

Respuesta a Corto Plazo de las Aves a la Quema y al Pastoreo en Pastizales del Parque Nacional Mburucuyá, Argentina

Mariano ORDANO¹; Andrés BORTOLUZZI²; Mario CHATELLENAZ³ y Luis BIANCUCCI⁴

Abstract: *SHORT-TERM RESPONSE OF BIRDS TO BURN AND GRAZING IN GRASSLANDS OF MBURUCUYÁ NATIONAL PARK, ARGENTINA.* - We assessed short-term bird responses to three management regimes: (1) unburned-ungrazed (CLOSURE), (2) burned-ungrazed (BURNING), (3) grazed-unburned (GRAZING), in a 335 ha grassland area. We sampled birds and vegetation in seven transects, three transects in CLOSURE, two in BURNING and two in GRAZING. We detected 398 individuals of 30 species in 70 bird counts (ten visits per transect). The variable with greater variation was species composition. Ten bird species were present only in CLOSURE, seven species were only in BURNING and five species were only in GRAZING. Only one bird species was present in all management regimes. Rarefaction curves showed that CLOSURE sites could accumulate a higher species number. However, mean bird richness and mean abundance (total, grassland birds, and trophic groups) appeared not to be affected by management regime. Vegetation composition was heterogeneous in terms of cover among management regimes. Plant richness, tiller height and litter depth were higher in CLOSURE sites, with a significant management regime effect. Variation in plant richness and tiller height was explained by local-scale effect. However, we not find any association between vegetation variables and bird richness and abundance. Our results suggest that in the managed grasslands of Mburucuyá National Park, closures could result in an increase of plant richness, plant height and litter accumulation. In the short-term, it could promote bird species turnover (?-diversity) among management regimes, that which represents a challenge to reconcile management and conservation goals.

Resumen: *RESPUESTA A CORTO PLAZO DE LAS AVES A LA QUEMA Y AL PASTOREO EN PASTIZALES DEL PARQUE NACIONAL MBURUCUYÁ, ARGENTINA.* - Evaluamos las respuestas a corto plazo de las aves a tres regímenes de manejo: (1) no quemado – no pastoreado (CLAUSURA), (2) quemado – no pastoreado (QUEMA), (3) pastoreado –no quemado (PASTOREO), en un área de pastizales de 335 ha. Muestreamos aves y vegetación en siete transectas, tres transectas en CLAUSURA, dos en QUEMA y dos en PASTOREO. Detectamos 398 individuos de 30 especies en 70 conteos de aves (10 visitas por transecta). La variable con mayor variación fue la composición de especies. Diez especies de aves estuvieron presentes sólo en CLAUSURA, siete especies sólo en QUEMA y cinco especies sólo en PASTOREO. Solamente una especie estuvo presente en todos los regímenes de manejo. Las curvas de rarefacción mostraron que los sitios de CLAUSURA podrían acumular un mayor número de especies. No obstante, la riqueza promedio y la abundancia promedio de aves (total, aves de pastizales y grupos tróficos) pareció no ser afectada por el régimen de manejo. La composición de la vegetación fue heterogénea en términos de cobertura entre regímenes de manejo. La riqueza de plantas, la altura de los pastos y la profundidad del mantillo presentaron mayores valores en los sitios de CLAUSURA, con un efecto significativo del régimen de manejo. La variación en riqueza de plantas y altura de los pastos fue explicada por efectos a escala local. No obstante, no encontramos ninguna asociación entre las variables de la vegetación y la riqueza y abundancia de aves. Nuestros resultados sugieren que en los pastizales manejados del Parque Nacional Mburucuyá, las clausuras podrían resultar en un incremento en la riqueza de plantas, la altura de las plantas y la acumulación del mantillo. En el corto plazo, esto podría promover un recambio en especies de aves (diversidad beta) entre regímenes de manejo, lo cual representa un desafío para compatibilizar objetivos de manejo y conservación.

Key Words: Bird assemblages. Burning. Grazing. Neotropical grasslands. Savannas. Natural areas management.

Palabras clave: Ensamblajes de aves. Quemadas. Pastoreo. Pastizales neotropicales. Sabanas. Manejo de áreas naturales.

¹ Instituto Nacional de Limnología, INALI-CONICET, J. Maciá 1933, Santo Tomé 3016, Santa Fe, Argentina; e Instituto de Ecología, A.C., Dpto. de Biología Evolutiva, Apdo. Postal 63, Xalapa 91070, Veracruz, México.

E-mail: mariano.ordano@gmail.com

² Cátedra de Ecología de Poblaciones, Facultad de Ciencias y Técnica, Sede Paraná, Universidad Autónoma de Entre Ríos, Argentina. E-mail: andres_bortoluzzi@yahoo.com.ar

³ Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura, Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina. E-mail: mchatellenaz@yahoo.com.ar (autor para correspondencia).

⁴ Natural Sciences Building, Room 205. University of Montana. Missoula, MT 59812. USA-

E-mail: luis.biancucci@gmail.com

Introducción

El fuego y el pastoreo por ganado afectan la composición y estructura de los ensambles de aves de pastizales, a través de cambios en la estructura del hábitat, la disponibilidad de alimento, refugio y sitios de reproducción (Wiens 1989, Bock & Bock 1988, Shriver *et al.* 1999, Vickery *et al.* 2001, Skowno & Bond 2003, Saab & Powell 2005, Sutter & Ritchison 2005). Aunque investigaciones previas proveen abundante información sobre el impacto del fuego y el pastoreo sobre las aves, son aún escasos los estudios llevados a cabo en Latinoamérica (Bourne 1988, Marone 1990, Naranjo 1992, Comparatore *et al.* 1996, Cavalcanti & Alves 1997, Koenen & Koenen 2000, Gonnet 2001, Isacch & Martínez 2001, Isacch *et al.* 2004, 2005, Sassi *et al.* 2006). En contraste, hay una creciente necesidad de información sobre las aves de pastizales neotropicales (Stotz *et al.* 1996, Vickery *et al.* 1999, Vickery & Herkert 2001, Isacch *et al.* 2003, Bilenca & Miñarro 2004, Zalba & Cozzani 2004, Di Giacomo 2005, Di Giacomo & Krapovickas 2005; ver también el enlace <<http://www.avesargentinas.org.ar/cs/conservacion/pastizales.php>>)

El estudio de las aves de pastizales del sureste de Sudamérica tiene varios méritos potenciales. En primer lugar, en tiempos de la conquista de América (siglo XVI), casi un cuarto de la superficie de Sudamérica estaba “originalmente” cubierta por pastizales naturales (Burkart 1975), mientras que actualmente quedan pocos pastizales no modificados por las actividades humanas (Filloy & Bellocq 2006). Debido al relativamente alto nivel de endemismo de las aves de pastizales, el valor de conservación de los pastizales neotropicales ha ido incrementándose (Stotz *et al.* 1996). Los pastizales del sur de Sudamérica son una importante región para la conservación de 25 especies de aves consideradas amenazadas a nivel global, y como áreas de invernada de especies migratorias de Norteamérica (Di Giacomo & Krapovickas 2005). Segundo, la región de las Pampas y áreas circundantes han sido afectadas por el fuego históricamente (es decir, también en épocas precolombinas) y por el pastoreo por ganado (vacas, caballos, ovejas, cabras) desde la colonización española, con un incremento de la actividad ganadera durante el siglo veinte (Soriano 1992, Krapovickas & Di Giacomo 1998, Vickery *et al.* 1999). El fuego es generalmente usado para promover el rebrote de pasturas para el ganado y para disminuir la arbustización o invasión de plantas leñosas (Eskuche 1992, Fontana 1996). Tercero, parte de esta región, incluyendo el área de estudio de este trabajo, pertenece a un “Área de Endemismos de Aves”, los “Pastizales Mesopotámicos Argentinos” (Endemic Bird Area, the Argentine Mesopotamian Grasslands; Stattersfield *et al.* 1998), que es considerada un área de alta prioridad para la conservación de especies granívoras (Silva 1999, Filloy & Bellocq 2006). Tanto el sobrepastoreo como las quemas de áreas de pastizales naturales han sido consideradas amenazas para esta región (Stattersfield *et al.* 1998, Di Giacomo & Krapovickas 2005). Consecuentemente, entender cómo el fuego y el pastoreo afectan a las aves de pastizales puede ser importante para elaborar lineamientos de manejo y conservación compatibles con el manejo de los pastizales naturales.

Llevamos a cabo este estudio en el Parque Nacional Mburucuyá, Argentina, un Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA; Di Giacomo 2005, Di Giacomo & Krapovickas 2005, Saibene 2005). Aunque los trabajos a corto plazo tienen muchas limitaciones para proveer resultados concluyentes (Petersen & Best 1999, Rotella *et al.* 1999, Parr & Chown 2003, Winter *et al.* 2005), este estudio es presentado como un punto de partida para discutir ideas sobre la influencia del fuego y el pastoreo sobre las aves de pastizales en áreas naturales que mantienen pastizales bajo condiciones de manejo. Los objetivos específicos de este trabajo fueron (1) describir la composición y estructura del ensamble de aves de pastizales y de la vegetación bajo diferentes regímenes de quema y pastoreo, (2) documentar respuestas de las aves, a corto plazo, a los diferentes regímenes de manejo, en términos de la abundancia y riqueza de especies,

(3) examinar las relaciones entre la abundancia y riqueza de aves y la composición y estructura de la vegetación en los diferentes regímenes de manejo.

Métodos

ÁREA DE ESTUDIO. El estudio fue llevado a cabo en el Parque Nacional Mburucuyá (PNM, 17680 ha) entre julio de 1998 y febrero de 1999. El PNM está ubicado en el centro-noroeste de la provincia de Corrientes, Argentina (lat 28°00'S- long 58°01'W), a 68 m snm (Fig. 1). La precipitación media anual es de 1360 mm y la temperatura media anual es de 21.3°C (Estación Meteorológica General Paz). Está situado en el extremo este de la región del Chaco (Chaco Oriental *sensu* Cabrera 1976), sobre el borde oeste del Estero Santa Lucía; en el Departamento Mburucuyá, que tiene una superficie de 102100 ha y una población humana de 9012 habitantes (Censo Nacional 2001).

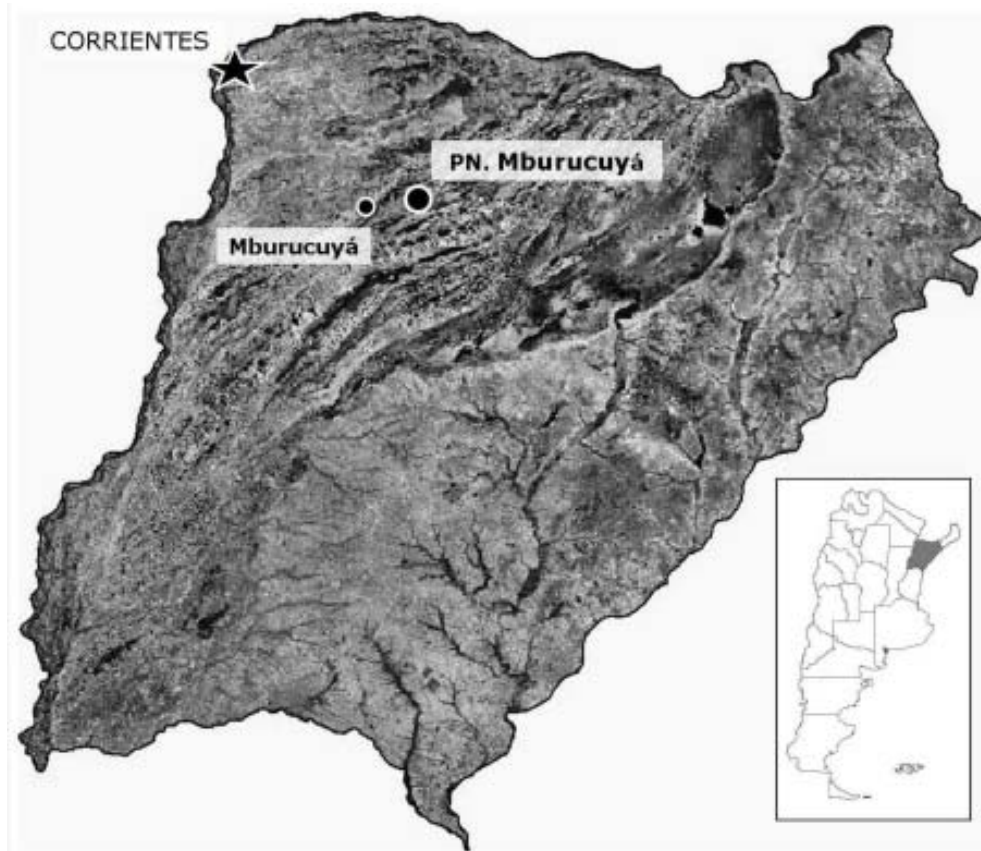


Figura 1. Ubicación del Parque Nacional Mburucuyá en la provincia de Corrientes.

En general, desde el siglo XVII el uso de la tierra ha sido dominado por el manejo de ganado. En 1999, en el Departamento Mburucuyá, 60006 hectáreas fueron dedicadas a la cría de ganado (principalmente bovino, aproximadamente 0.84 cabezas de ganado/ha), 1915 ha a cultivos y 297 ha a forestaciones (Forclaz 2001).



Figura 2. Pastizal de *Andropogon lateralis* con palmares de *Butia yatay* en el Potrero Tung (Parque Nacional Mburucuyá), manejado con exclusión de fuego y ganadería. Imagen correspondiente a marzo de 1998 (Foto: M. Chatellenaz).



Figura 3. Pastizal de *Andropogon lateralis* rebrotando después de una quema, en el Potrero 2 Grande (Parque Nacional Mburucuyá). Imagen que representa el manejo tradicional de estas formaciones vegetales en el nordeste argentino. Imagen obtenida en 2004 (Foto cortesía Gerardo Elst).

El paisaje del PNM es una sabana, con pastizales entremezclados con bosques de *Ocotea acutifolia* y *Schinopsis balansae*, palmares de *Butia yatay* (Fig. 2), «esteros», cañadas y pequeñas lagunas oligotróficas. Casi un 14% de la superficie del Parque está cubierto por pastizales (Carlos Saibene & Silvana Montanelli, Administración de Parques Nacionales, com. pers.). En los campos vecinos al PNM, el sobrepastoreo fue evidente, con pastizales bajos y con baja cobertura, particularmente en el límite este del parque (Mario Chatellenaz, obs. pers.); y en donde los propietarios mantienen pequeñas superficies cultivadas con maíz y/o mandioca y el pastoreo por ganado es llevado a cabo en pequeños parches de pastizales. En el PNM y los campos vecinos, palmeras (*Butia yatay*) han sido frecuentemente taladas desde principios del siglo XX y reemplazadas principalmente por algodón, tabaco, mandioca, maíz y cítricos. Dentro del Parque estas actividades fueron llevadas a cabo hasta la década de 1970.

En el PNM, los “potreros” para ganado fueron manejados con quemas realizadas con una frecuencia anual o cada año y medio (quema “tradicional”), según la acumulación de materia seca, el clima y las necesidades del ganado (Michael Hutton, com. pers.) (Fig. 3). En estos potreros, la carga de ganado fue baja (aproximadamente 0.33 cabezas de ganado/ha; comparar con 0.84 cabezas de ganado/ha reportadas por Forclaz (2001)².

Selección de sitios, historia de manejo y muestreo de aves

Se seleccionaron todos los parches de pastizales (335 ha en total) dentro del único área de manejo disponible dentro del PNM (1200 ha en total que representaban aproximadamente 57% del área total de pastizales del Parque). Tres tratamientos fueron aplicados: no quemado y no pastoreado (referido de aquí en más como CLAUSURA), quemado y no pastoreado (referido como QUEMA y transectas quemadas), pastoreado y no quemado (referido como PASTOREO y transectas pastoreadas). La combinación de quemado y pastoreado (esto es, un sitio pastoreado con la misma frecuencia de quemas que el sitio quemado) fue inviable. Dentro de cada tratamiento se ubicaron transectas en faja de 50 m de ancho a cada lado de la línea central, de longitud variable de acuerdo al tamaño del parche. Toda el área de manejo disponible fue quemada en julio de 1997, antes del comienzo del estudio. El diseño experimental, las características específicas del sitio y la historia de manejo se describen en la Tabla 1. Reconocemos que este estudio tiene problemas de pseudoreplicación (Hulbert 1984). Sin embargo, el diseño fue pensado para maximizar la detectabilidad de aves (seleccionamos todos los parches de pastizales disponibles), intentando contrarrestar la poca superficie disponible para experimentación en el PNM. Consecuentemente, en este estudio damos por supuesto que los conteos de aves realizados en las transectas deberían haber reflejado la variación en la selección de hábitat por las aves, más que la variación en detectabilidad de aves. Dadas las limitaciones de diseño de muestreo de este estudio (ver Feinsinger 2003) y el breve período en el que fue llevado a cabo, la interpretación de nuestros resultados debe tomarse con precaución. Tomando en cuenta estas limitaciones y la naturaleza preliminar de los datos, nuestro trabajo intenta promover ideas para futuras investigaciones.

La longitud de las transectas dependió de la superficie y forma de los parches de pastizales. Aunque la longitud de las transectas puede afectar los conteos de aves (Verner 1985), pensamos que nuestro muestreo maximizó la detectabilidad de aves dentro de los parches (esto es,

² Información más detallada acerca de la vegetación puede encontrarse en Carnevali (1994), Saibene & Montanelli (1997) y Stamatti (2002). Información adicional está disponible en línea en:
- http://www.parquesnacionales.gov.ar/03_ap/25_mburucuya_PN/25_mburucuya_PN.htm
- <http://www.sib.gov.ar/>

incrementando la detectabilidad de aves por régimen de manejo; ver además la sección de análisis estadístico). Usamos muestreos con transectas porque ofrece una mejor detectabilidad de aves en áreas abiertas (Bibby *et al.* 1992, ver también Roberts & Schnell 2006). Las transectas estuvieron separadas al menos por 300 m para reducir la probabilidad de contar dos veces un mismo individuo.

Entre el 3 y el 7 de febrero de 1999, llevamos a cabo 70 conteos durante cuatro horas después del amanecer y cuatro horas antes del atardecer. La mayoría de los conteos de aves son realizados a la mañana; sin embargo, para incrementar la eficiencia de muestreo considerando el tiempo y presupuesto disponible para este estudio (fueron necesarios 6 viajes en un período de 8 meses para completar los muestreos de vegetación, preparar los muestreos de aves y llevarlos a cabo); realizamos una prueba piloto en noviembre de 1998 en la que encontramos que la detectabilidad de aves no variaba significativamente entre conteos de la mañana y la tarde (prueba de Friedman, número de individuos = $X^2(4,3) = 4.7$, $P > 0.05$; riqueza de especies = $X^2(4,3) = 3.4$, $P > 0.05$). Basado en estos resultados, llevamos a cabo conteos de aves durante la mañana y la tarde, asumiendo que la actividad diaria de las aves no iba a cambiar en febrero, cuando hicimos los conteos. Aunque cinco días de conteo no es suficiente para acumular una lista completa de especies para un parche de pastizal en particular, este muestreo permitió la detección de un subconjunto de especies para comparar entre regímenes de manejo. Cada transecta fue recorrida diez veces en buenas condiciones climáticas. Los conteos fueron llevados a cabo por dos observadores, con un mismo número de conteos por transecta por observador. Las transectas fueron marcadas cada 50 m con varillas de alambre y cintas de colores a lo largo de la línea central y en los laterales. Los observadores caminaron a 1 km por hora a lo largo de la línea central, registrando todas las aves escuchadas y vistas en el área marcada. Durante los conteos, las aves sobrevolando las transectas (e.g., aves acuáticas, golondrinas) y aquellas detectadas fuera de los límites de las transectas, fueron usadas para hacer una lista de especies, a modo de referencia para una comparación simple con las aves detectadas dentro de las transectas. Esta lista se presenta en el Apéndice 1, y sus datos no se incluyen en ninguno de los análisis formales que realizamos con los datos de las aves detectadas dentro de las transectas.

De acuerdo a nuestra percepción del uso de hábitat por varias especies de aves durante el período de estudio, categorizamos como aves de pastizales a *Rhea americana*, *Rhynchotus rufescens*, *Nothura maculosa*, *Anthus* sp., *Ammodramus humeralis*, *Emberizoides herbicola*, *E. ypiranganus*, *Sporophila collaris*, *S. ruficollis*, *Leistes superciliaris* y *Pseudoleistes guiraburo*. Por otro lado, agrupamos las especies en tres grupos tróficos, basado en observaciones en el área de estudio y en la literatura (López de Casenave *et al.* 1998): insectívoros, granívoros y omnívoros. Las categorías fueron simplificadas debido a la baja detectabilidad de aves de pastizales. Por ejemplo, categorizamos como granívoros tanto a granívoros de espigas como los *Sporophila*, como a granívoros terrestres tales como *A. humeralis* o *Zonotrichia capensis*. En el orden sistemático seguimos a Sibley & Monroe (1990).

Muestreo de vegetación

Entre enero y febrero de 1999, dentro de cada transecta de conteo de aves, fueron ubicados al azar cuadrados de 4 x 4 m cubriendo un 8% de la superficie total de pastizales (5-11 cuadrados por transecta, 53 cuadrados en total). En cada cuadrado, estimamos en una escala ordinal la cobertura vegetal total y la cobertura por especie (Braun-Blanquet 1979). En cada una de las esquinas de cada cuadrado medimos la altura de las plantas y la profundidad del mantillo (ambas en cm). La altura de los pastos fue medida como la distancia entre el suelo y la punta del pasto o

Región de manejo	Tamaño del paraje de pastizal (ha)	Transecta número	Longitud de la transecta (m)	Viejo nombre dado al sitio	Características del paisaje e historia de manejo. Datos históricos de Tróels Myrdal Pedersen en comunicación personal a Carlos Salbene (com. pers.)
No quemado, no pastoreado (CLAUSURA)	85	1	150	Tung	Forestación con "Tung" (<i>Albizia julibriss</i>) hacia 1966. Luego fue talado y arado. Actualmente con palmeras de <i>Bassia yucca</i> . Sin ganado desde 1995. Última quema en julio de 1997.
		2	100		
Quemado y no pastoreado (QUEMA)	100	3	100	2 Grande	Forestado con "Tung" hacia 1966. Luego fue removido, desmontado y cultivado hasta la década de 1970. Sin ganado desde enero de 1997. Las transectas 4 y 5 fueron quemadas en julio de 1997. Luego la transecta 4 fue quemada en agosto de 1998 y la transecta 5 fue quemada en noviembre de 1998.
		4	200		
		5	350		
Pastoreado y no quemado (PASTOREO)	150	6	250	17	Las palmeras fueron taladas en 1942. La sección este fue cultivada en 1946 y la vegetación secundaria se estableció hasta 1960, época en la que fue cultivada hasta 1970. Otras secciones mantienen los pastizales "originales" de <i>Asclepias latránd</i> y <i>Elyonurus oviflor</i> . Fue quemada en agosto de 1995, agosto de 1996 y julio de 1997. La carga de ganado (principalmente vacas y caballos) se mantuvo en aproximadamente 0,33 cabezas/ha. El ganado fue acerrado en diciembre de 1998.
		7	100		

Tabla 1. Características de las transectas de muestreo de aves, en pastizales manejados del Parque Nacional Mburucuyá, Argentina.

hierba. La profundidad del mantillo fue medida como la distancia entre el suelo y el límite de la capa de mantillo. Las plantas no identificadas en el campo fueron colectadas para su posterior identificación utilizando colecciones de referencia (Herbarium Humboldtianum -CTESN-, Universidad Nacional del Nordeste, Argentina).

Análisis estadístico

Para examinar la representatividad de los conteos de aves, corrimos curvas de acumulación de especies. Tratando a cada conteo como una unidad de muestreo, computamos curvas de rarefacción basadas en muestras y escaladas al número de individuos. Usamos los procedimientos descritos por Gotelli & Colwell (2001) y Colwell (2006), con el programa EstimateS 8 (Colwell 2006), usando 50 aleatorizaciones y muestreo sin reemplazo. Un análisis de varianza (ANOVA) univariado de medidas repetidas, con suma de cuadrados tipo III, fue corrido para cada variable de respuesta de los datos de aves (riqueza, abundancia, grupos tróficos). En el modelo, el régimen de manejo fue un factor fijo, la transecta un factor aleatorio en bloque (y por lo tanto controlando la variación en longitud de la transecta), y la visita fue el factor repetido. Los datos de conteo fueron transformados como la raíz cuadrada de $X+3/8$ para intentar normalizar los datos (Zar 1996). En un análisis posterior, las aves en bandadas (*P. guirahuro* y *L. superciliaris*) no fueron incluidas en los análisis para examinar sus posibles efectos sobre los conteos de aves (Bart & Schoultz 1984). Los individuos no identificados (3.77 % de la muestra total) fueron excluidos de los análisis. Para describir la estructura y composición de la vegetación en términos de cobertura, aplicamos un análisis de correspondencia múltiple (ACM). Esta es una técnica exploratoria que permite analizar correspondencias entre especies y transectas, cuyo resultado ofrece información similar a aquella producida por un análisis de factores (Greenacre 1984). La variación en riqueza de especies de plantas, altura de las plantas y profundidad del mantillo, entre regímenes de manejo, fue analizada usando un ANOVA factorial con suma de cuadrados tipo III. En el modelo, el régimen de manejo fue un factor fijo y la transecta un factor aleatorio. Comparaciones *a posteriori* fueron corridas con el procedimiento Games-Howell. Los datos de altura de las plantas y profundidad del mantillo fueron transformados como $\log(X+1)$, y los datos de conteo de especies de plantas fueron transformados como la raíz cuadrada de $X+3/8$. Para examinar la asociación entre la riqueza de las plantas, las variables de estructura de vegetación, con la abundancia y riqueza de aves por transecta (total, de aves de pastizales y por grupo trófico) corrimos correlaciones de Spearman (Zar 1996). Aplicamos la corrección de Bonferroni a las pruebas repetidas sobre las diferentes variables de respuesta, estableciendo el criterio de significancia en $P = 0.003$. En el resto de los análisis el criterio de significancia fue de $P = 0.05$. Los valores presentados en el texto son media \pm error estándar. Los ANOVAs fueron corridos usando General Linear Modeling con SuperANOVA (Abacus Concepts 1989), el ACM fue corrido en Statistica 5.5 (StatSoft Inc. 2000).

Resultados

RIQUEZA DE PLANTAS, ALTURA DE LAS PLANTAS Y PROFUNDIDAD DEL MANTILLO

En 53 cuadrados contamos 35 especies de plantas, 61% de las cuales fueron pastos. La riqueza de plantas fue levemente afectada por el régimen de manejo (*Apéndice 2*), siendo menor en las transectas quemadas (*Tabla 2*), y sólo hubo diferencias significativas entre QUEMA y PASTO-

REO ($P < 0.01$). Hubo además un efecto significativo de la interacción entre el régimen de manejo y la transecta (*Apéndice 2*), lo que indica que el efecto del régimen de manejo dependió de las condiciones de cada transecta en particular. La altura de las plantas difirió entre regímenes de manejo y entre transectas, e igualmente ambos factores afectaron conjuntamente la altura de las plantas (interacción de factores; *Apéndice 2*). Todos los regímenes de manejo difirieron entre ellos (*Tabla 2*; $P < 0.01$). Para la profundidad del mantillo, el régimen de manejo explicó el 97% de la varianza (*Apéndice 2*); y así como resultó para la altura de las plantas, los más altos valores de profundidad del mantillo ocurrieron en los sitios de CLAUSURA (*Tabla 2*; $P < 0.01$).

Variable	Régimen de manejo		
	CLAUSURA	QUEMA	PASTOREO
Número de cuadrados relevados	18	19	16
Riqueza de especies de plantas	9.5 ± 0.5	7.7 ± 0.5	9.8 ± 0.4
Altura de las plantas	113.4 ± 5.3	87.2 ± 4.1	47.5 ± 4.1
Profundidad del mantillo	31.0 ± 1.1	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1

Tabla 2. Variables de vegetación (se indica media ± error estándar) detectadas por cuadrado de muestreo, relevados en transectas ubicadas en pastizales del Parque Nacional Mburucuyá, Argentina.

COBERTURA Y COMPOSICIÓN DE ESPECIES DE PLANTAS

Todos los cuadrados cayeron dentro de la máxima categoría de cobertura ($> 75\%$), por lo tanto, no incluimos esta variable en ninguno de los análisis. En todas las transectas, *Andropogon lateralis* tuvo la más alta cobertura. Las especies exclusivas encontradas dentro de un régimen particular de manejo fueron, para (1) CLAUSURA: *Commelina erecta*, *Croton* sp., *Erechtitbes hieracifolia* y *Schizachyrium* sp.; (2) QUEMA: *Andropogon selloanus*, *Eleocharis* sp., *Juncus microcephalus*, *Paspalum* sp., *P. guenoarum* y *P. plicatulum*; (3) PASTOREO: *Axonopus* sp., *Chamaecrista* sp., *Cyperus* sp., *Elyonurus muticus* y *Orthopappus angustifolius*. Las especies localizadas en los tres regímenes de manejo fueron: *A. lateralis*, *Centella asiatica*, *Cyperus obtusatus*, *Desmodium incanum*, *Polygala molluginifolia*, *Rhynchospora tenuis*, *Setaria geniculata* y *Tibouchina gracilis*. El ACM con 35 especies, siete transectas, y la cobertura como variables, resultó en 19.5% de la inercia total y todos los autovalores fueron < 1 . Los ejes 1 y 2 explicaron 7.7% de la inercia total. El eje o dimensión 1 separó a las transectas de CLAUSURA de aquellas transectas de QUEMA y PASTOREO (Figura 4). El eje o dimensión 2 diferenció a las transectas de QUEMA de las transectas de PASTOREO. Las transectas de CLAUSURA se presentaron con una composición de especies heterogénea en términos de cobertura. Esto es, una mayor similitud fue observada entre las transectas 2 y 5 (bajo CLAUSURA y QUEMA, respectivamente) que entre las transectas 1 y 2 (ambas de CLAUSURA). Estos resultados mostraron que el régimen de manejo afectó la composición de especies de plantas, pero la baja cantidad de varianza explicada por el análisis sugiere que otros factores estuvieron involucrados además del efecto del régimen de manejo. Excepto para las transectas 4 y 5 (QUEMA), se observó poca similitud entre las transectas (Figura 4).

COMPOSICIÓN, ABUNDANCIA Y RIQUEZA DE ESPECIES DE AVES

Contamos 398 individuos de 30 especies durante 70 conteos en siete transectas (*Tabla 3*); 38% de estas especies fueron aves de pastizales. Especies que fueron representadas por un solo individuo constituyeron el 15% de los conteos. Las especies más comunes fueron *L. superciliosus* (frecuencia de observación = 0.8), *E. ypiranganus* (0.7) y *Anthus* sp. (0.7). Note que ninguna de las especies comunes fue una especie exclusiva de un régimen de manejo en particular (*Tabla 3*). Diez especies (33%) se encontraron solamente en CLAUSURA, otras siete especies (23%) fueron exclusivas de las transectas de QUEMA, y otras cinco especies (17%) de las transectas de PASTOREO. *A. humeralis* fue la única especie que se encontró en todos los regímenes de manejo.

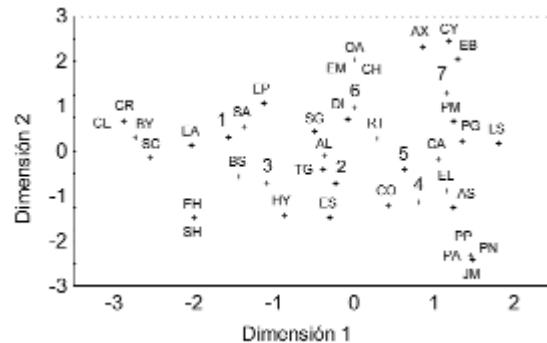


Figura 4. Cobertura de especies de plantas y por transecta en las dimensiones 1 y 2 de un análisis de correspondencia múltiple. Los números representan las transectas, los cruces los valores de correspondencia, las letras las especies de plantas. La dimensión 1 (4 % de inercia) separa transectas de CLAUSURA (valores negativos), de las transectas de QUEMA y de las transectas de PASTOREO (valores positivos). La dimensión 2 (3.7 % de inercia) separa las transectas de PASTOREO (valores positivos) de las transectas de QUEMA (valores negativos), y sugiere que las transectas de CLAUSURA son de composición más heterogénea. AL, *Andropogon lateralis*; AS, *A. seloanus*; AX, *Axonopus* sp.; BS, *Briça subaristata*; BY, *Butia yatay*; CA, *Centella asiatica*; CH, *Chamaechrista* sp.; CE, *Commelina erecta*; CR, *Croton* sp.; CY, *Cyperus* sp.; CO, *C. obtusatus*; DI, *Desmodium incanum*; EL, *Eleocharis* sp.; EM, *Elyonurus muticus*; EA, *Eragrostis airioides*; EB, *E. bahiensis*; EH, *Erechtites hieracifolia*; EP, *Eupatorium macrocephalum*; ES, *E. subhastatum*; HY, *Hydrocotyle* sp.; JM, *Juncus microcephalus*; LS, *Lipocarpa sellowiana*; OA, *Orthopappus angustifolius*; PA, *Paspalum* sp.; PG, *P. guenoarum*; PN, *P. nicorae*; PP, *P. plicatulum*; PM, *Poligala molluginifolia*; RT, *Rhynchospora tenuis*; SH, *Schizachyrium* sp.; SG, *Setaria geniculata*; SA, *Sorghastrum agrostoides*; SC, *Solidago chilensis*; TG, *Tibouchina gracilis*

En la transecta 3 (CLAUSURA) se registraron siete especies de aves que no fueron detectadas en el resto de las transectas. Tanto el régimen de QUEMA como el de PASTOREO compartieron cuatro especies con el régimen de CLAUSURA. Los regímenes de QUEMA y PASTOREO compartieron solo dos especies (Tabla 3).

La curva de rarefacción basada en muestras y escalada al número de individuos presentó que las especies detectadas representaron 62% de la riqueza esperada de acuerdo al estimador ACE y 75% de acuerdo al estimador Chao1. Cuando comparamos los regímenes de manejo, encontramos que las transectas de CLAUSURA tienden a acumular un mayor número de especies que las transectas de PASTOREO y que las de QUEMA (Figura 5). Este resultado debe interpretarse teniendo en mente que el muestreo fue de corto plazo y que la representatividad de especies por régimen de manejo es baja. Esto es, también puede ser un resultado de un mayor número de especies detectadas con un solo individuo (“singletons”).

En términos de promedio, la riqueza y la abundancia de aves no difirió entre regímenes de manejo (Apéndice 3, Tabla 4), considerando la riqueza de especies y abundancia totales, y la riqueza y abundancia de especies de aves de pastizales. Cuando las aves detectadas en bandadas fueron removidas de los análisis, los resultados fueron similares.

Durante los conteos, fuera de los límites de las transectas, registramos 1844 individuos pertenecientes a 73 especies (Apéndice 1).

Grupos tróficos. La estructura trófica del ensamble estuvo constituida por 14 especies insectívoras (45%), 8 omnívoras (26%), y 7 granívoras (23%; Tabla 3). La riqueza y abundancia de aves categorizadas de acuerdo a estos grupos tróficos, no difirió entre regímenes de manejo (Apéndice 3). Cuando removimos de los análisis las aves en bandadas (todas omnívoras), tampoco encontramos diferencias significativas.

Relación entre la vegetación y la riqueza y abundancia de aves. No detectamos ninguna asociación significativa entre la riqueza y abundancia de aves, con las variables de vegetación (riqueza de plantas, altura de las plantas, profundidad del mantillo; $P > 0.003$).

Especies	Régimen de manejo			Grupo trófico
	Quemada	Quemada	Pastoreo	
<i>Bubo americanus</i>		14		O
<i>Blythipetor nigriceps</i>	1			O
<i>Notolani maculosa</i>		4	3	O
<i>Colaptes auratus</i>			1	I
<i>Coccyzus coromachus</i>		1		O
<i>Colaptes auratus</i>		1		G
<i>Circus hudsonius</i>			1	-
<i>Melanerpes formicivorus</i>	1			I
<i>Tyrannus melancholicus</i>	4		1	I
<i>Tyrannus carolinensis</i>	1		1	I
<i>Turdus migratorius</i>		1		I
<i>Colinus virginianus</i>	1			I
<i>Carolinus carolinensis</i>	1			I
<i>Psaltriparus minimus</i>	1			I
<i>Arremonops fasciatus</i>			1	I
<i>Geothlypis trichas</i>	2			I
<i>Aythya sp.</i> *			4	I
<i>Zonotrichia querula</i>	1	1		G
<i>Arremonops fasciatus</i>	3	4	3	G
<i>Ceryle alcyon</i>			1	G
<i>Fulica americana</i>	4	3		I
<i>Larus argentatus</i>	7		1	I
<i>Sturnella magna</i>	1			G
<i>Sturnella magna</i>	1	1		G
<i>Sturnella magna</i>		3		G
<i>Agelaius phoeniceus</i>	1			O
<i>Larus argentatus</i>		83		O
<i>Panagotus carolinensis</i>		15		O
<i>Cathartes aura</i>	2			O
<i>Melanerpes formicivorus</i>	1			O

* Individuos no identificados a nivel específico, supuestamente pertenecientes a una sola especie.

Tabla 3. Abundancia máxima de aves detectada por especie y por régimen de manejo en pastizales del Parque Nacional Mburucuyá, Argentina. Para información de cada régimen de manejo ver Tabla 1 y Métodos. Grupos tróficos asignados a cada especie: O, omnívoros; I, insectívoros, G, granívoros. Las especies están ordenadas según la clasificación de Sibley & Monroe (1990).

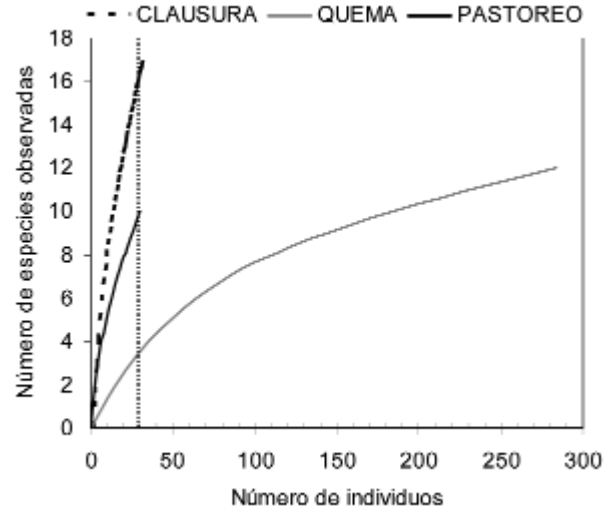


Figura 5. Curva de rarefacción para el número de especies de aves detectadas en pastizales del Parque Nacional Mburucuyá, bajo tres regímenes de manejo. Cada línea representa el número de especies de aves acumuladas de acuerdo al número de individuos detectados (curva de rarefacción basada en muestras y escalada al número de individuos). La línea punteada vertical indica el nivel de comparación entre los regímenes de manejo, ubicada de acuerdo al menor número de individuos detectado.

Variable	Régimen de manejo		
	CLAUSURA	QUEMA	PASTOREO
Riqueza total	1.8 ± 0.2	2.4 ± 0.4	1.5 ± 0.3
Riqueza de aves de pastizales	1.2 ± 0.1	2.0 ± 0.3	1.0 ± 0.2
Abundancia total	2.5 ± 0.4	15.7 ± 5.3	1.8 ± 0.5
Abundancia de aves de pastizales	1.7 ± 0.3	15.3 ± 5.3	1.3 ± 0.3

Tabla 4. Número de aves (se indica media ± error estándar) detectadas por visita en siete transectas ubicadas en pastizales del Parque Nacional Mburucuyá, Argentina. Los datos corresponden a 70 conteos.

Discusión

¿Cómo responden las aves a la quema y al pastoreo? Nuestros resultados mostraron que, a corto plazo después de eventos de quema y pastoreo, la riqueza promedio y la abundancia promedio de aves no estuvieron relacionadas directamente con los regímenes de manejo evaluados en pastizales del Parque Nacional Mburucuyá, de acuerdo a los análisis de varianza. Como lo mostraron las curvas de rarefacción, nuestros resultados también sugieren que el número de especies acumulado puede ser considerablemente mayor en áreas de clausura. Los regímenes de manejo afectaron la composición de especies del ensamble de aves. Diez especies fueron exclusivas de la clausura (ver Tabla 1 para detalles del diseño y datos de los sitios de muestreo), mientras que otras especies aparecieron exclusivamente en las áreas quemadas y aún otras especies sólo se detectaron en las áreas pastoreadas. Solamente *Ammodramus humeralis* fue encontrada en todos los regímenes de manejo. Este resultado sugiere un posible mayor efecto de la quema y el pastoreo sobre el recambio de especies de aves (diversidad ?), que efectos sobre la riqueza puntual de especies (diversidad ?).

La variación en riqueza y abundancia de aves entre regímenes de manejo podría haber estado relacionada a la variación en la composición y estructura de la vegetación a nivel local, en cada una de las transectas. Una alta proporción de la variación en altura de las plantas y en la riqueza de especies de plantas fue explicada por un efecto de la interacción entre el régimen de manejo y la transecta, indicando que los patrones locales de estructura y composición de la vegetación son importantes. Esta idea es apoyada además por el análisis de correspondencia, que evidenció una alta heterogeneidad de las transectas. No obstante, no encontramos evidencia para apoyar la idea de que la abundancia y riqueza de aves estuvieron relacionadas a esas variaciones en la estructura y composición de la vegetación.

En un estudio a escala regional, Wiens & Rotenberry (1981) encontraron más relaciones entre la abundancia de aves y la composición florística, que con la estructura de la vegetación. La selección de particulares tipos de hábitat por las aves podría estar regida más por características de hábitat relacionadas a ciertos recursos (por ejemplo, alimento, refugio, sitios de nidificación), más que a la fisonomía de la vegetación, aún cuando es esperable que haya una relación entre disponibilidad de recursos y fisonomía. Recientemente, en un estudio de cuatro años, Winter *et al.* (2005) encontraron que la característica más evidente de la estructura de la vegetación relacionada al éxito de nidificación fue la proporción de cobertura vegetal en el área circundante a los nidos, y que a través de los años, pocas variables de estructura de la vegetación tuvieron una relación directa con el éxito de nidificación evaluado en tres especies de aves. No obstante, es importante considerar que las especies difieren en sus respuestas a los cambios en estructura de la vegetación y difieren en la escala a la cual responden a la variación. Es decir, nuestros resultados pudieron haber estado enmascarados por las diferencias en respuestas entre las especies.

Las características de la vegetación podrían variar además por efectos de la sucesión vegetal, que afecta la composición y estructura de los ensambles de aves de pastizales después de eventos de disturbio (Rohrbaugh *et al.* 1999). Bollinger (1995) hipotetizó que las diferencias en avifauna encontradas entre varios campos en los cuales se había cultivado heno, podrían haber ocurrido por cambios sucesionales de la vegetación dentro de los sitios. Nuestros resultados muestran que la estructura y composición de la vegetación de los pastizales del Parque Nacional Mburucuyá cambió entre sitios, pero desconocemos los detalles de la historia de manejo a lo largo del tiempo, y esto podría influir en los efectos que la quema y el pastoreo puedan tener a corto plazo. Además, la dinámica de inundación (que ocurre entre años) del vecino "Estero Santa Lucía" podría interactuar con los efectos históricos. Esta compleja cuestión necesita ser investigada.

Las características de hábitat a escala de parche podrían tener un efecto significativo sobre la presencia y abundancia de invertebrados (presas) y vertebrados (predadores), en muchos tipos de paisaje (Mazerolle & Villard 1999). Es conocido que el fuego puede modificar la disponibilidad de granos (Bond & van Wilgen 1996) y artrópodos (Andersen & Müller 2000; Panzer & Schwartz 2000, Sutter & Ritchison 2005). No obstante, los efectos de la quema además dependen de particularidades de la quema y de características específicas de cada sitio (Parr & Chown 2003). Las diferencias en intensidad del fuego son atribuibles a la flamabilidad de las plantas (Whelan 1995; Bond & van Wilgen 1996). Nosotros esperamos que esas potenciales diferencias en intensidad del fuego hayan ocurrido en el PNM y que deberían, también, haber afectado las respuestas de las aves a la quema de los pastizales.

En el mismo sentido, los efectos del pastoreo podrían depender de las particularidades del evento de disturbio y de las características del sitio. El pastoreo por grandes ungulados ha sido visto como parte de los ecosistemas de pastizales naturales (McNaughton 1993). En la región de la Cuenca del Plata (que incluye al PNM), el uso del ganado ha sido una de las transformaciones antrópicas más comunes (Soriano 1992). En Arizona (EE.UU.), Gordon (2000a) encontró que el

pastoreo moderado fue compatible con la presencia de especies de *Ammodramus* spp., aunque el sobrepastoreo drásticamente redujo la abundancia. En Kentucky (EE.UU.), Sutter & Ritchinson (2005) encontraron que el sobrepastoreo tuvo un efecto negativo sobre el tamaño de camada y el éxito de nidificación de *Ammodramus savannarum* y un efecto positivo sobre la tasa de depredación de nidos. En Wisconsin (EE.UU.), Temple *et al.* (1999) encontraron que pastizales clausurados al pastoreo, tuvieron una mayor diversidad, densidad, productividad e intentos de nidificación que los pastizales manejados usando rotación de pastoreo. Sin embargo, ellos recomendaron el mantenimiento de áreas no pastoreadas con áreas con rotación de pastoreo para favorecer una productividad de aves mayor que en sitios continuamente pastoreados (ver Temple *et al.* 1999). En el Desierto del Monte, Argentina, Gonnet (2001) encontró que la riqueza y densidad de especies de Emberizidae, y la abundancia de semillas, fueron mayores en los sitios no pastoreados que en los pastoreados. En el Parque Provincial Ernesto Tornquist, Buenos Aires, Argentina, Zalba & Cozzani (2004) encontraron que en las clausuras al pastoreo y en las áreas con menor intensidad de pastoreo, la abundancia y la riqueza de aves fueron mayores. En nuestra área de estudio, la presión de pastoreo por ganado fue generalmente baja; sin embargo, desconocemos su impacto sobre otras variables afectadas por el pastoreo y que afectan indirectamente a las aves, como la disponibilidad de refugio, la tasa de predación, o la disponibilidad de alimento.

Es evidente que múltiples factores están implicados en las respuestas de las aves a la quema y el pastoreo. Investigaciones futuras son necesarias para determinar la influencia de la selección de hábitat a nivel individual (Wiens 1985) y entre especies a varias escalas. Estas investigaciones deberían incluir las interacciones entre especies (Wiens 1985), la disponibilidad de hábitat (Helzer & Jelinski 1999, Walk & Warner 1999; Horn *et al.* 2000), la calidad del hábitat (Van Horne 1983), la invasión de especies de plantas exóticas (Isacch *et al.* 2005, Flanders *et al.* 2006), el grado de sintonía entre las aves y los atributos locales del hábitat (Rotenberry & Wiens 1980), la disponibilidad de sitios de reproducción (Temple *et al.* 1999, Rohrbaugh *et al.* 1999; Gabrey & Afton 2000), los patrones de movimiento de las aves (Gordon 2000a), las respuestas de largo plazo a las condiciones del hábitat (Wiens 1985; Gonnet 2001, Winter *et al.* 2005), y las frecuencias e intensidades de la quema y el pastoreo.

Otra cuestión a considerar es el efecto específico de la quema y el pastoreo sobre cada especie en particular (Bock & Bock 1988, 1999, Van't Hul *et al.* 1997, Shriver *et al.* 1999, Gordon 2000b), es decir si la quema y el pastoreo tienen un efecto neutro, negativo o positivo sobre una especie o población (sobre alguna variable de respuesta, por ejemplo, éxito de nidificación). Estos temas necesitan considerarse a varias escalas temporales y espaciales (Wiens 1985, 1989), evaluando además el efecto del tamaño del área (Helzer & Jelinski 1999; Horn *et al.* 2000, Johnson & Igl 2001, Winter *et al.* 2006), y características de historias de vida específicas de cada especie. Por otro lado, el conocimiento de los patrones de movimiento podría ser importante, debido a que las especies sedentarias experimentan crecientes condiciones adversas con respecto a especies con mayor movilidad, cuando la distribución del hábitat en el paisaje es fragmentada (Gordon 2000a).

Los pastizales neotropicales son considerados entre los ambientes más amenazados debido a actividades humanas (Rands 1991; Stotz *et al.* 1996). No obstante, la mayoría de las áreas han sido modificadas por el hombre a través de la historia, incluyendo el área de estudio (Eskuche 1992, Soriano 1992, Fontana 1996; Krapovickas & Di Giacomo 1998, Di Giacomo & Krapovickas 2005). Esto es, los "pastizales prístinos" estrictamente en la actualidad no existen y algunas especies de aves probablemente hayan sintonizado con un rango de condiciones ambientales cambiantes. Conocemos poco acerca de los efectos de disturbios antrópicos sobre los pastizales del Neotrópico. Futuras investigaciones deberían buscar identificar las diferentes respuestas de aves

amenazadas a la quema y el pastoreo, a diferentes escalas espaciales y temporales. Varios autores han sugerido investigar las respuestas a corto y largo plazo en múltiples sitios y años (Gordon 2000b, Winter *et al.* 2005). Robinson *et al.* (2001) mostraron que las asociaciones entre las aves y el hábitat en paisajes agrícolas dependen de la escala a la que se examine el problema, pero esto es sólo demostrable cuando se tienen datos de grano fino para grandes áreas geográficas.

Una conclusión general de los trabajos aquí revisados es que las respuestas de las aves cambian entre especies, individuos, regiones y localidades. De acuerdo a esto, para poder explicar mejor los patrones generales de uso de hábitat por las aves de pastizales neotropicales y la variación en vulnerabilidad de las especies, próximas investigaciones podrían incluir: 1) más estudios enfocados en especies de aves amenazadas, 2) ampliar las escalas espacial y temporal de estudios, y 3) examinar la variación en el uso de hábitat por las aves usando aproximaciones macroecológicas y comparativas con el apoyo de hipótesis filogenéticas.

IMPLICACIONES DE MANEJO Y CONSERVACIÓN PARA EL PNM.

El recambio de especies observado entre regímenes de manejo, sugiere que habría una disyuntiva entre el manejo de pastizales para producción de ganado y el manejo con objetivos de conservación. A escala local, la decisión de conservar particulares tipos de hábitat dependerá de la matriz regional de paisaje (Mazerolle & Villard 1999; Gordon 2000b). Por ejemplo, si las áreas vecinas al PNM son sobrepastoreadas y frecuentemente quemadas, debería ser aconsejable eliminar la quema y el pastoreo del PNM. Alternativamente, si el objetivo es maximizar la riqueza de especies de aves de pastizales, debería ser aconsejable preservar parches de hábitat con una estructura y composición de la vegetación heterogéneas. La rotación de regímenes de manejo podría ser una buena estrategia para hacer compatibles los objetivos de conservación del PNM, la necesidad de frenar la arbustización de los pastizales (para mantener un umbral de disponibilidad de parches para las aves de pastizales) y el manejo de ganado en las áreas circundantes. Tomando en cuenta que en las áreas vecinas al PNM ha habido en general una alta carga de ganado (Carlos Saibene, com. pers.), vedar las quemadas y el pastoreo de los pastizales podría ser una importante opción para incrementar la superficie disponible de pastizales altos y la conectividad entre áreas de pastizales en la región. Un estudio de la partición de la diversidad (diversidad α , β y γ) entre áreas de pastizales con diferentes condiciones podría ayudar a orientar las decisiones de conservación. Estas ideas podrían retomarse con preguntas específicas resueltas mediante estudios experimentales para elaborar futuras políticas de conservación.

Agradecimientos: Carlos Saibene, Silvana Montanelli, Judith Hutton, Michael Hutton, Sofia Heinonen Fortabat, Raquel Aquerre, Mercedes y Tunicho nos ayudaron de múltiples formas antes y durante el trabajo en el Parque Nacional Mburucuyá. La Delegación Técnica Regional NEA de la Administración de Parques Nacionales autorizó esta investigación. Gerardo Elst cedió gentilmente la fotografía correspondiente al Potrero 2 Grande. Soledad López Severín, María Alejandra Rossetti, Fernando Vittar, María de la Paz Ducommun, Mariel Cabral y Gastón Milanese (q.e.p.d.) nos ayudaron en el trabajo de campo. Adolfo Beltzer, Andrés Bosso, Rosendo Fraga, María Elena Zaccagnini, Carlos Saibene, José Luis Fontana, Gustavo Marino, Jorge Baldo, Alejandro Giraudo, Juan José Neiff y Sandra Caziani nos ayudaron también en distintas etapas de la investigación. Durante la elaboración del manuscrito recibimos críticas y comentarios de Juan Francisco Ornelas, Myriam Mermoz, Carlos Lara, María Luisa Martínez, Juan Carlos López Acosta, Caleb E. Gordon, D. Brooks, J. J. Lusk y Carlos Alberto Joly. Esta investigación fue parcialmente financiada por el Instituto Nacional de Limnología (INALI-CONICET, Argentina), una beca del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) otorgada a M. Ordano, y subsidios de la Asociación Ornitológica del Plata/Aves Argentinas (Beca «Cläes C. Olog» 1998) y del Neotropical Bird Club (Conservation Awards 1998).

Bibliografía

- Abacus Concept, Inc. 1989 Super ANOVA. Abacus Concept, Inc., Berkeley.
- Andersen, A.N. & Müller, W.J. 2000. Arthropod responses to experimental fire regimes in an Australian tropical savanna: ordinal-level analysis. *Austral Ecology* 25: 199-209.
- Bart, J. & Schoultz, J.D. 1984. Reliability of singing bird surveys: changes in observer efficiency with avian density. *Auk* 101: 307-318.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. Academic Press, London.
- Bilenca, D.N. & Miñarro, F.O. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- Bock, C.E. & Bock, J.H. 1988. Grassland birds in southeastern Arizona: impacts of fire, grazing, and alien vegetation. P. 43-58 in P.D. Gourip (editor), Ecology and conservation of grassland birds. International Council for Bird Preservation, Technical Publication 7, Cambridge.
- Bock, C.E. & Bock, J.H. 1999. Response of winter birds to drought and short-duration grazing in southeastern Arizona. *Conservation Biology* 13: 1117-1123.
- Bollinger, E.K. 1995. Successional changes and habitat selection in hayfield bird communities. *Auk* 112: 720-730.
- Bond, W.J. & van Wilgen, B.W. 1996. Fire and plants. Chapman & Hall, London.
- Bourne, W.R.P. 1988. The effect of burning and grazing on the grassland birds of north-west Britain, the Falklands, and other Oceanic Islands. P. 97-103 in P.D. Gourip (editor), Ecology and conservation of grassland birds. International Council for Bird Preservation, Technical Publication 7, Cambridge.
- Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume, Madrid.
- Burkart, A. 1975. Evolution of grasses and grasslands in South America. *Taxon* 24: 53-66.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería II.1. Segunda edición, Buenos Aires.
- Carnevali, R. 1994. Fitogeografía de la Provincia de Corrientes. INTA, Corrientes.
- Cavalcanti, R.B. & Alves, M.A.S. 1997. Effects of fire on savanna birds in central Brazil. *Ornitología Neotropical* 8: 85-87.
- Censo Nacional 2001. Provincia de Corrientes según área de gobierno local. Disponible online: <<http://www.indec.gov.ar/>>.
- Chatellenaz, M. 2004. Aves de pastizales manejados con fuego y ganadería en el Parque Nacional Mburucuyá, Corrientes, Argentina: Resultados preliminares. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas 2004, Universidad Nacional del Nordeste, Argentina. Disponible en línea en <<http://www.unne.edu.ar/Web/cyt/com2004/6-Biologia/B-039.pdf>>
- Colwell, R.K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. Persistent URL at <<http://purl.oclc.org/estimates>>.
- Comparatore, V.M., Martínez, M.M., Vasallo, A.I., Barg, M. & Isacch, J.P. 1996. Abundancia y relaciones con el hábitat de aves y mamíferos en pastizales de *Paspalum quadrifarium* (Paja colorada) manejados con fuego (provincia de Buenos Aires, Argentina). *Intervención* 21: 228-237.
- Di Giacomo, A. S. (editor). 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Temas de Naturaleza y Conservación 5: 1-524. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires. Disponible en línea en <<http://www.avesargentinas.org.ar/cs/conservacion/aicas.php>>
- Di Giacomo, A.S. & Krapovickas, S. 2005. Conserving the grassland Important Bird Areas (IBAs) of southern South America: Argentina, Uruguay, Paraguay, and Brazil. P. 1243-1249 in C. J. Ralph & T. D. Rich (editors), Bird conservation implementation and integration in the Americas: Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference. 2002 March 20-24; Asilomar, California; Volume 2. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. Available online at <http://www.fs.fed.us/psw/publications/documents/psw_gtr191/Asilomar/index.html>
- Eskuche, U.G. 1992. Sinopsis cenosistémica preliminar de los pajonales semi-naturales del Nordeste de la Argentina, incluyendo pajonales pampeanos y puntanos. *Phytocoenología* 21: 237-312.
- Feinsinger, P. 2003. El diseño de estudios de campo para la conservación de la Biodiversidad. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Filloy, J. & Bellocq, M.I. 2006. Spatial variations in the abundance of *Sporophila* Seedeaters in the Southern Neotropics: Contrasting the effects of agricultural development and geographical position. *Biodiversity & Conservation* 15: 3329-3340.
- Flanders, A.A., Kuvlesky Jr., W.P., Ruthven Iii, D.C., Zaiglin, R.E., Bingham, R.L., Fulbright, T.E., Hernández, F., & Brennan, L.A. 2006. Effects of invasive exotic grasses on South Texas rangeland breeding birds. *Auk* 123: 171-182.
- Fontana, J.L. 1996. Los pajonales mesófilos semi-naturales de Misiones (Argentina). *Phytocoenología* 26:179-271.
- Forclaz, H.L. 2001. Uso económico del espacio y los recursos naturales. Reunión de Comunicaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad Nacional del Nordeste, Resistencia, Chaco, Argentina, octubre de 2000. Disponible en línea en <<http://www.unne.edu.ar/cyt/2001/5-Agrarias/A-008.pdf>>

- Gabrey, S.W. & Afton, A.D. 2000. Effects of winter marsh burning on abundance and nesting activity of Louisiana Seaside Sparrows in the Gulf Coast Chenier Plain. *Wilson Bulletin* 112: 365-372.
- Gonnet, J.M. 2001. Influence of cattle grazing on population density and species richness of granivorous birds (Emberizidae) in the arid plain of the Monte, Argentina. *Journal of Arid Environments* 48:569-579.
- Gordon, C.E. 2000a. Movement patterns of wintering grassland sparrows in Arizona. *Auk* 117:748-759.
- Gordon, C.E. 2000b. Fire and cattle grazing on wintering sparrows in Arizona grasslands. *Journal of Range Management* 53:384-389.
- Gotelli, N.J. & R.K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379-391.
- Graziani, M., M. Izquierdo, R. Burkart & N. Spaggiari. 2004. Parque Nacional Mburucuyá. En D. Bilenca & F. Miñarro, Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil, Pp. 192-193. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. Disponible en línea en <<http://www.vidasilvestre.org.ar/pastizales/libro3.asp>>
- Greenacre, M.J. 1984. Theory and applications of correspondence analysis. Academic Press, New York.
- Helzer, C.J. & Jelinski, D.E. 1999. The relative importance of patch area and perimeter-area ratio to grassland breeding birds. *Ecological Applications* 9: 1448-1458.
- Horn, D.J., Fletcher, R.J. & Koford, R.R. 2000. Detecting area sensitivity: a comment on previous studies. *American Midland Naturalist* 144: 28-35.
- Hulbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54: 187-211.
- Isacch, J.P. & Martínez, M.M. 2001. Estacionalidad y relaciones con la estructura del habitat de la comunidad de aves de pastizales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 12: 345-354.
- Isacch, J.P., Bo, M.S., Maccira, N.O., Demaría, M.R. & Peluc, S. 2003. Composition and seasonal changes of the bird community in the west pampa grasslands of Argentina. *Journal of Field Ornithology* 74: 59-65.
- Isacch, J.P., Holz, S., Ricci, L. & Martínez, M.M. 2004. Post-fire vegetation change and bird use of a salt marsh in coastal Argentina. *Wetlands* 24: 235-243.
- Isacch, J.P., Maccira, N.O., Bo, M.S., Demaría, M.R. & Peluc, S. 2005. Bird-habitat relationship in semi-arid natural grasslands and exotic pastures in the west pampas of Argentina. *Journal of Arid Environments* 62: 267-283.
- Johnson, D.H. & Igl, L.D. 2001. Area requirements of grassland birds: a regional perspective. *Auk* 118: 24-34.
- Koenen, M.T. & Koenen, S.G. 2000. Effects of fire on birds in Paramo habitat of northern Ecuador. *Ornitología Neotropical* 11: 155-163.
- Krapovickas, S. & Di Giacomo, A.S. 1998. Conservation of pampas and campos grasslands in Argentina. *Parks* 8: 47-53.
- López De Casenave, J., Pelotto, J.P., Caziani, S.M., Mermoz, M. & Protomastro, J. 1998. Responses of avian assemblages to a natural edge in a Chaco semiarid forest in Argentina. *Auk* 115: 425-435.
- Marone, L. 1990. Modifications of local and regional bird diversity after a fire in the Monte Desert, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 63: 187-195.
- Mazerolle, M.J. & Villard, M.A. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience* 6: 117-124.
- McNaughton, S.J. 1993. Grasses and grazers, science and management. *Ecological Applications* 3: 17-20.
- Naranjo, L.G. 1992. Estructura de la avifauna en un área ganadera en el Valle del Cauca, Colombia. *Caldasia* 17: 55-66.
- Panzer, R. & Schwartz, M. 2000. Effects of management burning on prairie insect species richness within a system of small, highly fragmented reserves. *Biological Conservation* 96: 363-369.
- Parr, C.L. & Chown, S.L. 2003. Burning issues for conservation: a critique of faunal fire research in Southern Africa. *Austral Ecology* 28: 384-395.
- Petersen, K.L. & Best, L.B. 1999. Design and duration of perturbation experiments: implications for data interpretation. *Studies in Avian Biology* 19: 230-236.
- Rands, M.R.W. 1991. Conserving threatened birds: an overview of the species and threats. P. 581-593 in C.M. Perrins, J.D. Lebreton & G.J.M. Hirons (editors), Bird population studies. Relevance to conservation and management. Oxford University Press, Oxford.
- Roberts, J.P. & Schnell, G.D. 2006. Comparison of survey methods for wintering grassland birds. *Journal of Field Ornithology* 77: 46-60.
- Robinson, R.A., Wilson, J.D. & Crick, H.Q.P. 2001. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *Journal of Applied Ecology* 38: 1059-1069.
- Rohrbaugh, R.W., Reinking, D.L., Wolfe, D.H., Sherrod, S.K. & Jenkins, M.A. 1999. Effects of prescribed burning and grazing on nesting and reproductive success of three grassland passerine species in tallgrass prairie. *Studies in Avian Biology* 19: 165-170.
- Rotella, J.J., Madden, E.M. & Hansen, A.J. 1999. Sampling considerations for estimating density of passerines in grasslands. *Studies in Avian Biology* 19: 237-243.
- Rotenberry, J.T. & Wiens, J.A. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in north american steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology* 61: 1228-1250.

- Saab, V.A. & Powell, D.W. (editors). 2005. Fire and avian ecology in North America. *Studies in Avian Biology* 30.
- Saibene, C. 2005. Parque Nacional Mburucuyá. P. 152-153 en A. S. Di Giacomo (editor), Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Temas de Naturaleza y Conservación 5. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires. Disponible en línea en <<http://www.avesargentinas.org.ar/cs/conservacion/aicas.php>>
- Saibene, C. & Montanelli, S. 1997. Mapeo de las comunidades vegetales leñosas del Parque Nacional Mburucuyá, Corrientes, Argentina. *Fazena* 13: 49-57.
- Sassi, P.L., Taraborelli, P.A., Borghi, C.E. & Ojeda, R.A. 2006. The effect of grazing on granivory patterns in the temperate Monte Desert, Argentina. *Acta Oecologica* 29: 301-304.
- Shriver, W.G., Vickery, P.D. & Perkins, D.W. 1999. The effects of summer burns on breeding Florida Grasshopper and Bachman's Sparrows. *Studies in Avian Biology* 19: 144-148.
- Sibley, C.G. & Monroe, B.L. 1990. Distribution and taxonomy of birds of the world. Yale University Press, New Haven & London.
- Silva, J.M.C. 1999. Seasonal movements and conservation of seedeaters of the genus *Sporophila* in South America. *Studies in Avian Biology* 19: 272-280.
- Skowno, A.L. & Bond, W.J. 2003. Bird community composition in an actively managed savanna reserve, importance of vegetation structure and vegetation composition. *Biodiversity & Conservation* 12: 2279-2294.
- Soriano, A. 1992. Rio de la Plata Grasslands. P. 367-407 in R. T. Coupland (editor), Ecosystems of the world. Natural Grasslands. Introduction and Western Hemisphere. Elsevier Pub.
- Stamatti, G. 2002. Propuesta de zonificación del Parque Nacional Mburucuyá, Corrientes, Argentina. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Statsoft, Inc. 2000. Statistica for Windows (Computer program manual). Tulsa, OK: Statsoft, Inc.
- Stattersfield, A.J., Crosby, M.J., Long, A.J. & Wege, D.C. 1998. Endemic bird areas of the world. Priorities for biodiversity conservation. Birdlife Conservation Series 7, Birdlife, Cambridge.
- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker, T.A. & Moskovitz, D.K. 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. Chicago University Press, Chicago.
- Sutter, B. & Ritchison, G. 2005. Effects of grazing on vegetation structure, prey availability, and reproductive success of Grasshopper Sparrows. *Journal of Field Ornithology* 76: 345-351.
- Temple, S.A., Fevold, B.M., Paine, L.K., Undersander, D.J. & Sample, D.W. 1999. Nesting birds and grazing cattle: accommodating both on midwestern pastures. *Studies in Avian Biology* 19: 196-202.
- Van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* 47: 893-901.
- Van't Hul, J.T., Scott Lutz, R. & Mathews, N.E. 1997. Impact of prescribed burning on vegetation and bird abundance at Matagorda Island, Texas. *Journal of Range Management* 50: 346-350.
- Verner, J. 1985. Assessment of counting techniques. *Current Ornithology* 2: 247-302.
- Vickery, P.D. & Herkert, J.R. 2001. Recent advances in grassland bird research: where do we go from here? *Auk* 118: 11-15.
- Vickery, P.D., Tubaro, P.L., Silva, J.M.C., Peterjohn, B.G., Herkert, J.R. & Cavalcanti, R.B. 1999. Conservation of grassland birds in the western hemisphere. *Studies in Avian Biology* 19: 2-26.
- Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J. & Brown, V.K. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38: 647-664.
- Whelan, R.J. 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wiens, J.A. 1985. Habitat selection in variable environments: shrub-steppe birds. P. 227-251 in M. L. Cody (editor), Habitat selection in birds. Academic Press, Inc., New York.
- Wiens, J.A. 1989. The ecology of bird communities. Vol. 1. Foundations and patterns. Vol. 2: Processes and variations. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wiens, J.A. & Rotenberry, J.T. 1981. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecological Monographs* 51: 21-41.
- Winter, M., Johnson, D.H. & Shaffer, J.A. 2005. Variability in vegetation effects on density and nesting success of grassland birds. *Journal of Wildlife Management* 69: 185-197.
- Winter, M.; Johnson, D.H.; Shaffer, J.A.; Donovan, T.M. & Svedarsky, W.D. 2006. Patch size and landscape effects on density and nesting success of grassland birds. *Journal of Wildlife Management* 70: 158-172.
- Zalba, S.M. & Cozzani, N.C. 2004. The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Animal Conservation* 7: 35-44.
- Zar, J.H. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey.

Recibido: 15 de Noviembre de 2007

Aceptado: 10 de Mayo de 2008

Especies / Usos/areas	Regimen de manejo							Total
	CIJUSURA			QUEMA		PASTOREO		
	1	2	3	4	5	6	7	
<i>Apizaco cyanoptera</i>		1	1		1			3
<i>Amurogallia brasiliensis</i>							2	2
<i>Arremonops leucostriatus</i>	4	1	24	10	26	19	12	96
<i>Artibeus sp.*</i>						11		11
<i>Atlapetes auratus</i>				1	3	2	4	10
<i>Atlapetes griseus</i>		1		1				2
<i>Atala cayan</i>							1	1
<i>Basilinna leucostriata</i>	7	2				6		15
<i>Buteo swainsoni</i>				1		3		4
<i>Calcarius chrysolaus</i>					1			1
<i>Calcarius velox</i>			1					1
<i>Calcarius albus</i>							1	1
<i>Cathartes aura</i>	1							1
<i>Cathartes aura</i>			2		5	3		10
<i>Ceryle alcyon</i>	2							2
<i>Cyanocitta stelleri</i>	6	1	2	1	6	3	8	27
<i>Circus hudsonius</i>							1	1
<i>Colaptes auratus</i>					1		1	2
<i>Colaptes auratus</i>			1		1	4	1	7
<i>Columba palumbus</i>	10	7	10	3	3	6	1	40
<i>Columba palumbus</i>					1			1
<i>Columba palumbus</i>					1			1
<i>Coryphoeca alpestris</i>	1		1		3	6	1	12
<i>Coryphoeca alpestris</i>		1	1			1	1	4
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	1				1			2
<i>Cyanocitta stelleri</i>	1					2	1	4
<i>Cypselurus pygmaeus</i>	1	4	2	3	1	5	3	22
<i>Dendrocygna americana</i>			1					1
<i>Ligeia alba</i>							1	1
<i>Fulica americana</i>	1							1
<i>Fulica americana</i>	20	11	10	12	9	6	6	77
<i>Fulica americana</i>		6	16				1	23
<i>Gallinago sp.**</i>		3	2					5
<i>Grus americana</i>	7	4	7	5	17	7	3	50
<i>Grus americana</i>			20	8	20			58
<i>Grus americana</i>			3	8	8	5	2	26
<i>Grus americana</i>		8			12		4	24
<i>Grus americana</i>							3	3
<i>Grus americana</i>	3	1	2	3	4	4	3	20

<i>Lophotilus armatus</i>	1	1	1	1	1	3	2	13
<i>Melospiza cinerea</i>	3							3
<i>Melanerpes formicivorus</i>						1		1
<i>Melospiza cinerea</i>	4	2		3	6	1		16
<i>Melospiza cinerea</i>	1		11	3	1			16
<i>Melospiza cinerea</i>		3				3		6
<i>Melospiza cinerea</i>		2			1	1		4
<i>Melospiza cinerea</i>					5			5
<i>Melospiza cinerea</i>	1		1	7	17	3	1	30
<i>Melospiza cinerea</i>							2	2
<i>Melospiza cinerea</i>	12	4	1	3	2	5		27
<i>Melospiza cinerea</i>	240)			131		1	1	373
<i>Melospiza cinerea</i>	12	8	4	5	13	17	8	67
<i>Melospiza cinerea</i>							2	2
<i>Melospiza cinerea</i>							25	25
<i>Melospiza cinerea</i>	1	1	2		2			6
<i>Melospiza cinerea</i>				21	6	11	3	41
<i>Melospiza cinerea</i>				15	16	5		36
<i>Melospiza cinerea</i>			4	3	7			14
<i>Melospiza cinerea</i>					1	1		2
<i>Melospiza cinerea</i>	9		3	2	4	3	2	23
<i>Melospiza cinerea</i>	4		5	2				11
<i>Melospiza cinerea</i>			1					1
<i>Melospiza cinerea</i>	3	1	1	1	3	1	1	11
<i>Melospiza cinerea</i>			2		5			7
<i>Melospiza cinerea</i>				15	350	5		370
<i>Melospiza cinerea</i>							5	5
<i>Melospiza cinerea</i>	5	1	2	1	4	1		14
<i>Melospiza cinerea</i>	4		4	2	2	3		15
<i>Melospiza cinerea</i>	6			1		1		8
<i>Melospiza cinerea</i>			1				1	2
<i>Melospiza cinerea</i>	9	11	3	5	5	8	1	42
<i>Melospiza cinerea</i>	1		9	2	8	3	10	36
<i>Melospiza cinerea</i>	1	1	1		5	7	12	27
<i>Melospiza cinerea</i>			1					1
<i>Melospiza cinerea</i>	2		1		3	1		7
Abundancia	390	89	171	279	597	178	137	1814
		653		876		315		
Número de especies	33	21	36	31	42	39	37	73
		50		47		53		

* Individuos no identificados a nivel específico; pero supuestamente pertenecientes a una sola especie.

** E. herbicola o E. ypiranganus

*** Estos individuos no fueron identificados. Un macho de *Sporophila palustris* fue observado entre las transectas 4 y 5 durante los traslados de campo.

Apéndice 1. Lista de especies detectadas fuera de las transectas durante los conteos de aves. Para una explicación del diseño de muestreo y de la forma en que se realizaron los conteos, ver Métodos.

Variable	Régimen de manejo			Troncos			Interacción Régimen de manejo x Troncos			Total	
	gl	CM	F	gl	CM	F	gl	CM	F	gl	CM
Riqueza de plantas	2	0,506	4,696 *	2	0,238	2,120 ns	2	0,677	6,243 **	47	0,106
Altura de las plantas	2	2,230	66,361 ***	2	0,519	26,577 ***	2	0,157	4,888 *	177	0,084
Profundidad del mantillo	2	51,718	41,679 ***	2	0,701	74,489 ***	2	0,033	0,044 ns	171	0,017

Apéndice 2. Resumen de los análisis de varianza factoriales sobre el efecto del régimen de manejo sobre la riqueza de especies de plantas, la altura de las plantas y la profundidad del mantillo en pastizales del Parque Nacional Mburucuyá, Argentina. (ns = diferencias no significativas, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001; gl, grados de libertad; CM, cuadrados medios; F, estadístico).

Variable	Variación entre interacciones						Variación dentro de interacciones					
	Régimen de manejo (2)		Troncos (7)		Sujeto (2)	Vista (2)	Interacción Régimen de Manejo x Troncos (14)		Interacción Vista x Troncos (14)		Interacción Vista x Sujeto (19)	
	CM	F	CM	F			CM	F	CM	F		
Riqueza total	0,706	0,290ns	0,851	0,318ns	2,437	0,121	0,105ns	0,151	0,061ns	0,199	1,286ns	0,155
Riqueza de aves de pastizales	0,906	0,517ns	0,125	0,210ns	3,685	0,081	1,012ns	0,099	1,206ns	0,105	1,112ns	0,085
Abundancia total	22,433	1,433ns	2,401	0,139ns	13,634	1,295	0,796ns	1,797	1,026ns	1,159	0,642ns	1,731
Abundancia de aves de pastizales	21,597	1,832ns	5,215	0,238ns	13,495	1,515	0,606ns	1,819	1,091ns	0,915	0,566ns	1,665
Riqueza de mamíferos	0,239	0,434ns	0,282	0,329ns	0,325	0,088	0,070ns	0,042	0,326ns	0,080	1,021ns	0,078
Riqueza de insectos	0,238	0,000ns	0,291	1,206ns	0,585	0,112	1,317ns	0,002	1,368ns	0,196	2,896*	0,073
Riqueza de ocnóforos	1,424	3,046ns	1,828	5,636ns	0,282	0,1	2,032ns	0,054	1,693ns	0,122	2,479*	0,049

Apéndice 3. Resumen del análisis de varianza de medidas repetidas sobre el efecto del régimen de manejo sobre la riqueza y abundancia de aves en pastizales del Parque Nacional Mburucuyá, Argentina. Sólo los resultados de siete de los análisis son presentados. (Valores de grados de libertad en paréntesis junto a cada factor. CM, cuadrados medios; F, estadístico; ns = resultados no significativos; los asteriscos indican un efecto significativo con un valor de probabilidad de P < 0.05).

