






LA AVIFAUNA EN LOS DISTINTOS COMPONENTES DEL PAISAJE DEL ARROYO SALADILLO, SUR DE LA PROVINCIA DE SANTA FE, ARGENTINA

Cristian J. Alesio¹ , Daniel A. Paiz¹ , Julia Gastaud^{1,2} , Eduardo P. Spiaggi¹  & Pablo G. Rimoldi¹ 

¹Catedra de Biología y Ecología, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional de Rosario (UNR)

²Cátedra de Climatología agrícola, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario (UNR)

*cjalesio@gmail.com

RESUMEN: En este trabajo estimamos y comparamos patrones de biodiversidad de la avifauna en las distintas unidades del paisaje que conforman la zona media de la cuenca del arroyo Saladillo ubicado en la provincia de Santa Fe, Argentina. Encontramos que la riqueza, abundancia y diversidad fue mayor en el corredor que en el resto de las unidades del paisaje, siendo la matriz simplificada la que presentó valores más bajos. La matriz con bajo grado de simplificación y los parches presentaron valores similares en los parámetros estudiados. Además, analizamos la abundancia, riqueza y diversidad de la avifauna en diferentes estaciones del año y su relación con las unidades del paisaje en estudio. Observamos que la riqueza, abundancia y diversidad de aves silvestres fueron significativamente mayores durante la primavera y el verano en comparación con otras estaciones, siendo las áreas con matrices simplificadas quienes registraron los valores más bajos en estos indicadores. Los corredores biológicos como los parches mostraron una variabilidad estacional similar. La matriz con bajo grado de simplificación presentó patrones de variabilidad estacional que se asemejan a los observados en los parches. Estos resultados resaltan la importancia de los corredores biológicos y relictos con alta diversidad de especies leñosas, que actúan como islas de biodiversidad. Además, es importante considerar el rol que cumplen los campos productivos con bajo grado de simplificación como hábitats clave para la conservación de aves silvestres. Consideramos que es fundamental rescatar este tipo de producciones en la región y alentar a la implementación de sistemas productivos diversificados ya que cumplen un rol fundamental para la conservación de la fauna silvestre en la región.

PALABRAS CLAVE: *aves, biodiversidad, ecología de paisaje, región pampeana*

La diversidad de especies es un tema central tanto en ecología de comunidades como en biología de la conservación (Villarreal et al. 2004). Su estudio ha adquirido mayor relevancia en los últimos años debido a las modificaciones que generan las actividades humanas (Sala et al. 2000, Wilson et al. 2016).

En la región pampeana, la expansión agrícola y el crecimiento poblacional constituyen factores determinantes en la transformación de los ambientes (Brown et al. 2006). La intensificación de la agricultura se expresó principalmente mediante la expansión del doble cultivo trigo-soja, la generalización

de la siembra directa y la incorporación de cultivos transgénicos (Aizen et al. 2009). Estos procesos redujeron drásticamente los ambientes naturales y alteraron la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, derivando en su fragmentación (Rimoldi & Chimento 2018). En consecuencia, los paisajes se han vuelto cada vez más homogéneos, situación señalada como una de las principales causas de la declinación de numerosos grupos de vertebrados en agroecosistemas templados (Benton et al. 2003).

En este escenario, la fauna silvestre enfrenta amenazas crecientes debido a la pérdida y fragmentación

de hábitats (IUCN 2008). La sensibilidad de las especies a estas alteraciones depende de sus requerimientos de espacio, dieta y comportamiento frente a los cambios en el paisaje (Biasatti & Rimoldi 2022). Entre los grupos más afectados, las aves se destacan por su capacidad de responder rápidamente a las modificaciones ambientales, tanto a escala regional como local, desplazándose ante la variación de recursos o abandonando áreas donde estos dejan de estar disponibles (Robinson et al. 2004, Guidetti 2020). Sin embargo, tales respuestas son diferenciales según la especie o el conjunto de especies involucradas, lo que las convierte en indicadores valiosos para comprender el estado de los ecosistemas (Whelan et al. 2008, Wenny et al. 2011, Zufiurre et al. 2016).

Además de su rol como bioindicadores (BirdLife International 2022), las aves cumplen funciones clave en los ecosistemas, con efectos directos en el bienestar humano, tales como la polinización (Murphy & Kelly 2001), la regulación de poblaciones de invertebrados (Mols & Visser 2002), el control natural de roedores (Rimoldi & Curti 2021) y la dispersión de semillas (Guidetti 2020).

A nivel del paisaje, la distribución, abundancia y composición de las comunidades de aves están estrechamente ligadas a los patrones de uso del suelo, que determinan la disponibilidad y calidad de los hábitats (Allen & O'Connor 2000, Heikkinen et al. 2004, La Sorte 2006, Codesido & Busch 2010). Así, la degradación ambiental puede evaluarse a partir de cambios en la densidad, abundancia y distribución de las poblaciones en los distintos ambientes resultantes de los patrones de uso del suelo (Temple & Wiens 1989).

Los impactos de la agricultura intensiva no se limitan a la pérdida de hábitat: el uso intensivo de pesticidas y agroquímicos afecta a especies beneficiosas, reduciendo la biodiversidad y debilitando servicios ecosistémicos esenciales (Krüger 2013). No obstante, ciertos agroecosistemas bien gestionados pueden conservar una parte considerable de la biodiversidad original (Mermoz et al. 2016).

Tanto las variaciones estacionales como las modificaciones antrópicas del uso del suelo afectan la dinámica de las comunidades de aves. Los cambios estacionales en clima y disponibilidad de recursos alimenticios influyen en el uso del hábitat, provocando fluctuaciones en riqueza, abundancia y composición (Codesido et al. 2004, López de Casenave et al. 2008, Evans et al. 2013). Sin embargo, las transformaciones generadas por modificaciones rápidas y extensas en el uso del suelo suelen ser aún más notorias, ya que

afectan tanto la distribución como la abundancia relativa de las especies en diferentes hábitats, además de alterar los recursos disponibles para distintos grupos funcionales (Zanette et al. 2000, Silva 2003).

En este contexto, el objetivo de este trabajo fue comparar los ensambles de aves entre los diferentes componentes del paisaje presentes en la cuenca media del arroyo Saladillo (sur de la provincia de Santa Fe, Argentina). Específicamente, evaluamos las diferencias en riqueza, abundancia y diversidad. Adicionalmente, evaluamos si los patrones espaciales observados (i.e., la jerarquía entre unidades de paisaje) se mantienen consistentes a lo largo de las estaciones del año, determinando si la unidad con mayor y menor diversidad varía estacionalmente o permanece constante.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca del arroyo Saladillo se sitúa entre los paralelos 32°55'S y 33°30'S y los meridianos 60°35'O y 61°55'O (sur de la provincia de Santa Fe, Argentina), ocupando parte de los departamentos Rosario, San Lorenzo, Caseros, Constitución y General López (Fig. 1). Posee aproximadamente 3144 km² de extensión y su elevación varía entre 115.5 m.s.n.m. y 18.5 m.s.n.m. El curso principal se encuentra en dirección O-SO a E-NE, descargando sus aguas en el río Paraná. La red hídrica presenta diversos cauces permanentes naturales y artificiales. El cauce principal es el arroyo Saladillo, al que confluyen otros cauces secundarios como arroyo Candelaria, canal Sanford-Arequito, arroyo Pueblo Álvarez, arroyo La Adela-La Esperanza y canal Bombal, entre los más importantes. La precipitación media anual es de 1000 mm, distribuida a lo largo del año con valores importantes entre octubre y abril. La cuenca media se encuentra ubicada entre los 33°30' y los 33° de latitud sur y los 61°30' y 61° de longitud oeste.

En la gran mayoría de la parte alta y media de la cuenca encontramos suelos bien drenados, de permeabilidad moderada a moderadamente lenta, no susceptibles a anegamiento y aptos para la agricultura; asimismo, en otros sectores de la cuenca alta y en los valles de inundación de los cursos de agua encontramos suelos con drenaje imperfecto que generan problemas de anegamiento (Mendez Zacarías & Zimmermann 2011).

Unidades de paisaje

En términos generales, en el área de estudio diferenciamos tres componentes del paisaje: la matriz,

que se caracteriza por su continuidad, regularidad, homogeneidad y, principalmente, por dominar el paisaje por su mayor área en relación con los otros componentes; los parches, que son superficies poligonales o circulares irregulares que caracterizan superficies menores y circunscriptas dentro de la matriz; y los corredores, que se caracterizan por la importante función que cumplen en el territorio al facilitar la conectividad entre todas las unidades del paisaje y por presentar una forma alargada en la que una dimensión (el largo) predomina sobre otra (el ancho).

Sobre la base de esta definición, establecimos cuatro unidades de paisaje:

1) Matriz de alta simplificación (M1): se caracteriza por su uso para el doble cultivo anual trigo/soja, uso que ha reemplazado las antiguas rotaciones agroganaderas. Predomina la soja transgénica resistente a glifosato, lo que ha favorecido la adopción de la siembra directa en detrimento de prácticas más tradicionales.

2) Matriz de baja simplificación (M2): incluye predios donde coexisten varios sistemas productivos, generalmente agrícolas-ganaderos, que pueden o no

incorporar prácticas agroecológicas, presentando por tanto mayor heterogeneidad en la vegetación debido a la presencia de pasturas implantadas o naturales y sectores con árboles exóticos o nativos que se mantienen porque brindan sombra y cumplen un rol funcional para el ganado.

3) Parches (P): conformados principalmente por especies arbóreas introducidas vinculadas a antiguos cascos de estancia como *Eucalyptus* sp., *Melia azedarach* y *Ligustrum* sp., aunque aún persisten en baja frecuencia ejemplares de especies autóctonas como Ceibo (*Erythrina crista-galli*), Ombú (*Phytolacca dioica*), Tala (*Celtis tala*) y Algarrobo Blanco (*Prosopis alba*).

4) Corredor (C): determinado por el curso del arroyo Saladillo como eje. Su extensión depende de la conjunción de varios factores ambientales, principalmente la topografía, que frecuentemente opera como un limitante para la actividad agropecuaria (irregularidades como ondulaciones del terreno, hondonadas, lomadas, etc.) y en consecuencia permite el mantenimiento de ambientes naturales o seminaturales tales como bosques, arbustales y pastizales.

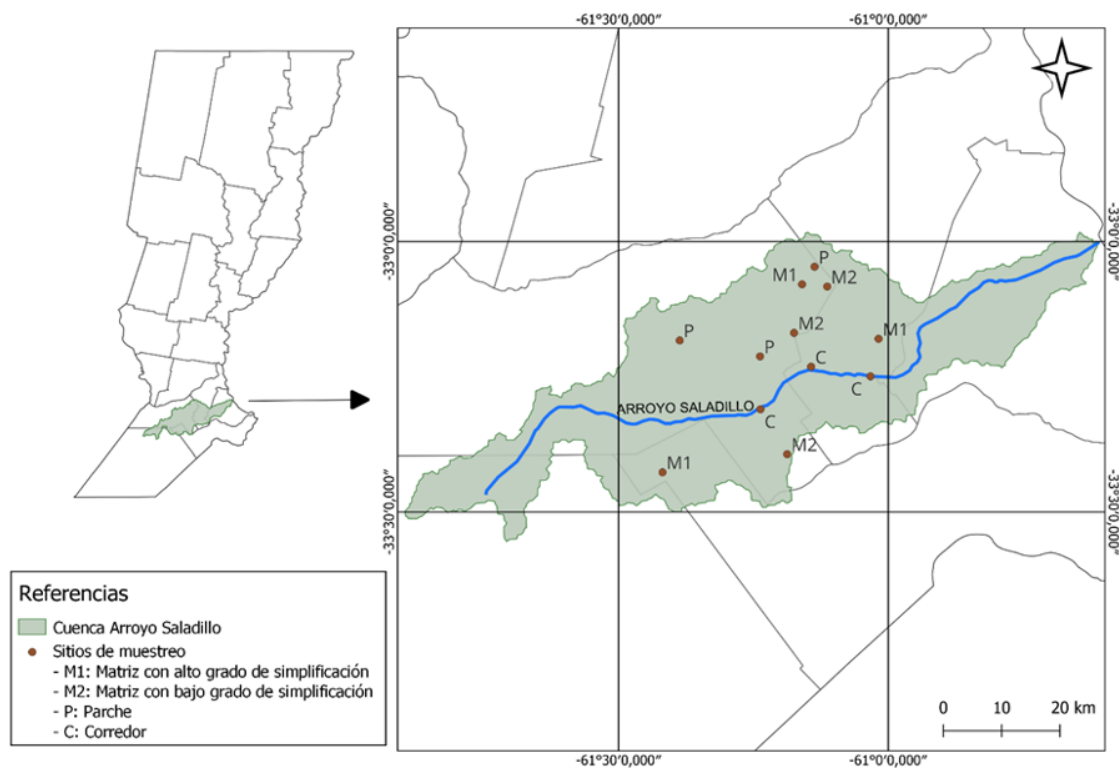


Figura 1. Delimitación del área de estudio en la cuenca media de Arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Cada punto representa un sitio de muestreo. Referencias: C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

Muestreos

Establecimos tres sitios de muestreo para cada una de las cuatro unidades de paisaje definidas (12 sitios de muestreo en total; Fig. 1). Estos sitios fueron ubicados con el objetivo de representar todas las unidades de paisaje y de obtener una buena representación de la extensión total de la cuenca media del arroyo Saladillo. En cada sitio de muestreo establecimos tres transectas de 500 m de longitud separadas por una distancia de 100 m. En cada transecta establecimos cinco puntos de conteo de radio fijo (50 m), con 15 min de duración y separados por 100 m (Ralph et al. 1996). Registramos todas las aves detectadas dentro del radio, independientemente de su altura. Incluimos las aves en vuelo que realizaban un uso activo del espacio (caza, forrajeo, desplazamiento entre árboles).

Realizamos los conteos en cada punto dos veces por estación, durante dos años consecutivos (2021-2022): una vez por la mañana (a partir de 20 min después del amanecer y hasta 4 horas después) y una vez por la tarde (cercano al atardecer), según Villarreal et al. (2004). Los conteos fueron realizados por dos personas utilizando binoculares.

Gremios tróficos

Clasificamos los gremios tróficos de las especies relevadas en base a información sobre la dieta obtenida de Birds of the World (Billerman et al. 2025). Siguiendo a Foncea et al. (2023), clasificamos los gremios en seis categorías según el ítem trófico principal: omnívoros, granívoros, nectarívoros, herbívoros, carnívoros e insectívoros. La categoría 'herbívoros' incluye tanto a los frugívoros como a los folívoros.

Análisis estadísticos

Para caracterizar los ensamblajes cuantificamos la abundancia total (número de individuos registrados), la riqueza específica (número de especies) y la diversidad estimamos la diversidad mediante el índice de Shannon-Wiener (H'). Este índice integra simultáneamente la riqueza y la equitatividad de la comunidad (Moreno 2001, Magurran & McGill 2011), y la expresamos como diversidad verdadera o número efectivo de especies mediante la transformación $D = \exp(H')$ (Jost 2006).

Generamos curvas de rarefacción (riqueza observada, S_{obs}) y curvas de los estimadores no paramétricos de riqueza (Chao 2, Jack 2, Bootstrap e ICE) para cada unidad de paisaje, presentándose en cinco gráficos independientes, cada uno con las cuatro curvas

correspondientes a las unidades de paisaje (Magurran 1988, Colwell & Coddington 1994, Moreno 2001). Utilizamos las curvas de rarefacción para evaluar el esfuerzo de muestreo y su idoneidad para las comparaciones entre unidades de paisaje.

Para comparar la composición de los ensamblajes entre unidades de paisaje utilizamos el índice de Jaccard junto con un análisis de agrupamiento, un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) y un PERMANOVA. Calculamos el índice de Jaccard a partir de la matriz de presencia-ausencia construida para cada unidad de paisaje mediante la función 'vegdist' del paquete *vegan* 2.7-2 en R versión 4.5.2 (R Core Team 2025), especificando el método 'jaccard' y la estandarización binaria correspondiente. Los valores obtenidos los utilizamos para estimar la similitud pareada entre las unidades de paisaje y para implementar un análisis de agrupamiento jerárquico mediante el método UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean).

Implementamos el NMDS sobre una matriz de disimilitud de Bray-Curtis calculada a partir de la matriz de abundancias de las especies. Utilizamos dos dimensiones y 999 permutaciones para evaluar la estabilidad de la solución, y evaluamos la calidad del ajuste mediante el valor de stress. Además, aplicamos un PERMANOVA (con 999 permutaciones) sobre la misma matriz de disimilitud, estimando la proporción de variación explicada por el tipo de unidad de paisaje (R^2) y su significancia (p). Realizamos estos análisis en R versión 4.5.2 (R Core Team 2025). Para los análisis de ordenación y comparación de comunidades utilizamos los paquetes *vegan* 2.7-2 y *permut* 0.9-8. Realizamos las visualizaciones con *ggplot2* 4.0.1 y las transformaciones y manejo de datos con *dplyr* 1.1.4.

Para controlar la dependencia espacial entre observaciones del mismo sitio, complementamos los análisis con modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) utilizando la función *glmmTMB* en R (R Core Team 2025). Incluimos el sitio como factor aleatorio (1 | sitio) para dar cuenta de la no independencia de las observaciones dentro de cada unidad espacial. Los factores fijos fueron la unidad de paisaje (C, P, M1, M2), la estación (invierno, otoño, primavera, verano) y el año (2021, 2022), así como las interacciones de dos vías 'unidad paisaje' con 'estacion', y 'unidad paisaje' con 'año'.

Para la abundancia, los modelos con distribución de Poisson y binomial negativa presentaron problemas de ajuste y convergencia, por lo que optamos por modelar la variable transformada mediante logaritmo

natural ($\log(\text{abundancia} + 1)$) bajo una distribución normal (family = gaussian), lo que permitió cumplir los supuestos del modelo. Para la riqueza utilizamos una distribución de Poisson (family = poisson) y para el índice de Shannon (H') una distribución normal (family = gaussian).

La significancia de los términos fijos y sus interacciones se evaluó mediante la función *drop1()* con prueba de Chi-cuadrado. Cuando las interacciones resultaron significativas, realizamos comparaciones post-hoc entre unidades de paisaje dentro de cada estación utilizando el paquete *emmeans* con ajuste de Tukey.

Evaluamos la adecuación de los modelos mediante simulación de residuos utilizando el paquete *DHARMA*, no detectándose desviaciones relevantes de los supuestos en ninguno de los modelos.

Evaluamos la asociación de gremios tróficos con unidades de paisaje mediante un análisis de especies indicadoras utilizando la función *multipatt* del paquete *indicspecies* (v1.7.14). Empleamos el estadístico IndVal.g sobre una matriz de presencia/ausencia de gremios por unidad de paisaje, con 999 permutaciones para establecer la significancia ($\alpha = 0.05$).

RESULTADOS

Registramos un total de 25,302 aves (en adelante, registros) pertenecientes a 110 especies, 39 familias y 17 órdenes. El orden mejor representado fue el de los Passeriformes, con 18 familias y 62 especies, que constituye el 56.3% de la ornitofauna registrada en este estudio (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de aves relevadas en la cuenca media del arroyo según registro de presencia por sitio de muestreo. Donde la X marca presencia y 0 ausencia.

Nombre científico	Nombre común	Sitios de muestreos			
		C	P	M1	M2
Familia: Tinamidae					
<i>Nothura maculosa</i>	Inambú Campestre	X	X	X	X
Familia: Anatidae					
<i>Cygnus melancoryphus</i>	Cisne Cuello Negro	X	0	0	0
<i>Callonetta leucophrys</i>	Pato de Collar	X	0	0	0
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Pato Cutirí	X	0	X	0
<i>Spatula versicolor</i>	Pato Capuchino	X	0	0	0
<i>Anas georgica</i>	Pato Maicero	X	0	0	0
<i>Anas flavirostris</i>	Pato Barcino	X	0	0	0
Familia: Columbidae					
<i>Columba livia</i>	Paloma Casera	X	X	X	X
<i>Patagioenas picazuro</i>	Paloma Picazuro	X	X	X	X
<i>Patagioenas maculosa</i>	Paloma Ala Manchada	X	X	X	0
<i>Zenaida auriculata</i>	Torcaza	X	X	X	X
<i>Columbina picui</i>	Torcacita Picuí	X	X	X	X
Familia: Cuculidae					
<i>Guira guira</i>	Pirincho	X	X	X	X
Familia: Ciconiidae					
<i>Mycteria americana</i>	Tuyuyú	X	0	0	0
<i>Ciconia maguari</i>	Cigüeña Americana	X	0	0	0

EL HORNERO 41 (1) · VISTA PRELIMINAR

Nombre científico	Nombre común	Sitios de muestreos			
		C	P	M1	M2
Familia: Rallidae					
<i>Fulica rufifrons</i>	Gallareta Escudete Rojo	X	0	0	0
Familia: Threskiornithidae					
<i>Plegadis chihi</i>	Cuervillo de Cañada	X	0	0	0
Familia: Ardeidae					
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Garza Bruja	X	0	0	0
<i>Ardea cocoi</i>	Garza Mora	X	0	0	0
<i>Syrigma sibilatrix</i>	Chiflón	X	X	X	X
<i>Egretta thula</i>	Garcita Blanca	X	X	0	0
<i>Butorides striata</i>	Garcita Azulada	X	0	0	0
<i>Ardea ibis</i>	Garcita Bueyera	X	0	0	0
Familia: Phalacrocoracidae					
<i>Nannopterum brasilianum</i>	Biguá	X	0	0	0
Familia: Recurvirostridae					
<i>Himantopus mexicanus</i>	Tero Real	X	0	0	0
Familia: Charadriidae					
<i>Vanellus chilensis</i>	Tero	X	X	X	X
Familia: Scolopacidae					
<i>Tringa solitaria</i>	Pitotoy Solitario	X	0	0	0
<i>Tringa flavipes</i>	Pitotoy Chico	X	0	0	0
<i>Tringa melanoleuca</i>	Pitotoy Grande	X	0	0	0
Familia: Tytonidae					
<i>Tyto furcata</i>	Lechuza de Campanario	0	X	X	0
Familia: Strigidae					
<i>Athene cucularia</i>	Lechucita Vizcachera	X	X	X	0
<i>Megascops choliba</i>	Alilicucú Común	X	0	X	0
Familia: Accipitridae					
<i>Elanus leucurus</i>	Milano Blanco	X	X	X	0
<i>Rupornis magnirostris</i>	Taguató	X	X	X	X
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Gavilán Mixto	0	X	0	0
Familia: Alcedinidae					
<i>Chloroceryle amazona</i>	Martín Pescador Mediano	X	0	0	0
<i>Chloroceryle americana</i>	Martín Pescador Chico	X	0	0	0
Familia: Picidae					
<i>Colaptes melanochloros</i>	Carpintero Real	X	X	X	0
<i>Melanerpes candidus</i>	Carpintero Blanco	0	X	0	0

EL HORNERO 41 (1) · VISTA PRELIMINAR

Nombre científico	Nombre común	Sitios de muestreos			
		C	P	M1	M2
<i>Colaptes campestris</i>	Carpintero Campestre	X	X	X	0
Familia: Falconidae					
<i>Caracara plancus</i>	Carancho	X	X	X	0
<i>Daptrius chimango</i>	Chimango	X	X	X	X
<i>Falco sparverius</i>	Halconcito Colorado	X	X	X	X
<i>Falco femoralis</i>	Halcón Plomizo	X	X	X	0
Familia: Psittacidae					
<i>Myiopsitta monachus</i>	Cotorra	X	X	X	X
Familia: Caprimulgidae					
<i>Systellura longirostris</i>	Atajacaminos Ñañarca	0	X	0	0
Familia: Trochilidae					
<i>Hylocharis chrysurus</i>	Picaflor Bronceado	0	X	0	0
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Piclaflor Verde	X	X	X	0
Familia: Thamnophilidae					
<i>Taraba major</i>	Chororó	X	X	0	0
Familia: Furnariidae					
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Chincherito Chico	0	X	0	0
<i>Furnarius rufus</i>	Hornero	X	X	X	X
<i>Cinclodes fuscus</i>	Remolinera Parda	X	0	0	0
<i>Phacellodomus sibilatrix</i>	Espinero Chico	X	X	0	0
<i>Phacellodomus striaticollis</i>	Espinero Pecho Manchado	X	0	0	0
<i>Anumbius annumbi</i>	Leñatero	X	0	0	0
<i>Schoeniophylax phryganophilus</i>	Chotoy	X	0	X	0
<i>Synallaxis albescens</i>	Pijuí Cola Parda	0	0	X	0
<i>Synallaxis frontalis</i>	Pijuí Frente Gris	X	X	0	0
Familia: Tyrannidae					
<i>Serpophaga nigricans</i>	Piojito Gris	X	X	0	0
<i>Serpophaga suberistata</i>	Piojito Tiquitiqui	X	X	X	0
<i>Serpophaga griseicapilla</i>	Piojito Trinador	0	0	X	0
<i>Elaenia parvirostris</i>	Fiofio Pico Corto	0	X	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Benteveo	X	X	X	X
<i>Machetornis rixosa</i>	Picabuey	X	X	X	0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Benteveo Rayado	X	X	0	0
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Suirirí Real	X	0	X	0
<i>Tyrannus savana</i>	Tijereta	X	X	X	0
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Churrinche	X	X	0	0

EL HORNERO 41 (1) · VISTA PRELIMINAR

Nombre científico	Nombre común	Sitios de muestreos			
		C	P	M1	M2
<i>Lessonia rufa</i>	Sobrepuesto Austral	X	0	X	0
<i>Hymenops perspicillatus</i>	Pico de Plata	X	0	0	0
<i>Knipolegus aterrimus</i>	Viudita Trinadora	0	X	X	0
<i>Xolmis coronatus</i>	Monjita Coronada	X	0	X	0
<i>Xolmis irupero</i>	Monjita Blanca	X	0	0	0
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Mosqueta Estriada	X	X	0	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Burlisto Pico Canela	X	0	0	0
Familia: Vireonidae					
<i>Vireo chivi</i>	Chiví-chiví	0	X	0	0
Familia: Hirundinidae					
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Golondrina Ceja Blanca	X	0	X	X
<i>Progne tapera</i>	Golondrina Parda	X	X	X	0
<i>Progne chalybea</i>	Golondrina Doméstica	0	0	X	0
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina Barranquera	0	X	X	0
Familia: Polioptilidae					
<i>Polioptila dumicola</i>	Tacuarita Azul	X	X	X	0
Familia: Troglodytidae					
<i>Troglodytes musculus</i>	Ratona	X	X	X	X
Familia: Mimidae					
<i>Mimus saturninus</i>	Calandria Grande	X	X	X	X
<i>Mimus triurus</i>	Calandria Real	X	X	X	0
Familia: Turdidae					
<i>Turdus rufiventris</i>	Zorzal Colorado	X	X	X	0
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Zorzal Chalchalero	X	X	X	0
Familia: Passeridae					
<i>Passer domesticus</i>	Gorrión	X	X	X	X
Familia: Motacillidae					
<i>Anthus fuscatus</i>	Cachirla Uña Corta	X	0	0	0
Familia: Fringillidae					
<i>Spinus magellanicus</i>	Cabecitanegra	X	X	X	0
Familia: Passerellidae					
<i>Ammodramus humeralis</i>	Cachilo Ceja Amarilla	0	0	X	X
<i>Zonotrichia capensis</i>	Chingolo	X	X	X	X
Familia: Icteridae					
<i>Leistes superciliaris</i>	Pecho Colorado	X	X	0	X
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	Tordo Pico Corto	X	X	X	X

Nombre científico	Nombre común	Sitios de muestreos			
		C	P	M1	M2
<i>Molothrus bonariensis</i>	Tordo Renegrido	X	X	X	X
<i>Agelaioides badius</i>	Tordo Músico	X	X	X	X
<i>Chrysomus ruficapillus</i>	Varillero Congo	X	0	0	0
Familia: Parulidae					
<i>Geothlypis velata</i>	Arañero Cara Negra	0	X	X	0
<i>Setophaga pitiayumi</i>	Pitiayumí	X	X	X	0
Familia: Cardinalinae					
<i>Piranga flava</i>	Fueguero	0	X	0	0
Familia: Thraupidae					
<i>Embernagra platensis</i>	Verdón	X	0	X	0
<i>Saltatricula multicolor</i>	Pepitero Chico	X	0	0	0
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	Brasita de Fuego	0	X	0	0
<i>Rauenia bonariensis</i>	Naranjero	0	X	X	0
<i>Sporophila caerulescens</i>	Corbatita	X	X	X	0
<i>Microspingus melanoleucus</i>	Monterita Cabeza Negra	X	X	0	0
<i>Sicalis flaveola</i>	Jilguero Dorado	X	X	X	X
<i>Sicalis luteola</i>	Misto	X	X	X	X
<i>Paroaria coronata</i>	Cardenal Copete Rojo	X	X	X	0
<i>Paroaria capitata</i>	Cardenilla	X	0	0	0
Familia: Sturnidae					
<i>Sturnus vulgaris</i>	Estornino Pinto	X	X	X	X

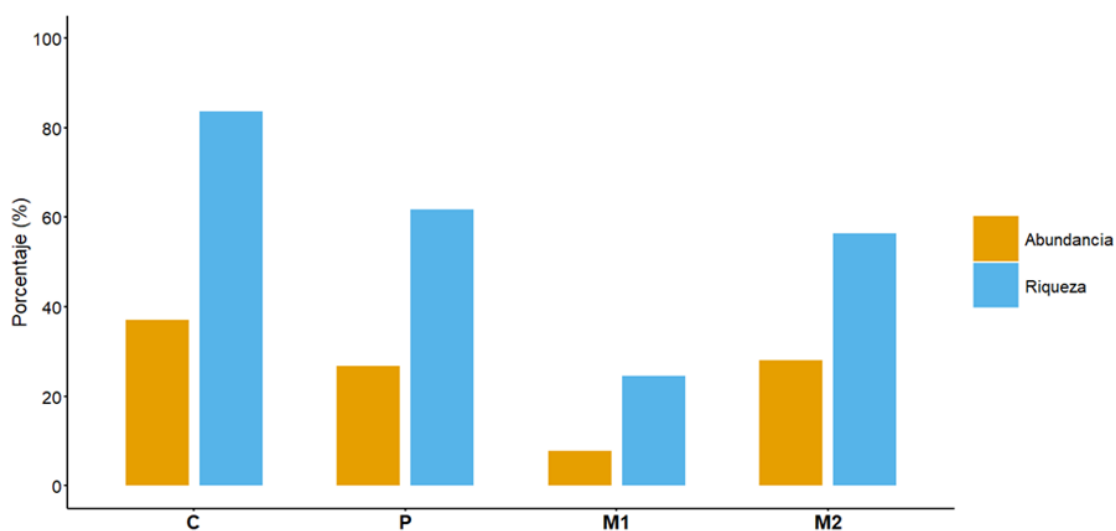


Figura 2. Distribución porcentual de abundancia y riqueza de especies de aves por ambiente relevado en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Referencias: C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

EL HORNERO 41 (1) · VISTA PRELIMINAR

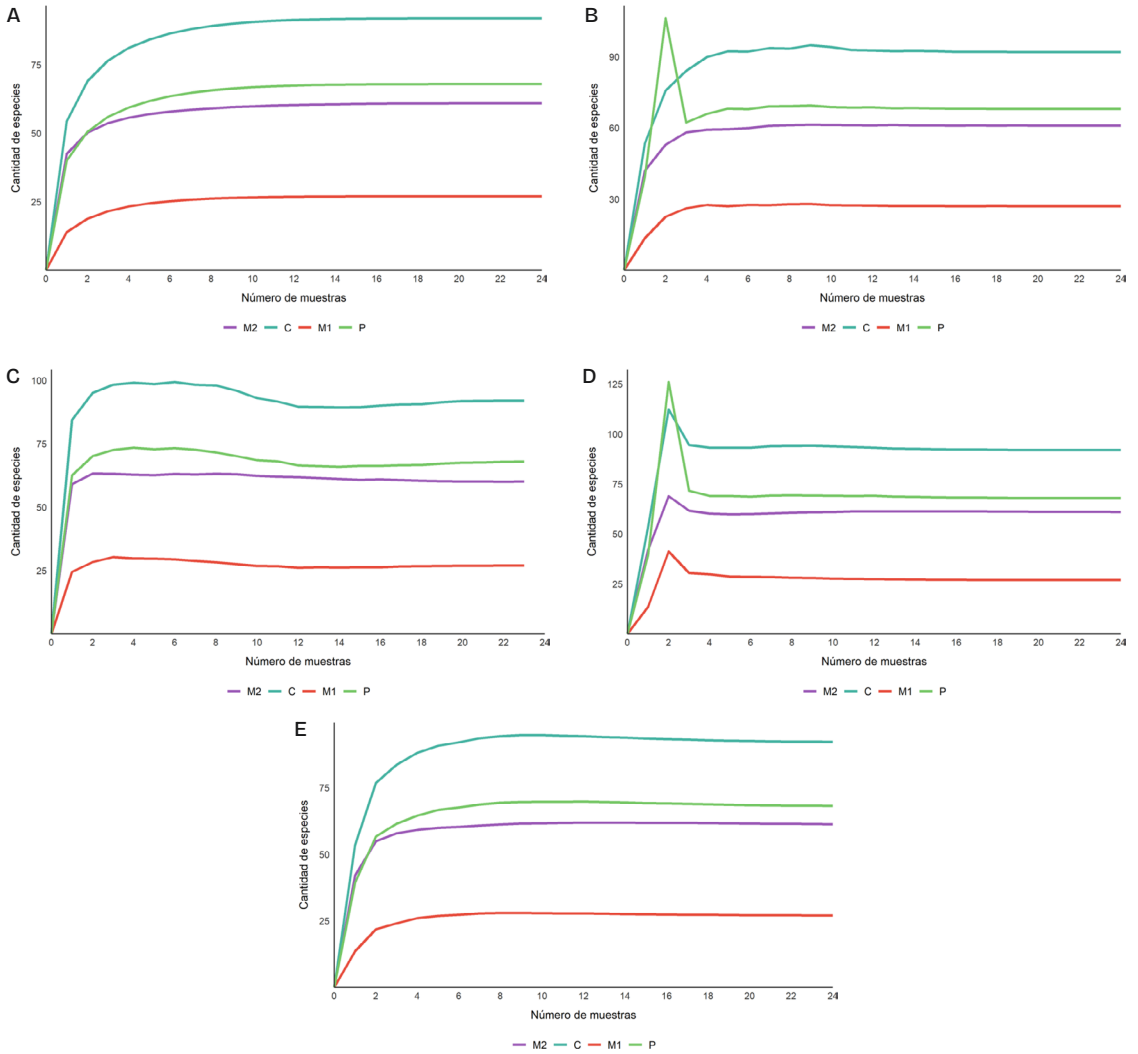


Figura 3. Curvas de acumulación de especies (S obs) y curvas de los estimadores no paramétricos de riqueza para las cuatro unidades de paisaje en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. (A) Riqueza observada (S obs), (B) ICE, (C) Chao 2, (D) Jack 2 y (E) Bootstrap. En cada panel se muestran las curvas correspondientes a las cuatro unidades de paisaje: corredor (C), parches (P), matriz de alta simplificación (M1) y matriz de baja simplificación (M2).

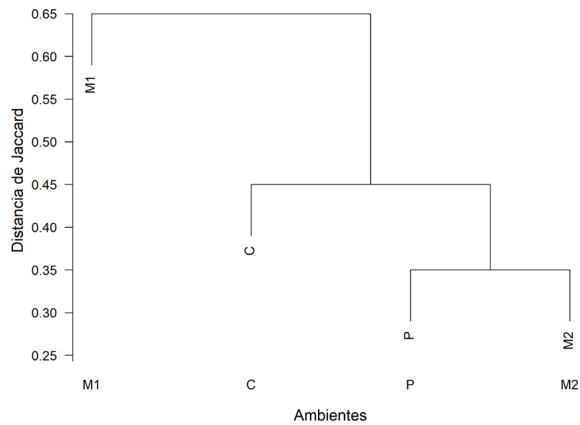


Figura 4. Dendrograma jerárquico de similitudes de la composición de aves según el índice de Jaccard para cada sitio de muestreo en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Referencias: C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

En cuanto a los gremios tróficos, el 52% de las especies pertenecen al grupo de las aves que se alimentan principalmente de invertebrados, seguidas por las omnívoras (14%), las carnívoras (11%), las herbívoras y granívoras (9% en ambos casos), y las frugívoras y nectarívoras (2% en ambos casos).

Comparación de la estructura de los ensambles de aves entre unidades de paisaje

En el corredor obtuvimos 9386 registros (37% del total) y una riqueza de 92 especies (83.6% de las especies relevadas). En la matriz de alta simplificación (M1) obtuvimos 1994 registros (7.8%) y 27 especies (24.5%). En la matriz de baja simplificación (M2) obtuvimos 7126 registros (28.1%) y 62 especies (56.3%). Finalmente, en los parches obtuvimos 6798 registros (26.8%) y 68 especies (61.8%; Fig. 2).

En base al comportamiento de los estimadores de riqueza para cada una de las unidades de paisaje, parece improbable obtener un mayor número de especies que las registradas, aunque se aumente el esfuerzo de muestreo, ya que las curvas de acumulación de especies tendieron a estabilizarse (Fig. 3).

Para facilitar la interpretación ecológica de los valores de diversidad, calculamos la diversidad verdadera ($D = \exp(H')$). Los valores obtenidos fueron: C = 55.780; P = 38.910; M1 = 15.880; y M2 = 28.820, lo que indica que el corredor alberga el mayor número efectivo de especies, mientras que M1 mantiene la menor diversidad efectiva.

Comparación de la composición específica de los ensambles entre unidades de paisaje

El coeficiente de similitud de Jaccard evidenció una baja similitud en la composición de especies entre la matriz de alta simplificación (M1) y las restantes unidades de paisaje (corredor, parches y matriz de baja simplificación), con valores de $J = 0.280, 0.360$ y 0.430 respectivamente. Las unidades de paisaje más similares fueron parches (P) y matriz de baja simplificación (M2; $J = 0.620$), unidades que también presentaron un grado de similitud relativamente alto con respecto al corredor (0.510 y 0.520 respectivamente; Fig. 4).

Estos patrones concuerdan con el NMDS, el cual mostró una clara segregación entre las cuatro unidades de paisaje evaluadas, indicando diferencias marcadas en la composición de especies (Fig. 5). Los sitios se agruparon de manera consistente en el espacio de ordenación con respecto a las unidades de paisaje, con el corredor mostrando la mayor diferenciación respecto de la matriz de alta simplificación (M1), mientras que la matriz de baja simplificación (M2) y los parches (P) presentaron composiciones más próximas entre sí. El PERMANOVA confirmó que el tipo de unidad de paisaje explicó una proporción significativa de la variación total observada ($R^2 = 0.545$, $p = 0.001$), evidenciando que cada unidad de paisaje alberga un ensamble de aves distintivo (Fig. 5).

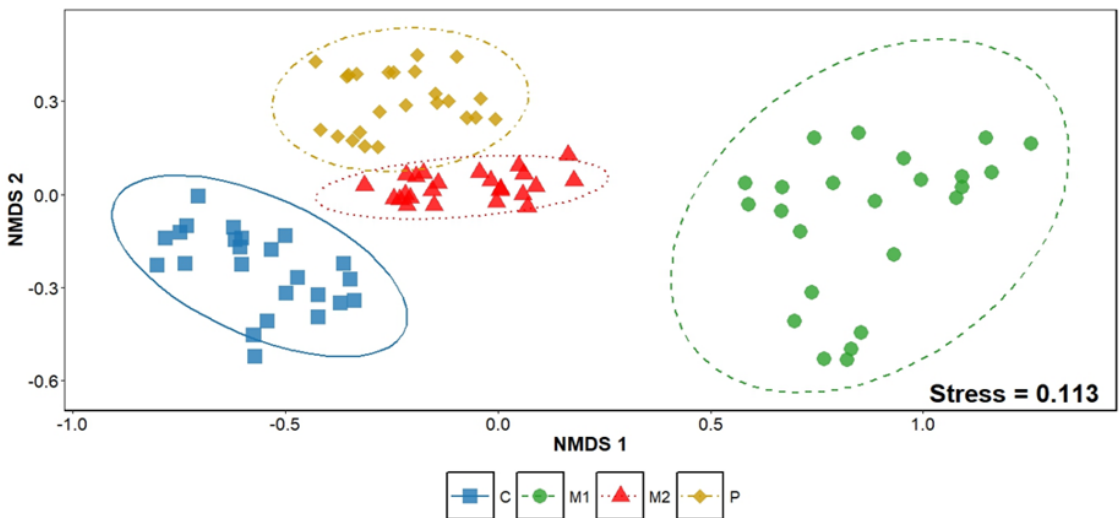


Figura 5. Análisis de ordenación no métrica multidimensional (NMDS) de la composición de especies de aves en cuatro ambientes de la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Referencias: C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

Comparación de los gremios tróficos entre unidades de paisaje

La distribución de los gremios varió entre las unidades de paisaje (Fig. 6). En el corredor (C), los parches (P) y la matriz de baja simplificación (M2), aproximadamente la mitad de las especies fueron insectívoras. En cambio, en la matriz de alta simplificación (M1) esta proporción descendió al 30%, donde predominaron las especies granívoras (37%). Los omnívoros alcanzaron su mayor porcentaje en M2 (21%), sin diferencias notorias con las demás unidades. Los carnívoros estuvieron más representados en C (12%), seguidos de P y M2 (9% cada uno), mientras que en M1 no registramos ninguna especie de este grupo.

El análisis de especies indicadoras (multipatt) mostró asociaciones estadísticamente significativas de los gremios carnívoros, herbívoros y nectarívoros con unidades de paisaje específicas ($p < 0.000$ en todos los casos). Estos tres gremios se asociaron principalmente con C, M2 y P, y no mostraron asociación con M1. Por el contrario, los gremios omnívoros, granívoros e insectívoros no presentaron afinidad por ninguna unidad en particular, apareciendo de manera amplia en las cuatro unidades de paisaje evaluadas.

Variación estacional de los ensambles de aves entre unidades de paisaje

Los GLMM mostraron una interacción significativa entre unidad de paisaje y estación para las tres variables analizadas (abundancia: $\chi^2 = 92.410$, $gl = 9$, $p < 0.001$; riqueza: $\chi^2 = 17.980$, $gl = 9$, $p = 0.035$; diversidad: $\chi^2 = 92.980$, $gl = 9$, $p < 0.001$).

Las comparaciones post-hoc (Tukey) revelaron un patrón consistente en todas las estaciones (Figs. 7, 8 y 9): el corredor (C) presentó los valores más altos,

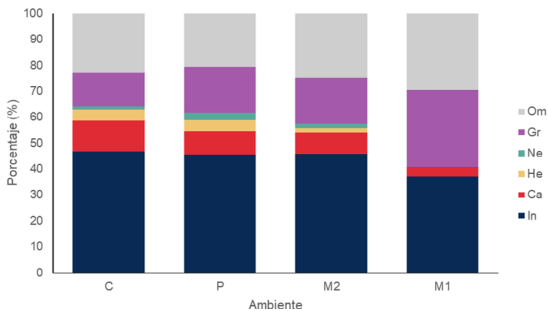


Figura 6. Distribución de los distintos gremios tróficos expresada en porcentajes en cada uno de los ambientes estudiados en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Referencias: Ambientes: C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche). Gremios tróficos: Om (Omnívoros); Gr (Granívoros); Ne (Nectarívoros); He (Herbívoros); Ca (Carnívoros); In (Insectívoros).

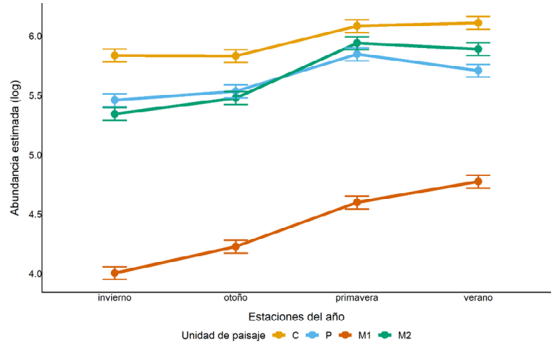


Figura 7. Valores estimados por el modelo lineal generalizado mixto (GLMM) para la abundancia de aves (escala logarítmica) en las cuatro unidades de paisaje (C, P, M1, M2) a lo largo de las estaciones del año, en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Las barras representan intervalos de confianza del 95%. Referencias: Ver (verano); Oto (otoño); Inv (invierno); Prim (primavera); C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

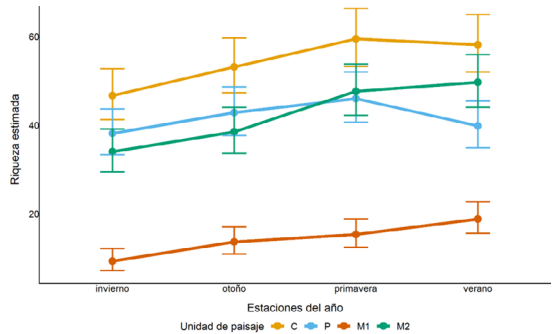


Figura 8. Valores estimados por el modelo lineal generalizado mixto (GLMM) para la riqueza de especies en las cuatro unidades de paisaje (C, P, M1, M2) a lo largo de las estaciones del año, en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Las barras representan intervalos de confianza del 95%. Referencias: Ver (verano); Oto (otoño); Inv (invierno); Prim (primavera); C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

la matriz de alta simplificación (M1) los más bajos,

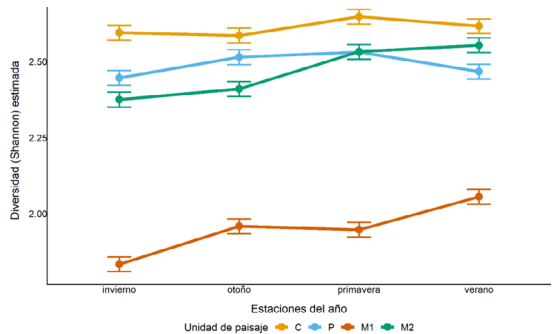


Figura 9. Valores estimados por el modelo lineal generalizado mixto (GLMM) para el índice de diversidad de Shannon-Wiener en las cuatro unidades de paisaje (C, P, M1, M2) a lo largo de las estaciones del año, en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Las barras representan intervalos de confianza del 95%. Referencias: Ver (verano); Oto (otoño); Inv (invierno); Prim (primavera); C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

mientras que los parches (P) y la matriz de baja simplificación (M2) exhibieron valores intermedios sin diferencias significativas entre sí en la mayoría de las estaciones, particularmente en primavera (abundancia y diversidad: $p = 0.999$; riqueza: $p = 0.975$).

Este patrón indica que la jerarquía $C > M2 = P > M1$ se mantiene a lo largo del año, aunque la magnitud de las diferencias fluctúa estacionalmente.

La interacción entre unidad de paisaje y año no fue significativa para ninguna de las variables ($p > 0.050$ en todos los casos), lo que indica que los patrones observados se mantuvieron consistentes entre 2021 y 2022.

DISCUSIÓN

Los análisis realizados en la presente investigación ponen de manifiesto y ratifican no solo la importancia y el rol que cumplen parches y corredores biológicos en paisajes altamente antropizados, sino también la posibilidad de que sistemas productivos diversificados permitan incrementar la conectividad entre relictos ecosistémicos de alto valor para la conservación. Los resultados obtenidos sugieren que los sistemas productivos diversificados presentes en la matriz dominante como zonas con bajo grado de simplificación (M2) ofrecen un hábitat más complejo y heterogéneo para la fauna silvestre en comparación con los campos agrícolas convencionales (M1), ya que sustentan una mayor riqueza y diversidad de aves, variables que se relacionan positivamente con la heterogeneidad del hábitat (Frutos et al. 2016). Esta diversidad estructural, tanto a nivel vertical como horizontal, proporciona una mayor abundancia y variedad de microhábitats para las aves, lo que les permite seleccionar opciones óptimas para establecer sus territorios y completar sus ciclos de vida. En la presente investigación se observa que, en términos de riqueza, abundancia y diversidad de aves, la matriz con bajo grado de simplificación (M2) tiende a comportarse como un parche (P), mientras que la matriz altamente simplificada (M1) sostiene los ensamblajes más empobrecidos. Especies registradas que pueden vincularse con el control de roedores transmisores de enfermedades asociados a campos de cultivo son, por ejemplo, *Tyto furcata*, *Rupornis magnirostris* y *Falco sparverius*. Biondi et al. (2005) describe a *Daptorius chimango* como predador de diferentes especies de la familia Scarabaeidae, conocidos por afectar a distintos cultivos. Asimismo, algunas aves rapaces cumplen un papel relevante en los agroecosistemas al contribuir al control biológico de especies que pueden afectar

los cultivos, como las cotorras o torcazas (Sergio et al. 2008). Por otro lado, algunas de estas aves poseen hábitos carroñeros y desempeñan funciones ecológicas igualmente importantes: eliminan restos orgánicos, facilitan el reciclaje de nutrientes y reducen la proliferación de focos infecciosos que podrían favorecer enfermedades zoonóticas (Morales-Reyes et al. 2015). En conjunto, ambos grupos aportan a la regulación y al equilibrio ecológico de los ambientes productivos y naturales.

El grupo de aves más numeroso relevante fue el de los Passeriformes, las cuales cumplen un rol importante en el control de invertebrados que pueden ser considerados plagas en los cultivos y en el consumo de semillas, sobre todo de gramíneas (Alessio et al. 2005, Gojman et al. 2020). Identificar especies clave que brindan servicios ecosistémicos puede ser un buen punto de partida para pensar medidas de conservación (Gorosabel et al. 2020), para esto es necesario contar con información que sirva para seguimiento de las poblaciones, ya que, por medio de estas, se podría analizar cómo se ven afectados los servicios ecosistémicos que brindan.

El patrón observado en los herbívoros sugiere una mayor selectividad en el uso del hábitat, posiblemente asociada a requerimientos específicos de recursos vegetales disponibles únicamente en determinadas unidades del paisaje. La distribución homogénea de los demás gremios indicaría, a su vez, una mayor plasticidad ecológica y capacidad para explotar diversos recursos tróficos en los distintos tipos de hábitat evaluados.

Estas tendencias se reflejan de manera diferencial según cada unidad del paisaje, lo cual se observa con claridad al analizar el ambiente agrícola (M1), donde se destaca una mayor proporción de granívoras, como lo señalan Verga et al. (2018) y Codesido et al. (2008). Sin embargo, a diferencia de Verga et al. (2018), que afirma que la fragmentación del ambiente no afectó negativamente la abundancia de recursos utilizados por aves, en este caso si se puede apreciar para este ambiente una disminución de la cantidad de especies, producto de la modificación del ambiente. Como sostiene Codesido et al. (2008), este tipo de simplificación provoca un empobrecimiento de la estructura vegetal de los cultivos y sus hábitats, con la consiguiente disminución en la abundancia de recursos.

La baja similitud en términos de diversidad entre las distintas unidades del paisaje (C, P y M2) y M1 ($J = 0.280, 0.360$ y 0.430) puede asociarse al alto grado de homogenización que presenta este ambiente, al uso de intensivo de agroquímicos que reduce el alimento

(semillas e insectos) de las aves, menor presencia de elementos clave como árboles o arbustos que muchas especies utilizan para nidificar, perchar o alimentarse, esta especialización del paisaje agrícola reduce el número de especies a unas pocas especies generalistas, lo que genera en una pérdida de servicios ecosistémicos (Zaccagnini et al. 2011). En este sentido, Codesido et al. (2013) afirma que, la abundancia total de aves y la abundancia y riqueza de especialistas de pastizal fueron menores en los paisajes de cultivo que en los paisajes ganaderos y mixtos. Esto se debe a que los cultivos, especialmente con la siembra directa y la soja tolerante a herbicidas, simplifican la estructura del hábitat, reducen la vegetación de bordes de caminos y las operaciones agrícolas pueden afectar el éxito de anidación de las aves que anidan en el suelo, la mayor presencia de especies generalistas en el ensamble de aves de los agroecosistemas pampeanos sugiere que las actividades agrícolas que alteran el hábitat a menudo benefician a estas especies, permitiéndoles volverse más comunes (Codesido et al. 2012) y además afirma que las especies especialistas de pastizal están siendo las más vulnerables debido a la destrucción y fragmentación de su hábitat natural por la agricultura intensiva. Por su parte Zufiaurre et al. (2016), también afirma que existe un empobrecimiento del ensamble de aves en los lotes agrícolas en comparación con los lotes ganaderos, y que esto se atribuye a la mayor homogeneidad estructural de los lotes agrícolas, que simplifica el hábitat y reduce los nichos disponibles, mientras que los lotes ganaderos, con pastoreo, generan mayor variabilidad estructural y diversidad de recursos. El uso de la tierra para cultivos anuales es más perjudicial para la comunidad de aves que el pastoreo de ganado en los agroecosistemas pampeanos (Codesido et al. 2013). En este caso el grado de similitud entre las dos unidades del paisaje más similares es menor P y M2 ($J = 0.620$), lo que sugiere que los campos con bajo grado de antropización cuando incluyen elementos naturales pueden sostener parte de la biodiversidad típica de ambientes más conservados. Azpiroz & Blake (2009) por parte mencionan que las pasturas sembradas beneficiarán a varias especies comunes que no alcanzan altas densidades en los cultivos, pero afectarán negativamente a las aves restringidas a los pastizales nativos. Esto permite que muchas aves del paisaje pampeano, especialmente insectívoras y granívoras, usen ambas unidades del paisaje, pero habrá especies exclusivas de pastizales, que no usan pasturas implantadas y por lo tanto se hace necesaria la conservación de reductos naturales para poder protegerlas.

Los patrones observados en el NMDS indican que la composición de especies difiere de manera consistente entre las unidades del paisaje, con comunidades claramente segregadas. La marcada separación del corredor respecto de las demás unidades, junto con la similitud relativa entre M2 y los parches, sugiere que las características estructurales de cada ambiente influyen fuertemente en la conformación de sus ensamblajes. Ambas aproximaciones (dendrograma basado en el coeficiente de Jaccard y ordenación NMDS con PERMANOVA) permitieron evaluar la composición de las comunidades desde perspectivas complementarias: el dendrograma refleja relaciones jerárquicas de similitud, mientras que el NMDS describe gradientes en el espacio multivariado, reforzando los patrones observados. Estos resultados, respaldados por el PERMANOVA, refuerzan la idea de que cada ambiente alberga una comunidad aviar distintiva, probablemente asociada a diferencias en cobertura, heterogeneidad del hábitat y disponibilidad de recursos.

Además, se observó que M1 presenta las mayores diferencias respecto de los otros en termino de riqueza, abundancia y diversidad. Esta situación puede explicarse por los distintos patrones de uso del suelo, que generan variaciones en la disponibilidad de recursos (Codesido et al. 2008). En particular, el cambio en la diversidad entre estaciones fue más marcado en M1, lo cual resulta esperable si se considera que los cultivos predominantes en la zona se implantan en primavera y se cosechan hacia verano-otoño, dejando los campos con escasa cobertura durante el invierno. En este sentido, Leveau & Leveau (2004) mencionan que el monocultivo de soja tiene su base en semillas resistentes al glifosato, y la utilización de agroquímicos para eliminar las malezas, lo que provoca el empobrecimiento de la estructura vegetal del ecosistema, con la consiguiente disminución en la abundancia de las aves. Según Whitford (1997), las variaciones interanuales en la diversidad de aves podrían vincularse con las modificaciones en los regímenes de precipitación y con las transformaciones que experimenta la vegetación a lo largo de su ciclo fenológico.

En contraste, el ambiente M2, con menor grado de antropización, presentó valores superiores de riqueza, abundancia y diversidad. Este ambiente, caracterizado por mayor cobertura del suelo y la presencia de ganadería extensiva, ofrece una estructura vegetal más heterogénea que favorece oportunidades de forrajeo sobre invertebrados y semillas (Codesido et al. 2008). Asimismo, los cambios entre estaciones fueron menos pronunciados en este ambiente, lo que

podría atribuirse al efecto de las pasturas permanentes y la acción del ganado, que introduce variabilidad estructural en el hábitat. Los resultados muestran que, para los cuatros unidades del paisaje estudiadas, durante la primavera y verano es donde mayor riqueza y abundancia de aves se registra. Estos resultados coinciden con lo señalado por Leveau & Leveau (2011), quienes atribuyen que este patrón puede deberse al arribo de especies migrantes estivales. Además, puede asociarse a la búsqueda de alimentos y de lugares para la nidificación ya que en esa etapa se da el periodo reproductivo de la mayoría de las aves.

Los mayores cambios se registraron también en M2, con disminuciones notables de verano y primavera hacia otoño, estos resultados difieren de los obtenidos por Leveau et al. 2024, que propone que a mayor diversidad en las unidades del paisaje, mayor estabilidad para la diversidad de aves, por lo cual hubiera sido esperable que el ambiente con mayor variación sea M1, aunque esto podría explicarse debido a que unidades del paisaje como M2 ofrecen mayor cantidad de recursos en las estaciones reproductiva, por lo cual se podría apreciar mayor actividad y presencia de especies que llegan en búsqueda de alimentos y lugares de nidificación, esto coincide con Zufiaurre et al. (2016), donde los lotes ganaderos mostraron consistentemente una mayor riqueza específica que los lotes agrícolas en primavera-verano, mientras que unidades del paisaje como en M1 la presencia siempre se mantuvieron bajas y con poco recambio de especies.

Se pudo observar que la diversidad de aves en la cuenca media del arroyo Saladillo varía notablemente según la estación del año, pero sobre todo por el tipo de uso y de cobertura del suelo en cada unidad del paisaje. Los ambientes que conservan una mayor variedad de vegetación y donde la intervención humana es más baja, como los corredores biológicos, parches, y los campos con producciones más diversas son los que logran sostener una mayor cantidad y variedad de aves a lo largo del año. Esto deja en claro la importancia de promover prácticas de manejo que integren la conservación de la biodiversidad dentro de los paisajes productivos. Además, muestra la necesidad de avanzar hacia políticas que reconozcan el valor que tienen los parches de vegetación y los corredores como partes fundamentales del equilibrio ecológico en estos paisajes tan transformados.

En cuanto a la variación estacional, los GLMM mostraron que la jerarquía entre unidades de paisaje se mantuvo consistente a lo largo de todo el año: el corredor (C) presentó los valores más altos de abundancia, riqueza y diversidad en todas las estaciones, mientras

que la matriz de alta simplificación (M1) presentó los más bajos, sin diferencias significativas entre parches (P) y matriz de baja simplificación (M2) en ningún momento del año (comparaciones post-hoc, $p > 0.05$ en todos los casos). Sin embargo, la magnitud de la variación estacional difirió entre unidades: la caída de abundancia entre verano y otoño fue más pronunciada en C y M2 que en M1 y P (interacción unidad de paisaje \times estación, $p < 0.001$), y el incremento de diversidad entre invierno y primavera fue mayor en M2 y M1 que en C ($p = 0.012$). Estos hallazgos difieren parcialmente de los obtenidos por Zúñiga (2007), quien reportó que la primavera fue la estación de mayor diversidad para todas las unidades de paisaje analizadas, lo que sugiere que las respuestas estacionales pueden variar según el tipo de cobertura y uso del suelo.

También se reflejaron esta variación, con diferencias significativas entre la mayoría de las estaciones, aunque verano y primavera no se diferenciaron entre sí, esto puede asociarse a la etapa de reproducción y cuidado de las crías, como así también debido a la variación fenológica de la vegetación, que aporta recursos alimenticios disponibles para las aves (Lorenzón et al. 2019, Leveau et al. 2024). Por su parte, Codesido & Bilenca (2004), también asocian la mayor diversidad de aves, a la mayor presencia de invertebrados en estas estaciones del año.

En cuanto a los gremios tróficos presentes en las diversas unidades del paisaje, se observó que aquellas aves que se alimentan principalmente de invertebrados son los mejores representados. Estos hallazgos coinciden con los resultados obtenidos por Salas Correa & Mancera-Rodríguez (2018) y López-Muñoz et al. (2022), lo cual resalta la importancia de estos recursos tróficos en las unidades del paisaje muestreadas.

En ambientes del sur de la provincia de Santa Fe, Argentina, donde predominan los cultivos de granos y oleaginosas y esto ha provocado una disminución importante de los ambientes naturales, un cambio en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y en la mayoría de los casos su fragmentación (Rimoldi 2013), vemos que la avifauna presenta una tendencia a encontrarse con mayor frecuencia en unidades del paisaje más estables como es el corredor biológico arroyo Saladillo, seguidamente por los parches y los campos con bajo grado de simplificación. Estos resultados abonan a la propuesta de Biasatti & Rimoldi (2022), quienes sugieren la implementación de estrategias de fragmentación inversa en la región. Esto implica desarrollar parches y corredores biológicos dentro de la matriz antropizada del agroecosistema

para interrumpir la homogeneidad y promover la conservación de la biodiversidad en un contexto dominado por actividades agrícolas y productivas.

Limitaciones del estudio

La distancia de 100 m entre puntos de conteo es inferior a los 250 m sugeridos para garantizar independencia espacial en algunos diseños de muestreo. Esta decisión respondió a las características de la unidad de parches (P), que presenta superficies reducidas, donde espaciamientos mayores comprometerían la representatividad del hábitat muestreado.

No obstante, para contemplar la posible no independencia de las observaciones dentro de cada sitio, los análisis fueron complementados mediante modelos lineales generalizados mixtos (GLMM), incorporando el sitio como factor aleatorio. Los resultados obtenidos fueron consistentes con los análisis iniciales, lo que sugiere que los patrones observados son robustos frente a esta limitación metodológica.

REFERENCIAS

- Aizen MA, Garibaldi LA, Donato M (2009) Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral* 19(1):45-54
- Alessio VG, Beltzer AH, Lajmanovich RC, Quiroga MA (2005) Ecología alimentaria de algunas especies de Passeriformes (Furnariidae, Tyrannidae, Icteridae y Emberizidae): consideraciones sobre algunos aspectos del nicho ecológico. En: Aceñolaza FG (Ed.) *Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II*. INSUGEO, Miscelánea 14:441-482
- Allen AP, O'Connor RJ (2000) Interactive effects of land use and other factors on regional bird distributions. *Journal of Biogeography* 27:889-900. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00453.x>
- Azpiroz AB, Blake JG (2009) Avian assemblages in altered and natural grasslands in the northern Campos of Uruguay. *The Condor: Ornithological Applications* 111(1):21-35. <https://doi.org/10.1525/cond.2009.080111>
- Benton TG, Vickery JA, Wilson JD (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18:182-188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Biasatti NR, Rimoldi PG (2022) Paradojas de la conservación de biodiversidad en los agroecosistemas pampeanos: La fragmentación inversa. *Studies in Environmental and Animal Sciences* 3(3):1582-1589. <https://doi.org/10.54020/seasv3n3-021>
- Billerman SM, Keeney BK, Kirwan GM, Medrano F, Sly ND, Smith MG (Eds.) (2025) *Birds of the World*. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow>
- Biondi LM, Bó MS, Favero M (2005) Dieta del chimango (*Milvago chimango*) durante el periodo reproductivo en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 16:31-42
- BirdLife International (2022) Estado de conservación de las aves del mundo 2022: Enfoques y soluciones para la crisis de la biodiversidad. BirdLife International
- Brown A, Martínez Ortiz U, Acerbi M, Corcuera J (Eds.) (2006) *La situación ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre
- Codesido M., & Bilenca, D. (2004). Variación estacional de un ensamble de aves en un bosque subtropical semiárido del Chaco argentino. *Biotropica*, 36:544-554. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2004.tb00349.x>
- Codesido M, Busch M (2010) Ensamblajes de aves en agroecosistemas de la provincia de Buenos Aires: su relación con los patrones de uso de la tierra y las características del paisaje. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
- Codesido M, González-Fischer CM, Bilenca DN (2008) Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la región pampeana, Argentina. *Ornitología Neotropical* 19(Supl.):575-585
- Codesido M, González-Fischer CM, Bilenca DN (2012) Agricultural land-use, avian nesting and rarity in the Pampas of central Argentina. *Emu – Austral Ornithology* 112:46-54. <https://doi.org/10.1071/MU11049>
- Codesido M, González-Fischer CM, Bilenca DN (2013) Landbird assemblages in different agricultural landscapes: A case study in the Pampas of central Argentina. *The Condor: Ornithological Applications* 115(1):8-16. <https://doi.org/10.1525/cond.2012.120011>
- Colwell RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 345(1311):101-118. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- Evans DM, Levey DJ, Tewksbury JJ (2013) Landscape corridors promote long-distance seed dispersal by birds during winter but not during summer at an experimentally fragmented restoration site. *Ecological Restoration* 31:23-30. <https://doi.org/10.3368/er.31.1.23>
- Foncea JF, Escobar MAH, Villaseñor NR (2023) Respuestas de la comunidad de aves a las variables del hábitat local y del paisaje en la ciudad de Santiago de Chile. *Ecología Austral* 33(2):455-468. <https://doi.org/10.25260/EA.23.33.2.0.2017>
- Frutos AE, Reales CF, Lorenzón RE, Ronchi-Virgolini AL (2016) Spatial variation in bird assemblages are linked to environmental heterogeneity in agricultural landscapes in the province of Entre Ríos, Argentina. *Avian Biology Research* 9(4):273-281. <https://doi.org/10.3184/17581551>

6X14725499175863

- Gojman AP, Conroy MJ, Varni VD, Thompson JJ, Zaccagnini ME (2020) Occupancy of avian foraging guilds in soybean fields and borders in Entre Ríos, Argentina: Responses to vegetation structure and prey resources. *Avian Research* 11:48. <https://doi.org/10.1186/s40657-020-00235-4>
- Gorosábel A, Bernad L, Pedrana J (2020) Ecosystem services provided by wildlife in the Pampas region, Argentina. *Ecological Indicators* 117:106576. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106576>
- Guidetti BY (2020) Servicios ecosistémicos brindados por aves frugívoras dispersoras de semillas en bosques con ganadería extensiva del Espinal de la provincia de Entre Ríos. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional del Nordeste
- Heikkinen RK, Luoto M, Virkkala R, Rainio K (2004) Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *Journal of Applied Ecology* 41:824-835. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00938.x>
- IUCN (2008) The IUCN Red List of Threatened Species. [URL: <https://www.iucnredlist.org/>]
- Jost L (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113(2):363-375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Krüger H (Ed.) (2013) Sustentabilidad. Interpretación conceptual y problemas observados en el Centro y Sur de la provincia de Buenos Aires. Boletín Técnico INTA - EEA Bordenave 19
- La Sorte FA (2006) Geographical expansion and increased prevalence of common species in avian assemblages: Implications for large-scale patterns of species richness. *Journal of Biogeography* 33:1183-1191. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01480.x>
- Leveau LM, Bocelli L, Quesada-Acuña SG, González-Lagos C, Gutierrez Tapia P, Franzoi Dri G, Delgado-VCA, Garitano-Zavala A, Campos J, Benedetti Y, Ortega-Álvarez R, Contreras-Rodríguez AI, Souza López D, Suertegaray Fontana C, da Silva TW, Zalewski Vargas SS, Toledo MCB, Sarquis JA, Giraudo A, Echevarria AD, Fanjul ME, Martínez MV, Haedo J, Cano Sanz LG, Peña Domínguez YA, Fernández-Maldonado V, Marinero V, Abilhoa V, Amorin R, Escobar-Ibáñez JF, Juri MD, Camín SR, Marone L, Piratelli AJ, Franchin AG, Crispim L, Morelli F (2024) Drivers of seasonal change of avian communities in urban parks and cemeteries of Latin America. *Animals* 14(24):3564. <https://doi.org/10.3390/ani14243564>
- Leveau LM, Leveau CM (2004) Riqueza y abundancia de aves en agroecosistemas pampeanos durante el período post-reproductivo. *Ornitología Neotropical* 15(3):371-380
- Leveau LM, Leveau CM (2011) Uso de bordes de cultivo por aves durante invierno y primavera en la pampa austral. *Hornero* 26(2):149-157. <https://doi.org/10.56178/eh.v26i2.685>
- López de Casenave J, Cueto VR, Marone L (2008) Seasonal dynamics of guild structure in a bird assemblage of the central Monte desert. *Basic and Applied Ecology* 9:78-90. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.08.006>
- López-Muñoz EC, Enríquez PL, Saldaña-Vázquez RA, Hernández-Morales F, Vandame R. (2022). Diversidad avifaunística y gremios tróficos en tres condiciones diferentes de cobertura vegetal selvática, al sureste de Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 38:1-36. <https://doi.org/10.21829/azm.2022.3812434>
- Lorenzón RE, Beltzer AH, Olguin PF, León EJ, Sovrano LV, Antoniazzi CE, Ronchi-Virgolini AL (2019) Temporal variation of bird assemblages in dynamic fluvial wetlands: Seasonality and influence of water level and habitat availability. *Revista de Biología Tropical* 67(6):1131-1145. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v67i6.36734>
- Magurran AE (1988) Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Magurran A, McGill B (2011) Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press
- Mendez Zacarías J, Zimmermann E (2011) Uso de Sistemas de Información Geográfica para parametrización de modelos de simulación hidrológica en llanuras. XXIII Congreso Nacional del Agua 2011, Resistencia, Argentina. Pp. 55-72
- Mermoz ME, Depalma DM, Valverde AC, Gancedo JM, Charnelli EM (2016) Evaluación de bordes de caminos como fuente de recursos para las aves en la pampa deprimida. *Hornero* 31: 13-26. <https://doi.org/10.56178/eh.v31i1.571>
- Mols CMM, Visser ME (2002) Great tits can reduce caterpillar damage in apple orchards. *Journal of Applied Ecology* 39(6):888-899. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00761.x>
- Morales-Reyes Z, Pérez-García JM, Moleón M, Botella F, Carrete M, Lazcano C, Moreno-Opo R, Margalida A, Donázar JA, Sánchez-Zapata JA (2015) Supplanting ecosystem services provided by scavengers raises greenhouse gas emissions. *Scientific Reports* 5(1):7811. <https://doi.org/10.1038/srep07811>
- Moreno CE (2001) Métodos para medir la biodiversidad. Volumen 1. M&T-Manuales y Tesis SEA. Pp. 84
- Murphy DJ, Kelly D (2001) Scarce or distracted? Bellbird (*Anthornis melanura*) foraging and diet in an area inadequate mistletoe pollination. *New Zealand Journal of Ecology* 25(1):69-81
- R Core Team (2025) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [URL: <https://www.r-project.org/>]
- Ralph CJ, Geupel GR, Pyle P, Martin TE, DeSante DF,

- Milá B (1996) Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. General Technical Report PSW-GTR-159-Web. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture. Pp. 46
- Rimoldi PG (2013) Diversidad y patrones de distribución de los mamíferos nativos medianos y grandes de la cuenca del río Carcarañá (provincia de Santa Fe). Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Rosario, Facultad de Ciencias Veterinarias. Pp. 139. [URL: <https://rehip.unr.edu.ar/server/api/core/bitstreams/d5ee670d-924e-4df4-a124-285301616bd1/content>]
- Rimoldi PG, Chimento NR (2018) Diversidad de mamíferos nativos medianos y grandes en la cuenca del río Carcarañá, provincia de Santa Fe (Argentina). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, nueva serie* 20(2):333-341. [URL: <http://revista.macn.gob.ar/ojs/index.php/revmus/article/view/575>]
- Rimoldi PG, Curti MG (2021) Ecología trófica de la lechuga de campanario (*Tyto furcata*) en cuatro ambientes del sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay* 25(1):20-32
- Robinson, R.A., Hart, J.D., Holland, J.M., & Parrott, D. (2004). Habitat use by seed-eating birds: a scale-dependent approach. *Ibis*, 146(Suppl. 2), 87–98. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00364.x>
- Sala OE, Stuart Chapin F, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459):1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Salas-Correa ÁD, Mancera-Rodríguez NJ (2018) Relaciones entre la diversidad de aves y la estructura de vegetación en cuatro etapas sucesionales de bosque secundario, Antioquia, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica* 21(2):519-529. <https://doi.org/10.31910/rudca.v21.n2.2018.970>
- Sergio F, Newton I, Marchesi L (2008) Top predators and biodiversity: much debate, few data. *Journal of Applied Ecology* 45(3):992-999. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01484.x>
- Silva ME (2003) Efectos ecológicos de la expansión urbana sobre las tierras agrícolas de la pampa ondulada, Buenos Aires, Argentina. Tesis de Maestría. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Pp. 106. [URL: https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/tesis/tesis_n3626_Silva.pdf]
- Temple SA, Wiens JA (1989) Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators? *American Birds* 43:260-270. [URL: https://digitalcommons.usf.edu/american_birds/vol43/iss2/14]
- Verga EG, Peluc SI, Landi M, Galetto L (2018) Efecto de la fragmentación del bosque sobre las fuentes potenciales de alimento para aves en Córdoba. *Ecología Austral* 28(2):339-352. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.2.0.429>
- Villarreal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, Gast F, Mendoza H, Ospina M, Umaña A (2004) Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. [URL: <https://sib.gob.ar/archivos/IAVH-00288.pdf>]
- Wenny DG, Devault TL, Johnson MD, Kelly D, Sekercioglu CH, Tomback DF, Whelan CJ (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 CJ, Wenny DG, Marquis RJ (2008) Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134(1):25-60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Whitford, W. G. (1997). Desertification and animal biodiversity in the desert grasslands of North America. *Journal of Arid Environments* 37(4):709-720. <https://doi.org/10.1006/jare.1997.0313>
- Wilson MC, Chen XY, Corlett RT, Didham RK, Ding P (2016) Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology* 31:219-227. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0312-3>
- Zaccagnini ME, Thompson JJ, Bernardos J, Calamari N, Goijman A, Canavelli S (2011) Riqueza, ocupación y roles funcionales potenciales de las aves en relación a los usos de la tierra y la productividad de los agroecosistemas: un ejemplo en la ecorregión pampeana. En: Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA. Pp. 185-219. [URL: https://ubatic.agro.uba.ar/sites/default/files/files/libro_serv_ecosist/pdf/Capitulo_08.pdf]
- Zanette L, Doyle P, Trémont SM (2000) Food shortage in small fragments: evidence from an area-sensitive passerine. *Ecology* 81:1654-1666. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1654:F-SISFE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1654:F-SISFE]2.0.CO;2)
- Zufiaurre E, Codesido M, Abba A, Bilenca D (2016) Uso diferencial de lotes agrícolas y ganaderos por aves terrestres en la Región Pampeana, Argentina. *Hornero* 31(1):41-52. <https://doi.org/10.56178/eh.v31i1.573>
- Zúñiga DA (2007) Parámetros de abundancia, riqueza y diversidad de aves en un área del valle inferior del río Neuquén: variaciones por estación, sitios de muestreo y ambiente. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional del Comahue, Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud, Argentina. [URL: <https://rdi.uncoma.edu.ar/bitstream/handle/uncoma/6827/Tesis%20Daniel%20%20c3%ba%20%20b1iga%202007%20LSPA.pdf?sequence=1&isAllowed=y>]