



Ensamble de aves de un pastizal natural con producción ganadera en el sur de Paraguay

Assemblage of birds in a natural grassland used for cattle production in southern Paraguay

<https://zoobank.org/References/F9CC822B-EC39-4DBC-A5EA-16A95632D378>

Lorena Sforza^{1,*} & Pier Cacciali^{1, }

¹Grupo Conservación de Especies, Guyra Paraguay, Av. Carlos Bóveda, Parque del Río, Asunción Paraguay.

*Autor de correspondencia: produccionyconservacion@guyra.org.py.

Resumen.- La búsqueda del equilibrio entre la protección de la biodiversidad y el desarrollo económico es un tema central en biología de la conservación, y las actividades ganaderas en paisajes de pastizales naturales son las que mejor se adaptan a la conservación de esos ambientes. Los pastizales de la Mesopotamia sudamericana son sabanas neotropicales características por su rica composición de gramíneas. Con el objetivo de contribuir al conocimiento de la biodiversidad asociada a sistemas productivos en campos naturales, se analizan ensambles de aves asociados a diferentes alturas de vegetación en pastizales naturales de un establecimiento ganadero del Departamento de Paraguari en Paraguay. Los conteos de aves se hicieron mediante transectas lineales en potreros bajo diferentes estados del pastoreo. La altura vegetal se midió con cinta métrica. Para evaluar la dinámica y estabilidad del ensamble en el tiempo de muestreo, se estimó el recambio de especies entre años mediante un análisis de Turnover y la correlación entre la avifauna y la vegetación con un test chi-cuadrado y un análisis de correlación de Pearson. El total de especies registradas fue de 54. Durante el 2018 se registró la mayor cantidad de especies. El análisis de Turnover muestra que el número de especies perdidas varía entre los años, con un pico de 18 especies perdidas entre 2018 y 2019, y una disminución a 13 entre 2019 y 2020. No existe correlación entre la altura de la vegetación, y la riqueza de especies. El factor que contribuye a la diversidad probablemente sea la heterogeneidad vegetal.

Palabras Clave: avifauna, ganadería, neotrópico, paisaje productivo, pastizales de la Mesopotamia del cono sur.

Abstract.- The search for a balance between biodiversity protection and economic development is a central theme in conservation biology, and livestock activities in natural grassland landscapes are well suited for conserving these environments. The South American Mesopotamian grasslands are neotropical savannas characterized by their rich composition of grasses. With the aim of contributing to the knowledge of biodiversity associated with productive systems in natural fields, bird assemblages associated with different vegetation heights in natural grasslands of a cattle ranch in the Department of Paraguari, Paraguay, were analyzed. Bird counts were conducted using line transects in pastures under different grazing conditions. Vegetation height was measured with a tape measure. To evaluate the dynamics and stability of the assemblage over the sampling period, species turnover between years was estimated using a Turnover analysis, and the correlation between avifauna and vegetation was assessed with a chi-square test and Pearson's correlation analysis. A total of 54 species were recorded, with the highest number of species observed in 2018. The Turnover analysis shows that the number of species lost varies between years, peaking at 18 species lost between 2018 and 2019, and decreasing to 13 between 2019 and 2020. There is no correlation between vegetation height and species richness. The factor contributing to diversity is likely vegetation heterogeneity.

Key words: avifauna, livestock, neotropics, productive landscapes, Southern Cone Mesopotamian Grasslands.

El desarrollo económico es uno de los aspectos más importantes de las sociedades humanas, ya que permite acceso a comodidades necesarias para la vida, pero el precio puede ser alto cuando este desarrollo perjudica al ambiente. Por lo tanto, buscar un punto

Editor responsable: Bolívar R. Garcete-Barrett*^{} / Recibido: 1.iii.2025 / Aceptado: 20.v.2025 / Publicado online: 14.vii.2025

*Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay, San Lorenzo, Paraguay.



1680-4031/2025 Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay. Este es un artículo de acceso abierto bajo la licencia CC BY 4.0 (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

medio entre la producción y la conservación de la biodiversidad junto con sus funciones ecosistémicas es un tema muy relevante y complejo en la actualidad.

El conocimiento de los ensambles de aves en paisajes productivos es de suma importancia para la conservación de la biodiversidad y la sostenibilidad de los ecosistemas (Löhmus, 2022). En primer lugar, las aves son indicadores clave de la salud ambiental, ya que su presencia, ausencia o cambios en sus poblaciones pueden reflejar la calidad de los hábitats y la efectividad de las prácticas de manejo del paisaje (Egwumah *et al.*, 2017; Fraixedas *et al.*, 2020). Esto es especialmente relevante en paisajes productivos, como áreas agrícolas, forestales o ganaderas, donde las actividades humanas pueden tener un impacto significativo en la estructura y la composición de las comunidades de aves (Dotta *et al.*, 2016).

El estudio de los ensambles de aves permite identificar las especies que son más vulnerables a las alteraciones del hábitat, así como aquellas que pueden adaptarse mejor a los cambios (Lindenmayer *et al.*, 2002; Collard *et al.*, 2009). Esto es crucial para diseñar estrategias de manejo que minimicen los impactos negativos de las actividades productivas, favoreciendo prácticas más sostenibles que integren la conservación de la biodiversidad con la productividad económica.

Los pastizales de la Mesopotamia sudamericana son sabanas neotropicales características por su alta composición de gramíneas (Sosa *et al.*, 2013), que poseen un origen ligado a los biomas chaqueños (Morrone, 2014), originados a partir de la acumulación de sedimentos (eólicos y aluviales) provenientes de la erosión de las cordilleras andinas y de otras elevaciones (Kröhling, 1999; Zárate & Folguera, 2009).

Comunidades humanas se han beneficiado de estos ecosistemas herbáceos durante siglos y la dependencia del hombre por la obtención de forraje para la conversión a proteína animal y

sus derivados ha beneficiado, de cierta manera, a la conservación de este paisaje (Solbrig & Viglizzo, 2000; Tapia, 2005; Berón, 2015). Otros factores que prolongaron su conservación fueron las condiciones edafoclimáticas que modelaron su paisaje, desde prolongadas sequías hasta inundaciones, situaciones que condicionaron el avance de la agricultura y lo blindaron de un cambio significativo (Iriondo *et al.*, 2009).

Este ecosistema que presenta singularidades a lo largo de toda su distribución tanto en su flora como en su fauna, pese a su gran extensión, se encuentra amenazado. Las mejoras en la tecnología, los nuevos modelos económicos y las fluctuaciones socioeconómicas han sumado en la transformación progresiva de este paisaje (Miñarro & Bilenca, 2008; Douglas *et al.*, 2023).

En la actualidad los ecosistemas de pastizales en el cono sur se encuentran amenazados debido al manejo inadecuado del pastoreo y la carga animal, el reemplazo del tapiz natural por especies de pastos exóticos y monocultivos agrícolas y forestales que favorecen la fragmentación ambiental y reducen la diversidad biológica y su dinámica (Roesch *et al.*, 2009; Douglas *et al.*, 2023). A esta creciente pérdida de hábitat, se suma la baja tasa de protección del paisaje a nivel de gobiernos, ya sea por carencia de unidades de conservación o estrategias participativas orientadas a la protección del bioma original (Hoekstra *et al.*, 2005; Roesch *et al.*, 2009; Henwood, 2010).

Con el objetivo de contribuir al conocimiento de la biodiversidad asociada a sistemas productivos de pastizales del sur de Paraguay, especialmente la relación y uso por parte de las aves de pastizales, este trabajo tiene como objetivo identificar los ensambles de aves asociados a diferentes alturas de vegetación en pastizales naturales de un establecimiento ganadero del Departamento de Paraguari, sur de Paraguay.

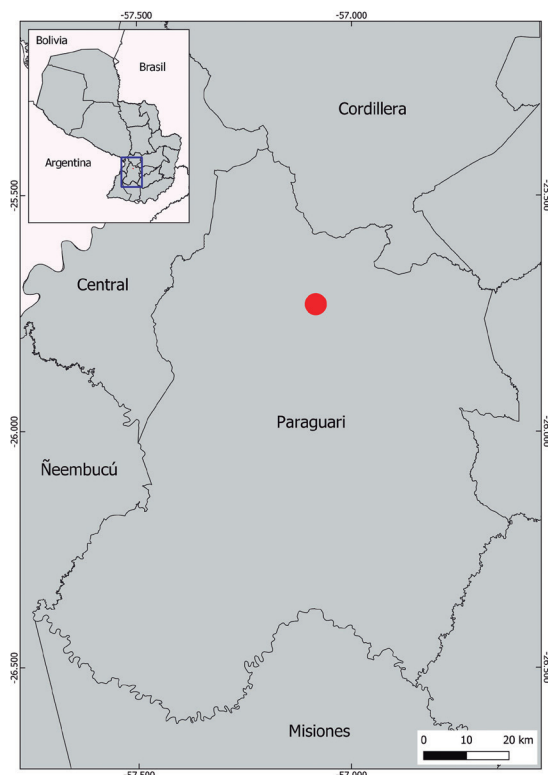


Figura 1. Localización del establecimiento ganadero “Kamoati” (punto rojo) en el Departamento de Paraguarí, Región Oriental de Paraguay.

Materiales y Métodos

Área de Estudio

El trabajo fue realizado en un establecimiento ganadero en el norte del Departamento de Paraguarí (alrededores de Lat: -25.723, Long: -57.102), de unas 644.72 ha, en la Región Oriental de Paraguay (Fig. 1). El sitio de estudio se halla a una zona con un relieve que varía entre los 100 y los 135 msnm, con el área más elevada en el límite sur de la propiedad, con pendientes poco pronunciadas hacia el noroeste y noreste, en donde se encuentran tributarios del arroyo Guazú Cuá, el cual desemboca en el arroyo Mbaey (Fig. 2). Este sistema pertenece a la cuenca hidrográfica del arroyo Caañabé, con vertiente en el río Paraguay.

El clima presenta una temporalidad característica del clima templado cálido con veranos muy húmedos y calurosos según la

clasificación de Köppen-Geiger (Kottek *et al.*, 2006), con precipitaciones bajas en los meses de agosto (60 mm) llegando a 172 mm en abril, con máximos entre octubre y abril. La temperatura mínima promedio oscila entre 12 °C (junio) y 20 °C (enero-febrero) y la máxima promedio varía entre 22 °C (junio) y 32 °C (diciembre-enero). Este clima modela un paisaje con una vegetación dominante que corresponde a la formación de pastizales naturales en las lomas y pendientes con pequeñas isletas de bosques y bosques en galerías en las zonas más bajas asociadas a cursos hídricos.

El área de estudio implementa desde 2007 un esquema de pastoreo en rotación, suprimiendo el uso de fuego; una estrategia muy utilizada en el país para mejorar la calidad del forraje. La categoría animal de ganado vacuno varía dependiendo de factores del mercado y lo que se determine conveniente para la empresa familiar, pasando de la cría de terneros a la terminación del ganado para frigorífico. La propiedad cuenta con 66 potreros fijos de entre 2 y 10 ha, los cuales están a su vez subdivididos por cercos eléctricos en porciones de unas 4.5 ha en promedio. Los muestreos se realizaron en zonas de pastoreo intensivo, totalizando unas 398 ha. Mayor información sobre la zonificación de la propiedad y datos de la propiedad serán proveídos sobre pedido a los autores.

Obtención de Datos

Para los conteos de aves se utilizó el método de distancia fija con seis transectas lineales (siete en 2020) de 300 m con separación de no menos de 200 m entre las transectas (Ralph *et al.*, 1996; Bibby *et al.*, 1998) en potreros bajo diferentes estados del pastoreo de las zonas de uso intensivo. Las observaciones fueron realizadas entre las 6:00 AM, hora solar, hasta las 10:00. Para evitar efectos de cambios en temporalidad, los muestreos fueron tomados entre enero y febrero. Las fechas detalladas se describen en el Anexo 1.

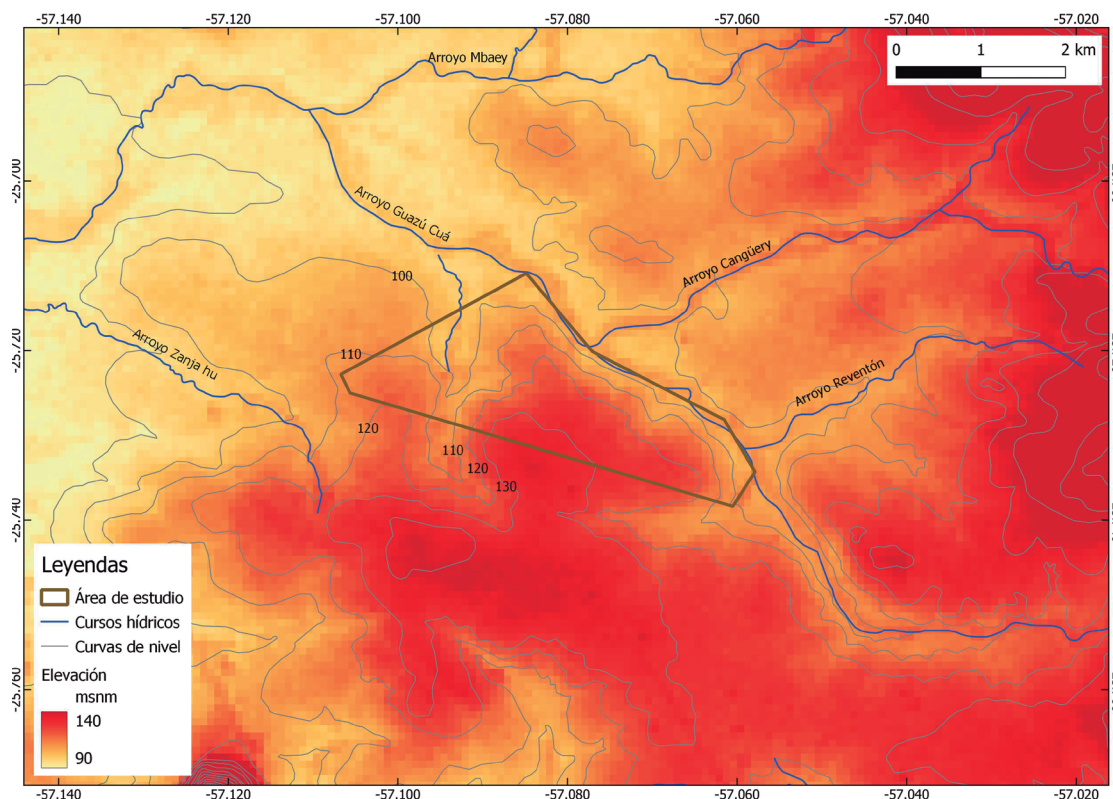


Figura 2. Mapa oro-hidrográfico del área de estudio y alrededores.

Dos grupos de dos personas cada uno (un anotador y un observador) realizaron muestreos de manera simultánea cubriendo diferentes sectores de la propiedad. Las aves fueron registradas mediante observación directa o señales acústicas, contando inclusive las que forrajean en vuelo (por ej. las golondrinas) a lo largo de transectas recorridas a pie manteniendo un paso más o menos constante durante los conteos, sin restringir el límite de distancia para los registros. En el Anexo 1 se presenta la disposición espacial de las transectas muestreadas, así como las coordenadas de inicio y fin de cada una. La taxonomía sigue a Narosky *et al.* (2022).

Para medir la altura de la vegetación se empleó una cinta métrica. Estas mediciones se realizaron cada 50 m para estimar un promedio de altura de la vegetación de la transecta recorrida. La disposición espacial de las transectas en el área de estudio se seleccionó

de manera aleatoria en potreros de pastizales naturales y según la accesibilidad a cada potrero.

Análisis de Datos

Los datos de campo fueron tabulados en planillas electrónicas para su análisis. Se realizó una descripción en base a una comparación simple de número de especies e individuos observados por año, graficando una curva de acumulación de especies. Se tuvo en cuenta la clasificación de especies de Azpiroz *et al.* (2012) a fin de identificar el uso de hábitat o requerimientos ecológicos. Además, se escogieron las aves que hacían uso directo del pastizal natural. Para evaluar la dinámica y estabilidad del ensamble en el tiempo de muestreo, se estimó el recambio de especies entre años mediante un análisis de Turnover (Kampichler *et al.*, 2014).

Para evaluar el efecto de la altura de la vegetación, se estimó mediante un test chi-cuadrado (χ^2) bajo la hipótesis nula de que no existen diferencias entre la cantidad de especies observadas y esperadas entre las diferentes alturas de la vegetación, y un análisis de correlación de Pearson (Sedgwick, 2012), mostrando una correlación r que se comprende entre -1 ó 1 (correlación fuerte) y 0 (ausencia de correlación). Para esto se empleó el software PAST 3.14 (Hammer *et al.*, 2001).

Resultados

El total de especies registradas durante todo el periodo de muestreo fue de 54, agrupadas en 13 órdenes y 21 familias, siendo la más numerosa la familia Tyrannidae con nueve especies seguida de Thraupidae con siete especies (Anexo 2). De las 54 especies tres presentan problemas de conservación a nivel nacional (*Culicivora caudacuta*, *Anthus nattereri* y *Polystictus pectoralis*) y una a nivel internacional (*Anthus nattereri*). Durante el 2018 se registró la mayor cantidad de especies y el menor número de observaciones se dio en el 2020 (Fig. 3).

La especie más abundante fue *Tachycineta leucorrhoa* con 83 individuos registrados, observada únicamente en el año 2019. Cinco especies (*Ammodramus humeralis*, *Emberizoides herbicola*, *Emberizoides*

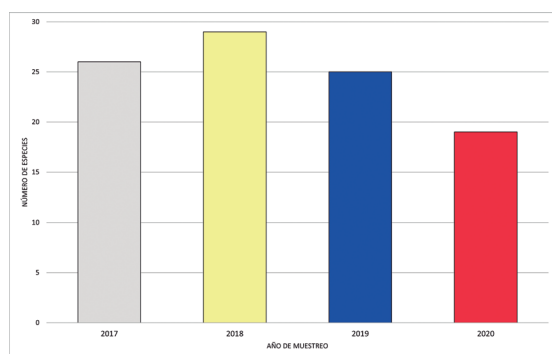


Figura 3. Número de especies registradas en los muestreos anuales en el establecimiento Kamoati. Los colores de las barras corresponden al de las transectas de acuerdo con el año, del Anexo 1.

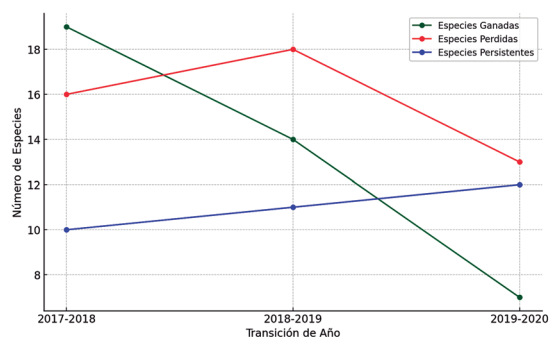


Figura 4. Tendencias de Turnover en los ensambles de aves entre los años 2017 y 2020, con los colores discriminados. El gráfico permite visualizar cómo varía el número de especies ganadas, perdidas y persistentes en cada transición de año a año.

ypiranganus, *Daptrius chimango* y *Progne tapera*) fueron registradas en todos los años de muestreo, de las cuales *P. tapera* presentó la menor cantidad de registros (15 individuos contados) mientras que *A. humeralis* fue el más abundante (35 individuos contados).

El análisis de tendencias de Turnover (Fig. 4) muestra que el número de especies perdidas varía entre los años, con un pico de 18 especies perdidas entre 2018 y 2019, y una disminución a 13 entre 2019 y 2020. El número de especies ganadas disminuye gradualmente en las transiciones de los diferentes años, siendo 19, 14 y 7. Estas especies demostraron una alta estabilidad en su presencia a lo largo del tiempo en el paisaje estudiado. Por otra parte, las especies registradas solo en un año alcanzan 25, un 46 % del total registrado en el estudio.

En el primer año de muestreo (2017) se registraron casi la mitad (26 especies) de las especies totales de todo el monitoreo (54 especies), reportando una leve acumulación de especies en los siguientes años hasta el 2020 donde sólo se registró una única especie (*Stelgidopteryx ruficollis*) que no había sido previamente documentada en los años anteriores (Fig. 5).

Respecto al número de especies con relación a la altura de la vegetación, según los gráficos, se puede ver que no existe

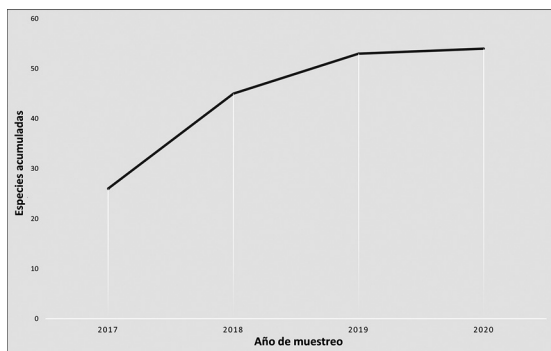


Figura 5. Número de especies acumuladas durante el monitoreo en el establecimiento Kamoati.

una tendencia o correlación entre estos dos parámetros (Fig. 6), lo cual queda confirmado por el test chi-cuadrado ($\chi^2=111,01$), con lo cual se acepta la hipótesis nula, por lo que no existen diferencias en el número de especies entre las diferentes alturas de la vegetación. La correlación de Pearson, entre la altura de la vegetación y el número de especies, muestra un valor de $r = -0.136$, por lo que la correlación es estadísticamente muy débil.

Analizando a los taxa de manera individual según sus preferencias de hábitat, se observa que el grupo de especies facultativas se registraron de manera predominante en todas las alturas de la vegetación, seguida de las especies generalistas las cuales varían en cuanto a preferencia de alturas de la vegetación, y muy relegada, pero de gran importancia, fue la presencia de especies obligatorias registradas en vegetación de entre 5 y 43 cm de altura (Fig. 7).

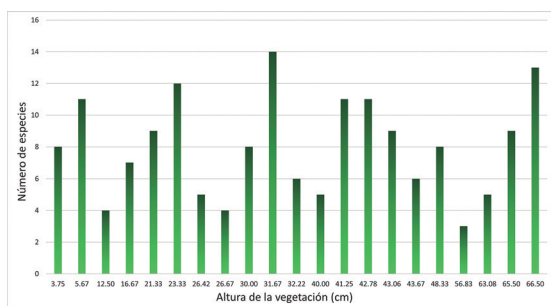


Figura 6. Número de especies registradas según la altura de la vegetación en las transectas del área de estudio.

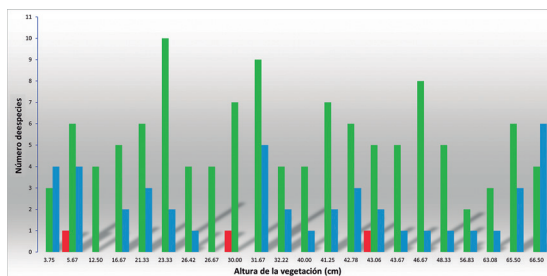


Figura 7. Número de especies obligatorias (rojo), facultativas (verde) y generalistas (azul) según la altura de la vegetación, registradas durante el monitoreo.

Discusión y Conclusiones

Durante los dos primeros años de muestreos realizados se registraron más cantidad de especies que en los muestreos de los dos últimos años. Esta disminución pudo darse por varios factores que en este estudio no se contemplan y que pueden ser naturales, antropogénicos, relacionados con el muestreo y sus combinaciones. Algunos ejemplos son el inicio de cambio de pastizal natural a pasturas exóticas en un sector de la propiedad en el 2019 junto con el fenómeno climático La Niña que modificó la condición de humedad (Gomes *et al.*, 2021; Naumann *et al.*, 2021). Con relación a los resultados de Turnover de especies ganadas, perdidas y estables se correlaciona con lo expuesto anteriormente. Donde varios factores interactúan y pueden generar fluctuaciones en la permanencia o aparición de nuevas especies.

El diseño en mosaico generado por el pastoreo en un sistema de rotación ofrece diferentes estructuras de la vegetación, donde su altura y densidad dependen de la cantidad de animales que han ingresado en un potrero, más el periodo de permanencia.

En estudios similares en áreas pampeanas en zonas de pastizales de Sudamérica, se encontró que las áreas con pastoreo en rotación (como el caso del presente estudio) presenta mayor diversidad que establecimientos con pastoreo continuo, en donde el número de especies de pastizales según la clasificación de Azpiroz *et al.* (2012), en cinco campos, alcanzó 47 especies

(Vaccaro *et al.*, 2020), a diferencia de las 32 aves de pastizales reportadas en este trabajo en un sólo campo. Según datos recolectados durante muchos años de la avifauna de la IBA PY037 “La Graciela”, distante a 83 km y que cuenta con características ambientales similares al área de estudio, pero en pastoreo continuo y más del 50% de la superficie con cultivos de arroz, cuenta con 63 especies de aves (eBird.org) (Castillo & Clay, 2005). Esta recopilación con datos regionales demuestra la gran necesidad de contar con estudios locales relacionados al ecosistema de pastizales naturales y sus diferentes usos.

Los resultados de la relación entre altura de la vegetación y número de especies apuntan a que no existe una correlación. En este estudio, las especies estuvieron presentes en sustratos con altura de graminéa desde 5 cm. Evidentemente el factor que contribuye a la diversidad es la heterogeneidad vegetal (Vaccaro *et al.*, 2020) el cual es modelado por el sistema de pastoreo en rotación. Es necesario seguir ampliando los estudios que relacionan el ensamble de aves con diferentes sistemas de pastoreo en un área geográfica determinada.

De las especies registradas, dos están amenazadas a nivel global en la categoría de Vulnerable: *Anthus nattereri* y *Culicivora caudacuta*. La primera especie prefiere pastizales con una dominancia de pastos cortos (5 cm) en combinación con matas dispersas de pastos medios a altos (30 a 100 cm), a diferencia de *C. caudacuta* que prefiere pastizales con dominancia de vegetación media a alta (Azpiroz & Blake, 2009; Kanegae *et al.*, 2012). Esta información coincide con las observaciones en campo, evidenciando cómo ciertos sistemas ganaderos sobre campos naturales actúan como ecosistemas funcionales, ofreciendo una oportunidad para especies amenazadas que no cuentan con ninguna protección efectiva a nivel nacional. Para ambas especies, los cambios del paisaje natural a plantaciones de monocultivo agrícolas (principalmente soja

y arroz) y forestación con eucaliptos son las mayores amenazas a las cuales se enfrenta (BirdLife International, 2017a, b).

Lamentablemente, a nivel global numerosos son los esfuerzos de conservación centrados en la protección de bosques, dejando relegados a los ecosistemas de pastizales que a menudo reciben menos atención y recursos. Los pastizales naturales no solo se encuentran entre los ecosistemas con mayor grado de amenaza a nivel global (Blair *et al.*, 2014), sino que en ocasiones se los considera como bosques degradados (Veldman, 2016).

A pesar de esta falta de atención, los pastizales son cruciales para la biodiversidad con gran cantidad de especies endémicas, además de proporcionar servicios ecosistémicos esenciales, como la captura de carbono, el mantenimiento de la fertilidad del suelo, la producción de proteínas, fibras y otros subproductos asociados al manejo del recurso forrajero (Herrera *et al.*, 2014; Zaragoza-Quintana *et al.*, 2022). Esta disparidad en la atención y los recursos asignados subraya la necesidad urgente de aumentar los esfuerzos de conservación para los pastizales, reconociendo su importancia ecológica, su vulnerabilidad y cómo la ganadería en tierras privadas representa la única alternativa para su conservación.

La investigación realizada en los pastizales naturales en un campo ganadero del Departamento de Paraguarí en Paraguay resalta la importancia de continuar los estudios sobre la biodiversidad en sistemas productivos. Los resultados obtenidos, que muestran una variabilidad en el recambio de especies y la falta de correlación entre la altura de la vegetación y la riqueza de especies, subrayan la complejidad de los ecosistemas de pastizales, dado que la heterogeneidad vegetal parece ser un factor clave en la diversidad de aves; lo que sugiere que las prácticas de manejo ganadero deben considerar la presencia de un mosaico de formaciones vegetales (diferentes alturas) para fomentar el mantenimiento de la biodiversidad.

Continuar con estas investigaciones es crucial para desarrollar estrategias de conservación y mejorar los mecanismos de incentivos económicos para pastizales naturales existentes en el país, que resulten compatibles en la protección de la biodiversidad y con el desarrollo económico mediante la actividad ganadera, asegurando la sostenibilidad de estos paisajes y la riqueza biológica que albergan.

Agradecimientos

En nombre de Guyra Paraguay un especial agradecimiento al Unitet States Forest Service (USFS), al Neotropical Migratory Bird Conservation Act (NMBCA) y BirdLife International por el constante apoyo a la iniciativa Alianza del Pastizal que procura visibilizar la importancia de la conservación de este ecosistema tan amenazado en Paraguay. Además, a los compañeros y colegas José Luis Cartes, Hugo del Castillo, Hugo Cabral, Camilo Benítez, Viviana Rojas Bonzi, Nicolás Cantero, Analía Quiñones, Tatiana Galluppi, Rebeca Irala, Selene Davey y Luis Recalde por su colaboración durante los trabajos de campo. Un muy especial reconocimiento a Alberto Rautenberg y su familia por permitir el ingreso a su propiedad con fines de investigación y por conservar estos paisajes productivos. Finalmente, los autores agradecen el apoyo económico del Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología (CONACYT) a través del Sistema Nacional de Investigadores (SISNI).

Literatura

- Azpiroz, A.B. & Blake, J.G. (2009). Avian assemblages in altered and natural grasslands in the Northern Campos of Uruguay. *The Condor*, 111(1): 21–35. <<https://doi.org/10.1525/cond.2009.080111>>.
- Azpiroz, A.B., Isacch, J.P., Dias, R.A., Di Giacomo, A.S., Fontana, C.S. & Palarea, C.M. (2012). Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology*, 83(3): 217–246. <<https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2012.00372.x>>.
- Berón, M.A. (2015). Chronological distribution and disturbance factors to evaluate population dynamics in Western Pampas, Argentina. *Quaternary International*, 356: 74–88. <<https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.10.038>>.
- Bibby, C., Jones, M. & Marsden, S. (1998). *Expedition Field Techniques: Bird Surveys*. Londres: Royal Geographical Society. 137 pp.
- BirdLife International. (2017a). *Anthus nattereri* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Cambridge: International Union for Conservation of Nature. [Consulted: 30.viii.2024]. <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22718611A111121906.en>>.
- BirdLife International. (2017b). *Culicivora caudacuta* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Cambridge: International Union for Conservation of Nature. [Consulted: 30.viii.2024]. <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22699415A110733573.en>>.
- Blair, J., Nippert, J. & Briggs, J. (2014). Grassland ecology. Pp. 389–423, in Monson, R.K. (Ed.). *Ecology and the Environment*. (1st Ed.). Nueva York: Springer Science. 599 pp.
- Castillo, H.del & Clay, R. (2005). *Atlas de las Aves del Paraguay*. Asunción: Guyra Paraguay. 212 pp.
- Collard, S., Le Brocque, A. & Zammit, C. (2009). Bird assemblages in fragmented agricultural landscapes: the role of small brigalow remnants and adjoining land uses. *Biodiversity and Conservation*, 18(7): 1649–1670. <<https://doi.org/10.1007/s10531-009-9500-0>>.

- [org/10.1007/s10531-008-9548-4](https://doi.org/10.1007/s10531-008-9548-4)>.
- Douglas, D.J., Waldinger, J., Buckmire, Z., Gibb, K., Medina, J.P., Sutcliffe, L., Beckmann, C., Collar, N.J., Jansen, R., Kamp, J. & Little, I. (2023). A global review identifies agriculture as the main threat to declining grassland birds. *Ibis*, 165(4): 1107–1128. <<https://doi.org/10.1111/ibi.13223>>.
- Egwumah, F.A., Egwumah, P.O. & Edet, D. (2017). Paramount roles of wild birds as bioindicators of contamination. *International Journal of Avian & Wildlife Biology*, 2(6): 194–199. <<https://doi.org/10.15406/ijawb.2017.02.00041>>.
- Fraixedas, S., Lindén, A., Piha, M., Cabeza, M., Gregory, R. & Lehikoinen, A. (2020). A state-of-the-art review on birds as indicators of biodiversity: Advances, challenges, and future directions. *Ecological Indicators*, 118: 106728. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106728>>.
- Gomes, M.S., Cavalcanti, I.F.A. & Müller, G.V. (2021). 2019/2020 drought impacts on South America and atmospheric and oceanic influences. *Weather and Climate Extremes*, 34: 100404. <<https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100404>>.
- Hammer, Ø., Happer, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologica Electronica*, 4: 9.
- Henwood, W.D. (2010). Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. *Great Plains Research*, 20(2): 121–134.
- Herrera, L., Nabinger, C., Weyland, F. & Parera, A. (2014). Caracterización de los pastizales del Cono Sur, servicios ecosistémicos y problemática actual de conservación. Pp. 20–39, in Parera, A., Paullier, I. & Weyland, F. (Eds.). *Índice de Contribución de Pastizales Naturales del Cono Sur: Una Herramienta para Incentivar a los Productores Rurales*. Montevideo: Aves Uruguay. 72 pp.
- Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H. & Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8(1): 23–29. <<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>>.
- Iriondo, M., Brunetto, E. & Kröhling, D. (2009). Historical climatic extremes as indicators for typical scenarios of Holocene climatic periods in the Pampean plain. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 283(3–4): 107–119. <<https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2009.09.005>>.
- Kanegae, M.F., Levy, G. & Freitas, R.S. (2012). Habitat use by Sharp-tailed Tyrant (*Culicivora caudacuta*), and Cock-tailed Tyrant (*Alectrurus tricolor*) in the Cerrado of Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 20(1): 52–58.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. & Rubel, F. (2006). World map of Köppen–Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3): 259–263. <<https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>>.
- Kröhling, D.M. (1999). Upper Quaternary geology of the lower Carcarañá Basin, North Pampa, Argentina. *Quaternary International*, 57–58: 135–148. <[https://doi.org/10.1016/S1040-6182\(98\)00055-X](https://doi.org/10.1016/S1040-6182(98)00055-X)>.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., Nix, H. & Lindenmayer, B.D. (2002). Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. *Ecological Monographs*, 72(1): 1–18. <[https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2002\)072\[0001:EOFFOB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2002)072[0001:EOFFOB]2.0.CO;2)>.
- Löhmus, A. (2022). Ecological sustainability

- at the forest landscape level: a bird assemblage perspective. *Land*, 11(11): 1965. <<https://doi.org/10.3390/land11111965>>.
- López-Lanús, B., Di Giacomo, A., Azpiroz, A., Haynes, P., Galimberti, A., Keyel, A., Ocampo, A., Güller, R., Moller Jensen, R., Mattalia, M., Cardozo, H., Giarduz, C., Papini, G. & Di Giacomo, A.G. (2013). Inventario focal de fauna de las estancias La Higuera, María Concepción, La Sirena y Virocay en el sitio piloto Aguapey: Corrientes, Argentina. Pp. 179–233, in Marino, G., Miñarro, F., Zaccagnini, M.E. & López-Lanús, B. (Eds.). *Pastizales y Sabanas del Cono Sur de Sudamérica: iniciativas para su conservación en la Argentina*. Buenos Aires: Aves Argentinas / Fundación Vida Silvestre. 574 pp.
- Miñarro, F. & Bilenca, D. (2008). *The conservation status of temperate grasslands in central Argentina*. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre. 25 pp.
- Morrone, J.J. (2014). Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa*, 3782(1): 1–110. <<https://doi.org/10.11646/zootaxa.3782.1.1>>.
- Narosky, T., Castillo, H. del & Clay, R.P. (2022). *Guía para la Identificación de las Aves de Paraguay*. Asunción: Guyra Paraguay. 251 pp.
- Naumann, G., Podesta, G., Marengo, J., Luterbacher, J., Bavera, D., Arias Muñoz, C., Barbosa, P., Cammalleri, C., Chamorro, L., Cuartas, A., de Jager, A., Escobar, C., Hidalgo, C., Leal de Moraes, O., McCormick, N., Maetens, W., Magni, D., Masante, D., Mazzeschi, M., Seluchi, M., Skansi, M.M., Spinoni, J. & Toreti, A. (2021). *The 2019–2021 extreme drought episode in La Plata Basin: A Joint Report from EC-JRC, CEMADEN, SISSA and WMO*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 44 pp. <<https://data.europa.eu/doi/10.2760/773>>.
- Ralph, C.J., Geupel, G.R., Pyle, P., Martin, T.E., DeSante, D.F., Milá, B., John, C., Geoffrey, R., Thomas, E. & David, F. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Washington, DC: Pacific Southwest Research Station, Forest Service. US Department of Agriculture. 46 pp.
- Roesch, L.F.W., Vieira, F.C.B., Pereira, V.A., Schünemann, A.L., Teixeira, I.F., Senna, A.J.T. & Stefenon, V.M. (2009). The Brazilian Pampa: a fragile biome. *Diversity*, 1(2): 182–198. <<https://doi.org/10.3390/d1020182>>.
- Sedgwick, P. (2012). Pearson's correlation coefficient. *The British Medical Journal*, 345: e4483. <<https://doi.org/10.1136/bmj.e4483>>.
- Solbrig, O.T. & Viglizzo, E. (2000). *Sustainable farming in the Argentine Pampas: History, society, economy, and ecology*. Cambridge: David Rockefeller Center for Latin American Studies. 40 pp.
- Sosa, L., Allello, F., Marino, G.D., Milkovic, M., Palacio, M.C., Castillo, J. & Morales, M.F. (2013). Fisiografía, vegetación y diversidad florística de los pastizales de los establecimientos ganaderos de los sitios piloto de Sant Fé, Corrientes y Entre Ríos. Pp. 87–125, in Marino, G., Miñarro, F., Zaccagnini, M.E. & López-Lanús, B. (Eds.). *Pastizales y Sabanas del Cono Sur de Sudamérica: iniciativas para su conservación en la Argentina*. Buenos Aires: Aves Argentinas / Fundación Vida Silvestre. 574 pp.
- Tapia, A.H. (2005). Archaeological perspectives on the ranquel chiefdoms in the north of the Dry Pampas, in the Eighteenth and Nineteenth Centuries. *International Journal of Historical Archaeology*, 9(3): 209–228. <<https://doi.org/10.1007/s10761-005-8280-y>>.

- Vaccaro, A.S., Dodyk, L., Lapido, R., de Miguel, A. & Grilli, P. (2020). ¿Cómo contribuye la Alianza del Pastizal a la conservación de las aves de la Pampa deprimida? *El Hornero*, 35: 95–109.
- Veldman, J.W. (2016). Clarifying the confusion: old-growth savannahs and tropical ecosystem degradation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 371(1703): 20150306. <<https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0306>>.
- Zaragoza-Quintana, E.P., Cotera-Correa, M., Scott-Morales, L.M., Pando-Moreno, M., Estrada-Castillón, A.E. & González-Rodríguez, H. (2022). Salud del ecosistema de pastizal y biomasa en áreas naturales protegidas para el perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*) en Nuevo León, México. *Acta Universitaria*, 32: e3495. <<https://doi.org/10.15174/au.2022.3495>>.
- Zárate, M. & Folguera, A. (2009). On the formations of the Pampas in the footsteps of Darwin: South of the Salado. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 64(1): 124–136.

Anexo 1



Anexo 1.A. Imagen satelital de Google Earth Pro 7.3.6 proveída por CNES/Airbus, fechada en 8.1.2024. Las fechas de las transectas son 2017 (blanco), 2018 (amarillo), 2019 (azul) y 2020 (rojo). Nótese que en el año 2020 se realizaron 7 transectas en lugar de 6.

Anexo 1.B. Coordenadas en grados decimales de inicio (I) y fin (F) de cada transecta.

		06-II-2017		22-II-2018		23-I-2019		19-II-2020	
		Lat	Long	Lat	Long	Lat	Long	Lat	Long
T1	I	-57.07898	-25.73032	-57.09825	-25.72008	-57.08050	-25.72597	-57.07719	-25.72575
	F	-57.07698	-25.73232	-57.09555	-25.71891	-57.08188	-25.72836	-57.07355	-25.72416
T2	I	-57.07797	-25.72484	-57.10138	-25.72083	-57.08403	-25.72652	-57.07425	-25.72777
	F	-57.07512	-25.72554	-57.09988	-25.72373	-57.08477	-25.72875	-57.07830	-25.72794
T3	I	-57.08528	-25.72235	-57.10363	-25.72416	-57.08430	-25.72138	-57.08804	-25.72066
	F	-57.08589	-25.72493	-57.10366	-25.72147	-57.08469	-25.71872	-57.08819	-25.71707
T4	I	-57.08844	-25.72128	-57.08936	-25.72200	-57.08469	-25.71722	-57.08733	-25.71542
	F	-57.09023	-25.71908	-57.09030	-25.71947	-57.08644	-25.71502	-57.08364	-25.71703
T5	I	-57.10028	-25.72363	-57.08505	-25.72219	-57.08740	-25.71999	-57.08265	-25.71860
	F	-57.09996	-25.72113	-57.08605	-25.72475	-57.08711	-25.72312	-57.08093	-25.72192
T6	I	-57.10274	-25.72395	-57.08533	-25.71922	-57.08850	-25.71702	-57.08855	-25.72155
	F	-57.10097	-25.72606	-57.08350	-25.71705	-57.08913	-25.71438	-57.09250	-25.72016
T7	I							-57.08336	-25.72081
	F							-57.08464	-25.71741

Anexo 2

Anexo 2.A (inicio). Especies y número de individuos registrados por transecta. El arreglo taxonómico sigue a Narosky *et al.* (2022). Los superíndices numéricos corresponden a la clasificación de Azpiroz *et al.* (2012) de categoría de uso del hábitat para especies obligatorias (1), facultativas (2) y generalistas (3); resaltándose en color rojo las especies excluidas de los análisis por no encontrarse utilizando el pastizal natural. Los colores de los años se corresponden con los del Anexo 1.

Año	2017						2018						2019						2020						
Transectas	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	7
Tinamiformes																									
Tinamidae																									
<i>Nothura maculosa</i> ²								9	1				1	1	1	1	1			1	1			1	
<i>Rhynchotus rufescens</i> ²							1			1		1						1			1	2			
Pelecaniformes																									
Ardeidae																									
<i>Bubulcus ibis</i> ²				25	1					1															
<i>Syrigma sibilatrix</i> ²							1			1					2						1				
Threskiornithidae																									
<i>Phimosus infuscatus</i> ²												12													
Anseriformes																									
Anatidae																									
<i>Amazonetta brasiliensis</i> ²				2		2															2				
Cathartiformes																									
Cathartidae																									
<i>Coragyps atratus</i> ³							6																		
Accipitriformes																									
Accipitridae																									
<i>Buteogallus meridionalis</i> ³						1				1		1													
<i>Circus buffoni</i> ²												1													
Falconiformes																									
Falconidae																									
<i>Caracara plancus</i> ²					2	1	1										1								
<i>Falco sparverius</i> ³										1					1		2								
<i>Daptrius chimachima</i> ³												1													
<i>Daptrius chimango</i> ²						1	5	2		1	2	3		3	1						1			1	

Anexo 2.A (continuación). Especies y número de individuos registrados por transecta. El arreglo taxonómico sigue a Narosky *et al.* (2022). Los superíndices numéricos corresponden a la clasificación de Azpiroz *et al.* (2012) de categoría de uso del hábitat para especies obligatorias (1), facultativas (2) y generalistas (3); resaltándose en color rojo las especies excluidas de los análisis por no encontrarse utilizando el pastizal natural. Los colores de los años se corresponden con los del Anexo 1.

Año	2017						2018						2019						2020						
Transectas	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	7
Gruiformes																									
Rallidae																									
<i>Mustelirallus albicollis</i> ³		1	2						1				2				1								
Charadriiformes																									
Charadriidae																									
<i>Vanellus chilensis</i> ²			3		3	4		4	5			2	3	2	5		5			2		3			6
Columbiformes																									
Columbidae																									
<i>Columbina talpacoti</i> ³		1				1													1						
<i>Leptotila verreauxi</i> ³																1									
<i>Patagioenas picazuro</i> ³								1																	
<i>Patagioenas cayennensis</i> ³												3													
<i>Zenaida auriculata</i> ³	30		1													2		2							
Psittaciformes																									
Psittacidae																									
<i>Myiopsitta monachus</i> ³					4	9					3														
Cuculiformes																									
Cuculidae																									
<i>Crotophaga ani</i> ³		1				1																			
<i>Guira guira</i> ³								6																	
<i>Tapera naevia</i> ²									1																
Piciformes																									
Picidae																									
<i>Colaptes campestris</i> ³														2		1	2					1			2

Anexo 2.A (continuación). Especies y número de individuos registrados por transecta. El arreglo taxonómico sigue a Narosky *et al.* (2022). Los superíndices numéricos corresponden a la clasificación de Azpiroz *et al.* (2012) de categoría de uso del hábitat para especies obligatorias (1), facultativas (2) y generalistas (3); resaltándose en color rojo las especies excluidas de los análisis por no encontrarse utilizando el pastizal natural. Los colores de los años se corresponden con los del Anexo 1.

Año	2017						2018						2019						2020						
Transectas	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	7
Passeriformes																									
Furnariidae																									
<i>Furnarius rufus</i> ³								1						1		1									
<i>Phacellodomus ruber</i> ³			2											1		1									
<i>Schoeniophylax phryganophila</i> ³			2	1																					
Hirundinidae																									
<i>Alopochelidon fucata</i> ²														8					20						
<i>Hirundo rustica</i> ³									2																
<i>Progne tapera</i> ²					1	7		1						1	2			1							2
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> ²																			10						
<i>Tachycineta leucorrhoa</i> ³															79	3									
Icteridae																									
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> ²		1																							
Mimidae																									
<i>Mimus saturninus</i> ³				1										2											1
Motacillidae																									
<i>Anthus nattereri</i> ¹								1												1					
<i>Anthus chii</i> ²											2								3						
Passerellidae																									
<i>Ammodramus humeralis</i> ²	8	1		2	1				3		3		1	1	3	1			3	2	2	2		1	1

Anexo 2.A (final). Especies y número de individuos registrados por transecta. El arreglo taxonómico sigue a Narosky *et al.* (2022). Los superíndices numéricos corresponden a la clasificación de Azpiroz *et al.* (2012) de categoría de uso del hábitat para especies obligatorias (1), facultativas (2) y generalistas (3); resaltándose en color rojo las especies excluidas de los análisis por no encontrarse utilizando el pastizal natural. Los colores de los años se corresponden con los del Anexo 1.

Año	2017						2018						2019						2020						
Transectas	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	7
Thraupidae																									
<i>Emberizoides herbicola</i> ²		2	4						1			1	2	1	2	1			1		2				
<i>Emberizoides ypiranganus</i> ²		1	1		1						3		1	2		1	3		1	2					
<i>Embernagra platensis</i> ²	1				2						1														
<i>Saltator coerulescens</i> ³																1									
<i>Sicalis luteola</i> ²	1																								
<i>Sporophila hypoxantha</i> ²	1					1																			
<i>Sporophila pileata</i> ²		1				3													3						
Tyrannidae																									
<i>Culicivora caudacuta</i> ²			4														1								
<i>Machetornis rixosa</i> ³								2																	
<i>Pitangus sulphuratus</i> ³														1		1									
<i>Polystictus pectoralis</i> ¹		1																							
<i>Tyrannus melancholicus</i> ³			3																						
<i>Tyrannus savana</i> ³															1										
<i>Nengetus cinereus</i> ²							1								1							1			
<i>Xolmis irupero</i> ³								1	1																