



Universidad Nacional de Córdoba

Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales,

Carrera de Ciencias Biológicas

**Impacto de la reducción de carga ganadera sobre el ensamble de aves en el Parque
Nacional Quebrada del Condorito (PNQC)**

Tesinista: Díaz, Bartolomé

Firma:.....

Director: Peluc, Susana Inés

Firma:.....

Lugar de trabajo: Centro de Zoología Aplicada, Córdoba, Argentina.

Fecha

Junio, 2018

**Impacto de la reducción de carga ganadera sobre el ensamble de aves
en el Parque Nacional Quebrada del Condorito (PNQC)**

Tribunal Examinador

Nombre y Apellido: Dr. Julian Lescano Firma:

Nombre y Apellido: Dra. Gisela Bazzano Firma:

Nombre y Apellido: Biol. Guillermo Sferco Firma:

Calificación:

Fecha:

Índice

Resumen	3
Introducción.....	4
Metodología.....	9
Resultados	13
Discusión.....	24
Anexo	29
Bibliografía.....	31

Impacto de la reducción de carga ganadera sobre el ensamble de aves en el Parque Nacional Quebrada del Condorito (PNQC)

Resumen

Desde la creación del Parque Nacional Quebrada del Condorito la carga ganadera en el mismo se ha visto reducida, trayendo aparejado un cambio en la estructura de la vegetación y con ello, suponemos, un cambio en el ensamble de especies de aves que allí habitan. Esta investigación busca poner a prueba esta hipótesis, comparando el ensamble de aves dentro del PNQC (con exclusión ganadera desde 1996) y fuera del mismo (en la Reserva Hídrica Provincial Pampa de Achala RHPPA, con cargas ganaderas permanentes hasta la fecha), respecto al ensamble de aves censado en el año 1996 previo a la creación del parque. Se encontró que actualmente en las zonas de la RHPPA, donde todavía se llevan a cabo prácticas ganaderas, la diversidad y la riqueza de aves no solamente es mayor, sino que también es más equitativa que la medida dentro del PNQC en la actualidad. Asimismo, este patrón se repite en el tiempo, en 1996 parámetros como la riqueza, la diversidad y la equitatividad de la comunidad de aves eran mayores cuando todavía había ganado en lo que es en la actualidad el área del parque. Aunque los mayores valores de abundancia total de individuos de todas las especies se registraron dentro del PNQC en la actualidad, se ha evidenciado la ausencia de varias de especies de aves que eran comúnmente observadas previo a la creación del mismo. Estos resultados sugieren que cambios en el régimen ganadero afectan la composición y estructura de la comunidad de aves en la zona estudiada, y que la exclusión ganadera producto de la creación del parque no redundará en ensambles de aves más ricos o diversos.

Palabras clave: Ecología. Aves. Ensamble. Censo. Córdoba. Sierras Pampeanas. Condorito.

Introducción

Las perturbaciones ambientales son factores clave que determinan la composición de ensamblajes y alteran la estructura y dinámica de comunidades (Pickett y White 1985; Turner 2010). También cambian la disponibilidad de recursos o las características abióticas, alterando el estado y la trayectoria de sistemas naturales (Pickett y White 1985; Turner 2010). Aunque en la mayoría de los ecosistemas las perturbaciones recurrentes pueden conducir a la pérdida de biodiversidad (Pickett y White 1985, Turner 2010), en los pastizales, en cambio, los disturbios intermitentes y espacialmente variables son vitales para el mantenimiento de la diversidad de especies (Fuhlendorf et al., 2006; Andrade et al., 2015).

Históricamente, en distintos pastizales del mundo el pastoreo y el pisoteo de grandes mamíferos junto con los regímenes de fuego fueron los principales agentes de perturbación (Frank et al., 1998; Pucheta et al. 1998; Cingolani et al. 2003; Fuhlendorf et al. 2006; Overbeck et al. 2007). El fuego y el pastoreo de herbívoros nativos interactúan con las características topo-edáficas, mejorando la heterogeneidad ambiental a nivel de parche y promoviendo la diversidad en todo el paisaje (Fuhlendorf et al. 2006). Con la expansión de la ganadería comercial en muchos pastizales del mundo estos patrones de perturbación natural han sido interrumpidos debido no solo al efecto en si del ganado domestico sino además a la supresión del fuego, construcción de barreras y la extinción funcional de buena parte de los grandes mamíferos nativos (e.g. Frank et al., 1998; Freilich et al., 2003; Overbeck, et al., 2007; Derner, et al., 2009). Esto ha tenido como consecuencia la reducción de la heterogeneidad ambiental y disminución de la biodiversidad de muchos grupos taxonómicos en dichos sistemas (e.g. Cingolani 2003).

Sin embargo, el efecto del ganado en la integridad del ecosistema resulta controvertido, en parte porque el pastoreo doméstico tiene efectos variados (Milchunas y Lauenroth 1993, Holechek et al. 1998, Cingolani et al. 2005). Por ejemplo, se ha propuesto que en sistemas con una larga historia evolutiva de pastoreo, la vegetación parece estar adaptada a grandes herbívoros, y el ganado doméstico actual no causaría daños graves a la estructura y el funcionamiento del ecosistema (Milchunas et al. 1988; Perevolotsky y Seligman 1998; Adler et al., 2004, 2005). De hecho, el pastoreo de ganado a menudo ha sido recomendado con fines de conservación (e.g. Dolek y Geyer 2002, Laiolo et al.,

2004, Rook et al., 2004). Sin embargo, también hay evidencia de una degradación irreversible de la tierra en sistemas que han estado sometidos a una alta presión de pastoreo por ganado doméstico, tales como los desiertos y sabanas africanos (Milton y otros 1994, Fynn y O'Connor 2000, Tobler, Cochard y Edwards 2003), y muchas áreas de alta montaña de América del Sur (Ellenberg 1979, Fjeldså y Kessler 1996, Cingolani et al. 2004, Renison et al. 2006). A causa de la mencionada controversia, resulta difícil argumentar sobre si el pastoreo de ganado debe excluirse totalmente de estas áreas. En particular, si los grandes herbívoros nativos que modulaban la dinámica de la vegetación en tiempos evolutivos están extintos, el ganado podría reemplazar su función en cierta medida (Fuhlendorf & Engle 2001). Por ejemplo, un área en la que el pastoreo de grandes herbívoros tiene una larga historia evolutiva son las Sierras Grandes de Córdoba (centro de Argentina), una serie de crestas aisladas geográficamente a más de 1000 m sobre el área llana circundante. Antes de las extinciones masivas del Pleistoceno, varios herbívoros habitaban esta zona (Pucheta et al. 1998). Más tarde, las sierras fueron pastadas por guanacos (*Lama guanicoe*), ñandúes (*Rhea americana* o *Pterocnemia pennata*) y un tipo desconocido de venado, los cuales se observaron en la región hasta la década de 1920, cuando se extinguieron localmente (Díaz et al. 1994; Miatello et al. 1999). Hace aproximadamente 400 años, se introdujo el ganado doméstico (vacas, cabras, ovejas, mulas y caballos), y desde la década de 1920 han sido los únicos herbívoros grandes en el área. En los pastizales montanos de Córdoba, el pastoreo de ganado junto con las actividades asociadas a la ganadería, han influido sustancialmente en las comunidades de plantas, incrementando su diversidad pero reduciendo su complejidad estructural y la frecuencia de pasturas altas (Cingolani et al. 2003, 2004); de la misma manera ha aumentado enormemente la erosión del suelo.

Los efectos de la exclusión del ganado sobre la diversidad de plantas y la estructura de la vegetación han sido bien estudiados en las Sierras Grandes de Córdoba. La exclusión tiene efectos tanto positivos como negativos para la conservación, según la escala de tiempo y el objetivo de conservación que se pretenda alcanzar. Por ejemplo, se ha sugerido que la exclusión del ganado a corto plazo (<4 años) puede tener varios efectos positivos: reduciendo las tasas de erosión del suelo y también incrementando la altura de la vegetación, promoviendo la producción de brotes, hojas y semillas sin cambiar sustancialmente la composición de las comunidades vegetales (Pucheta et al. 1998; Cingolani et al. 2003). De la misma manera, se ha propuesto que la exclusión del

ganado a mediano plazo (4-20 años) sería perjudicial para la diversidad de plantas, causando un aumento en la cobertura de matas y una reducción en la diversidad debida a la mayor capacidad competitiva de pocas especies, que normalmente serían controladas por pastoreo (Pucheta et al. 1998; Cingolani et al. 2003, 2004). Para los pastizales de altura de Córdoba no existen a la fecha estudios de los efectos de la exclusión del ganado a largo plazo (más de 20 años), aunque ciertos autores predicen que es probable que la exclusión de ganado beneficie la recuperación del bosque, un objetivo de conservación muy deseable que parece ser difícil de lograr sin la exclusión del ganado a largo plazo (Renison et al. 2005, 2006; Teich et al. 2005).

Aunque los efectos del pastoreo por ganado doméstico y su exclusión han sido estudiados en varias comunidades vegetales que varían en los regímenes históricos de pastoreo (e.g. Cingolani et al. 2003, Adler et al. 2005, Loe et al., 2007, Derner et al. 2009), menos se conoce respecto a cambios en comunidades de aves en relación a disturbios antrópicos asociados con el sobrepastoreo o su exclusión (sin embargo ver García et al. 2008; Rahmig et al. 2009). Mundialmente las aves de pastizal están declinando como consecuencia de la modificación de su hábitat (Brennan y Kuvlesky 2005; Casidy y Klepel 2017) y es importante entender de qué manera las aves enfrentan y responden a dichos cambios. En este sentido, las aves de pastizal de la región altoserrana de la provincia de Córdoba han sido expuestas a modificaciones antrópicas asociadas a la ganadería intensiva y a exclusión de la misma recientemente (Cingolani et al. 2003, 2004). Gran cantidad de estudios ornitológicos realizados en las Sierras Grandes de Córdoba describen distribución, taxonomía, biogeografía, estructura y composición de las comunidades de aves de la región (Stempelmann y Schulz 1890, Frenzel 1891, Nores e Yzurieta, 1979, 1980, 1983, Nores et al. 1983, Miatello et al. 1991, 1993, Baldo y Ordano 1993, Nores 1995, Ordano 1996). Sin embargo, los efectos del ganado en las comunidades de aves nativas en las montañas altas de Córdoba han sido menos estudiados (e.g. García et al. 2008). Esta información resulta de suma importancia para concretar esfuerzos de conservación local y regional. Además, los ecosistemas altoserranos presentan una avifauna compuesta por especies provenientes de las regiones pampeana, chaqueña y andino-patagónica (Ordano 1996, Nores 1995). La confluencia de esos linajes taxonómicos en una misma región sumada a la presencia de una gran cantidad de endemismos, le brinda gran importancia desde el punto de vista zoogeográfico y de conservación (Bucher y Avalos, 1979, Nores 1995).

El Parque Nacional Quebrada del Condorito (PNQC), ubicado al oeste de la provincia de Córdoba, en el centro de las Sierras Grandes, fue creado el 28 de noviembre de 1996, cuando 26,000 hectáreas fueron expropiadas y la presión de pastoreo doméstico fue restringida. Asimismo, se disminuyó la alta presión del fuego, erradicándose las quemadas. En la región, la presión natural del fuego es relativamente moderada ya que los incendios naturales no son muy frecuentes ni extensos, debido a que las tormentas eléctricas suelen ir acompañadas de lluvia. En la misma época, las tierras que rodeaban al parque fueron declaradas Reservas Nacionales y Provinciales de Agua (12,000 y 117,000 ha, respectivamente). Sin embargo, éstas últimas continuaron bajo propiedad privada y manejo de ganado tradicional, con cargas ganaderas relativamente altas. Este contraste de manejo ganadero en la zona brinda un escenario apropiado para examinar si la presencia o ausencia de ganado afecta de alguna manera a las comunidades de aves en pastizales de altura.

En el presente estudio se pone a prueba la hipótesis que la modificación del régimen de carga ganadera en el PNQC produce cambios en la estructura de la vegetación y a su vez en parámetros comunitarios del ensamble de aves, tales como la diversidad, riqueza y composición específica. Se predice que la estructura y composición de la comunidad de aves dentro del parque bajo exclusión ganadera será diferente que la composición y estructura de la comunidad de aves en terrenos aledaños al parque, donde se mantuvo la carga ganadera los 20 años posteriores a su creación. Asimismo, se espera que la comunidad de aves fuera del parque sea similar a la comunidad de aves observada en 1996 previo a la creación del parque. Específicamente, debido al tiempo que el parque ha permanecido con exclusión ganadera, y en base a los cambios de diversidad vegetal observados en la zona a corto (<4 años) y mediano (4-20 años) plazo (Pucheta et al. 1998; Cingolani et al. 2003, 2004), se espera encontrar un ensamble de aves menos diverso en sitios donde la carga ganadera fue reducida, respecto a sitios sujetos a altas cargas ganaderas.

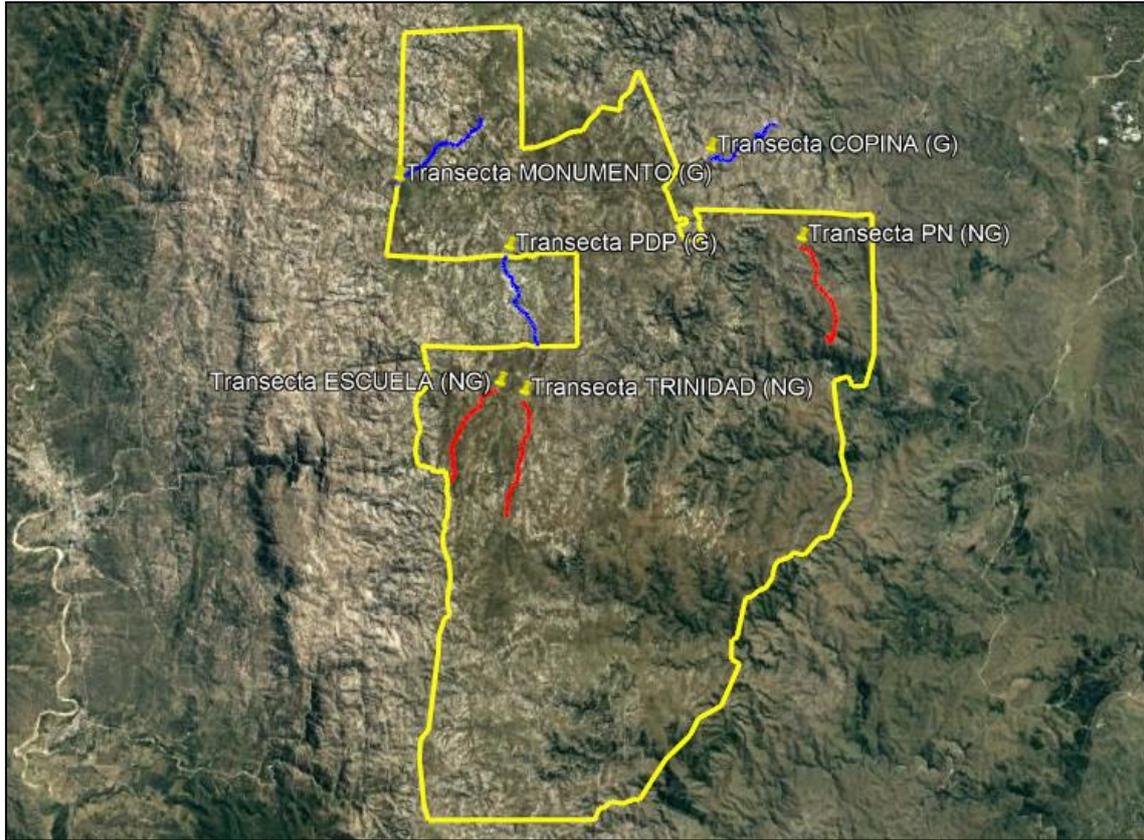
Se plantea como objetivo general de trabajo, evaluar la variación del ensamble de aves de pastizal debida al cambio de régimen de carga ganadera en el Parque Nacional Quebrada del Condorito. Los objetivos específicos de este estudio son: 1) Determinar la diversidad, riqueza y composición específica del ensamble de aves en el Parque Nacional Quebrada del Condorito en sitios con exclusión ganadera; 2) Determinar los mismos parámetros comunitarios en la Reserva Hídrica Natural Pampa de Achala en sitios con carga ganadera; 3) Evaluar el cambio de los parámetros comunitarios del ensamble de aves entre situaciones de pastoreo (con carga ganadera, bajo exclusión ganadera) tanto espacial (dentro y fuera del PNQC durante 2018) como temporalmente (en la zona del PNQC 2018 y previo a su creación en 1996).

Metodología

El estudio se realizó en el Parque Nacional Quebrada del Condorito y en la Reserva Hídrica Provincial Pampa de Achala, entre los 1800 y 2200 msnm.

Se seleccionaron tres sectores dentro del parque sujetos a exclusión ganadera desde su creación (22 años de exclusión), y tres sectores en la Reserva con cargas ganaderas similares entre sí, y similares a las cargas de ganado históricas en la región previo a la creación del parque (Fig. 1). En cada sector se delimitaron transectas de ancho variable con un recorrido fijo de 5 km lineales, en las que se realizaron censos mensuales de aves entre los meses de enero y marzo de 2018. Los censos se realizaron entre las 7:00 hs y las 14:00 hs, y en ellos se registraron todas las aves vistas y oídas durante un recorrido de 3 horas realizado en un solo tramo. Dicho recorridos se realizaron en caminos o senderos ya marcados para prevenir potenciales accidentes ofídicos, e incluyeron distintas unidades de vegetación como céspedes, pastizal-pajonal rocoso, arroyo y pajonal con suelos hidromórficos (Cingolani et al. 2003). No se consideraron en este caso los bosquecillos de altura. Las transectas estuvieron distanciadas al menos por 2 km para asegurar su independencia. El diseño de muestreo fue seleccionado para que fuera comparable con la metodología utilizada por Ordano(1996), quien reporta censos de especies de aves en la región previo a la creación del PNQC, y de cuyo trabajo se tomaron los datos de abundancia por especie para los meses de enero, febrero y marzo para incluirlos en el análisis de este estudio.

A



B



C



Figura 1. (A) Imagen satelital del área de estudio, en la que se observa el polígono que determina los límites del PNQC en color amarillo. En color azul se muestran las transectas con carga ganadera (G), y en color rojo se exponen las transectas con exclusión ganadera (NG). Los nombres previos a las siglas identifican el sitio específico de muestreo. (B) Imagen de uno de los sitios con carga ganadera de 2018. (C) Imagen de uno de los sitios sin carga ganadera de 2018.

A lo largo de las transectas donde se realizaron los censos de aves, se midieron variables descriptivas de la vegetación: número de especies vegetales, altura promedio, porcentaje de cobertura, porcentaje de suelo expuesto, porcentaje de roca expuesta. Las mismas se midieron mediante el uso de una cuadrata de 50x50 cm y una varilla marcada cada 5 cm. Asimismo se calcularon en cada punto la distancia mínima a cardos y la distancia mínima a palanganas, dos elementos importantes para el uso de algunas especies de la comunidad de aves en la zona. A tal fin se seleccionaron cinco estaciones de muestreo de la vegetación en cada una de las transectas (separadas por 1 km aproximadamente). Dichos muestreos fueron realizados por única vez durante el mes de marzo una vez culminados los censos de aves.

Análisis de datos

A partir de los registros de aves se calculó la riqueza de especies y abundancia por especie por transecta. Asimismo, se calcularon índices de diversidad alfa (Zar, 1989). Para comparar los índices de diversidad entre las condiciones de pastoreo (dentro del PNQC en 1996, en 2018 y en la Reserva) se utilizó el análisis de Kruskal Wallis. Estos se llevaron a cabo mediante el software estadístico INFOSTAT (Di Rienzo et al. 2001).

Se llevaron a cabo análisis de ordenamiento multivariado (N-MDS), con el fin de identificar agrupamientos entre los ensambles respecto a las condiciones de pastoreo.

Para corroborar que no existiera diferencia entre los ensambles censados a lo largo de los meses, se llevó a cabo una serie de One-way Permanovas para cada condición: 1996 con carga ganadera, 2018 con carga ganadera y 2018 sin carga ganadera. Los resultados obtenidos (Tabla 1) indicaron que no había diferencia significativa entre los meses, por lo que se decidió utilizar los datos obtenidos en cada una de las transectas de los distintos meses como repeticiones de una misma condición de pastoreo.

Tabla 1. Resultados de tres análisis (uno para cada condición de pastoreo) en los que se comparó los ensambles de aves entre los tres meses de muestreo.

		ONE-WAY PERMANOVA	
Condición	Valor de F	Valor de p	
1996 con carga	0,5105	0,7051	
2018 con carga	0,8827	0,5629	
2018 sin carga	2,241	0,0919	

Con el fin de identificar diferencias en la composición de los ensambles entre condiciones de pastoreo, se realizaron comparaciones One-Way Permanovas de a pares entre los tres sitios (dentro y fuera del PNQC 2018, y dentro del parque en 1996). Utilizando un análisis SIMPER se identificaron las especies responsables de las diferencias en las composiciones de los ensambles. Por medio de curvas de rango abundancia se identificaron especies dominantes y especies ausentes. Todos los análisis mencionados anteriormente fueron realizados mediante el software PAST (Hammer et al 2001).

Resultados

En total, entre las tres condiciones de pastoreo estudiadas, 1996 con carga ganadera, 2018 con carga ganadera y 2018 sin carga ganadera, durante los meses: enero, febrero y marzo, se registraron 64 especies con un total de 3804 individuos. En 1996 fueron registradas 40 especies y 514 individuos, en 2018 en el PNQC ya con régimen de exclusión ganadera se censaron 47 especies y 1909 individuos, mientras que en las áreas de la Reserva fuera del PNQC donde todavía hay actividad ganadera se registraron 52 especies y 1381 individuos. (ANEXO)

El análisis de ordenación N-MDS, muestra una clara diferenciación de grupos de transectas situadas en áreas sin carga ganadera respecto a aquellas transectas que presentaban carga ganadera. Se rescata el hecho de que los datos provenientes de transectas censadas en 1996 se agruparon junto con los registrados en el 2018 en áreas fuera del PNQC con carga ganadera (Fig. 2).

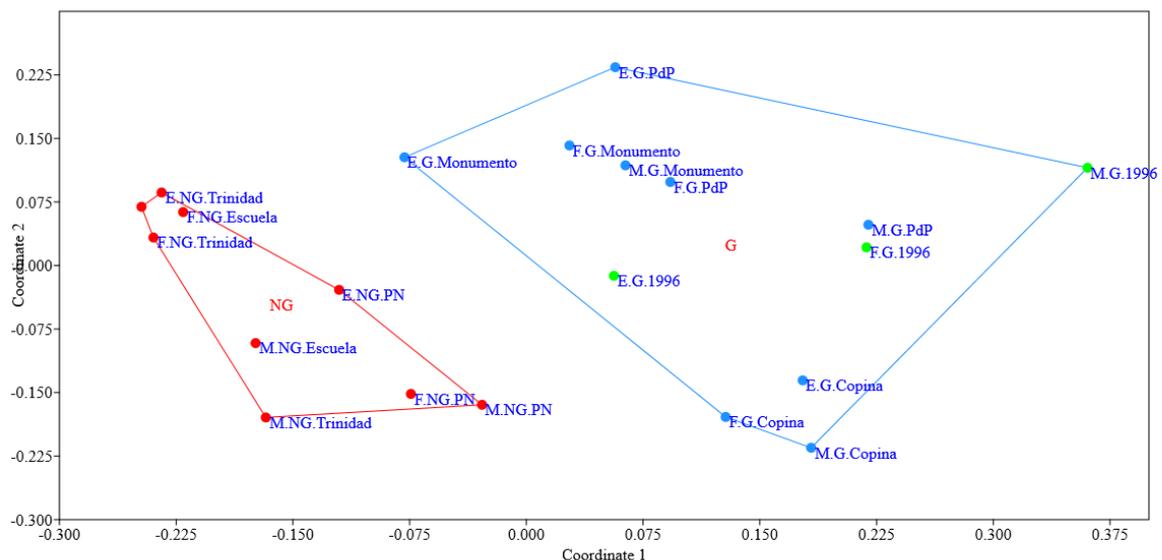


Figura 2. Ordenamiento multivariado N-MDS de censos de aves realizados durante los meses de enero a marzo en sectores dentro y fuera del PNQC en 2018 y en 1996 en áreas dentro del parque previo a su creación. Las letras E, F y M indican el mes en que se realizó el censo; las siglas G o NG indican con o sin carga ganadera respectivamente. Los nombres que siguen a las siglas identifican el sitio específico de muestreo. Estrés: 0,2121.

Comparación entre las condiciones de pastoreo previo (1996) y posterior (2018) a la creación PNQC

Un análisis One-way Permanova, con el que se comparó la composición de los ensambles en el área del PNQC durante 1996 (con carga ganadera) con los registrados dentro del parque durante 2018 (sin carga ganadera), indica la existencia de diferencias significativas entre los mismos ($F = 6,12$; $p = 0,0053$).

El análisis SIMPER entre esos mismos ensambles identifica cinco especies de aves (Tabla 2) como responsables del 50% de su diferencia. Entre las especies con mayor contribución porcentual del total registradas se destaca que la Ratona Aperdizada (*Cistothorus platensis*), el Pico de Plata (*Hymenops perspicillatus*) y la Catita Serrana Grande (*Psilopsiagon aymara*) presentan una abundancia absoluta y relativa promedio mucho mayor en 2018 que en 1996, mientras que la Loica Común (*Sturnella loyca*) aparenta haber reducido su abundancia entre 1996 y 2018.

Tabla 2. Resultados de un análisis SIMPER entre los ensambles de aves registrados para las condiciones dentro del PNQC en 1996 (con carga) y en 2018 (sin carga), en donde se muestra la contribución porcentual y acumulada de cada especie, la abundancia absoluta promedio y la abundancia relativa promedio de cada especie.

Especie	Contribución porcentual	Contribución porcentual acumulada	Abundancia absoluta promedio (2018 sin carga)	Abundancia relativa promedio (2018 sin carga)	Abundancia absoluta promedio (1996 con carga)	Abundancia relativa promedio (1996 con carga)
Ratona Aperdizada	25,96	25,96	79,20	37,35	6,67	3,89
Chingolo	8,14	34,1	18,20	8,59	20,70	12,06
Pico de Plata	7,132	41,23	21,60	10,16	8,00	4,67
Catita Serrana Grande	6,632	47,86	19,80	9,32	0,00	0,00
Loica Común	5,607	53,47	9,33	4,40	22,30	13,04

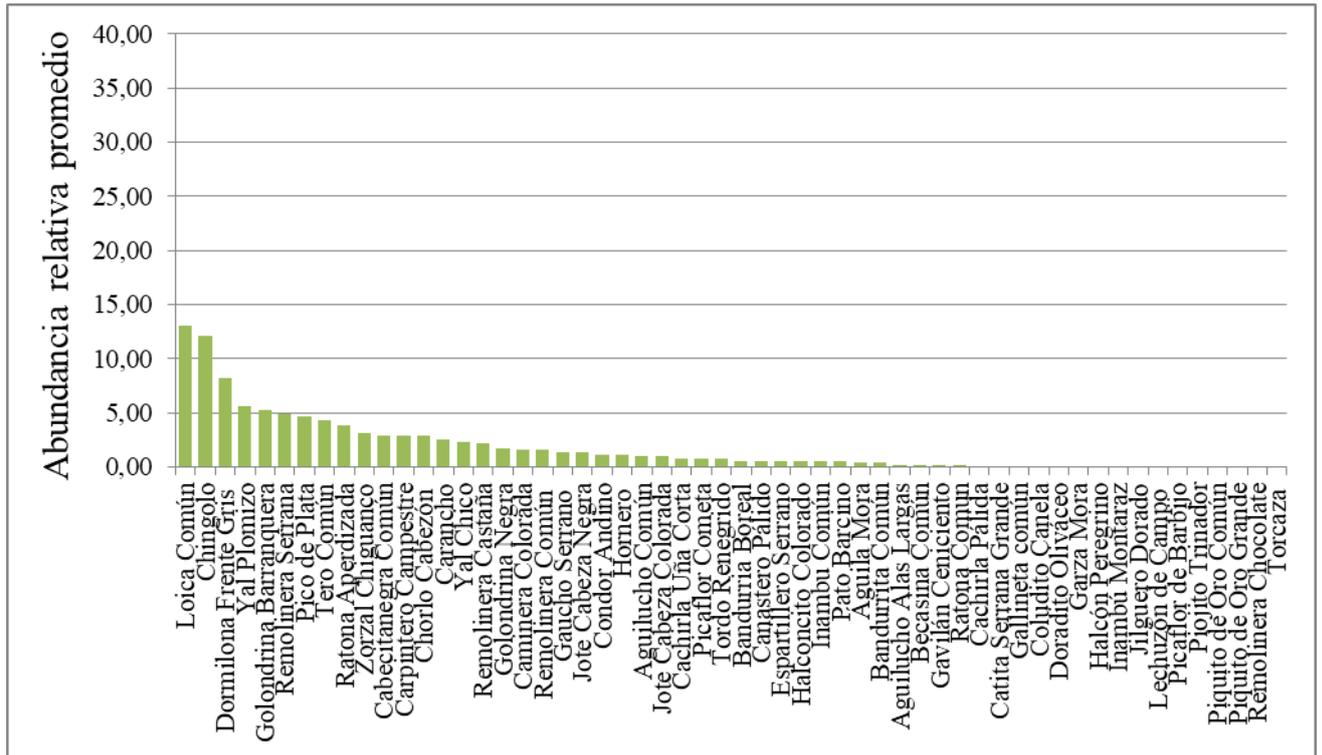
La comparación de la riqueza y los índices de Shannon, Simpson, Margalef y equitatividad entre los ensambles de 1996 y 2018, indica que la diversidad alfa de la comunidad de aves registrada durante 1996 fue significativamente mayor que la de la comunidad registrada en 2018 dentro del PNQC (Tabla 3).

Tabla 3. Comparación de medias (Kruskal-Wallis) de los diferentes índices de diversidad correspondientes a los ensambles registrados dentro del PNQC durante los años 1996 y 2018. (*) Diferencia significativa.

	Condición de pastoreo		Valor de H	Valor de p
	2018 sin carga ganadera	1996 con carga ganadera		
Riqueza	20,78	29	6,23	0,0091*
Índice de Margalef	3,70	5,47	6,23	0,0091*
Índice de Simpson	0,76	0,91	6,23	0,0091*
Índice de Shannon	1,96	2,82	6,23	0,0091*
Índice de Equitatividad	0,65	0,84	6,23	0,0091*

Por medio de las curvas de acumulación de especies para los ensambles de las condiciones dentro del PNQC durante los años 1996 y 2018, se identificó en 2018 la dominancia de una especie (Ratona Aperdizada, Figura 3 A) en la estructura del ensamble. En el ensamble de 1996 las abundancias aparecen más equitativamente distribuidas (Figura 3 B). Por otro lado se destaca el Chorlo Cabezón (*Oreopholus ruficollis*), cuya abundancia ha disminuido considerablemente entre 1996 y 2018. Mientras que otras especies han incrementado su abundancia entre esos años como la Ratona Aperdizada y el Pico de Plata, o se han incorporado al ensamble como el Coludito Canela (*Leptasthenura fuliginiceps*), Doradito Oliváceo (*Pseudocolopteryx acutipennis*), Lechuzón de Campo (*Asio flammeus*) y el Halcón Peregrino (*Falco peregrinus*) entre otros.

A



B

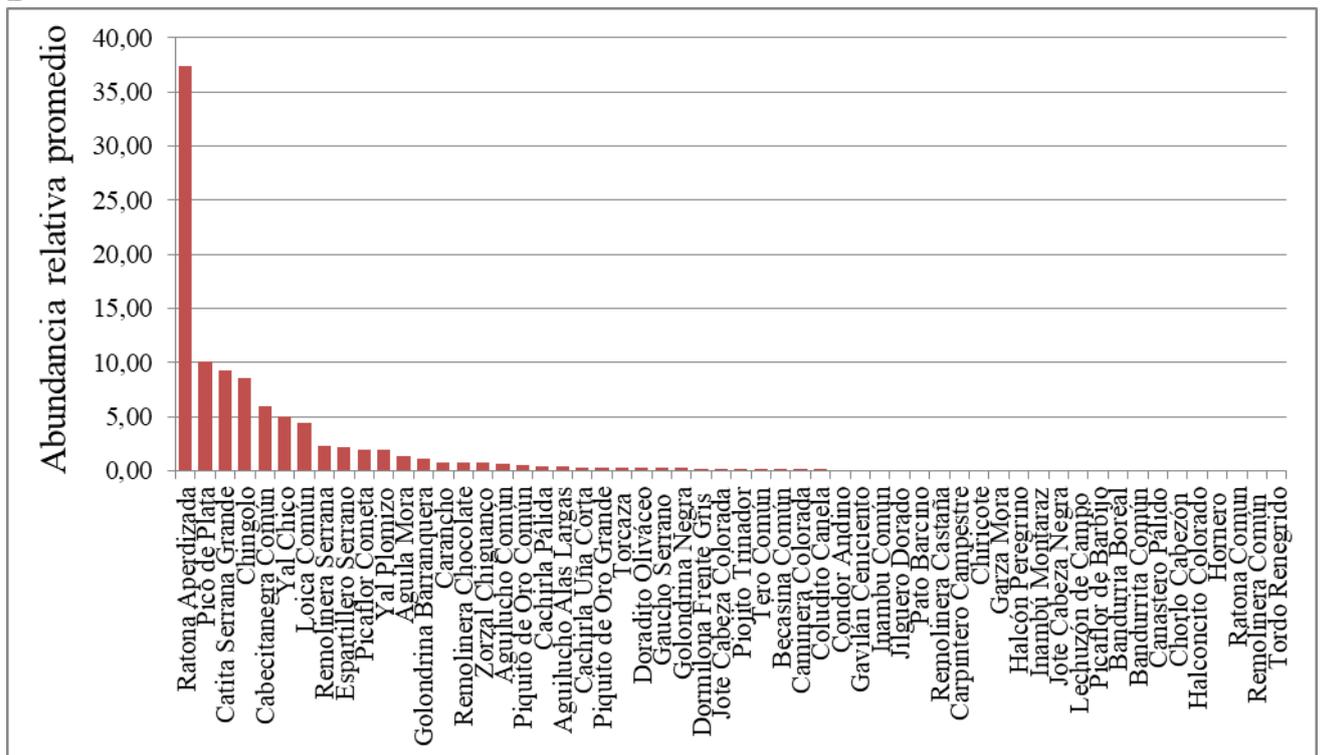


Figura 3. Abundancia relativa promedio de especies de aves registradas (A) dentro del PNQC durante el año 1996, situación con carga ganadera y (B) durante 2018, situación sin carga ganadera. En ambas figuras se muestran el total de especies registradas en ambas condiciones (56 especies)

Comparación entre las condiciones de pastoreo dentro (sin carga ganadera) y fuera (con carga ganadera) del PNQC en 2018

Sobre la base de la separación de ensambles registrados en 2018 con y sin carga ganadera obtenida previamente (Fig. 2), y superponiendo al mismo las variables descriptivas de la vegetación (número de especies vegetales, altura promedio de vegetación, porcentaje de cobertura vegetal, porcentaje de suelo expuesto, porcentaje de roca expuesta, distancia mínima a cardos y distancia mínima a palanganas), se identificaron aquellas que pudieran explicar el ordenamiento de los ensambles de aves (Fig. 4). Los censos de aves registrados en las zonas sin carga ganadera se corresponden con valores más altos de las variables “altura promedio de la vegetación” y “porcentaje de cobertura vegetal”. Mientras que zonas con carga ganadera se corresponden con valores más altos en “número de especies vegetales”, “porcentaje de suelo expuesto”, “porcentaje de roca expuesta”, “distancia mínima a cardos” y “distancia mínima a palanganas”.

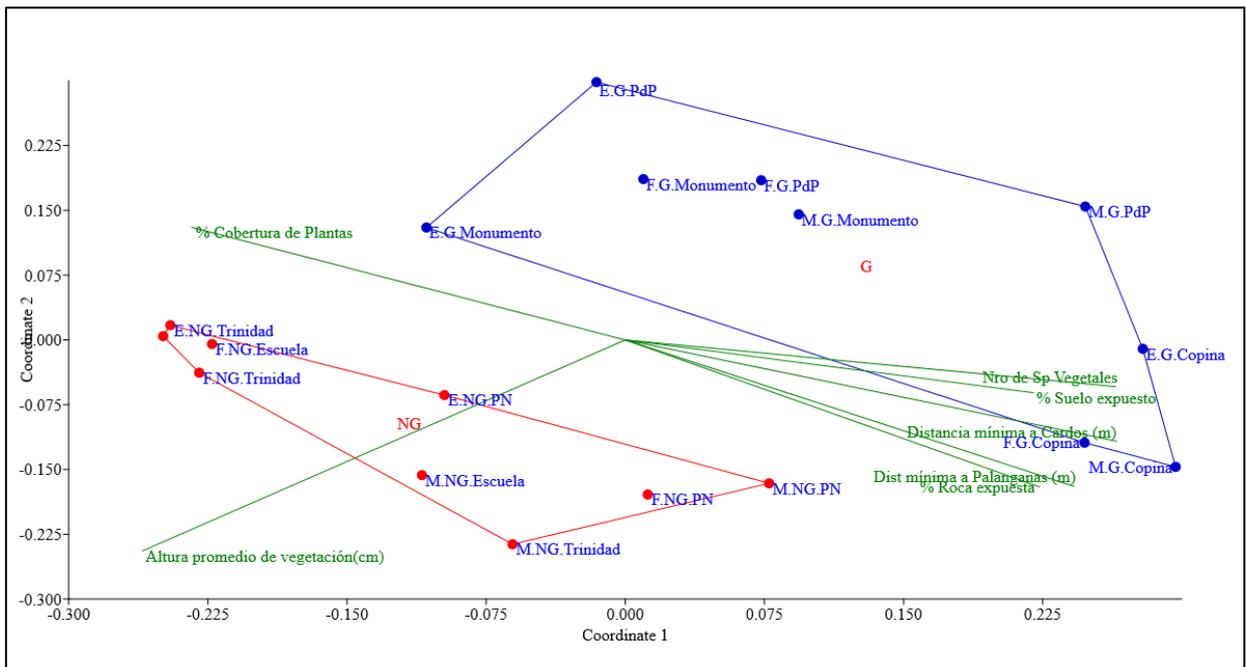


Figura 4. Ordenamiento multivariado N-MDS de censos de aves realizados durante los meses de enero a marzo en sectores dentro y fuera del PNQC en 2018. Las letras E, F y M indican el mes en que se realizó el censo; las siglas G o NG indican con o sin carga ganadera respectivamente. Los nombres que siguen a las siglas identifican el sitio específico de muestreo. Los vectores indican la correlación (dirección y longitud) de las variables descriptivas de la vegetación. Estrés: 0,2246.

Un análisis One-Way Permanova en el que se comparó la composición de los ensambles de aves dentro del PNQC (sin carga) con los registrados fuera del parque (con carga ganadera) durante el año 2018, reveló la presencia de diferencias significativas entre los ensambles ($F= 6,479$; $p= 0,0002$)

El análisis SIMPER entre estos ensambles identifica cinco especies de aves (Tabla 4) como responsables del 50% de la diferencia entre los mismos. Casi todas estas especies de aves son las mismas responsables de la diferencia entre los ensambles de 1996 y 2018 dentro del parque (Tabla 4). Entre las especies con mayor contribución porcentual del total registradas se destaca que la Ratona Aperdizada, y la Catita Serrana Grande presentan una abundancia absoluta y relativa promedio mucho mayor dentro del PNQC (sin carga) que fuera del mismo (con carga), mientras que el Tero Común (*Vanellus chilensis*) exhibe el patrón contrario, mayor abundancia absoluta y relativa promedio fuera del PNQC.

Tabla 4. Resultados del análisis SIMPER entre los ensambles de aves registrados para las condiciones de pastoreo dentro del PNQC (sin carga) y fuera en 2018 (con carga), en donde se muestra la contribución porcentual y acumulada de cada especie, la abundancia absoluta promedio y la abundancia relativa promedio de cada especie.

Especie	Contribución porcentual	Contribución porcentual acumulada	Abundancia absoluta promedio (2018 sin carga)	Abundancia relativa promedio (2018 sin carga)	Abundancia absoluta promedio (2018 con carga)	Abundancia relativa promedio (2018 con carga)
Ratona Aperdizada	27,75	27,75	79,20	37,35	10,60	6,88
Chingolo	8,165	35,92	18,20	8,59	12,80	8,33
Pico de Plata	7,861	43,78	21,60	10,16	16,60	10,79
Tero Común	7,645	51,42	0,44	0,21	20,80	13,54
Catita Serrana Grande	7,299	58,72	19,80	9,32	0,44	0,29

La comparación de la riqueza y los índices de Shannon, Simpson, Margalef y equitatividad entre estos ensamblajes, muestra que la riqueza y el índice de Margalef de las comunidades de aves registradas dentro y fuera del PNQC en 2018 no presentan diferencias significativas. Sin embargo, los índices de Shannon, Simpson y equitatividad de la comunidad de aves registrada fuera del PNQC en 2018 (con carga) fue significativamente mayor que la de la comunidad registrada dentro del PNQC (sin carga) ese mismo año (Tabla 5).

Tabla 5. Comparación de medias (Kruskal-Wallis) de los diferentes índices de diversidad correspondientes a los ensamblajes registrados dentro y fuera del PNQC durante el año 2018. (**) Diferencia altamente significativa.

	Condición de pastoreo		Valor de H	Valor de p
	2018 sin carga ganadera	2018 con carga ganadera		
Riqueza	20,78	21	0,12	0,7619
Índice de Margalef	3,7	4	0,16	0,7304
Índice de Simpson	0,76	0,87	9,83	0,0008**
Índice de Shannon	1,96	2,43	10,11	0,0006**
Índice de Equitatividad	0,65	0,8	12,17	0,0001**

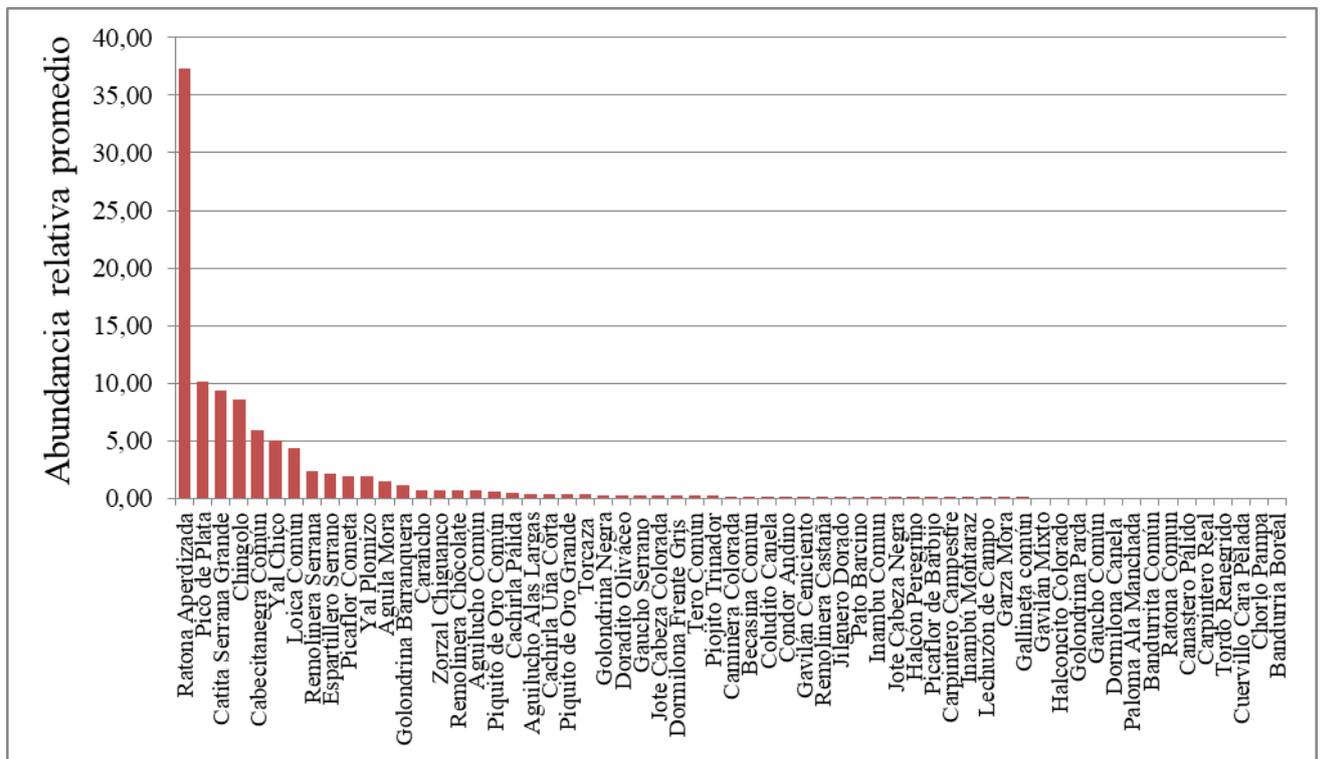
La comparación de las variables descriptivas de la vegetación entre los sitios dentro del PNQC (sin carga) y fuera del parque (con carga), reveló que la “altura promedio de la vegetación” y el “porcentaje de cobertura de plantas” fueron significativamente mayores dentro del PNQC, mientras que el “porcentaje de suelo expuesto” fue significativamente mayor afuera del PNQC (Tabla 6).

Tabla 6. Comparación de medias (Kruskal-Wallis) de las diferentes variables descriptivas de la vegetación correspondientes a los ensamblajes registrados dentro y fuera del PNQC durante el año 2018. (*) Diferencia significativa. (**) Diferencia altamente significativa.

Variable	Condición de pastoreo		Valor de H	Valor de p
	2018 sin carga ganadera	2018 con carga ganadera		
Número de especies vegetales	3,7	4,87	2,94	0,0837
% Cobertura de plantas	82,83	71,33	4,98	0,0169*
% Suelo expuesto	9,33	16,93	4,44	0,0209*
% Roca expuesta	7,83	12	0,17	0,5764
Altura promedio de vegetación (cm)	56,59	17,43	15,06	0,0001**
Distancia mínima a cardos (m)	20,1	144,32	1,93	0,1639
Distancia mínima a palanganas (m)	380,7	477,02	0,72	0,3882

Mediante las curvas de acumulación de especies para los ensambles de las condiciones dentro y fuera del PNQC durante el año 2018, nuevamente se observó dentro del PNQC (sin carga) la dominancia de una especie (Ratona aperdizada, Figura 5 A) en la estructura del ensamble. Fuera del PNQC (con carga) por el contrario el ensamble se muestra con abundancias más equitativas (Figura 5 B). Se destaca el incremento en la abundancia de algunas especies como Tero común, Dormilona Gris (*Muscisaxicola rufivertex*) y el Yal chico (*Geospizopsis plebejus*) en las zonas fuera del parque (con carga) con respecto al área del PNQC (sin carga).

A



B

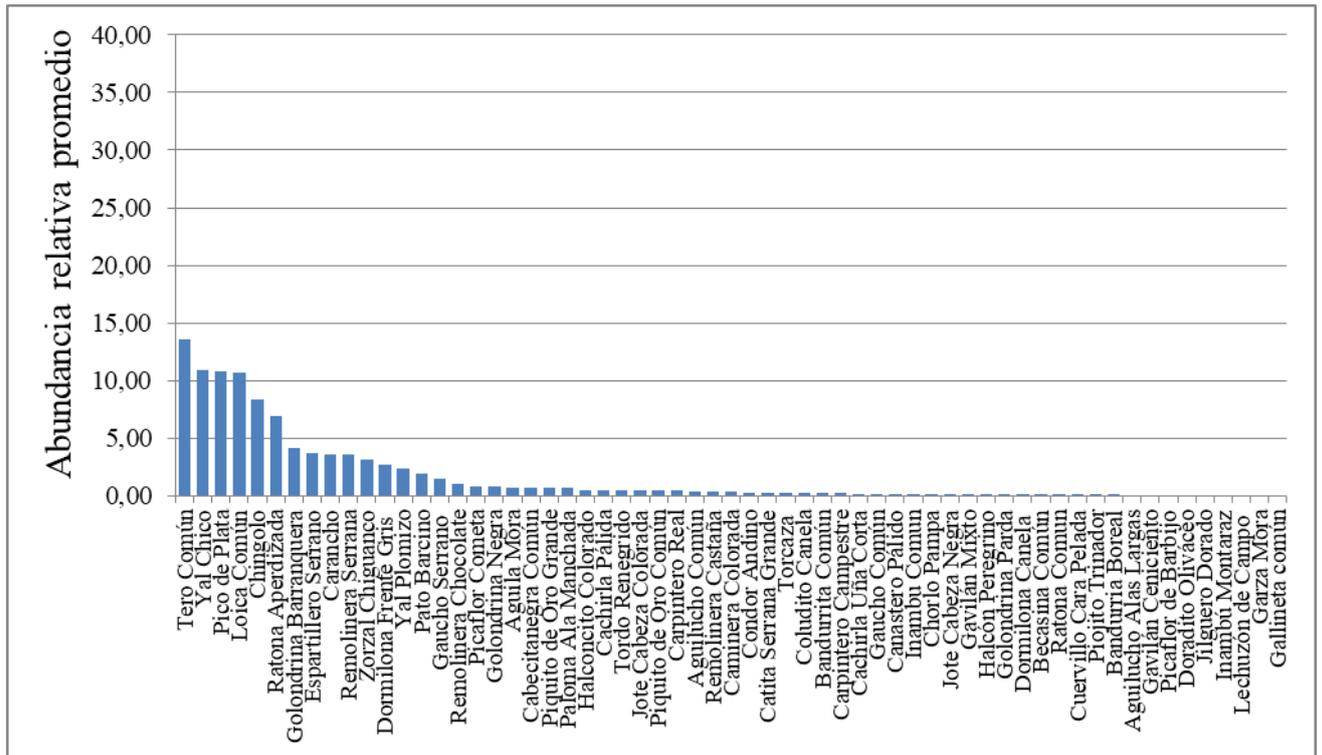


Figura 5. Abundancia relativa promedio de especies de aves registradas (A) dentro del PNQC durante el año 2018, situación sin carga ganadera y (B) fuera del PNQC, situación con carga ganadera. En ambas figuras se muestran el total de especies registradas en ambas condiciones (61 especies).

Comparación entre condiciones de pastoreo con carga ganadera en 1996 y en 2018.

El análisis One-way Permanova, con el que se comparó la composición de los ensambles de aves dentro del PNQC en 1996 (con carga) con los registrados fuera del PNQC durante el 2018 (con carga), muestra la ausencia de diferencias significativas entre los mismos ($F = 1,362$; $p = 0,1966$).

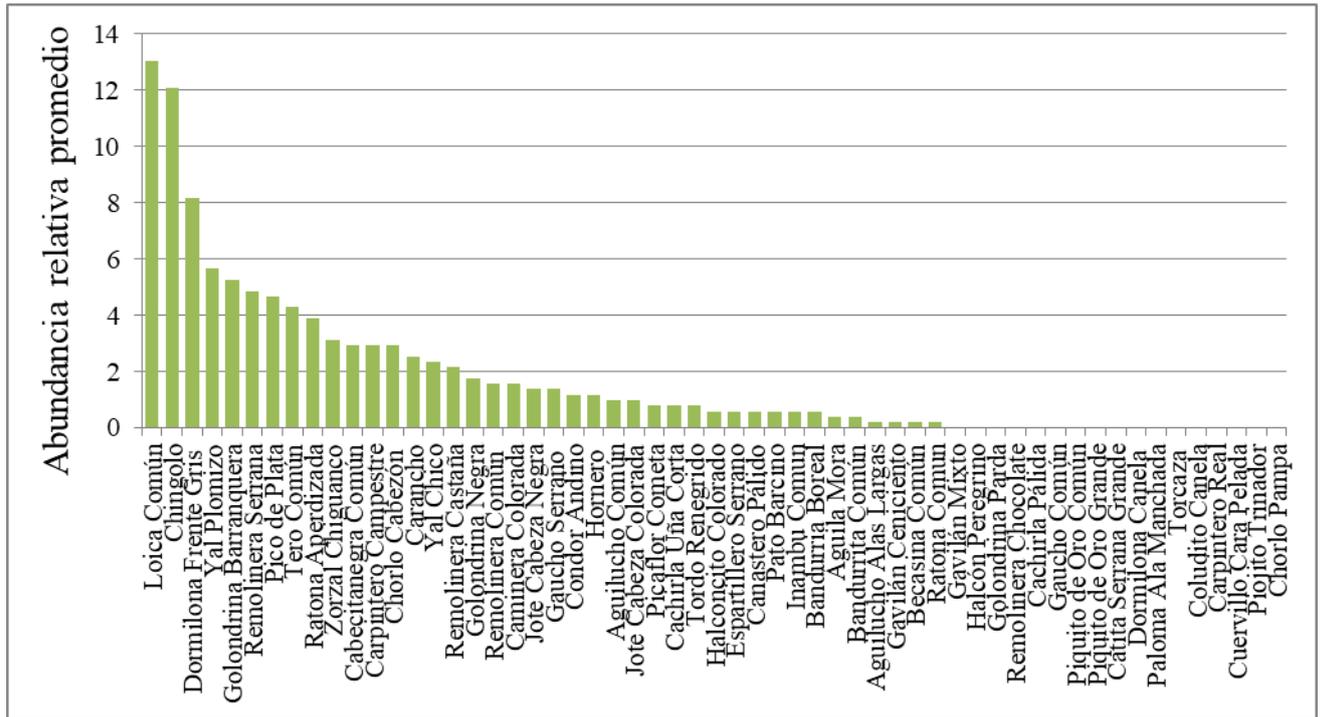
La comparación de la riqueza y los índices de diversidad entre los ensambles de 1996 y 2018, indica que la Riqueza y el índice de Shannon de la comunidad de ave registrada durante 1996 (con carga) fue significativamente mayor que la de la comunidad registrada en 2018 fuera del PNQC (con carga). Sin embargo los índices de Margalef, Simpson y de equitatividad de las comunidades de aves registradas dentro del PNQC en 1996 y fuera del parque en 2018 no presentan diferencias significativas (Tabla 7).

Tabla 7. Comparación de medias(Kruskal-Wallis) de los diferentes índices de diversidad correspondientes a los ensambles registrados dentro del PNQC de 1996 (con carga) con los registrados fuera del PNQC durante el 2018 (con carga). (*)Diferencia significativa.

	Condición de pastoreo		Valor de H	Valor de p
	2018 con carga ganadera	1996 con carga ganadera		
Riqueza	21,00	29	4,52	0,0318*
Índice de Margalef	4,00	5,47	3,77	0,0636
Índice de Simpson	0,87	0,91	3,77	0,0636
Índice de Shannon	2,43	2,82	4,52	0,0364*
Índice de Equitatividad	0,80	0,84	1,03	0,3727

En las curvas de acumulación de especies para los ensambles de las condiciones de pastoreo dentro del PNQC durante el año 1996 y fuera del PNQC durante el año 2018, se observaron patrones similares en cuanto a la estructura de las comunidades de aves registradas en ambas condiciones, unas pocas especies con mayores abundancias relativas y muchas con abundancias relativas menores. En 1996 (con carga) se destacó una mayor abundancia relativa de Loica común y Chingolo (*Zonotrichia capensis*) (Figura 6A). Asimismo, en 2018 (con carga) resaltaron cuatro especies con mayor abundancia relativa, Tero común, Yal chico, Pico de plata y Loica común (Figura 6B). En adición, durante 2018 se destacaron registros de especies como Halcón peregrino, Gavilán mixto (*Parabuteo unicinctus*), Chorlo pampa (*Pluvialis dominica*), entre otras que no habían sido registradas durante 1996. Mientras que otras especies como Hornero (*Furnarius rufus*) y Chorlo cabezón no se registraron en 2018 pero si en 1996.

A



B

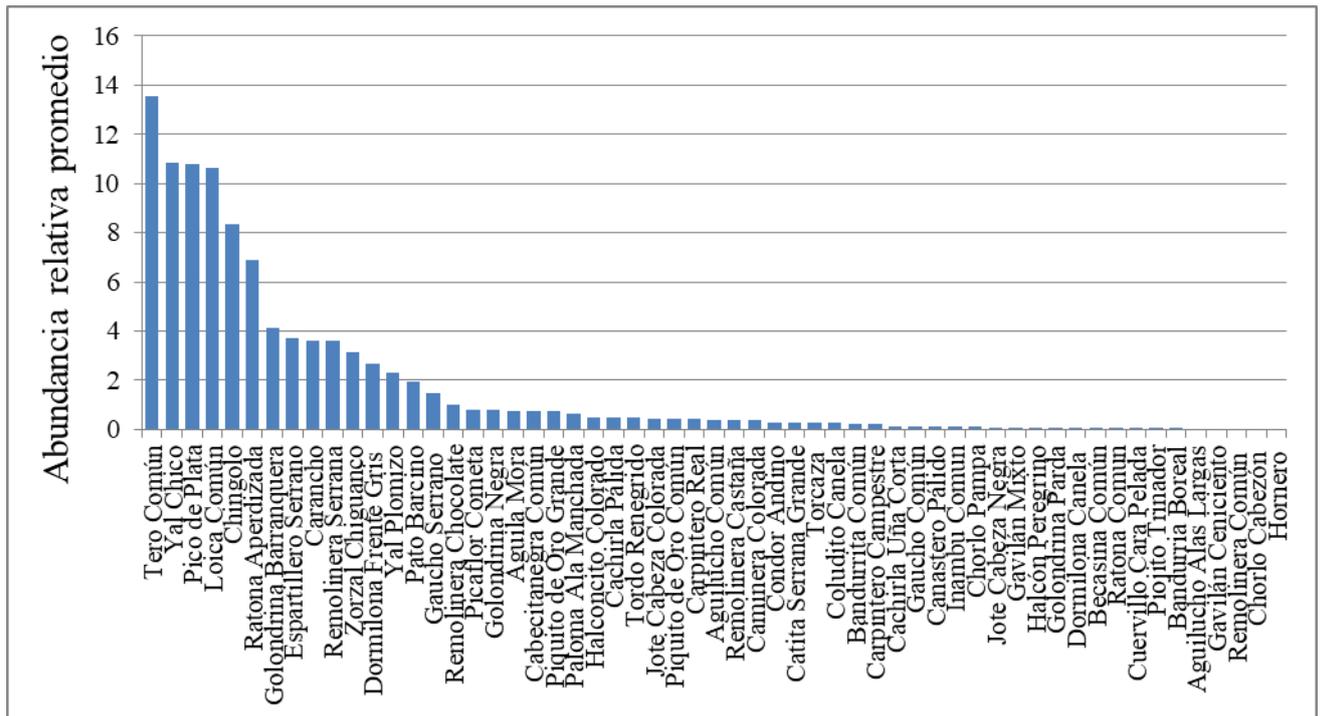


Figura 6. Abundancia relativa promedio de especies de aves registradas (A) dentro del PNQC durante el año 1996, situación con carga ganadera y (B) fuera del PNQC durante el año 2018, situación con carga ganadera. En ambas figuras se muestran el total de especies registradas en ambas condiciones (57 especies).

Discusión

El pastoreo puede tener diversos efectos en el ambiente sobre el cual ejerce presión, ya que los mismos pueden ser positivos o negativos, dependiendo del tiempo e intensidad del mismo, y del punto de vista desde el que se observe (Pucheta et al. 1998; Cingolani et al. 2003, 2004; Renison et al. 2005, 2006; Teich et al. 2005). En el presente trabajo evaluamos efectos de la modificación del régimen de carga ganadera en el PNQC sobre la estructura de la vegetación y parámetros comunitarios del ensamble de aves por medio de la comparación del ensamble de aves dentro del PNQC (con exclusión ganadera desde 1996) y fuera del mismo (en la Reserva Hídrica Provincial Pampa de Achala RHPPA, con cargas ganaderas permanentes hasta la fecha), respecto al ensamble de aves censado en el año 1996 previo a la creación del parque. Los resultados obtenidos indican que los cambios en el régimen ganadero afectan la composición y estructura de la comunidad de aves en la zona estudiada. Si bien no se cuenta con registros respecto a la composición y estructura del ensamble de aves de pastizales previo a la introducción de ganado doméstico hace aproximadamente 400 años, los resultados del presente estudio sugieren que la exclusión ganadera producto de la creación del parque no redundaría en ensambles de aves más ricos o diversos que los que se encontraban previamente en dicha zona, y además habría resultado en la pérdida de ciertas especies que eran relativamente comunes previo a su creación.

Efecto de la exclusión ganadera sobre los ensambles de aves: comparación temporal

Al comparar los ensambles de aves registrados en 1996 y 2018 dentro del parque nacional se observó una diferencia significativa en cuanto su composición de especies. Suponemos que la diferencia está dada por el cambio de régimen ganadero, ya que al momento de su creación, el área del parque pasó de tener una carga ganadera relativamente alta a exclusión total de ganado, que se complementó con una prevención total de los incendios. Como se ha observado para comunidades vegetales, esta medida sería perjudicial para la diversidad en el mediano plazo (4-20 años), causando un aumento en la cobertura de matas y una reducción en la diversidad debido a mayor capacidad competitiva de pocas especies (Pucheta et al. 1998; Cingolani et al. 2003, 2004). Esto parece haber favorecido diferencialmente a ciertas especies de aves, que incrementaron su abundancia por encima de otras, como es el caso del Pico de plata y la Ratona aperdizada. Esta última especie en particular aumentó ampliamente su

abundancia volviéndose dominante del ensamble, lo que a su vez incidió en la equitatividad de dicho ensamble que es significativamente menor en 2018 que en 1996 (Tabla 3). La biología de la Ratona Aperdizada está íntimamente asociada a pastizales altos, los que prefiere en especial para anidar (Ridgely 2009, Salvador 2012). La característica altura de los pajonales en los sitios no pastoreados del parque seguramente favoreció el incremento de su abundancia posterior a la exclusión ganadera en el parque.

Las curvas de abundancia relativa promedio permitieron identificar varias especies que si bien se registraron en 1996, aparentan haber desaparecido del parque posteriormente a la exclusión ganadera. Se destaca la ausencia de registros del Chorlo cabezón en 2018, que era una especie muy abundante hacia 1996. No hay registros en la zona desde 1996, el único registro de esta especie en las sierras de la provincia fue en Los Gigantes, en septiembre del año 2017 (Ecoregistros.org). Sin embargo en el caso de estar presente todavía en esos ambientes se estima que sus abundancias deben haber declinado considerablemente. Cabe destacar que el Chorlo cabezón anida en depresiones del suelo y requiere de pastos bajos que le proporcionen buena visibilidad en sus alrededores (Vilina y Teillier 1990). Por otro lado, se recalca el actual registro de especies como la Catita serrana grande, Coludito canela, Doradito oliváceo, Lechuzón de campo, entre otras especies que no se habían registrado en la zona en 1996 (Ordano 1996).

Adicionalmente, desde que se concretó la exclusión ganadera el ensamble de aves aparenta haber perdido diversidad ya que la riqueza y los índices de Shannon, Simpson y Margalef resultaron significativamente menores en 2018 con respecto a los de 1996. Como se mencionó anteriormente, en los pastizales el fuego y el pastoreo de herbívoros nativos interactúan con las características topo-edáficas, mejorando la heterogeneidad ambiental a nivel de parche y promoviendo la diversidad en todo el paisaje (Fuhlendorf et al. 2006). La supresión de ambos factores podría estar relacionada a la disminución de la heterogeneidad vegetal del ambiente y en consecuencia a la reducción de la diversidad del ensamble de aves en el mismo. Un patrón similar fue observado en un estudio llevado a cabo en Oklahoma, Estados Unidos, donde se vio que parches de pastizal sometidos a pastoreo y quemas controladas llevan a un aumento en la heterogeneidad de la vegetación del ambiente, seguido de un aumento en la diversidad del ensamble de aves (Rahmig et al. 2009).

Efecto de la exclusión ganadera sobre los ensamblajes de aves: comparación espacial

Las variables que caracterizan la vegetación evidencian el efecto de la ganadería y su exclusión en la estructura vegetal (Tabla 6). En las zonas sin carga ganadera, la vegetación se caracteriza por una mayor altura promedio y mayor porcentaje de cobertura vegetal, y menor porcentaje de suelo expuesto, todas favorecidas por la ausencia de ganado. Por otro lado, en las áreas con carga ganadera se observó un mayor número de especies vegetales, aunque este valor solo sea marginalmente significativo.

El patrón de cambio temporal (entre 1996 y 2018 en el área del parque) tanto en la composición de los ensamblajes como en los índices de diversidad resulta similar al patrón de cambio observado espacialmente (en 2018 dentro y fuera del parque). En las zonas con exclusión ganadera dentro del PNQC en 2018 los ensamblajes de aves están caracterizados por una alta abundancia de pocas especies, entre las que se destaca la Ratona Aperdizada, y en menor medida el Pico de Plata, Catita Serrana Grande y Chingolo. Por el contrario, en los sitios que han mantenido su carga ganadera fuera del parque los ensamblajes de aves se muestran con una distribución más equitativa de la abundancia por especies. Sin embargo, se aprecia una abundancia relativa mayor del Tero común en los ambientes disturbados con ganadería, probablemente asociado a sus requerimientos de hábitat reproductivo, pastizales bajos y campos abiertos (del Hoyo 1996).

Nuevamente, la diversidad del ensamblaje de aves resulta mayor en las áreas que presentaban carga ganadera fuera del parque que la del ensamblaje dentro del parque, evidenciado por los índices de Shannon, Simpson y Equitatividad (Tabla 5). Esto puede justificarse por diferencias en la estructura y composición de la vegetación (Tabla 6), ya que las áreas en la RHPPA aparentan tener una mayor heterogeneidad ambiental probablemente a causa de la presencia de herbivoría (e.g. Rahmig et al. 2009). Sin embargo lo que resulta interesante es el hecho de que los resultados de la comparación entre ambientes con exclusión ganadera y ambientes con ganado sean similares tanto a escala temporal como espacial, lo que da más robustez a los resultados hallados. De hecho la falta de diferencias significativas entre los ensamblajes de aves registrados en 1996 (con carga ganadera) y los ensamblajes de las áreas con carga ganadera de 2018, resultan de control indicando que sería el cambio en el manejo ganadero el responsable de las diferencias en los ensamblajes de aves. De todas maneras, se registraron ciertas

diferencias en cuanto a la riqueza de especies y a la diversidad del ensamble de aves evidenciada por uno de los índices evaluados, que sugieren que otros factores asociados al paso de los años, como podría ser por ejemplo cambio en algún elemento del clima, pudieran también estar involucrado en la respuesta de las aves (Jarzyna et al. 2016). Incluso las variaciones en riqueza y diversidad de especies podrían atribuirse a diferencias en las cargas de ganado entre esos periodos muestreados, ya que aunque los registros de la Secretaria de Ambiente de la provincia (Comunicación personal con C. Rosacher) indican que las cargas son similares entre 1996 y 2018, es muy difícil corroborar fehacientemente dicha información.

Por último, se destaca que ciertas especies de aves tuvieron ocurrencia únicamente en áreas con carga ganadera, y por lo general son especies adaptadas a la presencia e influencia del hombre y particularmente a la ruralización del ambiente. Tal es el caso del Halconcito colorado, Paloma ala manchada, Carpintero real, Tordo renegrado, Tero común, que fueron registradas exclusivamente en zonas con cargas ganaderas en 2018 (con excepción del Tero común). En la zona con carga ganadera son destacables también algunos registros raros tales como: Gavilán mixto, de ambientes más chaqueños y que presenta una baja abundancia en la zona; Dormilona canela (*Muscisaxicola capistrata*) lo cual es raro ya que es una especie migradora de tipo C (migra desde la Patagonia hacia el norte en invierno); Cuervillo cara pelada, (*Phimosus infuscatus*) si bien su distribución marginal llega hasta Pampa de Achala aun así no es esperable su avistamiento en la zona; y el Chorlo pampa, especie migradora de tipo A (migra desde Norteamérica hacia el sur en primavera y verano) distribuyéndose de manera dispersa por todo el país haciendo que el encuentro con la misma en la zona sea fortuito. Mientras que se destaca el Doradito oliváceo como una especie que solo se observa en zonas sin ganado, esta especie se habría incorporado hace poco en el ensamble de aves de la zona y estaría incrementando poco a poco su abundancia (Comunicación personal con G. Sferco). Por otro lado, en la zona sin carga ganadera son destacables también algunos registros raros tales como Gavilán ceniciento (*Circus cinereus*) y el Lechuzón de campo ambas especies raras debido a su baja abundancia en la zona.

Para concluir, es necesario manifestar que entre las especies de aves de pastizal hay una amplia gama de preferencias respecto a las alturas y densidades de pastizales, algunas especies prefieren una vegetación escasa y otras prefieren una vegetación más alta y más densa (Vickery y Herkert 1999). Debido a las diferencias en las preferencias del hábitat de las especies y las diferencias regionales en los suelos y la florística, las respuestas de las especies de pastizales individuales a las prácticas de manejo de pastizales específicas pueden ser variables y, a menudo, dependen de cada región. Como resultado, el manejo de las áreas de pastizales debe propiciar la creación de un mosaico de tipos de hábitats de pastizales, y eso probablemente no se logre con la exclusión total de ganado sino más probablemente con cargas de ganado lo suficientemente bajas como para no generar erosión del suelo, pero que a la vez mantengan la heterogeneidad de la vegetación.

Anexo

Tabla de abundancia absoluta promedio por especie en cada condición de pastoreo.

Especie		Condición		
Nombre Científico	Nombre Vulgar	G.1996	G.2018	NG.2018
<i>Nothura maculosa</i>	Inambú Comun	3,0	0,7	0,7
<i>Anas flavirostris</i>	Pato Barcino	3,0	9,0	0,7
<i>Patagioenas maculosa</i>	Paloma Ala Manchada	0,0	3,0	0,0
<i>Zenaida auriculata</i>	Torcaza	0,0	1,3	2,0
<i>Sappho sparganurus</i>	Picaflor Cometa	4,0	3,7	12,3
<i>Heliomaster furcifer</i>	Picaflor de Barbijo	0,0	0,0	0,3
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	Gallineta común	0,0	0,0	0,3
<i>Vanellus chilensis</i>	Tero Común	22,0	62,3	1,3
<i>Pluvialis dominica</i>	Chorlo Pampa	0,0	0,7	0,0
<i>Oreopholus ruficollis</i>	Chorlo Cabezón	15,0	0,0	0,0
<i>Gallinago paraguayae</i>	Becasina Común	1,0	0,3	1,0
<i>Ardea cocoi</i>	Garza Mora	0,0	0,0	0,3
<i>Phimosus infuscatus</i>	Cuervillo Cara Pelada	0,0	0,3	0,0
<i>Theristicus caudatus</i>	Bandurria Boreal	3,0	0,3	0,0
<i>Vultur gryphus</i>	Condor Andino	6,0	1,3	0,7
<i>Coragyps atratus</i>	Jote Cabeza Negra	7,0	0,3	0,3
<i>Cathartes aura</i>	Jote Cabeza Colorada	5,0	2,0	1,3
<i>Circus cinereus</i>	Gavilán Ceniciento	1,0	0,0	0,7
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Aguilucho Alas Largas	1,0	0,0	2,3
<i>Geranoaetus polyosoma</i>	Aguilucho Común	5,0	1,7	4,3
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	Águila Mora	2,0	3,3	9,0
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Gavilán Mixto	0,0	0,3	0,0
<i>Asio flammeus</i>	Lechuzón de Campo	0,0	0,0	0,3
<i>Colaptes melanochloros</i>	Carpintero Real	0,0	2,0	0,0
<i>Colaptes campestris</i>	Carpintero Campestre	15,0	1,0	0,3
<i>Caracara plancus</i>	Carancho	13,0	16,7	4,7
<i>Falco sparveris</i>	Halconcito Colorado	3,0	2,3	0,0
<i>Falco peregrinus</i>	Halcón Peregrino	0,0	0,3	0,3
<i>Psilopsiagon ayмара</i>	Catita Serrana Grande	0,0	1,3	59,3
<i>Furnarius rufus</i>	Hornero	6,0	0,0	0,0
<i>Geositta rufipennis</i>	Caminera Colorada	8,0	1,7	1,0
<i>Upucerthia dumetaria</i>	Bandurrita Común	2,0	1,0	0,0
<i>Cinclodes fuscus</i>	Remolinera Común	8,0	0,0	0,0
<i>Cinclodes comechingonus</i>	Remolinera Serrana	25,0	16,7	15,0
<i>Cinclodes olrogi</i>	Remolinera Chocolate	0,0	4,7	4,7
<i>Cinclodes atacamensis</i>	Remolinera Castaña	11,0	1,7	0,7

Especie		Condición		
Nombre Científico	Nombre Vulgar	G.1996	G.2018	NG.2018
<i>Asthenes sclateri</i>	Espartillero Serrano	3,0	17,0	13,7
<i>Asthenes modesta</i>	Canastero Pálido	3,0	0,7	0,0
<i>Leptasthenura fuliginiceps</i>	Coludito Canela	0,0	1,3	1,0
<i>Serpophaga griseicapilla</i>	Piojito Trinador	0,0	0,3	1,3
<i>Muscisaxicola rufivertex</i>	Dormilona Gris	42,0	12,3	1,3
<i>Muscisaxicola capistratus</i>	Dormilona Canela	0,0	0,3	0,0
<i>Hymenops perspicillatus</i>	Pico de Plata	24,0	49,7	64,7
<i>Pseudocolopteryx acutipennis</i>	Doradito Oliváceo	0,0	0,0	1,7
<i>Agriornis montanus</i>	Gaucho Serrano	7,0	6,7	1,7
<i>Agriornis micropterus</i>	Gaucho Común	0,0	0,7	0,0
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina Barranquera	27,0	19,0	7,0
<i>Progne elegans</i>	Golondrina Negra	9,0	3,7	1,7
<i>Progne tapera</i>	Golondrina Parda	0,0	0,3	0,0
<i>Troglodytes aedon</i>	Ratona Comun	1,0	0,3	0,0
<i>Cistothorus platensis</i>	Ratona Aperdizada	20,0	31,7	237,7
<i>Turdus chiguanco</i>	Zorzal Chiguanco	16,0	14,3	4,7
<i>Geospizopsis unicolor</i>	Yal Plomizo	29,0	10,7	12,3
<i>Geospizopsis plebejus</i>	Yal Chico	12,0	50,0	31,7
<i>Catamenia analis</i>	Piquito de Oro Común	0,0	2,0	3,7
<i>Catamenia inornata</i>	Piquito de Oro Grande	0,0	3,3	2,0
<i>Sicalis flaveola</i>	Jilguero Dorado	0,0	0,0	0,7
<i>Zonotrichia capensis</i>	Chingolo	62,0	38,3	54,7
<i>Anthus hellmayri</i>	Cachirla Pálida	0,0	2,3	3,0
<i>Anthus furcatus</i>	Cachirla Uña Corta	4,0	0,7	2,0
<i>Molothrus bonariensis</i>	Tordo Renegrado	4,0	2,3	0,0
<i>Sturnella loyca</i>	Loica Común	67,0	49,0	28,0
<i>Spinus magellanica</i>	Cabecitanegra Común	15,0	3,3	37,7

Bibliografía

- Acosta, A., M Cabido, S. Diaz y M. Mengui. 1989. Local and regional variability in granitic grassland in the mountains of central Argentina. *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 55: 39-50.
- Adler, P., Milchunas, D., Lauenroth, W., Sala, O. & Burke, I. (2004) Functional traits of graminoids in semi-arid steppes: a test of grazing histories. *Journal of Applied Ecology*, 41, 653–663.
- Adler, P.B., Milchunas, D.G., Sala, O.E., Burke, I.C. & Lauenroth, W.K. (2005) Plant traits and ecosystem grazing effects: comparison of US sagebrush steppe and patagonian steppe. *Ecological Applications*, 15, 774–792.
- Altman, A. y Swirft. 1989. Checklist of the birds of South America. 2nd ed. St. May's Press. Washington, DC. USA.
- Andrade BO, Koch C, Boldrini II, Vélez-Martin E, Hasenack H, Hermann J-M, Kollmann J, Pillar VD, y Overbeck GE (2015). Grassland degradation and restoration: a conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. *Nat Conservac* 13:95–104.
- Baldo, J. 1993. Composición y estructura de una comunidad de aves en un rango altitudinal de 1500-1600m en Sierra Grande (Córdoba), considerada durante un ciclo anual. Cátedra de Zoología II. Seminarios I y II. Fac. Cs. Ex. Fís. y Nat. U.N.C.
- Brennan L. A. y Kuvlesky W. P. (2005). North American Grassland Birds: An Unfolding Conservation Crisis? *The Journal of Wildlife Management*, 69, 1, 1-13
- Bucher, E. H., y Ávalos, J. W. (1979). Fauna. 369-434 en: *J. Geografía Física de la Provincia de Córdoba*. Ed. Boldt, Buenos Aires.
- Cagnolo, L.; Molina, S. I. & Valladares, G. (2002) Diversity and guild structure of insect assemblages under different grazing regimes in Central Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 11, 409 – 422.
- L. R. Cassidy y G. Kleppel. (2017). The Effect of Grazing Regime on Grassland Bird Abundance in New York State. *Northeastern Naturalist* 24(sp8):86-98.
- Cingolani, A.M., Cabido, M., Renison, D. & Solís Neffa, V. (2003) Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 14, 223–232.
- Cingolani, A.M., Noy-Meir, I. & Díaz, S. (2005) Grazing effects on rangeland diversity: a synthesis of contemporary models. *Ecological Applications*, 15, 757–773.

- Cingolani, A.M., Renison, D., Zak, M.R. & Cabido, M.R. (2004) Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using Landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sensing of Environment*, 92, 84–97.
- del Hoyo, J. Elliott, A. & Sargatal, J. (1996) *Handbook of the Birds of the World. Volume 3: Hoatzin to Auks*. Lynx Edicions.
- Derner JD, Lauenroth WK, Stapp P, y Augustine DJ (2009) Livestock as ecosystem engineers for grassland bird habitat in the Western Great Plains of North America. *Rangeland Ecol Manag* 62:111–118.
- Di Rienzo, J., Balzarini, M., Casanoves, F., González, L., Tablada, M., & Robledo, C. W. (2001). *InfoStat: software estadístico*. Córdoba: Universidad Nacional de Córdoba.
- Di Tada, I. E., Martori, R., de Ocaña, A. C., y Kufner, M. B. (1980). Herpetofauna endémica de la Pampa de Achala (Córdoba, Argentina). *Act. I Re. Iber. Zool. Vert*, 493-512.
- Di Tada, I. E., Salusso, M. M., y Martori, R. A. (1976). Lista de los batracios de Córdoba. *Bol. Acad. Nac. Ciencias, Córdoba*, 51(3-4), 325-362.
- Díaz, S., Acosta, A. & Cabido, M. (1994) Community structure in montane grasslands of central Argentina in relation to land use. *Journal of Vegetation Science*, 5, 483–488.
- Ellenberg, H. (1979) Man's influence on tropical mountain ecosystems in South America. *Journal of Ecology*, 67, 401–416.
- Fjeldså, J. (1993) The avifauna of the *Polylepis* woodlands of the Andean highlands: the efficiency of basing conservation priorities on the patterns of endemism. *Bird Conservation International*, 3, 37–55.
- Fjeldså, J., Kessler, M., Engblom, G., & Driesch, P. (1996). *Conserving the biological diversity of Polylepis woodlands of the highland of Peru and Bolivia: a contribution to sustainable natural resource management in the Andes* (p. 250). Copenhagen: Nordeco.
- Frank DA, McNaughton SJ, y Tracy BF (1998) The ecology of the Earth's grazing ecosystems. *Bioscience* 48:513–521.
- Freilich JE, Emlen JM, Duda JJ, Freeman DC, y Cafaro PJ (2003) Ecological effects of ranching: a six-point critique. *Bioscience* 52:759–765.
- Frenzel, J. 1981. Uebersicht uber die in der Provinz Córdoba (Argentinien) vorkommenden Vogel. *J. Field Orn.* 39: 113-126.

- Fuhlendorf SD, Harrell WC, Engle DM, Hamilton RG, Davis CA, y Leslie DM Jr (2006) Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing. *Ecol Appl* 16:1706–1716.
- Fuhlendorf, S.D. & Engle, D.M. (2001) Restoring heterogeneity on rangelands: ecosystem management based on evolutionary grazing patterns. *Bioscience*, 51, 625–632.
- Funes, G. 1995. Sinopsis de la vegetación rupícola de las Sierras Grandes de la Provincia de Córdoba, Argentina. Catedra de Biogeografía. Seminarios I y II. Fac. Cs. Ex. Fís. y Nat. U.N.C.
- Fynn, R.W.S. & O'Connor, T.G. (2000) Effect of stocking rate and rainfall on rangeland dynamics and cattle performance in a semi-arid savanna, South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 37, 491–507.
- García, C., Renison, D., Cingolani, A. M., & Fernández-Juricic, E. (2008). Avifaunal changes as a consequence of large-scale livestock exclusion in the mountains of Central Argentina. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 351-360.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). Paleontological statistics software: package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, (4).
- Holechek, J.L., Pieper, R.D. & Herbel, C.H. (1998) Range Management Principles and Practices. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. *Journal of Applied Ecology*, 41, 294–304.
- Jarzyna M. A., Zuckerberg B., Finley A. O., & Porter W. F. (2016). Synergistic effects of climate and land cover: grassland birds are more vulnerable to climate change. *Landscape Ecology* 31(10):2275-2290
- Laiolo, P., Dondero, F., Ciliento, E. & Rolando, A. (2004) Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna.
- Laiolo, P., Rolando, A. & Valsania, V. (2004) Responses of birds to the natural re-establishment of wilderness in montane beechwoods of North-western Italy. *Acta Oecologica*, 25, 129–136.
- Loe, L.E., Mysterud, A., Stien, A., Steen, H., Evans, D.M. & Austrheim, G. (2007) Positive short-term effects of sheep grazing on the alpine avifauna. *Biology Letters*, 3, 109–111.
- Luti, R. (1979). Vegetación. Geografía Física de la provincia de Córdoba, 1-464.
- Miatello, R., Baldo, J., Ordano, M., Rosacher, C. & Biancucci, L. (1999) Avifauna del Parque Nacional Quebrada del Condorito y Reserva Hídrica Provincial de Achala,

- Córdoba, Argentina. Una lista comentada (Birds of the 'Quebrada del Condorito' national park and the 'Achala' provincial water reserve, Córdoba, Argentina. A commented list.). Talleres Gráficos de Euder SRL, Córdoba, Argentina.
- Miatello, R., Rosacher, C., y Cobos, V. (1993). Algunas especies de aves nuevas o con pocos registros para la Provincia de Córdoba, República Argentina. *Nótulas Faunísticas* (primera serie), 50, 1-5.
- Miatello, R., V. Cobos y C. Rosacher. 1991. Algunas aves nuevas o poco conocidas para la provincia de Córdoba, República Argentina. *Hist. Nat.* 8: 1-5.
- Milchunas, D.G. & Lauenroth, W.K. (1993) Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs*, 63, 327–366.
- Milchunas, D.G., Sala, O.E. & Lauenroth, W.K. (1988) A generalized model of effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist*, 132, 87–106.
- Milton, S.J., Dean, W.R.J., du Pleiss, D.M.A. & Siegfried, W.R. (1994) A conceptual model of arid rangeland degradation. *Bioscience*, 44, 70–76.
- Nores, M y D. Yzurieta. 1980. Nuevas aves de la Argentina. *Hist. Nat.* 1:169-172. }
- Nores, M. 1995. Insular biogeography of birds on mountaintops in north western Argentina. *Journal of Biogeography*, 22, 61–70.
- Nores, M., y Yzurieta, D. (1983). Especiación en las Sierras Pampeanas de Córdoba y San Luis (Argentina), con descripción de siete nuevas subespecies de aves. *El Hornero*, 12(01extra), 088-102.
- Nores, M., y Yzurieta, D. (1979). Una nueva especie y dos nuevas subespecies de aves (passeriformes): Nidificación del gaviotín pico grueso:(*Gelochelidon nilotica grövoldi mathews*) en Córdoba-Argentina. *Academia Nacional de Ciencias*.
- Nores, M., Yzurieta, D., y Miatello, R. (1983). Lista y distribución de las aves de Córdoba, Argentina. *Academia nacional de ciencias*.
- Ordano, M. (1996). Estudio de una comunidad de aves altoserrana (Córdoba, Argentina) durante un ciclo anual. *Natura Neotropicalis*, 2(27), 83-94.
- Overbeck GE, Muller SC, Fidelis A, Pfadenhauer J, Pillar VD, Blanco CC, Boldrini II, Both R, y Forneck ED (2007) Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 9:101–116.
- Perevolotsky, A. y Seligman, N.G. (1998) Role of grazing in Mediterranean rangeland ecosystems. *Bioscience*, 48, 1007–1017.

- Pickett STA, White PS (eds) (1985) The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York.
- Pucheta, E., Cabido, M., Díaz, S. & Funes, G. (1998) Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain of central Argentina. *Acta Oecologica*, 19, 97–105.
- Rahmig, C. J., Jensen, W. E., & With, K. A. (2009). Grassland bird responses to land management in the largest remaining tallgrass prairie. *Conservation Biology*, 23(2), 420-432
- Renison, D., Cingolani, A.M., Suarez, R., Menoyo, E., Coutsiere, C., Sobral, A. & Hensen, I. (2005) The restoration of degraded mountain forests: effects of seed provenance and microsite characteristics on *Polylepis australis* seedling
- Renison, D., Hensen, I., Suarez, R. & Cingolani, A.M. (2006) Cover and growth habit of *Polylepis* woodlands and shrublands in the mountains of central Argentina: human or environmental influence? *Journal of Biogeography*, 33, 876–887.
- Ridgely R. (2009) *Cistothorus platensis*, p. 532, en Field guide to the songbirds of South America: the passerines / Robert Ridgely and Guy Tudor. – 1st ed. – (Mildred Wyatt-World series in ornithology).
- Rook, A.J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., Wallis De Vries, M.F., Parente, G. & Mills, J. (2004) Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation*, 119, 137–150.
- Salvador, S., y Salvador, L. (2012). Reproducción de aves de Pampa de Achala, Córdoba, Argentina. *Hist. Nat.(tercera ser.)*, 2, 119-145.
- Stempelmann, H., & Schulz, F. (1890). Enumeración de las aves de la provincia de Córdoba. *Boletín de la Academia Nacional de Ciencias*, Córdoba, Argentina, 10, 1-18.
- Survival and growth in Central Argentina. *Restoration Ecology*, 13, 129–135.
- Tobler, M.W., Cochard, R. & Edwards, P.J. (2003) The impact of cattle ranching on large-scale vegetation patterns in a coastal savanna in Tanzania. *Journal of Applied Ecology*, 40, 430–444.
- Turner MG (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91:2833–2849.doi:10.1890/10-0097.1
- Vilinia, Y. y Teillier, S. 1990. The Tawney-throated Dotterel *Oreopholus ruficolbs* in northern Chile. *Wader Study Group Bulletin*. 60. 32 - 33
- Vickery P. D. y Herkert J. R. (Editores). 1999. Ecology and conservation of grassland birds of the western hemisphere. *Studies in Avian Biology* No. 19, 299pp