y 1, donde valores más elevados indican mayor cobertura vegetal, mientras que valores bajos reflejan áreas con escasa o nula

vegetación (Huete, 1988; Arboit & Maglione, 2016). Para su cálculo se utilizaron imágenes satelitales Sentinel-2 (30 m de resolución), descargadas del portal Copernicus Open Access Hub y provistas por la Agencia Espacial Europea (ESA, 2025), correspondientes al 30/10/2026, fecha coincidente con la realización del relevamiento exploratorio y dentro del período reproductivo de la especie. Se empleó la banda 8 como infrarrojo cercano (NIR) y la banda 4 como banda roja (RED), a partir de la fórmula:

$$SAVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED + L)} \times (1 + L)$$

donde:

NIR (infrarrojo lejano): banda 8

RED (rojo): banda 4

L (factor de corrección): 0,5

La capa ráster resultante de SAVI fue posteriormente reclasificada en 4 rangos (Tabla 29 del anexo), en función del histograma de distribución de los valores del índice.

Mapa de hábitat potencial (HP)

Las 3 variables fueron integradas a partir de la herramienta álgebra de mapas con la expresión:

$$HP = 0,33 \cdot TS + 0,33 \cdot SAVI + 0,33 \cdot TWI$$

donde:

- HP: índice de hábitat potencial
- TS: textura de suelo
- SAVI: Índice de Vegetación Ajustado al Suelo
- TWI: Índice Topográfico de Humedad

El mapa resultante representa una zonificación ambiental preliminar, en la cual los valores más altos indican áreas donde confluyen condiciones ambientales consideradas favorables para la especie dentro de la RNV, sin implicar necesariamente uso actual ni selección de

hábitat. Este producto se interpreta como una hipótesis espacial orientada a guiar relevamientos de campo futuros y apoyar la planificación exploratoria de acciones de monitoreo, en concordancia con el enfoque adoptado en esta tesis.

4.3.2. Resultados etapa 2

4.3.2.1. Subetapa 2.a. Relevamiento exploratorio a campo

Durante el relevamiento exploratorio se registraron 12 individuos de *Teledromas fuscus*, de los cuales 10 corresponden a detecciones acústicas y 2 a observaciones visuales directas de individuos (Tabla 26 del anexo).

Se identificaron 7 cavidades potencialmente asociadas a la especie dentro del área de estudio. Si bien no fue posible confirmar su ocupación por *T. fuscus*, varias cavidades presentaron indicios compatibles con actividad de aves, tales como presencia de excretas en la entrada, huellas, suelo removido y, en un caso, registros visuales de ingreso o egreso de individuos (Tabla 27 del anexo).

Del total de cavidades relevadas:

- 3 cavidades presentaron múltiples indicios simultáneos (excretas + huellas + suelo removido).
- 4 cavidades mostraron uno o dos indicios aislados.

La totalidad de las cavidades registradas se encontraron dentro de un rango espacial donde se obtuvieron detecciones acústicas o visuales de la especie.

5 cavidades se encontraron sobre laderas o barrancas asociadas a cauces secos, mientras que 2 cavidades se ubicaron en taludes vinculados a huellas vehiculares o caminos internos cercanos a cauces secos. No obstante, en todos los casos se observó algún grado de elevación topográfica relativa respecto al entorno inmediato.

Las entradas presentaron predominantemente una forma ovalada/aplanada, con un tamaño promedio aproximado de 10 cm (diámetro mayor) × 9 cm (diámetro menor). Si bien se observó una tendencia hacia orientaciones este, el número de registros resulta insuficiente para establecer patrones concluyentes.

Respecto al entorno vegetal, las cavidades se asociaron principalmente a comunidades típicas del monte, registrándose la presencia de *Larrea cunneifolia*, *Larrea divaricata*, *Atriplex zampa*, *Trichocereus candicans*, *Opuntia sulphurea*, *Tephrocactus articulatus* y *Lycium boerhaviifolium*. Adicionalmente, se observó la presencia de costras biológicas del suelo en varios de los sitios relevados.

En conjunto, el relevamiento permitió obtener información preliminar de carácter descriptivo, útil para reconocer atributos ambientales asociados a la presencia local de la especie. Las Figuras 11 y 12 ilustran ejemplos de cavidades relevadas y del ambiente característico donde fueron registradas.

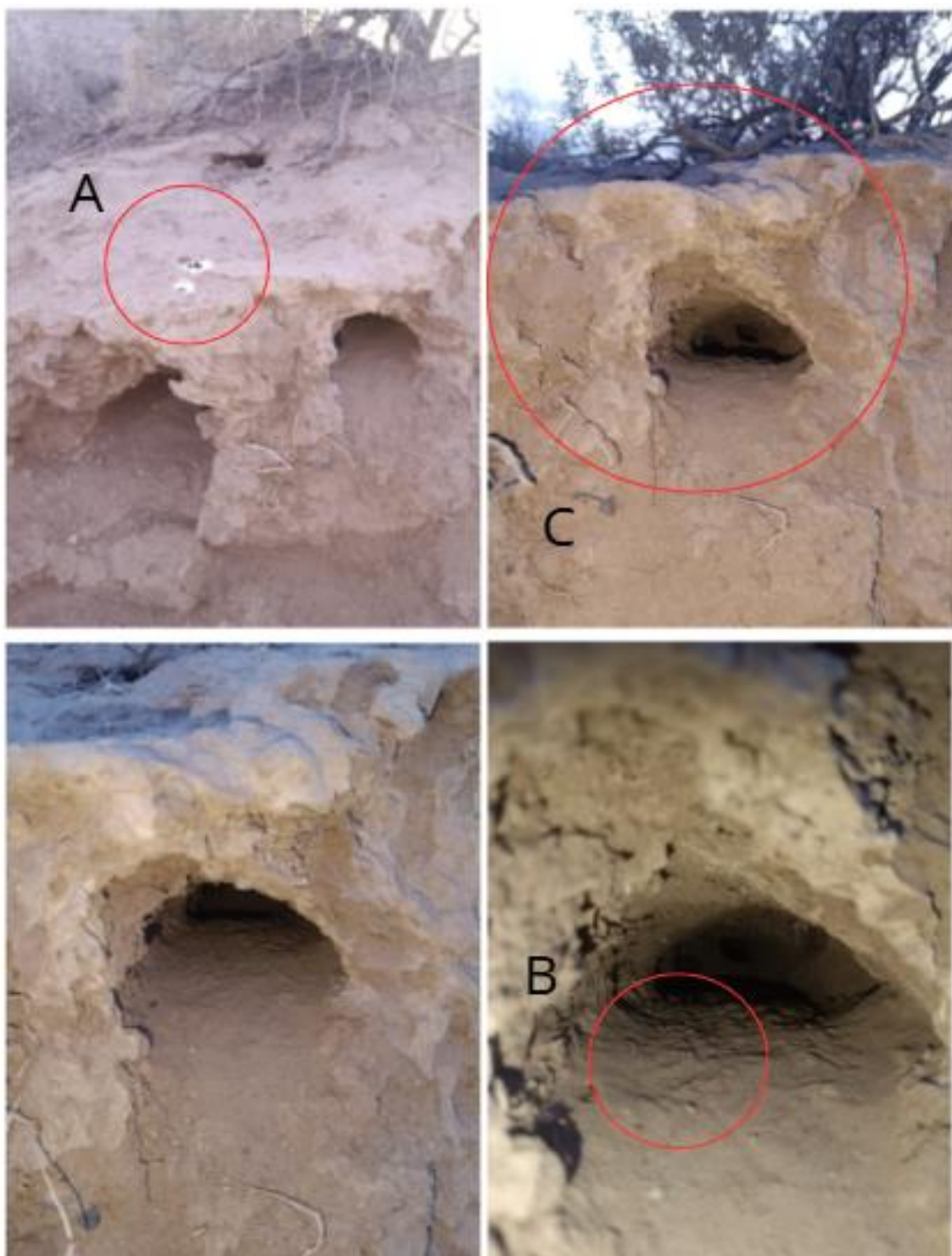


Figura 11. Fotografía de cavidad n° 2 registrada. Se puede observar como indicio de identificación: el excremento de ave (A), las huellas de ave en el ingreso (B), y su posición sobre una ladera de huella de 4x4 en altura (C).



Figura 12. Se observa en la primera foto una huella de ave registrada en el ingreso de una de las cavidades. Las restantes fotografías muestran el ambiente típico donde se encontraban las mismas, sobre laderas de cauces secos bajo cobertura vegetal.

Resultados de ensayo de volumen de sedimentación (VS) en muestras de suelo asociadas a cavidades

Se presentan en la tabla 16 los resultados obtenidos mediante la técnica de Volumen de Sedimentación (VS). Los valores de VS se expresan en ml%g y se interpretan en términos de textura aparente del suelo según la clasificación de referencia correspondiente (tabla 28 del anexo). Los resultados muestran un predominio de texturas franco arenosas y arenosas, registrándose además un caso de textura franco-limosa (Tabla 16).

Tabla 16. Resultados obtenidos del ensayo de Volumen de Sedimentación (VS) y textura aparente equivalente.

ID CAVIDAD	1	2	3	4	5	6	7
Lectura VS (ml%g)	81	110	90	79	85	85	80
Textura aparente	franco arenoso	franco limoso	franco arenoso	arenoso	franco arenoso	franco arenoso	arenoso

4.3.2.2. Subetapa 2.b. Zonificación

- **Análisis geoespacial de variables vinculadas al hábitat potencial de *Teledromas fuscus* y mapa de HP**

Se presentan en la figura 13, los resultados finales de la etapa 2. Las 3 variables analizadas se presentan en su formato reclasificado (4 clases). La información completa, detalle de límites de clases y puntuación se encuentra en el anexo (Tabla 29), y las variables con sus valores originales previo a la reclasificación se encuentran en la figura 17 del anexo.

El mapa de hábitat potencial (Figura 13D) integra las tres variables analizadas, representando un gradiente continuo de aptitud ambiental relativa para el establecimiento de *T. fuscus*. Los valores más elevados interpretados como mayor hábitat potencial se concentran principalmente en sectores específicos de la Reserva hacia el este de la misma (coincidente principalmente con los sitios de mayor valor de TWI (Figura 13A), y texturas franco arenosas (Figura 13B). A pesar de presentar menores valores relativos de SAVI en estos sitios con respecto al oeste, los mismos se clasifican como “alto” en este sitio aportando al resultado final (Figura 13C). Los valores de hábitat potencial bajos se distribuyen en áreas donde las condiciones ambientales resultan menos favorables según los criterios considerados.

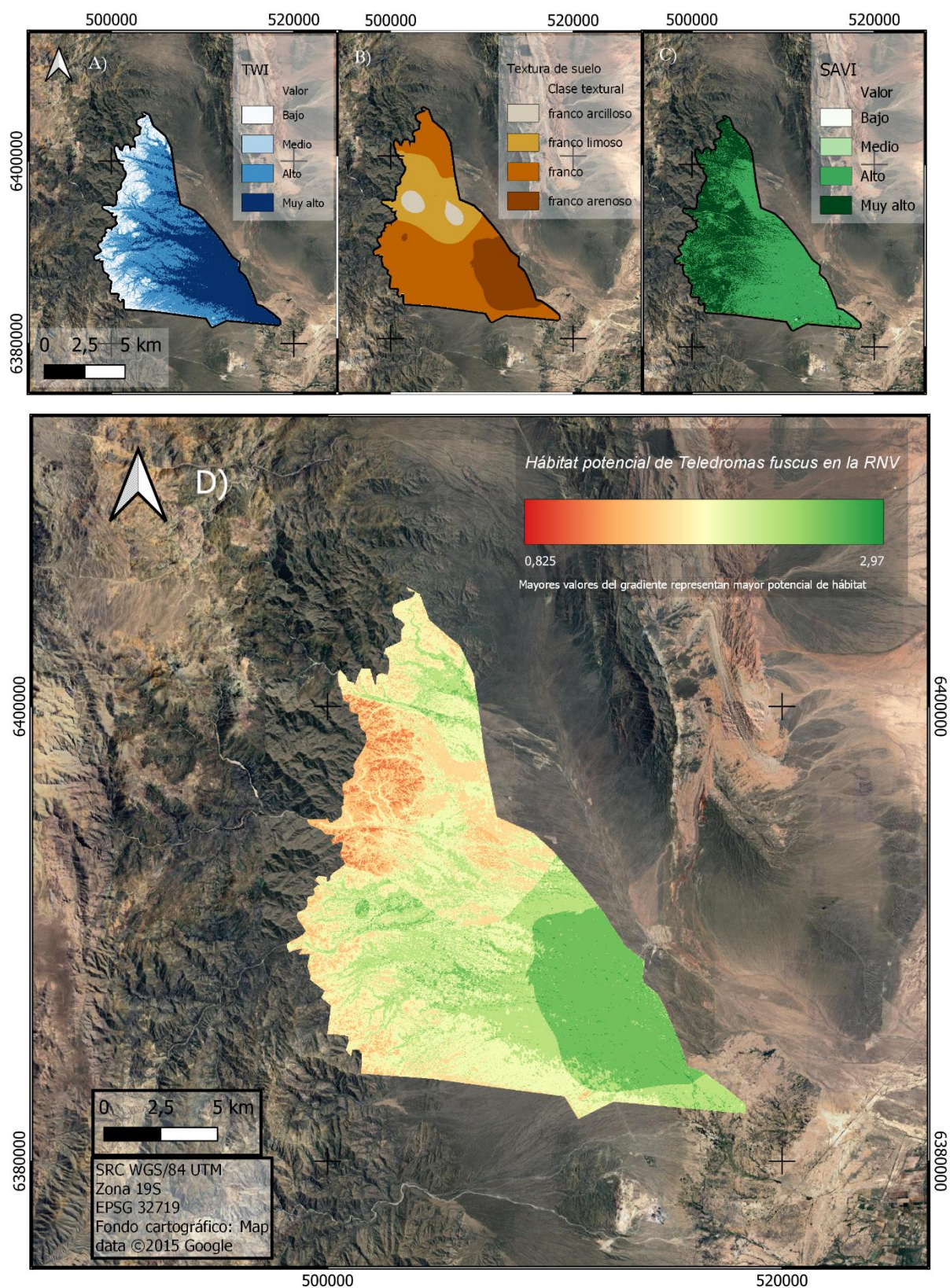


Figura 13. Mapas que representan los valores reclasificados de las variables A)TWI B)Textura de suelo C)SAVI. El mapa final D) representa el gradiente de valores de hábitat potencial de *T.fuscus* dentro de la RNV. Fuente: elaboración propia.

5.DISCUSIÓN, SUGERENCIAS Y LINEAMIENTOS FUTUROS

5.1. Discusión y sugerencias generales de esta tesis

El presente trabajo se destaca por su carácter innovador en el contexto de la gestión de áreas protegidas de Argentina, al proponer una metodología estructurada para el establecimiento de un orden de prioridad de monitoreo de especies. Este aporte resulta particularmente relevante frente al vacío de herramientas metodológicas operativas destinadas a orientar la asignación estratégica de esfuerzos de monitoreo dentro de sistemas de conservación del país. Su estructura permite ser transferida a otros grupos zoológicos y a diferentes áreas protegidas, así como ser revisada y ajustada en función de la disponibilidad de nueva información. En este sentido, se resalta su potencial como herramienta dinámica de gestión, susceptible de ser enriquecida mediante futuras actualizaciones, nuevas perspectivas técnicas y procesos participativos.

A diferencia de enfoques puramente teóricos, la metodología desarrollada fue aplicada en un caso de estudio concreto en la RNV, lo que permitió no solo evaluar su desempeño en condiciones reales/en un contexto real, sino también identificar desafíos, limitaciones y fortalezas asociadas a su implementación. Este proceso evidenció la importancia de sistematizar, integrar y reutilizar información preexistente procedente de antecedentes bibliográficos, conocimiento experto y registros institucionales que con frecuencia no es incorporada explícitamente en la toma de decisiones de gestión (Lindenmayer & Likens, 2010).

Un aspecto central del trabajo radica en la integralidad del enfoque adoptado. La propuesta metodológica combinó revisión bibliográfica exhaustiva, construcción y adaptación de índices, evaluación multicriterio, y metodologías participativas. Esta articulación permitió integrar dimensiones ecológicas, espaciales y de gestión dentro de un esquema analítico coherente, superando enfoques fragmentados comúnmente utilizados en procesos de priorización (Geneletti & van Duren, 2008).

En comparación con la metodología de base consultada (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2007), la presente tesis implicó una readaptación al contexto local. Si bien el manual mencionado constituyó el marco de referencia inicial, la construcción del proceso metodológico completo implicó la consulta de diversos manuales de monitoreo de fauna, lineamientos de conservación, artículos científicos y experiencias de gestión en áreas protegidas de distintas regiones del mundo. Esta integración permitió enriquecer la propuesta mediante la incorporación de múltiples perspectivas conceptuales y operativas. Cabe mencionar que el proceso de construcción metodológica se vio enriquecido mediante el intercambio de experiencias y perspectivas con una de las autoras del manual de referencia, lo cual aportó una validación conceptual adicional y fortaleció la reflexión crítica sobre su

adaptación al contexto local. Si bien se retomaron lineamientos conceptuales generales de priorización de dicho manual, el esquema final incorporó nuevas variables, redefinió criterios analíticos y desarrolló índices complementarios. Entre los aportes más relevantes se destaca la implementación del índice EDGE, que integra la distintividad evolutiva como dimensión prioritaria en conservación (Isaac et al., 2007), ampliando la perspectiva tradicional basada exclusivamente en categorías de amenaza. También se resalta la creación del índice de Capacidad Reproductiva (CR), que permitió incorporar de manera explícita el potencial reproductivo relativo de las especies dentro del análisis de vulnerabilidad, constituyendo un aporte metodológico novedoso.

Adicionalmente, el trabajo implicó una recopilación bibliográfica exhaustiva de la historia natural de las 15 especies evaluadas. Esta síntesis representa un insumo de valor para la Reserva Natural Villavicencio (RNV), al consolidar información ecológica dispersa y transformarla en una base operativa aplicable a la gestión.

La inclusión de metodologías participativas y ciencia ciudadana constituyó otro componente distintivo. La incorporación y puesta en valor del conocimiento territorial del cuerpo de guardaparques y del equipo técnico permitió enriquecer la interpretación ecológica de los resultados, fortalecer la validación contextual y aumentar la aplicabilidad práctica de la propuesta (Geneletti & van Duren, 2008). Este enfoque reconoce que el conocimiento local representa una fuente legítima y valiosa de información en procesos de planificación ambiental.

Desde una perspectiva operativa, la metodología presenta un carácter replicable, adaptable y dinámico. Su estructura permite revisiones periódicas, incorporación de nueva información y ajustes en función de cambios en las presiones antrópicas o avances en el conocimiento ecológico. Previa capacitación técnica, el esquema puede ser implementado por equipos de guardaparques y áreas técnicas, favoreciendo su apropiación institucional.

El análisis de riesgo ecológico integró dos dimensiones complementarias: vulnerabilidad (atributos intrínsecos de las especies) y amenaza (presiones extrínsecas). Los resultados evidenciaron que el riesgo ecológico final emerge del balance entre ambas dimensiones. La exposición a amenazas no determina por sí sola el nivel de riesgo, sino que su efecto depende de la vulnerabilidad inherente de cada especie. Este enfoque permitió evitar interpretaciones simplificadas basadas exclusivamente en la presencia de presiones. Si bien los valores finales de riesgo ecológico se expresaron mediante escalas numéricas discretas, este resultado sintetiza un proceso analítico complejo que integró múltiples variables. La simplificación numérica constituye una herramienta operativa para la comparación y jerarquización de especies, sin implicar una reducción conceptual del análisis subyacente. El proceso detallado desarrollado para cada especie queda explicitado en la presente tesis, evidenciando que los valores obtenidos derivan de una evaluación integral y no de asignaciones arbitrarias. El orden de prioridad obtenido refleja diferencias sustanciales entre especies, asociadas tanto a atributos ecológicos como a la interacción con presiones antrópicas dentro de la RNV. En este sentido, la priorización no constituye un diagnóstico estático, sino una herramienta orientativa susceptible de ajustes futuros.

Se destaca particularmente el caso de *Metriopelia morenoi* “palomita ojo desnudo”, cuya elevada prioridad relativa se vincula con su condición de endemismo y su marcada especificidad de hábitat. Su asociación con la ecorregión de la puna dentro de la RNV refuerza su valor como potencial indicador ecológico, dado que las especies especialistas suelen presentar mayor sensibilidad a cambios ambientales (Turner et al., 2001; Morrison et al., 2006). Su elevada prioridad relativa resalta la importancia de considerar atributos biogeográficos y ecológicos dentro de los procesos de jerarquización de especies. Las especies especialistas suelen presentar mayor sensibilidad frente a alteraciones ambientales, lo que refuerza su relevancia en programas de monitoreo (Turner et al., 2001; Morrison et al., 2006). En contraste, *Saltator aurantirostris* presentó el menor valor de riesgo ecológico relativo. *A priori*, podría esperarse un riesgo elevado debido a su asociación frecuente con presiones de captura para mascotismo. Sin embargo, este resultado se explica por la baja vulnerabilidad relativa, componente con mayor ponderación en el cálculo del riesgo, y un alcance espacial reducido y localizado de la presión de trampeo y captura, con mínimo solapamiento espacial con la distribución de la especie dentro de la RNV. Este resultado resalta la importancia de contextualizar las amenazas en función de la escala de análisis. Presiones relevantes a escala regional pueden no traducirse en niveles equivalentes de riesgo a escala local (Guisan & Zimmermann, 2000).

El enfoque analítico aplicado permitió identificar variaciones en irreversibilidad, contribución y alcance de las presiones. Se refuerza la necesidad de revisar periódicamente estas dimensiones, dado que cambios espaciales o de intensidad de las mismas pueden modificar significativamente los niveles de amenaza (Ferrier & Guisan, 2006). También se destaca la importancia de considerar presiones emergentes, como la expansión de *Rosa rubiginosa* y *Rosa canina*, dos especies de “rosa mosqueta”, especies exóticas invasoras reconocidas por alterar dinámicas ecológicas (Mazzolari, 2017), pero de las que existen nulos antecedentes en cuanto a su interacción con la avifauna. Adicionalmente, se sugiere considerar el uso de cebos tóxicos como una presión potencialmente emergente a futuro. Si bien esta no fue incluida en el presente análisis debido a que no fue identificada dentro de los límites de la RNV, la bibliografía la reconoce como la principal amenaza para *Vultur gryphus* (“cóndor andino”). Esta especie presentó un bajo valor de riesgo ecológico en este estudio; sin embargo, la incorporación o aparición de esta presión podría modificar significativamente su posición en el orden de priorización. Por ello, resulta clave la revisión continua de las presiones consideradas.

La segunda etapa permitió generar información exploratoria sobre *Teledromas fuscus* “gallito arena”, especie con escasos antecedentes bibliográficos específicos, más allá de descripciones generales de historia natural. El relevamiento de campo aportó registros directos e indirectos de presencia de la especie, validó cualitativamente variables ambientales descritas en antecedentes de su historia natural, y permitió caracterizar cavidades (potenciales nidos).

Si bien, por definición, la zonificación a partir de hábitat potencial no constituye un modelo predictivo basado en registros de presencia, la herramienta generada permitió identificar áreas con mayor o menor potencial ambiental relativo para el establecimiento de *T. fuscus*. Estos productos deben interpretarse como hipótesis espaciales exploratorias (Guisan et al.,

2005). En contextos de escasez de información empírica, este tipo de aproximaciones representa un insumo clave para orientar relevamientos futuros y optimizar esfuerzos de búsqueda (Lindenmayer & Likens, 2010). Se resalta además que la metodología geoespacial aplicada mantiene un carácter flexible, permitiendo la incorporación de nuevas variables, ajustes en ponderaciones o refinamientos analíticos a medida que se disponga de mayor información.

En síntesis, en cuanto a las principales fortalezas del trabajo se destacan: la integralidad metodológica, aplicación práctica, incorporación de índices innovadores, enfoque participativo, replicabilidad. Para las limitaciones o debilidades, se destacan principalmente: la dependencia de información bibliográfica limitada y la escasez de registros empíricos para algunas especies. Estas limitaciones no invalidan la propuesta, sino que definen oportunidades de mejora (Yoccoz et al., 2001). Resulta valioso, que, a partir de este enfoque, se logró poner en evidencia la importancia de una especie cuya priorización no era evidente sin este tipo de análisis.

Se recomienda que la metodología sea entendida como un esquema dinámico y revisable. La incorporación de nuevos estudios permitirá ajustar valores y fortalecer la robustez del análisis. Se propone como línea futura integrar variables asociadas a diversidad funcional (Petchey & Gaston, 2006). Además, se sugiere que el ranking obtenido sea utilizado como herramienta orientativa para el diseño de monitoreos futuros dentro de la RNV, permitiendo sus respectivos ajustes ante actualizaciones de información base.

Finalmente, la totalidad de la información generada constituye un antecedente técnico, una herramienta operativa y un producto aplicado dirigido al cuerpo de guardaparques y al equipo técnico del área protegida.

5.2. Lineamientos y sugerencias para el monitoreo futuro de *Teledromas fuscus* en la Reserva Natural Villavicencio

La importancia de *Teledromas fuscus* “gallito arena” se sustenta en los resultados obtenidos en el análisis de riesgo ecológico realizado. La especie presenta un alto nivel de vulnerabilidad, asociado a una distribución geográfica restringida, una alta especificidad de hábitat, una baja capacidad reproductiva y un alto valor del índice EDGE, sumado a la escasa información disponible que permita una adecuada categorización de su estado de conservación a escala nacional. A estos factores se añade un elevado nivel relativo de amenaza, vinculado principalmente a presiones antrópicas presentes dentro y en el entorno de la Reserva Natural Villavicencio.

A partir de los resultados obtenidos en la priorización de especies mediante el análisis de riesgo ecológico y del relevamiento exploratorio realizado para *Teledromas fuscus* en la Reserva Natural Villavicencio (RNV), se identificaron un conjunto de variables y aspectos ecológicos relevantes a considerar en futuros esquemas de monitoreo de la especie dentro del área protegida.

Dado el carácter exploratorio de esta tesis y la limitada información disponible sobre *T. fuscus*, las sugerencias aquí presentadas no constituyen un programa de monitoreo formal, sino una serie de lineamientos orientativos que buscan aportar insumos técnicos para su eventual diseño e implementación futura, en el marco de la gestión de la RNV.

En primer lugar, los resultados del relevamiento exploratorio y del análisis espacial sugieren que determinadas variables ambientales pueden desempeñar un rol relevante en el hábitat potencial y la selección de sitios de nidificación de *T. fuscus*. Entre ellas se destacan la textura del suelo, la cobertura vegetal, la composición específica de la flora y la cercanía a cauces o quebradas secas (De la Peña, 2025; Elías 2018; López et al., 2018). En este sentido, se sugiere que futuros monitoreos incorporen mediciones sistemáticas de la cobertura vegetal y de la composición florística, en sitios utilizados por la especie, para lograr la profundización de los patrones observados de manera preliminar en este estudio, así como contrastarlos con la información disponible en la bibliografía.

Se considera relevante la recopilación de información descriptiva sobre las características de los nidos, incluyendo variables morfométricas tales como las tomadas en este trabajo. Del mismo modo, el registro de aspectos reproductivos básicos como el tamaño de puesta y la presencia de progenitores, permitiría generar una línea de base sobre la biología reproductiva de *T. fuscus* en la RNV, actualmente escasamente documentada. Este tipo de información resulta fundamental para interpretar la dinámica reproductiva de la especie y su relación con las condiciones ambientales locales.

Dada la dificultad para la detección directa de nidos y la sensibilidad de las especies de aves durante la temporada reproductiva, se recomienda el uso de indicadores indirectos para la localización de sitios de nidificación, haciendo mención nuevamente a los utilizados en la presente tesis. En relación con las presiones antrópicas presentes en la RNV, se sugiere que futuros monitoreos incorporen el estudio de las presiones identificadas, donde resulta clave el registro de la destrucción o alteración de nidos asociada al tránsito vehicular de campo traviesa, y por efecto de los incendios, y la detección de atropellamientos en rutas y caminos internos de la Reserva. Se sugiere la utilización de los mapas generados en esta tesis con el fin de localizar los sitios de mayor potencial de presencia de la especie, comparando las áreas georreferenciadas con y sin presencia de estas presiones (campo traviesa, atropellamientos en ruta 52, y fuego). Esto permitiría evaluar comparativamente el impacto de las mismas sobre la especie y aportar información relevante para la toma de decisiones de gestión.

Finalmente, se recomienda que, en el marco de un programa de monitoreo de mayor duración, se evalúe la dinámica poblacional de *T. fuscus* mediante estimaciones periódicas de abundancia relativa, utilizando transectas repetidas en el tiempo. La implementación de este tipo de abordaje, tanto en sectores con baja como alta presión antrópica, permitiría detectar tendencias poblacionales y analizar la respuesta de la especie frente a diferentes escenarios de uso y manejo dentro de la RNV. Resulta fundamental incrementar la cantidad de registros de presencia de la especie en la RNV, a fin de alcanzar un tamaño muestral adecuado que permita desarrollar análisis de mayor complejidad y ajustar con mayor precisión los modelos de distribución dentro de la Reserva, así como mejorar la calidad de la información.

Desde una perspectiva de gestión, *T. fuscus* adquiere una relevancia adicional al presentar una abundancia local relativamente alta dentro de la RNV, lo que constituye una condición favorable para su monitoreo sistemático, tanto en términos de detectabilidad como de viabilidad operativa. Esta característica la convierte en una especie apropiada para su monitoreo, en contraste con otras especies de alto valor de conservación, pero de presencia más esporádica o difícil detección.

Por su estrecha asociación con ambientes característicos de la provincia fitogeográfica del Monte y por su sensibilidad a modificaciones en la estructura del hábitat (alta especificidad), *T. fuscus* presenta un alto potencial para ser utilizada como indicadora del estado de conservación de este ambiente dentro de la Reserva. En este sentido, su monitoreo a largo plazo podría aportar información valiosa sobre cambios en la calidad del hábitat, el impacto de las presiones antrópicas y la efectividad de las medidas de gestión implementadas en la RNV.

En función de estos atributos, *Teledromas fuscus* se perfila como una especie de alto valor estratégico para la gestión de la Reserva Natural Villavicencio, con potencial para constituirse en una especie focal o emblemática del ambiente del Monte, integrando criterios ecológicos, operativos y de conservación en futuros esquemas de monitoreo y planificación adaptativa.

6. CONCLUSIONES

La presente tesis permitió desarrollar, para la Reserva Natural Villavicencio, una propuesta metodológica práctica y aplicable orientada a la priorización de especies de aves para su monitoreo, constituyendo una base sólida para la planificación de futuras acciones de gestión. La metodología propuesta integra criterios teóricos, técnicos y participativos, y se presenta como un marco formal, estandarizado y sostenible en el tiempo, con potencial de aplicación no solo en la RNV, sino también en otras áreas protegidas del país.

La priorización de especies mediante el cálculo de riesgo ecológico demostró ser una herramienta eficaz para identificar necesidades de conservación a escala local, al integrar de manera sistemática componentes de vulnerabilidad y amenaza. Este enfoque permitió jerarquizar las especies evaluadas de manera ordenada, planificada y con criterios técnicos rigurosos, aportando un criterio objetivo para orientar los esfuerzos de monitoreo hacia aquellas especies con mayor urgencia de atención. En este sentido, la metodología contribuye a optimizar el uso de recursos y a prevenir impactos negativos derivados de decisiones de gestión basadas en información parcial.

A partir de esta priorización, *Teledromas fuscus* y *Metriopelia morenoi* emergieron como especies de máxima prioridad, destacándose por su endemidad, su alta especificidad de hábitat y su representatividad de ambientes clave de la Reserva. En particular, el abordaje exploratorio realizado sobre *T. fuscus* permitió generar información local relevante en una especie prácticamente no estudiada, y avanzar en la identificación de áreas de mayor potencial de uso dentro del ambiente del monte, sentando las bases para su consideración como una especie focal de interés para la gestión y el monitoreo futuro.

En conjunto, esta tesis constituye un aporte al fortalecimiento de la gestión de la Reserva Natural Villavicencio, al proporcionar una herramienta metodológica replicable, adaptable y basada en información científica y participativa, que permite orientar de manera estratégica la conservación de la avifauna. Los resultados obtenidos refuerzan la importancia de incorporar enfoques integrales y dinámicos en la planificación de monitoreos, como insumo fundamental para la conservación a largo plazo de la biodiversidad en áreas protegidas.

7. BIBLIOGRAFÍA

Acosta, J. C., & Murúa, F. (2001). Inventario de la avifauna del Parque Natural Ischigualasto, San Juan, Argentina. *Nótulas Faunísticas*, 3, 1–4.

Administración de Parques Nacionales. (2010a). *Guía para la identificación de Valores Objeto de Conservación*. Buenos Aires, Argentina.

Administración de Parques Nacionales. (2010b). *Guía para la elaboración de planes de gestión de áreas protegidas*. APN, Argentina.

Administración de Parques Nacionales. (1991). *Resolución del Honorable Directorio N.º 157/91 (Estrategia de Valoración de la Vegetación y Fauna - EVVE)*.

Administración de Parques Nacionales. (2013). *Resolución N.º 291/13 (actualización de la EVVE)*.

Anderson, D. R. (1991). The concept of habitat use and selection. En L. B. McDonald & M. A. Manly (Eds.), *Radio tracking and animal populations* (pp. 3–12). Academic Press.

Arboit, M. A., & Maglione, D. S. (2016). Análisis multitemporal y multiespacial del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y del índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI) en centros urbanos forestados y oasis irrigados, con climas secos. *Informes Científicos Técnicos - UNPA*, 8(3), 154–180. <https://doi.org/10.22305/ict-unpa.v8i3.220>

Areta, J. I. (2010). *Metriopelia morenoi* (Palomita Ojo Desnudo). En *Aves Argentinas: Ficha de especie*.

Atauri, J. A. (2004). *Análisis de la efectividad de la gestión de espacios naturales protegidos: Aplicación a la Red de Parques Nacionales españoles*. Fundación Fernando González Bernáldez.

Baptista, L. F., Trail, P. W., Horblit, H. M., Boesman, P. F. D., & García, E. (2020). Bare-eyed Ground Dove (*Metriopelia morenoi*), version 1.0. En 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.begdov1.01>

Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2006). *Ecology: From individuals to ecosystems* (4th ed.). Blackwell Publishing.

Belloq, M. I. (1993). Reproducción, crecimiento y mortalidad de la Lechucita Vizcachera (*Speotyto cunicularia*) en agrosistemas pampeanos. *Hornero*, 13(4), 272–276.

Bennett, P. M., & Owens, I. P. F. (2002). *Evolutionary ecology of birds: Life histories, mating systems and extinction*. Oxford University Press.

Beven, K. J., & Kirkby, M. J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24(1), 43–69. <https://doi.org/10.1080/02626667909491834>

Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., & Mustoe, S. H. (2000). *Bird census techniques* (2nd ed.). Academic Press.

Bierregaard, R. O., Kirwan, G. M., Christie, D. A., Marks, J. S., & Sharpe, C. J. (2020). Gray-backed Hawk (*Spizapteryx circumcinctus*). En T. S. Schulenberg (Ed.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.grbhaw1.01>

Bilbao, M. D. (2024). *Análisis de riesgo ecológico en la Reserva Natural Villavicencio, Mendoza - Argentina* [Tesis de grado inédita]. Universidad Nacional de Cuyo.

Billerman, S. M., Keeney, B. K., Rodewald, P. G., & Schulenberg, T. S. (Eds.). (2024). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://birdsoftheworld.org/bow/home>

Bird, J. P., Martin, R., Akçakaya, H. R., Stephens, J., & Garnett, S. T. (2020). Generation lengths of the world's birds and their implications for estimating extinction risk. *Conservation Biology*, 34(5), 1252–1261. <https://doi.org/10.1111/cobi.13486>

Block, W. M., & Brennan, L. A. (1993). The habitat concept in ornithology: Theory and applications. *Current Ornithology*, 11, 35–91. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-9919-9_2

Bolaños García, R. (2018). *Efectos de la fragmentación del desierto en la ecología reproductiva, condición física y parásitos de un depredador tope, Bubo virginianus en Baja California Sur* [Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Baja California Sur].

Borgelt, J., Dorber, M., Høiberg, M. A., & Verones, F. (2022). More than half of data deficient species predicted to be threatened by extinction. *Communications Biology*, 5(1), Artículo 679. <https://doi.org/10.1038/s42003-022-03638-9>

Borrás, A., & Senar, J. C. (2022). Nest design and reproductive biology of the Citril Finch *Spinus citrinella*. *Ardeola*, 69(1), 51–68.

Brandolin, P. G., Martori, R., & Avalos, M. (2007). Variaciones temporales de los ensambles de aves de la Reserva Natural de Fauna Laguna La Felipa (Córdoba, Argentina). *El Hornero*, 22(1), 1–8.

Brown, L., & Amadon, D. (1968). *Eagles, hawks and falcons of the world*. Country Life Books

Bruning, D. F. (1974). Social structure and reproductive behavior in the Greater Rhea. *Living Bird*, 13, 251–294.

Butchart, S. H. M., Stattersfield, A. J., Bennun, L. A., Shutes, S. M., Akçakaya, H. R., Baillie, J. E. M., Stuart, S. N., Hilton-Taylor, C., & Mace, G. M. (2004). Measuring global trends in the status of biodiversity: Red List Indices for birds. *PLoS Biology*, 2(12), Artículo e383. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0020383>

Cabrera, A. L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas (Fascículo 1). *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, 2, 85–105.

Capitanelli, R. (1971). *Climatología de Mendoza*. Universidad Nacional de Cuyo, Facultad de Filosofía y Letras.

Capllonch, P., Ortiz, D., & Lobo Allende, R. (2020). Aves de la Prepuna del noroeste de Argentina. *Nótulas Faunísticas*, 290, 1–24.

Cardona, O. D. (1986). *Estudios de vulnerabilidad y evaluación del riesgo sísmico: Planificación física y urbana en áreas propensas*. Asociación Colombiana de Ingeniería Sísmica (AIS), Boletín Técnico No. 33.

Ceola, S., Laio, F., & Montanari, A. (2019). Global-scale human pressure evolution imprints on sustainability of river systems. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23, 3933–3944.

Clement, P. (2020). Thick-billed Siskin (*Spinus crassirostris*), version 1.0. En 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.thbsis1.01>

Codenotti, T. L. (1997). Fenología reproductiva y biometría de nidos, huevos y pollos del Ñandú, *Rhea americana* en Rio Grande do Sul, Brasil. *El Hornero*, 14(4), 211–223.

Correa, E. L., Robledo, C. J., & Pérez, E. M. (2016). *Aves de la reserva Villavicencio* (2.^a ed.). Aguas Danone de Argentina.

Cruz Cuéllar, H. F. (2017). *Análisis espacial multicriterio para el estudio de la distribución y conectividad estructural de aves del Bosque Seco Tropical (BST) del Tolima* [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia].

Dalmaso, A. D., Carretero, E. M., Videla, F., Puig, S., & Candia, R. (1999). Reserva Natural Villavicencio (Mendoza, Argentina): Plan de manejo. *Multequina*, (8), 11–50.

De la Peña, M. R. (2025). *Aves argentinas: Descripción, comportamiento, reproducción y distribución* (Vols. 1, 2, 7, 8, 9, 11, 12). Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino.

Del Hoyo, J., Elliott, A., & Sargatal, J. (1992). *Handbook of the Birds of the World. Vol. 1: Ostrich to Ducks*. Lynx Edicions.

De Santo, T. L., Willson, M. F., Sieving, K. E., & Armesto, J. J. (2002). Biología de la anidación de tapaculos (Rhinocryptidae) en bosques lluviosos fragmentados del sur de Chile. *El Cóndor*, 104(3), 482–495.

Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. (2014). *The Vulnerability Sourcebook: Concept and guidelines for standardised vulnerability assessments*. GIZ.

Devictor, V., Clavel, J., Julliard, R., Lavergne, S., Mouillot, D., Thuiller, W., Venail, P., Villéger, S., & Mouquet, N. (2010). Defining and measuring ecological specialization. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 15–25. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01744.x>

Di Giacomo, A. S. (Ed.). (2005). *Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina: Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad*. Aves Argentinas. Asociación Ornitológica del Plata.

Dublin, L. I., & Lotka, A. J. (1925). Sobre la tasa verdadera de crecimiento natural. *Revista de la Asociación Estadounidense de Estadística*, 20, 305–339. <https://doi.org/10.2307/2965517>

Dudley, N. (Ed.). (2008). *Guidelines for applying protected area management categories*. IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2008.PAPS.2.en>

eBird. (2025). *eBird: An online database of bird distribution and abundance*. Cornell Lab of Ornithology. <http://www.ebird.org>

eBird. (2026). *eBird: An online database of bird distribution and abundance*. Cornell Lab of Ornithology. <https://www.ebird.org>

Elías, A. (2018). Nido de Gallito Arena (*Teledromas fuscus*) en la Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca, Mendoza, Argentina. *Nótulas Faunísticas*, 231, 1–3.

Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677–697.

European Space Agency. (2025). *Copernicus Open Access Hub* [Bases de datos de imágenes satelitales Sentinel]. <https://scihub.copernicus.eu/>

Feld, A., Reus, M. L., & Borghi, C. E. (2011). Distribución del ñandú petiso (*Rhea pennata*) en el Parque Nacional San Guillermo, San Juan, Argentina. *BioScriba*, 4(1), 1–10.

Ferrier, S., & Guisan, A. (2006). Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology*, 43(3), 393–404. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01149.x>

Ferguson-Lees, J., & Christie, D. A. (2001). *Raptors of the world*. Christopher Helm/Houghton Mifflin.

Fernández, G. J. (1998). *Ecología reproductiva del Ñandú común, Rhea americana* [Tesis de doctorado, Universidad de Buenos Aires]. Biblioteca Digital Exactas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.

Fernández, G. J., & Rebores, J. C. (1998). Effects of cluster size on vigilance and foraging patterns in *Rhea americana*. *The Auk*, 115(2), 460–468.

Fraga, R. M. (1980). The breeding of the Hornero (*Furnarius rufus*). *The Condor*, 82(1), 58–68. <https://doi.org/10.2307/1366785>

Fundación Villavicencio. (2016). *Informe final del proyecto: Evaluación sobre la variación anual de la comunidad de aves en la Reserva Natural Villavicencio, Mendoza, Argentina*.

Fundación Villavicencio. (2018a). *Plan de Gestión Reserva Natural y Sitio Ramsar Villavicencio. Tomo I: Conocimiento del área*.

Fundación Villavicencio. (2018b). *Plan de Gestión Reserva Natural y Sitio Ramsar Villavicencio. Tomo II: Herramientas de gestión*.

Fundación Villavicencio. (2020). *Evolución histórica y tendencias futuras de la cobertura de rosa mosqueta en la Reserva Natural Villavicencio (Mendoza, Argentina) [Informe final]*.

Fundación Villavicencio. (2025). *3.ª actualización del plan de gestión de la Reserva Natural Villavicencio (Mendoza, Argentina)*.

Futuyma, D. J., & Moreno, G. (1988). The evolution of ecological specialization. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19, 207–233. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.19.110188.001231>

Gaston, K. J. (1994) *Rarity*. Chapman & Hall.

Gaston, K. J., & Fuller, R. A. (2009). The sizes of species' geographic ranges. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), 1–9. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01596.x>

Geneletti, D., & van Duren, I. (2008). Protected area zoning for conservation and use: A combination of spatial multicriteria and multiobjective evaluation. *Landscape and Urban Planning*, 85(2), 97–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.10.002>

Giraldo Duque, S. V. (2019). *La comunidad de aves como indicador de la recuperación del bosque y su funcionalidad ecológica* [Trabajo de grado, Universidad de Antioquia]. Repositorio digital Universidad de Antioquia.

Gomes, V., Medrano, F., & Kirwan, G. M. (2024). Elegant Crested-Tinamou (*Eudromia elegans*), version 1.1. En T. S. Schulenberg & M. G. Smith (Eds.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.elctin1.01.1>

González-Urrutia, R., Muñoz-Pedrer, A., & Gil, C. (2018). Historia natural del Ñandú del sur *Rhea pennata pennata*. *Gestión Ambiental*, 36, 23–45.

Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2–3), 147–186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)

- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). *Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models*. *Ecology Letters*, 8(9), 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Hernández Martínez, J. E., Villarreal Wislar, C., García Morales, R., Guzmán, S. M., Ibarra Vázquez, É. N., Ramos Peña, B., & Maldonado Amaya, M. C. (2019). Monitoreo de aves en la Reserva de la Biosfera Mapimí. *Huitzil Revista Mexicana de Ornitología*, 20(2), 1–12. <https://doi.org/10.28947/hrmo.2019.20.2.437>
- Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295–309. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
- Huete, A. R., Post, D. F., & Jackson, R. D. (1985). The spectral response of an alfalfa canopy with different soil backgrounds. *Remote Sensing of Environment*, 17(1), 37–53. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(85\)90113-9](https://doi.org/10.1016/0034-4257(85)90113-9)
- Instituto Geográfico Nacional. (2024). *Modelo Digital de Elevaciones (MDE-Ar)* [Capa de información geográfica]. <https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/Geodesia/ModeloDigitalElevaciones/Mapa>
- Isaac, N. J. B., Turvey, S. T., Collen, B., Waterman, C., & Baillie, J. E. M. (2007). Mammals on the EDGE: Conservation priorities based on threat and phylogeny. *PLoS ONE*, 2(3), Artículo e296. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000296>
- IPBES (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES Secretariat. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- International Union for Conservation of Nature. (2019). *Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria* (Version 14). <https://www.iucnredlist.org/resources/redlistguidelines>
- Jetz, W., Thomas, G. H., Joy, J. B., Redding, D. W., Hartmann, K., & Mooers, A. O. (2014). Global distribution and conservation of evolutionary distinctness in birds. *Current Biology*, 24(9), 919–930. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.03.011>
- Johnsgard, P. A. (2009). Family Thraupidae (Tanagers). En *Birds of the Great Plains* (Ed. rev., pp. 493–497). University of Nebraska-Lincoln. <https://digitalcommons.unl.edu/bioscibirdsgreatplains/59>
- Johnson, D. H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61(1), 65–71. <https://doi.org/10.2307/1937156>
- Krabbe, N. K. (2019). Sandy Gallito (*Teledromas fuscus*). En T. S. Schulenberg (Ed.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.sangal1.01>
- Krabbe, N. K., & Schulenberg, T. S. (2020). Crested Gallito (*Rhinocrypta lanceolata*). En T. S. Schulenberg (Ed.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.cregal1.01>

Krebs, C. J. (2009). *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance* (6th ed.). Pearson Benjamin Cummings.

Lambertucci, S. A. (2007). Biología y conservación del Cóndor Andino (*Vultur gryphus*) en Argentina. *El Hornero*, 22(2), 149–158.

Levins, R. (1968). *Evolution in changing environments: Some theoretical explorations*. Princeton University Press.

Liljeström, M. (2011). *Ecología reproductiva del cauquén común Chloephaga picta en Tierra del Fuego, Argentina* [Tesis de Doctorado, Universidad de Buenos Aires]. Repositorio DigitalFCEN-

UBA. https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/collection/tesis/document/tesis_n4881_Liljestrom

Lindenmayer, D. B., & Burgman, M. A. (2005). *Practical conservation biology*. CSIRO Publishing.

Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2010). The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, 143(6), 1317–1328.

López de Casenave, J. (2001). Estructura gremial y organización de las comunidades de aves. En *Ecología de aves* (pp. 45–63). Editorial Martín.

López, C. (2020). *Uso y selección de hábitat de aves rapaces a diferentes escalas espaciales* [Tesis doctoral, Universidad Nacional del Comahue].

López-Lanús, B. (2015). Análisis comparativo de las vocalizaciones de distintos taxa del género *Bubo* en América. *El Hornero*, 30(2), 69–88. <https://doi.org/10.56178/eh.v30i2.585>

Lucca, E. R. (2018). Notas sobre la biología reproductiva del Halconcito Gris (*Spiziapteryx circumcincta*) en el centro de Argentina. *Nótulas Faunísticas*, 235, 1–11.

Mace, G. M. (2003). Response: Preserving the Tree of Life. *Science*, 300(5626), 1707–1709. <https://doi.org/10.1126/science.1085189>

Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H. R., Leader-Williams, N., & Stuart, S. N. (2008). Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology*, 22, 1424–1442. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01044.x>

Maciel-Mata, C. A., Manríquez-Morán, N., Octavio-Aguilar, P., & Sánchez-Rojas, G. (2015). El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta Universitaria*, 25(3), 3–19. <https://doi.org/10.15174/au.2015.690>

Maldonado, K. L., & Sabat, P. (2020a). Reproductive characteristics of *Zenaida auriculata* (Aves: Columbidae) in the urban environment of the city of Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 30(3).

- Maldonado, K. L., Sabat, P., & Piriz, G. M. (2020b). Variación estacional y biología reproductiva de colúmbidos en ambientes áridos y urbanos de Argentina. *Ecología Austral*, 30(3).
- Manly, B. F. J., McDonald, L. L., Thomas, D. L., McDonald, T. L., & Erickson, W. P. (2002). *Resource selection by animals: Statistical design and analysis for field studies* (2nd ed.). Kluwer Academic Publishers.
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243–253.
- Marini, M. Â., & Durães, R. (2001). Annual patterns of molt and reproductive activity of passerines in south-central Brazil. *The Condor*, 103(4), 767–775.
- Martella, M. B., & Navarro, J. L. (2006). Proyecto Ñandú. Manejo de *Rhea americana* y *R. pennata* en la Argentina. En M. L. Bolkovic & D. Ramadori (Eds.), *Manejo de Fauna Silvestre en la Argentina. Programas de uso sustentable* (pp. 43–51). Dirección de Fauna Silvestre.
- Master, L. L., Faber-Langendoen, D., Bittman, R., Hammerson, G. A., Heide, B., Ramsay, L., Snow, K., Teucher, A., & Tomaino, A. (2012). *NatureServe conservation status assessments: Factors for evaluating species and ecosystem risk*. NatureServe.
- Maugeri, F. G. (2014). Descripción del nido y del huevo de la viudita chica (*Knipolegus hudsoni*: Passeriformes: Tyrannidae) para la provincia de Neuquén y primera evidencia de su reproducción en Catamarca, Argentina. *Acta zoológica lilloana*, 58(1), 147–156.
- May, R. M. (1990). Taxonomy as destiny. *Nature*, 347(6289), 129–130. <https://doi.org/10.1038/347129a0>
- Mazzolari, A. C. (2017). Análisis de factores que contribuyen a la invasión de rosa mosqueta (*Rosa canina* y *R. rubiginosa*) en Mendoza. [Tesis de doctorado, Universidad Nacional de Cuyo].
- McGahan, J. (2011). Andean Condor (*Vultur gryphus*). En T. S. Schulenberg (Ed.), *Neotropical Birds Online*. Cornell Lab of Ornithology. <https://neotropical.birds.cornell.edu/Species-Account/nb/species/andcon1>
- McGahan, J. (2011). Andean Condor (*Vultur gryphus*). En T. S. Schulenberg (Ed.), *Neotropical Birds Online*. Cornell Lab of Ornithology. <https://neotropical.birds.cornell.edu/Species-Account/nb/species/andcon1>
- Mezquida, E. T. (2003). La reproducción de cinco especies de Emberizidae y Fringillidae en la Reserva de Ñacuñán, Argentina. *Hornero*, 18(1), 13–20.
- Mezquida, E. T., & Marone, L. (2003). Comparison of the reproductive biology of two *Poospiza* warbling-finches of Argentina in wet and dry years. *The Condor*, 105(4), 773–783.
- Milesi, F. A., Marone, L., López de Casenave, J. N., Cueto, V. R., & Mezquida, E. T. (2002). Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: Un estudio de caso

con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. *Ecología Austral*, 12(02), 149–161.

Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. Island Press.

Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca & Aves Argentinas. (2015). *Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación*. Informe de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca y Aves Argentinas.

Moore, I. D., Grayson, R. B., & Ladson, A. R. (1991). Digital terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes*, 5(1), 3–30. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360050103>

Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F., & Silva, M. E. (2012). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Orientación Gráfica Editora.

Morris, D. W. (2003). Toward an ecological synthesis: A case for habitat selection. *Oecologia*, 136, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1241-4>.

Morrison, M. L., Marcot, B. G., & Mannan, R. W. (2006). *Wildlife-habitat relationships: Concepts and applications* (3rd ed.). Island Press.

Narosky, T., & Yzurieta, D. (2010). *Aves de Argentina y Uruguay: Guía de identificación* (Edición 16.ª). Vázquez Mazzini Editores.

Nijensohn, L. (1978). *Manual de métodos de análisis de suelos*. Universidad Nacional de Cuyo, Facultad de Ciencias Agrarias.

Nijensohn, L., & Pilasi, O. (1962). *Determinación del requerimiento de lixiviación en suelos salinos-sódicos*. Universidad Nacional de Cuyo, Facultad de Ciencias Agrarias.

Nur, N., & Geupel, G. R. (1993). Evaluation of mist-netting, nest-searching and other methods for monitoring demographic processes in landbird populations. En D. M. Finch & P. W. Stangel (Eds.), *Status and Management of Neotropical Migratory Birds* (pp. 237–244). U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

Orians, G. H. (1969). On the evolution of mating systems in birds and mammals. *The American Naturalist*, 103(934), 589–603. <https://doi.org/10.1086/282628>

Ortega-Álvarez, R., Sánchez-González, L. A., Rodríguez-Contreras, V., Vargas-Canales, V. M., Puebla-Olivares, F., & Berlanga, H. (2012). Birding for and with people: Integrating local participation in avian monitoring programs within high biodiversity areas in southern Mexico. *Sustainability*, 4(9), 1984–2005. <https://doi.org/10.3390/su4091984>

Ospina Moreno, M. Á., Chamorro Ruiz, S. M., García, C., Andrea Echeverri Ramírez, P., Gutiérrez, J., Atuesta, C., Zambrano, H., Meissn Abud, C., Londoño, J., Cuervo, G., Rivera, D., & Barrero, Z. (2020). *Guía para la planificación del manejo en las áreas protegidas del Sinap Colombia*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Pairó, P. E., Leveau, L. M., & Bellocq, M. I. (2017). Selección del hábitat de nidificación de la lechuza vizcachera (*Athene cunicularia*) en agroecosistemas de la Pampa Ondulada. *Ecología Austral*, 27(3), 375–389.

Pardo, M., & Ospina, M. A. (2005). *Modelo de planificación del manejo para las áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales*. Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2007). *Manual de monitoreo del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia* (M. E. Pardo Pardo, M. Lopera Mesa & N. Flórez, Eds.). Subdirección Técnica.

Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2008). *Estrategia nacional de monitoreo del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia*.

Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2006). *Functional diversity: Back to basics and looking forward*. *Ecology Letters*, 9(6), 741–758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>

Primack, R. B. (2006). *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates.

Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlishaw, G., & Mace, G. M. (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 267(1456), 1947–1952. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1234>

Qi, J., et al. (1994). *A modified soil adjusted vegetation index*. *Remote Sensing of Environment*, 48, 119–126.

QGIS Development Team. (2021). *QGIS Geographic Information System (Version 3.18)* [Software]. Open Source Geospatial Foundation. <https://qgis.org>

R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing (Version 4.4.0)* [Software]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Ralph, C., Geoffrey, R., Geupel, R., Pyle, P., & Martin, T. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

Reece, J. S., Noss, R. F., Oetting, J., Hootor, T., & Volk, M. (2013). *A vulnerability assessment of 300 species in Florida: Threats from sea level rise, land use, and climate change*. *PLOS ONE*, 8(11), e80658. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080658>

Remsen, J. V., Jr. (2020). Steinbach's Canastero (*Pseudasthenes steinbachi*). En T. S. Schulenberg (Ed.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.stecan1.01>

Remsen, J. V., Jr., Areta, J. I., Bonaccorso, E., Claramunt, S., Jaramillo, A., Lane, D. F., Pacheco, J. F., Robbins, M. B., Stiles, F. G., & Zimmer, K. J. (2023). *A classification of the bird species of South America*. American Ornithological Society.

Rivas, L. F. (2015). *Evaluación de factores relacionados con la distribución y abundancia poblacional del choique (Rhea pennata pennata) en Patagonia norte* [Tesis de doctorado, Universidad Nacional del Comahue].

Roig, F. A., & Martínez Carretero, E. (1998). La vegetación puneña en la provincia de Mendoza, Argentina. *Phytocoenologia*, 28(4), 565–608. <https://doi.org/10.1127/phyto/28/1998/565>

Sagario, M. C., & Cueto, V. R. (2014). Seasonal territoriality and behaviour in granivorous birds of the Monte desert: implications for breeding strategies. *El Hornero*, 29(2), 81–92.

Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A. J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S. H. M., Collen, B., Cox, N., Master, L. L., O'Connor, S., & Wilkie, D. (2008). A standard lexicon for biodiversity conservation: Unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology*, 22(4), 897–911. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00937.x>

Sánchez Cordero Davila, V. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). (2017). *Propuesta metodológica para evaluar la vulnerabilidad actual y futura ante el cambio climático de la biodiversidad en México: el caso de las especies endémicas, prioritarias y en riesgo de extinción. Informe final*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.

Secretaría de la Convención Ramsar. (2010). *Convención sobre los Humedales: Estrategias y directrices para la conservación y el uso racional de humedales*. Secretaría de la Convención Ramsar.

Şekercioğlu, Ç. H., Wenny, D. G., & Whelan, C. J. (2016). *Why birds matter: Avian ecological function and ecosystem services*. University of Chicago Press.

Selim, M. N. (2025). *Evaluación de la variabilidad espacio-temporal del carbono orgánico del suelo de la Reserva Natural Villavicencio (Las Heras, Mendoza) durante el período 2000-2023* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Cuyo].

Sepúlveda, A., Ramírez Merida, I., & González González, J. (2020). *Guía de monitoreo de fauna en las áreas silvestres protegidas del Estado: Región de Magallanes y de la Antártica Chilena*. Corporación Nacional Forestal (CONAF). <https://www.conaf.cl>

Sick, H. (1993). *Birds in Brazil: A Natural History* (W. Belton, Trad.). Princeton University Press.

Soberón, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1–10. <https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>

Sørensen, R., Zinko, U., & Seibert, J. (2006). On the calculation of the topographic wetness index: Evaluation of different methods based on field observations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10, 101–112. <https://doi.org/10.5194/hess-10-101-2006>

South American Classification Committee. (2023). *A classification of the bird species of South America*. American Ornithological Society.
<https://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>

Sparrow, B. D., Edwards, W., Munroe, S. E. M., Wardle, G. M., Guerin, G. R., Bastin, J.-F., & Lowe, A. J. (2020). Effective ecosystem monitoring requires a multi-scaled approach. *Biological Reviews*, 95(3), 981–1006. <https://doi.org/10.1111/brv.12636>

Tomlin, C. D. (1990). *Geographic Information Systems and Cartographic Modeling*. Prentice-Hall.

Torre Azzaroni, M. L. (2022). *Dinámica del paisaje de la Reserva Natural y Sitio Ramsar Villaviciencio (Mendoza, Argentina) durante el período 2000-2020* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Cuyo]. Biblioteca Digital UNCuyo.
<https://bdigital.uncu.edu.ar/17960>

Turner, M. G., Gardner, R. H., & O'Neill, R. V. (2001). *Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process*. Springer.

UICN. (2001). *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN.

UICN. (2012). *UICN Red List categories and criteria: Version 3.1* (2nd ed.). IUCN.
<https://portals.iucn.org/library/node/10315>

UICN. (2017). *La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN, versión 2017-1*.
<http://www.iucnredlist.org>

Videla, M. A., & Suárez, J. (1991). *Mendoza Andina: Precordillera y Alta Cordillera*. Editorial UNCuyo.

Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B., & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515(7525), 67–73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>

Weick, F., & Brown, L. (1980). *Birds of prey of the world: A coloured guide to identification of all the diurnal species order Falconiformes*. Paul Parey.

Wenny, D. G., DeVault, T. L., Johnson, M. D., Kelly, D., Şekercioğlu, Ç. H., Tomback, D. F., & Whelan, C. J. (2011). The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk*, 128(1), 1–14. <https://doi.org/10.1525/auk.2011.10248>

Whelan, C. J., Wenny, D. G., & Marquis, R. J. (2008). Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134, 25–60.
<https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>

Wilson, K. A., McBride, M. F., Bode, M., & Possingham, H. P. (2007). Prioritizing global conservation efforts. *Nature*, 440(7082), 337–340. <https://doi.org/10.1038/nature04366>

Yoccoz, N. G., Nichols, J. D., & Boulinier, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(8), 446–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4)

Young, B. E., Dubois, N. S., & Rowland, E. L. (2012). *Using the climate change vulnerability index to inform adaptation planning: Lessons, innovations, and next steps*. *BioScience*, 62(3), 241–252. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.3.7>

Zarco, A., & Sbiriglio, L. (2022). *Especies de vertebrados de valor especial de la Reserva Natural Villavicencio* [Informe técnico interno no publicado]. Reserva Natural Villavicencio.

8. ANEXO

8.1. Anexo de tablas

❖ Etapas

Tabla 17. Resultados del valor de tamaño de puesta promedio determinado para cada especie, su justificación y fuente. Luego fue utilizado para el cálculo del índice de capacidad reproductiva correspondiente al análisis de vulnerabilidad.

Especie	Tamaño de puesta promedio	Justificación	Fuente
<i>Rhea americana</i>	4	El tamaño de puesta de una hembra por nido es de 4-5 huevos. Una sola hembra pone alrededor de 16 huevos por temporada reproductiva, pero en diferentes eventos de puesta, y diferentes nidos comunales, por contar con un sistema poliandrinico.	Reboreda y Fernandez (1998), De la Peña (2025) Condenotti (1997)
<i>Rhea pennata</i>	4	El tamaño de puesta de una hembra por nido es de 4-5 huevos. Una sola hembra pone alrededor de 16 huevos por temporada reproductiva, pero en diferentes eventos de puesta, y diferentes nidos comunales, por contar con un sistema poliandrinico.	Rivas (2015) Martella y Navarro (2006) Gonzalez Urrutia et al., (2018) (del Hoyo et al. 1992) Feld et al. (2011)
<i>Eudromia elegans</i>	6	Puesta de 6 huevos por hembra por nido con	Gomes et al. (2024) De la Peña (2025)
<i>Vultur gryphus</i>	1	Puesta promedio de 1 huevo cada dos años	Lambertucci (2007) McGahan, J. (2011)
<i>Spiziapteryx circumcinctus</i>	2	2 a 4 huevos por puesta, se tomó el valor de 2 por el	Bierregard et al. (2020) Ferguson- Lees y Christie



		desconocimiento de información reproductiva de la especie para minimizar la sobrestimación	(2001) De la Peña (2025)
<i>Metriopelia morenoi</i>	2	Poca información de tamaño de puesta, pero se citan en registros 2 huevos	De la Peña (2025)
<i>Bubo magellanicus</i>	2	Puesta de 2 huevos	Bolaños García (2018) De la Peña (2025)
<i>Spinus crassirostris</i>	3	Puesta de 3 huevos	De la Peña (2025)
<i>Pseudasthenes steinbanchii</i>	2	Poca información reproductiva. Se citan de 2 a 3 huevos, se tomó el valor de 2 para evitar sobrestimar ante la escasa bibliografía	De la Peña (2025) Remsen (2020)
<i>Furnarius rufus</i>	4	Puesta de 4 huevos	De la Peña (2025)
<i>Teledromas fuscus</i>	2	Puesta de 2 huevos	De la Peña (2025) Krabbe y Schulenberg (2020)
<i>Saltator aurantirostris</i>	3	Puesta de 3 huevos	De la Peña (2025) Mezquida (2003)
<i>Poospiza ornata</i>	3	Puesta de 3 huevos	De la Peña (2025) (Mezquida y Marone 2003)
<i>Microspingus torquatus</i>	3	Puesta de 3 huevos	De la Peña (2025)
<i>Knipolegus hudsoni</i>	2	Puesta de 2 huevos	De la Peña (2025) Maugeri (2014)

Tabla 18. Resultados del valor de número de puestas por temporada o intentos reproductivos determinado para cada especie, su justificación y fuente. Luego fue utilizado para el cálculo del índice de capacidad reproductiva correspondiente al análisis de vulnerabilidad.

Especie	Intentos reproductivos	Justificación	Fuente
<i>Rhea americana</i>	4	El tamaño de puesta de una hembra por nido es de 4-5 huevos. Una sola hembra pone alrededor de 16 huevos por temporada reproductiva, pero en diferentes eventos de puesta, y diferentes nidos comunales, por contar con un sistema poliandrigínico. En función de los detallado en metodología (16/4=4)	Fernandez (1998), De la Peña (2025) Condenotti (1997) Bruning (1974)
<i>Rhea pennata</i>	4	Se realizó la misma estimación que para <i>R. americana</i> . En función de los detallado en metodología (16/4=4)	Rivas (2015) Martella y Navarro (2006) Gonzalez Urrutia et al., (2018) Del Hoyo et al. (1992) Feld et al. (2011)



<i>Eudromia elegans</i>	2	2 eventos de puesta promedio por temporada reproductiva	Gomes et al. (2024) De la Peña (2025)
<i>Vultur gryphus</i>	0,5	puesta de 1 huevo cada dos años	Lambertucci (2007) McGahan, J. (2011)
<i>Spiziapteryx circumcinctus</i>	2	escasa información pero se cita en bibliografía la posibilidad de dos puestas al año (por temporada reproductiva)	Ferguson- Lees y Christie (20019)
<i>Metriopelia morenoi</i>	2	Se estimó a partir del valor de 2 eventos de puesta por temporada reproductiva citado para otras especies del género <i>Metriopelia</i> , al carecer de información y estudios al respecto	Baptista et al. (2020) Maldonado et al. (2020) Maldonado et al. (2020)
<i>Bubo magellanicus</i>	2	La Bibliografía cita entre 1 y 3 puestas por temporada reproductiva. Temprana, media y tardía. Para la tesis se utilizará valor intermedio de 2 puestas, por escasa información. En otros Strigiformes se citan de 1 a 2 puestas.	Bolaños (2018) Bellocq (1993)
<i>Spinus crassirostris</i>	2	Ausencia de información para la especie, pero se cita en bibliografía para el género <i>Spinus</i> 2 eventos de puesta por temporada reproductiva	Borras y Senar (2022) Clement (2020)
<i>Pseudasthenes steinbanchii</i>	2	Se cita en bibliografía 2 puestas por temporada reproductiva	Remsen (2024)
<i>Furnarius rufus</i>	1	Se cita en bibliografía 1 puesta por temporada reproductiva	Fraga (1980)
<i>Teledromas fuscus</i>	1	Sin información, pero se cita para la familia Rhynocriptidae 1 solo evento de puesta por temporada	De Santo et al. (2002)
<i>Saltator aurantirostris</i>	2	En bibliografía se cita evidencia empírica de 2 eventos de puesta para el género <i>Saltator</i>	Marini y Durães (2001)
<i>Poospiza ornata</i>	1	Escasa información. Se estima a partir de la bibliografía 1 puesta por temporada. Familia Thraupidae generalmente con un solo intento reproductivo por temporada	Mezquida y Marone (2003)
<i>Microspingus torquatus</i>	1	Ausencia de información. Se estima 1 solo intento reproductivo por temporada a partir de especies de la misma familia (Thraupidae)	Johnsgard (2009) Sagario y Cueto (2014)



<i>Knipolegus hudsoni</i>	1	Escasa información. Se estima a partir de estudio realizado un solo intento reproductivo, y en estudios realizados para <i>Knipolegus cyanirostris</i> se evidencia un solo evento de puesta por temporada	Maugeri (2014) Fraga (1980)
---------------------------	---	--	--------------------------------

Tabla 19. Valores de GL (edad generacional) correspondientes a cada especie. Luego fue utilizado para el cálculo del índice de capacidad reproductiva correspondiente al análisis de vulnerabilidad.

Especie	Edad generacional
<i>Rhea americana</i>	11,08
<i>Rhea pennata</i>	11,89
<i>Eudromia elegans</i>	5,59
<i>Vultur gryphus</i>	29,82
<i>Spiziapteryx circumcinctus</i>	4,62
<i>Metriopelia morenoi</i>	3,46
<i>Bubo magellanicus</i>	7,15
<i>Spinus crassirostris</i>	3,14
<i>Pseudasthenes steinbanchii</i>	2,79
<i>Furnarius rufus</i>	3,53
<i>Teledromas fuscus</i>	3,5
<i>Saltator aurantirostris</i>	3,21
<i>Poospiza ornata</i>	2,46
<i>Microspingus torquatus</i>	2,77
<i>Knipolegus hudsoni</i>	2,63

Tabla 20. Referencia de cuantiles utilizados para clasificar los valores de CR en la asignación de puntajes para cada especie

Cuantiles	Rango/clase	Valor CR	Puntuación
1° (33,3%)	0,02-0,87	Bajo	2
2° (66,6%)	>0,87-1,35	Medio	1
3° (100%)	>1,35-2,15	Alto	0



Tabla 21. Valores de distintividad evolutiva (ED), y categorización de conservación en función de la lista roja de Aves Argentinas (GE), con el puntaje respectivo para cada especie correspondiente al análisis de vulnerabilidad.

Especie	Distintividad evolutiva (ED)	Categorización (GE)	Puntaje (GE)
<i>Rhea americana</i>	30,79	VU	2
<i>Rhea pennata</i>	30,79	VU	2
<i>Eudromia elegans</i>	34,38	LC	0
<i>Vultur gryphus</i>	43,7	VU	2
<i>Spiziapteryx circumcinctus</i>	25,5	VU	2
<i>Metriopelia morenoi</i>	9,52	VU	2
<i>Bubo magellanicus</i>	6,47	LC	0
<i>Spinus crassirostris</i>	1,1	LC	0
<i>Pseudasthenes steinbanchii</i>	2,2	LC	0
<i>Furnarius rufus</i>	2,92	LC	0
<i>Teledromas fuscus</i>	16,14	VU	2
<i>Saltator aurantirostris</i>	5,78	LC	0
<i>Poospiza ornata</i>	3,78	LC	0
<i>Microspingus torquatus</i>	3,4	LC	0
<i>Knipolegus hudsoni</i>	3,68	VU	2

Tabla 22. Referencia de cuantiles utilizados para clasificar los valores de EDGE en la asignación de puntajes para cada especie

Cuantiles	Rango/clase	Valor EDGE	Puntuación
1° (33,3%)	0,58-1,89	Bajo	0
2° (66,6%)	>1,89-2,46	Medio	1
3° (100%)	>2,46-6,83	Alto	2

Tabla 23. Integración de variables de amenaza por presión y especie. Se presentan los valores de irreversibilidad, contribución, resultado intermedio de la primera matriz (IxC), alcance y valor final de amenaza para cada combinación presión-especie (segunda matriz). Se recuerda el puntaje equivalente para cada clasificación (Muy Alto=3; Alto=2; Medio=1; Bajo=0)

Rhea americana "ñandú"						
PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de



						amenaza)
Caza	Alto	Alto	Alto	2	Medio	1
Tala/extracción flora	Bajo	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Minería	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Campo travesía	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
TOTAL		4		4	1	1

***Rhea pennata* “choique”**

PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Alto	Alto	2	Alto	2
Tala/extracción flora	Bajo	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Minería	Alto	Medio	Medio	1	Muy alto	1
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Campo travesía	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
TOTAL		3		3	5	3

***Eudromia elegans* “martineta”**

PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Medio	Medio	1	Alto	1
Tala/extracción flora	Bajo	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Minería	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Alto	Alto	2	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Alto	Alto	2	Bajo	0
Campo travesía	Medio	Medio	Medio	1	Medio	1
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0



TOTAL		7		7	3	2
Vultur gryphus "cóndor andino"						
PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Tala/extracción flora	Bajo	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Minería	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Turismo	Medio	Medio	Medio	1	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Campo travesía	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
TOTAL		1		1	0	0
Spizapteryx circumcinctus "halconcito gris"						
PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Tala/extracción flora	Bajo	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Minería	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Campo travesía	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
TOTAL		0		0	0	0
Metriopelia morenoi "palomita ojo desnudo"						
PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Tala/extracción flora	Bajo	Bajo	Bajo	0		0
Minería	Alto	Medio	Medio	1	Medio	1
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0



Fuego	Muy alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Campo travesía	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
TOTAL		1		1	1	1

***Bubo magenallanicus* “tucúquere”**

PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Tala/extracción flora	Bajo	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Minería	Alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Campo travesía	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
TOTAL		3		3	0	0

***Spinus crassirostris* “cabecitanegra picudo”**

PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Tala/extracción flora	Bajo	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Minería	Alto	Medio	Medio	1	Medio	1
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Alto	Alto	2	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Campo travesía	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
TOTAL		3		3	1	1

***Pseudasthenes steinbanchii* “canastero castaña”**

PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Tala/extracción	Bajo	Medio	Bajo	0	Bajo	0



flora						
Minería	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Campo travesía	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Total		3		2	0	0

***Saltator aurantirostris* “monterita de collar”**

PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Tala/extracción flora	Bajo	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Minería	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Alto	Alto	2	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Campo travesía	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
TOTAL		4		4	0	0

***Poospiza ornata* “monterira canela”**

PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Tala/extracción flora	Bajo	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Minería	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Alto	Alto	2	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Campo travesía	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
TOTAL		4		4	0	0

***Microspingus torquatus* “monterita de collar”**



PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Tala/extracción flora	Bajo	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Minería	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Alto	Alto	2	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Campo travesía	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
TOTAL		4		4	0	0

Knipolegus hudsonii “viudita chica”

PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Tala/extracción flora	Bajo	Medio	Bajo	0	Bajo	0
Minería	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Campo travesía	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
TOTAL		3		2	0	0

Furnarius rufus “hornero”

PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Tala/extracción flora	Bajo	Medio	Bajo	0	Bajo	0
Minería	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Ruta 52	Alto	Medio	Medio	1	Bajo	0



Campo traviesa	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Total		3		2	0	0
Teledromas fuscus "gallito arena"						
PRESIÓN	IRREVERSIBILIDAD	CONTRIBUCIÓN	Resultado primera matriz (IxC)	Puntaje equivalente matriz (IxC)	ALCANCE	Resultado segunda matriz (valor final de amenaza)
Caza	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Tala/extracción flora	Bajo	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Minería	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Turismo	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Trampeo y captura	Alto	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Fuego	Muy alto	Medio	Medio	1	Medio	1
Ruta 52	Alto	Medio	Medio	1	Bajo	0
Campo traviesa	Medio	Medio	Medio	1	Medio	1
Intrusión ganadera	Medio	Bajo	Bajo	0	Bajo	0
Total		3		3	2	2

Tabla 24. Alcance para cada presión y especie. Se presenta el área que ocupa la especie dentro de la RNV en base a la figura 3 del anexo, el área de intersección con la superficie de la presión dentro de la RNV, el porcentaje (%) equivalente de solapamiento entre ambas, el nivel de alcance correspondiente, y el puntaje equivalente

PRESIÓN: cacería	Área especie (km2)	Área Intersección (km2)	% de solapamiento	Nivel de alcance	Puntaje
<i>Rhea americana</i>	81,26	37,24	38,47	Medio	1
<i>Rhea pennata</i>	66,9	50,7	52,19	Muy alto	2
<i>Eudromia elegans</i>	159,5	68,68	69,31	Muy alto	2
PRESIÓN: minería	Área especie (km2)	Área Intersección (km2)	% de solapamiento	Nivel de alcance	Puntaje
<i>Bubo magellanicus</i>	246,84	55,8	22,61	Bajo	0
<i>Rhea pennata</i>	66,9	51,64	77,20	Muy alto	3
<i>Metriopelia morenoi</i>	264	70,8	26,82	Medio	1
<i>Spinus crassirostris</i>	266	85,63	32,19	Medio	1
PRESIÓN: turismo	Área especie (km2)	Área Intersección (km2)	% de solapamiento	Nivel de alcance	Puntaje
<i>Vultur gryphus</i>	624,29	75,26	12,06	Bajo	0
PRESIÓN: trampeo y captura de aves	Área especie (km2)	Área Intersección (km2)	% de solapamiento	Nivel de alcance	Puntaje
<i>Bubo magellanicus</i>	246,84	0	0,00	Bajo	0
<i>Eudromia elegans</i>	159,5	21,95	13,76	Bajo	0
<i>Saltator aurantirostris</i>	219,09	20,84	9,51	Bajo	0



<i>Spinus crassirostris</i>	266	0	0,00	Bajo	0
<i>Poospiza ornata</i>	154,74	19,9	12,86	Bajo	0
<i>Microspingus torquatus</i>	161,38	21,95	13,60	Bajo	0
PRESIÓN: fuego	Área especie (km2)	Área Intersección (km2)	% de solapamiento	Nivel de alcance	Puntaje
<i>Rhea americana</i>	81,264	0	0,00	Bajo	0
<i>Saltator aurantirostris</i>	219,09	23,62	10,78	Bajo	0
<i>Eudromia elegans</i>	159,5	0	0,00	Bajo	0
<i>Pseudasthenes steinbachi</i>	259,86	45,92	17,67	Bajo	0
<i>Furnarius rufus</i>	6,32	0	0,00	Bajo	0
<i>Teledromas fuscus</i>	306	91	29,74	Medio	1
<i>Poospiza ornata</i>	154,74	0	0,00	Bajo	0
<i>Microspingus torquatus</i>	161,38	0	0,00	Bajo	0
<i>Knipolegus hudsoni</i>	24,7	0	0,00	Bajo	0
PRESIÓN: Ruta 52	Área especie (km2)	Área Intersección (km2)	% de solapamiento	Nivel de alcance	Puntaje
<i>Rhea americana</i>	81,264	14,55	17,90	Bajo	0
<i>Bubo magellanicus</i>	246,84	15,41	6,24	Bajo	0
<i>Eudromia elegans</i>	159,5	15,67	9,82	Bajo	0
<i>Pseudasthenes steinbachi</i>	259,86	21,96	8,45	Bajo	0
<i>Furnarius rufus</i>	6,32	1,22	19,30	Bajo	0
<i>Teledromas fuscus</i>	306	9,48	3,10	Bajo	0
<i>Poospiza ornata</i>	154,74	15,79	10,20	Bajo	0
<i>Microspingus torquatus</i>	161,38	15,79	9,78	Bajo	0
<i>Knipolegus hudsoni</i>	24,7	1,89	7,65	Bajo	0
PRESIÓN: campo traviesa	Área especie (km2)	Área Intersección (km2)	% de solapamiento	Nivel de alcance	Puntaje
<i>Teledromas fuscus</i>	306	123	40,20	Medio	1
<i>Eudromia elegans</i>	159,5	51	31,97	Medio	1

Tabla 25. Normalización matemática de vulnerabilidad y amenaza, y valor final de riesgo ecológico para cada especie.

ESPECIES (nombre científico)	ESPECIES (nombre común)	NORMALIZACIÓN VULNERABILIDAD	NORMALIZACIÓN AMENAZA	RIESGO ECOLÓGICO
<i>Rhea americana</i>	ñandú	0,43	0,33	0,40
<i>Rhea pennata</i>	choique	0,43	1,00	0,60
<i>Eudromia elegans</i>	martineta	0,14	0,67	0,30
<i>Vultur gryphus</i>	cóndor andino	0,86	0,00	0,60



<i>Spizapteryx circumcinctus</i>	halconcito gris	0,71	0,00	0,50
<i>Metriopelia morenoi</i>	palomita ojo desnudo	1,00	0,33	0,80
<i>Bubo magellanicus</i>	tucúquere	0,43	0,00	0,30
<i>Spinus crassirostris</i>	cabecitanegra picudo	0,43	0,33	0,40
<i>Pseudasthenes steinbachi</i>	canastero castaña	0,14	0,00	0,10
<i>Furnarius rufus</i>	hornero	0,14	0,00	0,10
<i>Teledromas fuscus</i>	gallito arena	0,86	0,67	0,80
<i>Saltator aurantirostris</i>	pepitero de collar	0,00	0,00	0,00
<i>Poospiza ornata</i>	monterita canela	0,14	0,00	0,10
<i>Microspingus torquatus</i>	monterita de collar	0,14	0,00	0,10
<i>Knipolegus hudsoni</i>	viudita chica	0,71	0,00	0,50

❖ Etapas 2

Tabla 26. Datos de individuos de *Teledromas fuscus* recolectados en el relevamiento exploratorio a campo.

ID registro	Fecha	Momento	Coordenadas	Actividad	Abundancia
1	29/10	atardecer	-32.645306, -68.854121	Canto	2
2	29/10	atardecer	-32.654697, -68.822666	Canto	4
3	29/10	atardecer	-32.520485, -69.006476	Canto	1
4	29/10	atardecer	-32.682659, -68.830897	Canto	4
5	30/10	amanecer	-32.691116, -68.833147	Individuo observado cantando y posado sobre <i>Condalia microphylla</i> y <i>Larrea divaricata</i> . En movimiento	1
6	30/10	amanecer	-32.653273, -68.835375	Individuo observado corriendo entre vegetación y canto	1



Tabla 27. Datos de cavidades (nidos potenciales) de *Teledromas fuscus* recolectados en el relevamiento exploratorio a campo.

ID NIDO	1	2	3	4	5	6	7
Fecha	29/10	29/10	29/10	30/10	30/10	30/10	30/10
Momento	atardecer	atardecer	atardecer	amanecer	amanecer	amanecer	amanecer
Coordenadas	-32.685635, -68.830831	-32.69011, -68.831720	-32.690341, -68.831634	-32.653488, -68.835293	-32.653507, -68.83598	-32.653480, -68.835223	-32.653334, -68.835388
Características descriptivas	Cavidad sobre ladera formada por picada de 4x4	Sitio de suelo muy removido y disturbado. Entrada de nido sobre ladera formada por huella de paso de 4x4	Sitio de suelo muy removido y disturbado. Entrada de nido sobre ladera formada por huella de paso de 4x4	Sobre un montículo elevado rodeado de cactáceas. Ladera de cauce seco	Múltiples entradas y túneles sobre montículo elevado. Ladera de cauce seco	Sobre ladera de cauce seco	Sobre ladera de cauce seco
Cauce quebrada próxima	NO (sobre huella 4x4)	SI (sobre ladera de camino)	NO (sobre huella 4x4)	SI (sobre ladera de cauce seco)	SI (sobre ladera de cauce seco)	SI (sobre ladera de cauce seco)	SI (sobre ladera de cauce seco)
Orientación de la entrada	SE	E	E	NE	N	SO	S
Vegetación	suelo desnudo con <i>Atriplex lampa</i>	<i>Atriplex lampa</i> y <i>Larrea divaricata</i>	suelo desnudo con presencia de costra biológica	<i>Tephrocactus articulatus</i> y <i>Larrea cunneifolia</i> arbustiva (aportando sombra)	<i>Opuntia sulphurea</i> .	<i>Tephrocactus articulatus</i> , y <i>Lycium boerhaviifolium</i>	<i>Larrea divaricata</i> y <i>Trichocereus candicans</i>
Medidas entrada cm (diámetro mayor x diámetro menor)	10x9	7x9	10x9	10x8	10x15	8x5	15X10
Indicio de cavidad (potencial nido)	Entrada y salida de individuo adulto de <i>Teledromas fuscus</i> repetitivamente (registrado por guardaparque)	Huella y excremento de ave en la entrada. Suelo removido como indicio de actividad. Cavidad sobre ladera que dificulta el acceso de micromamíferos	Bajo potencial, pero con presencia de suelo removido. Nido sobre ladera que dificulta el acceso de micromamíferos	Huella de ave, suelo removido como indicio de actividad. Nido sobre ladera que dificulta el acceso de micromamíferos	Bajo potencial, pero con presencia de suelo removido.	Suelo removido recientemente (montículo de tierra extraída por debajo). Entrada sobre ladera que dificulta el ingreso de micromamíferos	Suelo removido recientemente (montículo de tierra extraída por debajo). Entrada sobre ladera que dificulta el ingreso de micromamíferos



Tabla 28. Clasificación textural en función del método de volumen de sedimentación de Nijhenson y Pilasi (1962). La lectura en ml%g corresponde a una determinada textura de suelo.

<i>Clasificación</i>	<i>VS</i>
Suelo arenoso	< 80 ml % g ⁻¹
Suelo franco-arenoso	80-93 ml % g ⁻¹
Suelo franco	94- 104 ml %g ⁻¹
Suelo franco-limoso	105-115 ml %g ⁻¹
Suelo franco-arcilloso	116-125 ml %g ⁻¹
Suelo franco-arcillo-limoso	126-139 ml % g ⁻¹
Suelo arcilloso	> 140 ml % g ⁻¹

Tabla 29. Valores de los límites utilizados para asignar las clases de las variables analizadas para realizar el mapa de HP. A partir de los valores de las clases, se realizó el álgebra de mapas.

Valor clase	Textura (VS= ml%g)	TWI	SAVI
0,5	>115	<3	<0,1
1	104-115	3-5	0,1-0,3
2	93-104	5-7	0,3-0,5
3	80-93	>7	>0,5

/La forma de obtener los valores de los límites fue aclarada en la metodología del presente trabajo/



8.2. Anexo de figuras

❖ Etapas 1

ESQUEMA DICOTÓMICO

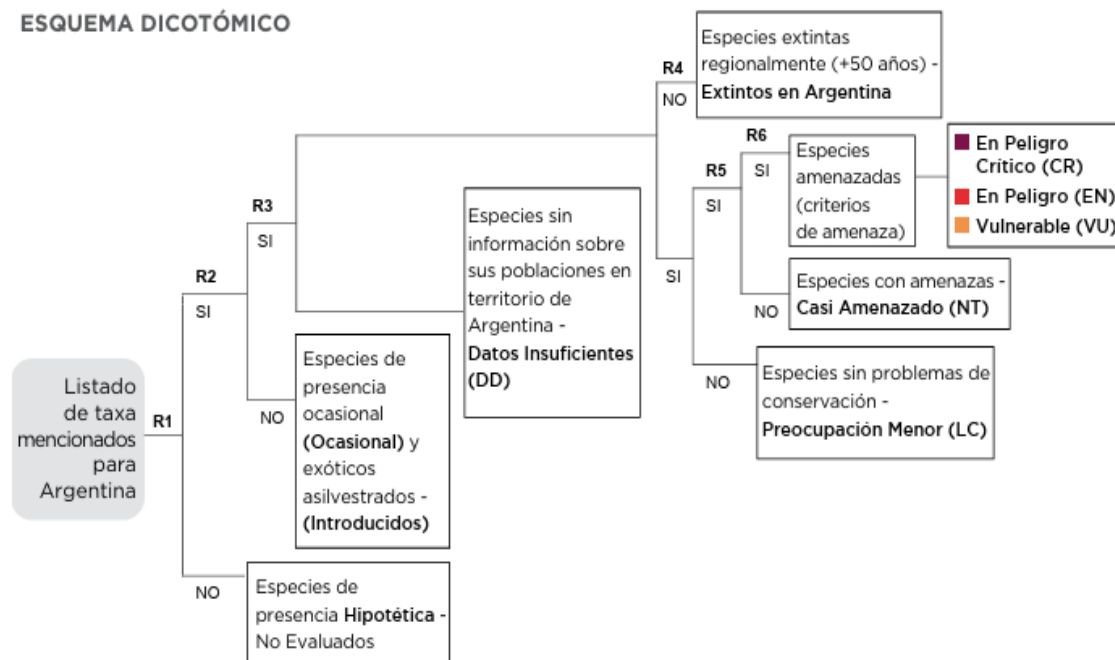


Figura 14. Esquema de categorías de la Listas Rojas sugeridas por UICN para las evaluaciones regionales con reglas de decisión para el proceso de selección y evaluación de especies (Tomado y adaptado de UICN 2001). Fuente: Aves Argentinas (2015).

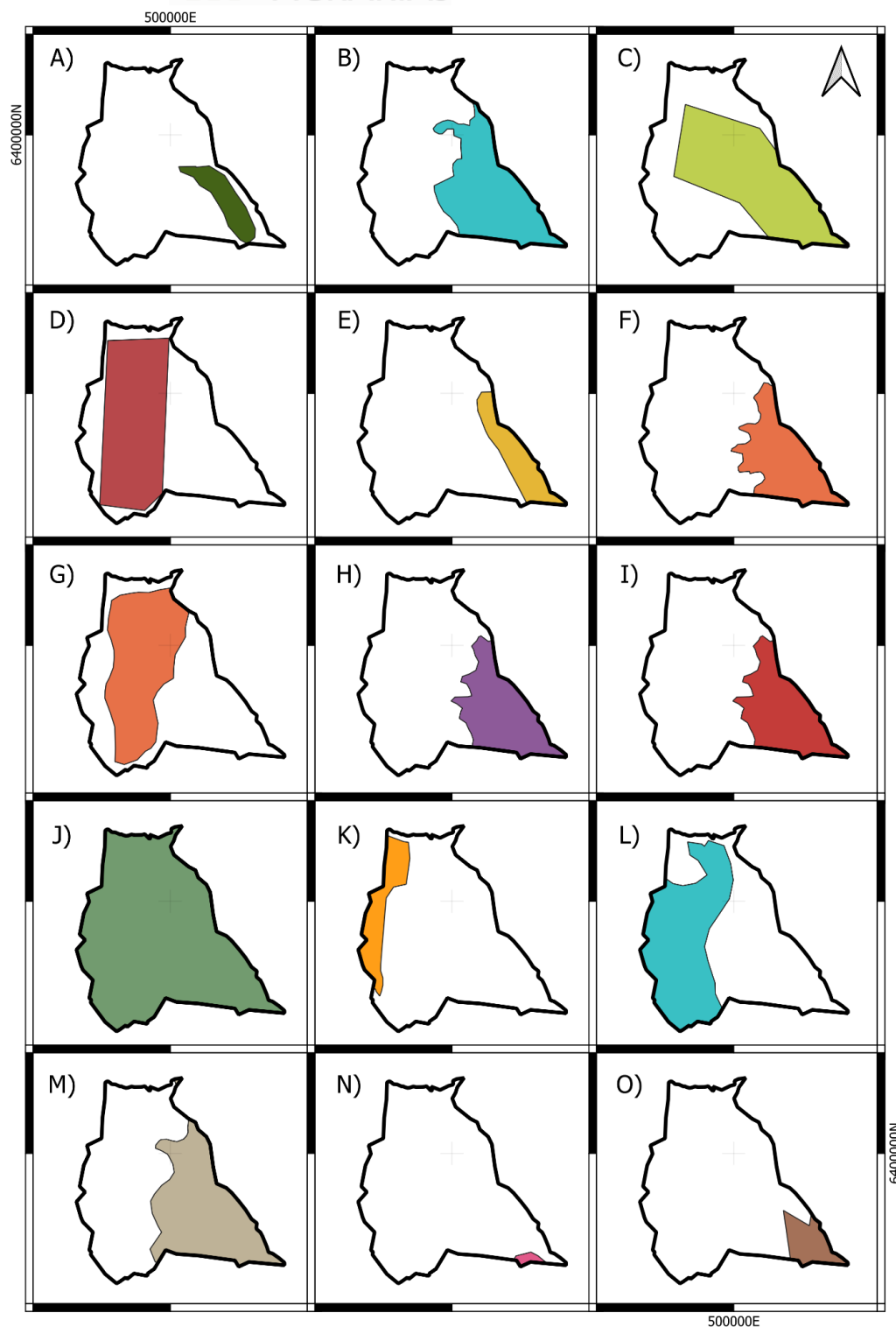


Figura 15. Mapas de distribución de cada una de las 15 especies dentro de la RNV. Fuente: elaboración propia en función de mesa de trabajo en la RNV. A) *Spiziapteryx circumcinctus* "halconcito gris" B) *Saltator aurantirostris* "pepitero de collar" C) *Teledromas fuscus* "fuscus" "gallito arena" D) *Metriopelia morenoi* "palomita ojo desnudo" E) *Rhea americana* "ñandú" F) *Eudromia elegans* "martineta" G) *Bubo magellanicus* "tucúquere" H) *Microspingus torquatus* "monterita de collar" I) *Poospiza ornata* "monterita canela" J) *Vultur gryphus* "cóndor andino" K) *Rhea pennata* "choique" L) *Spinus crassirostris* "cabecitanegra picudo" M) *Pseudasthenes steinbachi* "canastero castaña" N) *Furnarius rufus* "hornero" O) *Knipolegus hudsoni* "viudita chica"

❖ Etapas 2

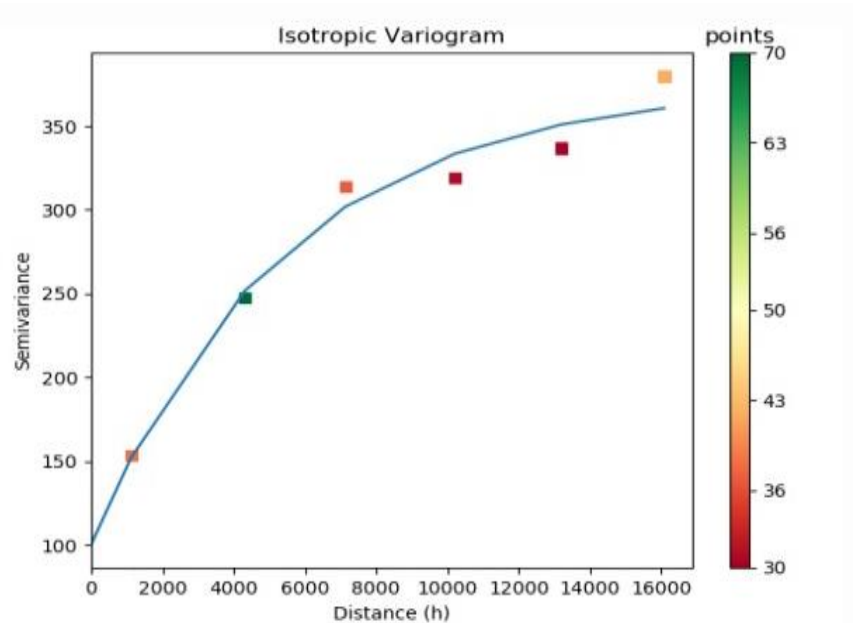


Figura 16. Variograma isotrópico que representa la autocorrelación espacial de la variable VS con ajuste al Modelo Exponencial $R^2 = 0.971$ de la interpolación

Interpolación espacial mediante Ordinary Kriging, basada en un variograma ajustado con nugget = 100.514, sill = 374.296 y rango = 16.080 m. El modelo presentó un ajuste de: RMSE = 936.389; $R^2 = 0.971$. La interpolación se realizó considerando 16 vecinos y un radio de búsqueda de 23.412 m/.

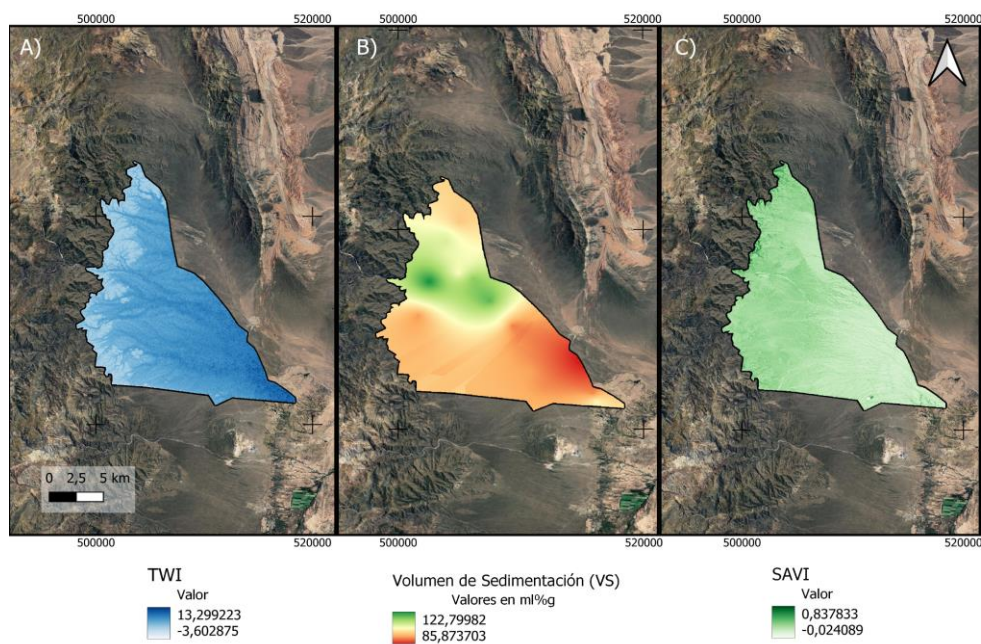


Figura 17. A) Índice TWI B) Volumen de sedimentación (resultado de interpolación) C) Índice SAVI. Las 3 variables se presentan con sus valores originales previamente a ser reclasificadas.