



Trabajo final de la Licenciatura en Ciencias Biológicas

# **Comunidad de aves de pastizal en predios con distinta intensidad de pastoreo de ganado en cuatro regiones de Uruguay**

**Diego Castelli Bugna**

Orientador: MSc. Joaquín Aldabe

Tribunal: MSc. Javier Vitancurt, Dr. Adrián Azpiroz y Dra. Matilde Alfaro



Facultad de Ciencias  
Universidad de la República  
Uruguay

Julio, 2023

## Agradecimientos

A Joaquín Aldabe, por su confianza, por guiarme y acompañarme en este proyecto, siempre dispuesto a colaborar y solucionar cualquier inconveniente. Por enseñarme múltiples ideas y caminos desde el primer momento.

A Javier Vitancurt, Adrián Azpiroz y Matilde Alfaro por haber aceptado conformar el tribunal de evaluación de este trabajo, realizando una lectura crítica del mismo, aportando sugerencias y comentarios que modificaron y transformaron el manuscrito original.

Al proyecto Ganadería y Clima (CGP/URU/034/GFF) de MGAP-FAO-GEF y a los/as productores/as que abrieron las puertas de sus establecimientos. También al equipo de las salidas de campo: Juan Manuel Piñeiro, Gerva, Mica, Fabri, Mati y Lu.

Agradecimiento al proyecto Ganadería y Clima (CGP/URU/034/GFF) de MGAP-FAO-GEF y a los/as productores/as que abrieron las puertas de sus establecimientos.

A la Facultad de Ciencias y Universidad de la República por darme la oportunidad de estudiar esta Licenciatura. Al Programa Escalas, por permitirme estudiar en la UNESP de Rio Claro, convirtiéndose en un proceso clave para desarrollar mi dedicación por las aves.

A mis padres y familia, por inculcarme desde temprana edad el cariño por el aire libre y el movimiento, por llevarme a explorar lugares y realizar aventuras. Por su apoyo constante e incondicional.

A Joa, compañero de aventuras desde la infancia, por compartir esta pasión y acompañar todo el proceso de elaboración de la tesina. A Gas, por su escucha, apoyo constante, mates y caminatas necesarias.

A los tantos amigos y compañeros que he tenido en estos años en Facultad, por hacer de ella un lugar más cálido y transitable: Joa, Mai, Teb, Lu, Pao, Noe, Agu; Juanma, Seba, Lu, Fabri; Anto, Agus, Marti, Ale, Ana, Alex, Facu, entre muchos etc.

A Lys, Rodrigo Coró, Gustavo, Pássaro Gussoni, Lucas y a galera das passarinhadas do Rio Claro, por llegar en un momento clave de la licenciatura.

Finalmente, a todas esas personas que aportaron su compañía, apoyo, consejos y conocimiento durante este proceso.

Gracias.

## Tabla de contenido

Resumen .....	4
Introducción.....	5
Materiales y métodos .....	7
Área de estudio .....	7
Diseño del estudio .....	7
Toma de datos en campo .....	9
Análisis de datos .....	9
Resultados .....	12
Efectos del manejo sobre la estructura de la vegetación .....	12
Riqueza de aves de pastizal .....	13
Abundancia de aves especialistas de pastizal entre dos tipos de manejo.....	14
Abundancia de aves especialistas de pastizal entre regiones de Uruguay .....	15
Discusión.....	17
Referencias bibliográficas.....	20
Anexos. ....	26
Anexo 1. Predios seleccionados para la toma de datos en campo. ....	26
Anexo 2. Especies de aves registradas durante las salidas de campo.....	27
Anexo 3. Frecuencia de ocurrencia de las especies registradas. ....	28
Anexo 4. Resultados completos de vegetación .....	29
Anexo 5. Resultados completos de los GLMMs para evaluar riquezas .....	33

## Resumen

Las aves de pastizal se ven ampliamente afectadas por la pérdida y modificación de su hábitat debido a la agricultura, forestación y pastoreo inadecuado del ganado. No obstante, los manejos ganaderos con una intensidad de pastoreo baja o moderada repercuten positivamente en la comunidad de aves de pastizal por favorecer una mayor altura, cobertura y heterogeneidad en la vegetación. Sin embargo, los trabajos en donde se evalúe la respuesta de las aves de pastizal a los cambios en la intensidad del pastoreo son escasos y no existe ninguno en territorio uruguayo. En este trabajo se evaluó cómo varía la comunidad y especies individuales de aves de pastizal en función de la intensidad del pastoreo y las distintas regiones de Uruguay. Se seleccionaron predios en donde se disminuyó la intensidad de pastoreo y predios control, sin cambio en la intensidad de pastoreo. Los predios estuvieron distribuidos en cuatro regiones del país. Luego de transcurrido un año del cambio en la intensidad de pastoreo se realizaron conteos de aves y mediciones de altura de la vegetación. No se observaron diferencias significativas en las riquezas de aves entre ambos manejos, pero sí se observaron diferencias en las abundancias de ciertas especies especialistas de pastizal. En este sentido, *Vanellus chilensis* (especialista de pasto corto) mostró mayor abundancia en predios con mayor intensidad de pastoreo, mientras que *Nothura maculosa* mostró mayor abundancia en predios con menor intensidad de pastoreo. Independientemente del manejo se detectaron diferencias en la riqueza de aves de pastizal entre regiones. Los predios de la región Centro presentaron en promedio una riqueza de aves menor a la del resto de las regiones. A su vez, se observó que las abundancias de *Rhea americana* y *Bartramia longicauda* fueron mayores en la región Norte del país. Los resultados de este trabajo muestran como una baja en la intensidad de pastoreo de tan solo seis meses pueden influir en la abundancia de ciertas especies de aves especialistas de pastizal, y a su vez, aportan evidencia cuantitativa que sugiere la existencia de una estructura espacial en las riquezas y abundancias de especies de ave especialistas de pastizal en Uruguay.

## Introducción

Los pastizales naturales cubren entre el 31 y el 43% de la superficie del planeta (Rosen, 2000) y son uno de los biomas más modificados en el mundo por la acción humana (Williams *et al.*, 2020). Constituyen el bioma terrestre en donde la biodiversidad y los servicios ecosistémicos enfrentan el mayor riesgo a escala mundial debido a la gran diferencia entre la pérdida de hábitat y el bajo grado de protección (Hoekstra *et al.*, 2005; Henwood, 2010). Sin embargo, aún es posible conservarlos ya que bajo determinados manejos es posible producir y conservar (Cingolani *et al.*, 2008).

Los Pastizales del Río de la Plata, ubicados en América del Sur, son uno de los más extensos en el Neotrópico, ocupando una región de más de 700,000 km<sup>2</sup> en el centro-este de Argentina, la totalidad de Uruguay y sur de Brasil (Soriano *et al.*, 1991). Gran parte de su extensión se encuentra modificada y fragmentada por el cambio de uso de suelo acelerado de las últimas décadas a causa de la agricultura y, secundariamente de la forestación. A su vez, muchos remanentes de pastizales naturales han sido reemplazados por pasturas artificiales y modificados por la ganadería (Di Giacomo & Krapovickas, 2001; Bilenca & Miñarro, 2004; Paruelo *et al.*, 2004; Baldi *et al.*, 2006; Paruelo *et al.*, 2006; Jobbágy *et al.*, 2006; Overbeck *et al.*, 2007; Baldi *et al.*, 2008; Demaría *et al.*, 2008; Cordeiro & Hasenack, 2009; Fontana *et al.*, 2009; Herrera *et al.*, 2009; Vaccaro *et al.*, 2019; Baeza *et al.*, 2022).

Los cambios de uso del suelo en los pastizales pampeanos impactan tanto en la biodiversidad de invertebrados como de vertebrados (Medan *et al.*, 2011; de Faccio Carvalho *et al.*, 2017). Las aves de pastizal, que han evolucionado adaptándose a vivir en estos ambientes, se ven ampliamente afectadas por la pérdida, degradación y modificación de los mismos (Vickery *et al.*, 1999). Particularmente, las poblaciones de aves de pastizal del sureste de Sudamérica han disminuido en las últimas décadas, siendo las aves obligatorias de pastizal las más perjudicadas por depender exclusivamente de éstos, mientras que las facultativas pueden desarrollarse en otros hábitats (Stotz *et al.*, 1996; Vickery *et al.*, 1999; Azpiroz *et al.*, 2012b).

Las aves de pastizal habitan sistemas ganaderos (Azpiroz *et al.*, 2012b; Vaccaro *et al.*, 2019), existiendo una fuerte relación entre su manejo y la comunidad de aves. Esto se debe a que las aves de pastizal son sensibles a los cambios en la estructura de la vegetación (Isacch & Cardon, 2011; Azpiroz & Blake, 2016), existiendo especies que ocurren exclusivamente en pastos cortos, pastos altos y otras que necesitan de ambos estratos para su ciclo de vida (Azpiroz *et al.*, 2012b). Por dicho motivo, los diferentes manejos ganaderos afectan de distinto modo a la comunidad de aves de pastizal (Isacch & Cardoni, 2011; Barzan *et al.*, 2021; Codesido & Bilenca, 2021; Pérez & Aldabe, 2022). La ganadería tradicional trabaja con una intensidad de pastoreo alta, y tiende a homogeneizar la estructura y disminuir la altura de la vegetación (Berreta *et al.* 2000; Soca *et al.* 2002, 2008), afectando negativamente la oferta de hábitat de alimentación y reproducción de muchas especies (Isacch & Cardoni, 2011; Dias *et al.*, 2017), mientras que una ganadería con una intensidad de pastoreo moderada podría llegar a tener un efecto positivo sobre la comunidad de aves de pastizal (Barzan *et al.* 2021). Esto se puede explicar porque menores intensidades de pastoreo tienden a incrementar la altura y cobertura de la vegetación (Milchunas *et al.*, 1998), favoreciendo sitios de refugio y alimentación para las aves (Gibson *et al.*, 1992; Whittingham *et al.*, 2006). Además, con intensidades bajas se permite que los herbívoros seleccionen las plantas más tiernas y rechacen las menos palatables, resultando en un mosaico de alturas del pasto que se puede interpretar como un incremento en la heterogeneidad estructural de la vegetación. Esto es un aspecto relevante ya que numerosos trabajos reportan una relación positiva entre la heterogeneidad y la diversidad de aves (Fuhlendorf *et al.*, 2006; Isacch & Cardon, 2011; 2016; Barzan *et al.*, 2021; Pérez & Aldabe, 2022).

En esta línea, diversos trabajos regionales señalan la importancia de una ganadería con una intensidad de pastoreo y/o carga animal baja/moderada para conservar la comunidad de aves de pastizal (Fontana et al., 2016; Vaccaro et al., 2019; Barzan et al., 2021). Sin embargo, la información sobre la respuesta de las aves de pastizal a los cambios en la intensidad del pastoreo es aún incipiente (Barzan et al., 2021) y no existe ningún estudio en territorio uruguayo. Siendo importante conocer su respuesta ya que las aves ofrecen servicios ecosistémicos importantes al ser controladores de insectos, polinizadores, dispersores de semillas y carroñeros (Whelan et al., 2008). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es evaluar si existe un efecto de la intensidad de pastoreo sobre la riqueza y abundancia de aves de pastizal en diferentes regiones del territorio uruguayo. Secundariamente, aprovechando que este trabajo se llevará a cabo en una gran extensión del territorio uruguayo, se considerará también el efecto del componente región sobre la riqueza y abundancia de aves de pastizal.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

Los sitios de estudio se encuentran en el territorio uruguayo, dentro de la región comprendida por los Pastizales del Río de la Plata (Soriano *et al.*, 1991). Específicamente, se encuentran distribuidos en cuatro ecorregiones uruguayas, cada una de ellas con una geomorfología particular: Cuesta Basáltica, Cuenca sedimentaria Gondwánica, Escudo Cristalino y Sierras del Este (Brazeiro *et al.*, 2015). En este trabajo, por cuestiones prácticas, serán llamadas, respectivamente, región Norte (N), región Noreste (NE), región Centro (C), y región Este (E) (Fig. 1).

Las regiones estudiadas presentan entre 60 y 80% de cobertura de pastizal natural (Altesor *et al.*, 2011; Brazeiro *et al.*, 2012; Dogliotti & García, 2020). La región N es la que presenta mayor porcentaje (> 80 %) de pastizales naturales. Tiene suelos superficiales dominados por pastizales abiertos con baja cobertura vegetal y suelos medios y profundos con pasturas densas con alta cobertura vegetal. La región NE presenta un alto porcentaje de pastizales naturales, rondando el 80 % de su extensión total. Se divide en dos zonas agroecológicas diferentes: 1) Zona Sedimentaria Noroeste, con una alta heterogeneidad en la textura, fertilidad y profundidad del suelo; y 2) Zona de Areniscas del Norte, con suelos predominantemente arenosos, profundos y baja fertilidad. Su paisaje y uso del suelo ha cambiado durante las últimas dos décadas debido al rápido aumento de las plantaciones forestales. La región C presenta una cobertura de pastizales naturales de entre 60 y 80 %. Los suelos son medios y profundos con una fertilidad alta a muy alta, experimentando un aumento en el área de cultivos anuales durante las últimas décadas. La región E está cubierta por entre 70 y 80 % de pastizales naturales. Se distinguen dos tipos de paisaje y de suelo: sierras rocosas y sierras no rocosas, en donde predominan suelos superficiales o medios con baja fertilidad. Esta región ha experimentado en los últimos años un aumento considerable en el área de plantaciones forestales.

### Diseño del estudio

En este estudio fueron considerados un total de 38 predios en cuatro regiones diferentes (10 predios por región, excepto en el Norte que fueron 8). En cada región se seleccionaron cinco predios en donde se realizaron ajustes para disminuir la intensidad de pastoreo y aumentar la altura del pasto (i.e. predios tratamiento), y cinco predios en donde se mantuvo la intensidad de pastoreo (i.e. predios control; Fig. 1 y 2). En el Norte se consideraron ocho predios, cuatro con el tratamiento y cuatro con el control (Anexo 1). Los ajustes para disminuir la intensidad de pastoreo consistieron en estacionalizar los entores y destetes, así como también disminuir la carga ganadera, manteniendo una carga promedio de 0.79 unidades ganaderas por hectárea. Por otro lado, los predios que mantuvieron la intensidad de pastoreo tuvieron una carga promedio de 0.95 unidades ganaderas por hectárea (las diferencias generales de carga entre predios no fueron significativas,  $P=0.21$ ). Los predios con mayor intensidad de pastoreo estuvieron ubicados adyacentemente a cada predio con menor intensidad. En catorce de los diecinueve predios tratamiento los cambios de manejo se implementaron de forma generalizada a mediados de setiembre de 2020; los cinco predios

restantes comenzaron a implementar este manejo con anterioridad. Éstos 5 predios están dispersos en las 4 regiones.

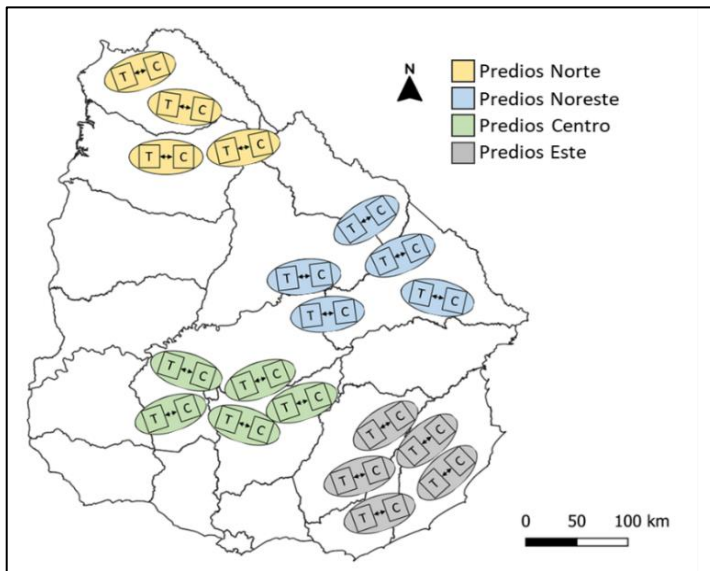


Figura 1. Distribución de los predios muestreados dentro de las regiones Norte, Noreste, Centro y Este de Uruguay. Cada predio tratamiento (T) se encuentra adyacente a un predio control (C).



Figura 2. Foto de un predio con mayor intensidad de pastoreo (izquierda) junto a su predio adyacente con menor intensidad de pastoreo (derecha). Predio Nicolás Torelli y su correspondiente predio vecino, 30 marzo 2021.

En cada predio fueron seleccionadas aleatoriamente entre 2 y 3 transectas lineales de 400 metros de longitud separadas entre sí por una distancia mínima de 300 metros, con la finalidad de asumir independencia entre las observaciones de diferentes transectas. En la mayoría de los predios tratamiento se realizaron tres transectas, mientras que en la mayoría de los predios control se realizaron dos (Anexo 1). Este leve desbalance no afectará los resultados ya que la unidad de análisis es la transecta y no el predio. Las transectas fueron trazadas a partir de puntos al azar dentro de cada predio, modificándolas levemente para evitar, dentro de lo posible, forestaciones, cañadas y/o tajamares con la finalidad de disminuir la presencia de especies de aves que utilizan dichos ambientes y que no son de interés para el presente trabajo.



## Toma de datos en campo

Se midió la altura de la vegetación (utilizando un metro centimetrado) a lo largo de la transecta cada 50 metros, totalizando 9 mediciones de altura de la vegetación por transecta. A partir de estas observaciones se calculó la altura promedio de la vegetación y su altura máxima por transecta, así como también su heterogeneidad, calculada como el desvío estándar de la altura promedio de la vegetación por transecta. Además, se determinó la presencia de cardilla, caraguatales y/o pajonales, presencia de árboles y presencia de arbustos a lo largo de la transecta en un ancho de 200 metros a cada lado de la misma. A través de imágenes satelitales se calculó el área arbórea en cada transecta dentro de un área de influencia rectangular de 600x200 metros tomando a la transecta como centro. Estos componentes de la vegetación pueden influir en la composición y abundancia de aves (Fisher & Davis, 2010).

Para el muestreo de aves se utilizó el método de transectas lineales con un ancho fijo de 200 metros a cada lado y una longitud de 400 m (Bibby *et al.*, 2000). En cada transecta se registraron aquellos individuos que interactuaron con el área, excluyendo los individuos que únicamente sobrevolaron sin hacer uso del sitio (las golondrinas [familia Hirundinidae] fueron incluidas ya que utilizan el espacio aéreo para alimentación). Cada transecta se recorrió durante un tiempo promedio de 10 minutos con el esfuerzo de un único observador. Con el fin de modelar la detección imperfecta, todas las transectas se recorrieron dos veces, con un intervalo de 10–180 minutos entre visita y revisita. La toma de datos en campo fue realizada por el autor (DC) entre las 9:00 y 18:00 horas, seleccionando aleatoriamente los horarios de visita a cada transecta para homogeneizar la heterogeneidad de detección tanto por tratamiento como por región (Miller *et al.*, 2015), durante marzo y los primeros diez días de abril de 2021, luego de transcurrido seis meses del cambio en la intensidad de pastoreo en catorce de los diecinueve predios.

## Análisis de datos

Para las comparaciones de vegetación, fueron utilizadas regresiones lineales simples. Las variables explicativas fueron: el manejo (variable categórica con dos niveles: menor intensidad de pastoreo y mayor intensidad de pastoreo) y la identidad de la región (variable categórica con 4 niveles: Norte, Centro, Noreste y Este). Para cada variable de vegetación a evaluar (ver tabla 1), fueron ajustados modelos con los términos interacción y efectos simples de cada variable explicativa. Para seleccionar el modelo mínimo más adecuado se comparó la suma residual de cuadrados (RSS) a través de un test  $\chi^2$ . Si las diferencias en la RSS entre dos modelos anidados fueron estadísticamente significativas, entonces se asumió que los modelos no son equivalentes, y se seleccionó el modelo con menor valor en la RSS. Si, por el contrario, las diferencias en la RSS no fueron significativas entre un par de modelos anidados, se asumió que los modelos fueron equivalentes y se seleccionó el modelo más sencillo (i.e. con menos términos). Cuando la variable región fue significativa, se utilizó el test de Tukey de diferencias honestamente significativas para múltiples comparaciones entre medias (Tukey, 1949) con la finalidad de analizar las diferencias entre regiones, mediante el paquete *multcomp* (Hothorn *et al.*, 2008). Las variables de vegetación no fueron incorporadas

en los modelos de aves ya que estuvieron correlacionadas con el manejo (excepto la presencia de arbustos; ver Anexo 4).

Cada especie de ave fue clasificada dentro de dos categorías, “*uso del pastizal*” (*sensu* Vickery *et al.* 1999) y “*altura del pastizal*” (*sensu* Azpiroz *et al.*, 2012b). “*Uso del pastizal*” hace referencia al grado de dependencia de las especies con los pastizales, pudiendo ser “obligatoria” en especies completamente adaptadas y dependientes en su ciclo de vida de los pastizales, sin hacer uso (o poco uso) de otros tipos de hábitat; o “facultativa” en especies que usan los pastizales regularmente sin ser completamente dependientes de los mismos, pudiendo utilizar otra variedad de hábitats. “*Altura del pastizal*” hace referencia a la asociación de las especies con la altura del pastizal, pudiendo ser “corto” en especies asociadas al pastizal homogéneamente corto; “alto” en especies asociadas al pastizal homogéneamente alto; o “*amplio*” en especies con poca selectividad en la altura del pastizal, pudiendo hacer amplio uso de la estructura de los pastizales.

Para comparar la riqueza de aves según el manejo y la región se ajustaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs; Breslow & Clayton, 1993; Zuur *et al.*, 2009) mediante el paquete *lme4* (Bates *et al.*, 2015) del software *Rstudio* (Rstudio Team, 2022). Se ajustó un modelo para cada categoría de aves (e.g. riqueza total [entendida como la riqueza total de especies sin discernir grupo funcional], riqueza de especies obligatorias, riqueza de especialistas de pasto corto, entre otras; Tabla 1). Para cada variable de respuesta (i.e. conteo de número de especies) se utilizó una distribución de probabilidad de Poisson. Por la naturaleza anidada de los datos, las variables categóricas “identidad de la región del país”, “identidad del predio” e “identidad de la transecta” fueron especificados como efectos aleatorios en cada uno de los modelos. Las variables explicativas fueron: el manejo (variable categórica con dos niveles: menor intensidad de pastoreo y mayor intensidad de pastoreo) y la identidad de la región (variable categórica con 4 niveles: Norte, Centro, Noreste y Este). Para cada riqueza a evaluar, fueron ajustados los modelos interacción, aditivo y simples. Para seleccionar el modelo mínimo más adecuado se comparó la devianza entre los modelos anidados a través de un test  $\chi^2$  (Inchausti, 2022). Si las diferencias de devianza entre dos modelos anidados fueron estadísticamente significativas, entonces se asumió que los modelos no son equivalentes, y se seleccionó el modelo con menor valor de devianza. Si, por el contrario, las diferencias de devianza no fueron significativas entre un par de modelos anidados, se asumió que los modelos fueron equivalentes y se seleccionó el modelo más sencillo (i.e. con menos términos). Cuando la variable región fue significativa, se utilizó el test de Tukey de diferencias honestamente significativas para múltiples comparaciones entre medias (Tukey, 1949) con la finalidad de comparar las diferencias de riqueza entre regiones. Para esto se utilizó el paquete *multcomp* (Hothorn *et al.*, 2008). En el modelo de riqueza total de aves, para ver las diferencias entre regiones, fueron utilizados múltiples comparaciones entre medias con contrastes definidos manualmente.

Para la selección de los GLMMs de la riqueza de aves facultativas de pastizal, no fueron considerados la totalidad de los predios muestreados ya que se detectaron diferencias entre tres predios tratamiento y sus correspondientes predios control muy por encima a la del resto de los predios, atribuidas a factores extra manejo que incorporaron mayor heterogeneidad espacial (ver Anexo 5 para mayor detalle).

Tabla 1. Variables de respuestas evaluadas en función del manejo y la región. Los modelos utilizados para evaluar cada variable de respuesta fueron: GLMM aves: modelos lineales generalizados mixtos para aves, LM vegetación: regresión lineal simple para vegetación y Modelo abundancia N-mixture.

Variable respuesta	Modelo
Riqueza total de aves	GLMM aves
Riqueza de aves obligatorias de pastizal	GLMM aves
Riqueza de aves facultativas de pastizal	GLMM aves
Riqueza de aves especialistas de pasto corto	GLMM aves
Riqueza de aves especialistas de pasto alto	GLMM aves
Riqueza de aves que necesitan de ambos estratos	GLMM aves
Abundancia especies	Modelo abundancia N-mixture
Altura promedio de la vegetación	LM vegetación
Heterogeneidad de la vegetación	LM vegetación
Altura máxima de vegetación	LM vegetación
Presencia de cardilla, caraguatales y/o pajonales	LM vegetación
Presencia de árboles	LM vegetación
Área arbórea	LM vegetación
Presencia de arbustos	LM vegetación

Para las comparaciones de abundancia de especies especialistas de pastizal entre manejos (i.e. menor y mayor intensidad de pastoreo) y regiones, fueron consideradas únicamente aquellas cuya frecuencia de ocurrencia en las transectas fue mayor o igual a 0.08 (Anexo 3; se excluyó a *Progne tapera* por no estar presente en la lista de Vickery *et al.*, 1999). Para cada especie se ajustó un modelo de abundancia N-mixture (Royle, 2004) con estadística Bayesiana a través del paquete *ubms* (Kellner *et al.*, 2021). Estos modelos incorporan la detección imperfecta considerando un submodelo que determina la probabilidad de detección de la especie. Éste último submodelo se ajusta utilizando las visitas repetidas a las transectas (MacKenzie *et al.*, 2002). Al igual que en los modelos de riqueza, las variables categóricas “identidad de la región del país”, “identidad del predio” e “identidad de la transecta” fueron especificados como efectos aleatorios en cada uno de los modelos.

## Resultados

### Efectos del manejo y la región sobre la estructura de la vegetación

Las variables de vegetación se vieron influenciadas tanto por el manejo como por la región. En este sentido, la altura promedio de la vegetación fue mayor en los predios donde hubo una disminución en la intensidad de pastoreo (predios tratamientos). La diferencia más notoria ocurrió en la región Norte. En las regiones NE y E se observó que la altura de la vegetación tiende a ser mayor en los predios en donde se disminuyó la intensidad de pastoreo, aunque esta diferencia no es muy pronunciada (i.e. existe solapamiento entre los intervalos de confianza; Fig. 3). En cuanto a la heterogeneidad y altura máxima de la vegetación se observó una tendencia a aumentar en los predios que disminuyeron la intensidad de pastoreo, en las cuatro regiones.

Independientemente del manejo y considerando solo la región, la altura promedio de la vegetación del N fue mayor a la del resto de las regiones. A su vez, la heterogeneidad y altura máxima de la vegetación del N fue mayor a la del C, siendo esta última la menor de todas las regiones (Fig. 3, ver anexo 4 para resultados completos).

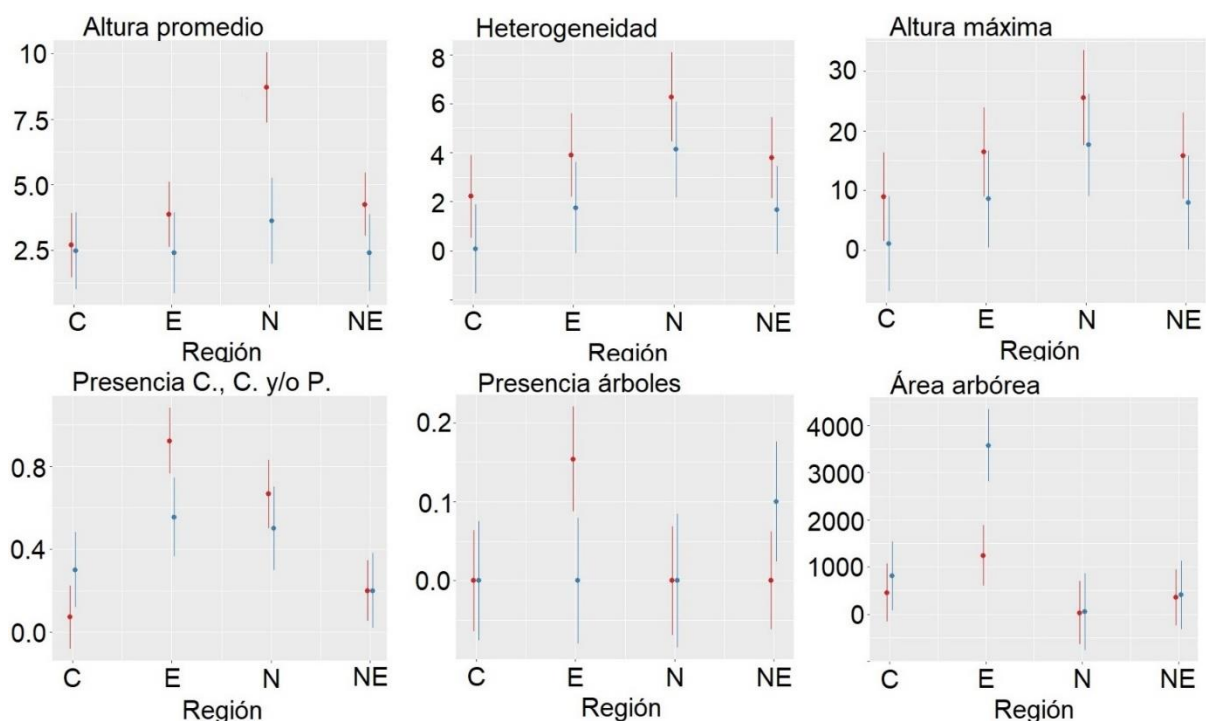


Figura 3. Predicciones de los modelos seleccionados para evaluar la vegetación en función del manejo (distintas intensidades de pastoreo) y la región. Altura promedio: altura promedio de la vegetación (expresada en cm). Heterogeneidad: heterogeneidad de la vegetación (cm). Altura máxima de la vegetación (cm). Presencia C. C. y/o P.: Presencia cardilla, caraguatales y/o pajonales. Área arbórea: dentro de un área de influencia rectangular de 600x200 metros tomando a la transecta como centro (m<sup>2</sup>) En rojo predios con menor intensidad de pastoreo (predios tratamiento) y en azul predios con mayor intensidad de pastoreo (predios control).

## Riqueza de aves de pastizal

No se detectó un efecto significativo de la intensidad de pastoreo sobre la riqueza de aves (Tabla 2). No obstante, sí se detectaron diferencias de riqueza entre regiones. En este sentido, la riqueza de especies en la región Centro fue menor a la del resto de las regiones (diferencia estimada en la riqueza total de especies: -0.592, P valor: 0.037; diferencia estimada en la riqueza de especies facultativas: -1.386, P valor: 0.009; y diferencia estimada en la riqueza de especies que utilizan un rango amplio de alturas del pastizal: -1.157, P valor: < 0.001; Fig. 4, en Fig. 5 se pueden ver las comparaciones pareadas entre regiones). La riqueza de obligatorias y especialistas de pasto corto no se vio afectada por la identidad de la región (Tabla 2, Anexo 5). No fue posible ajustar un modelo para evaluar la riqueza de especialistas de pasto alto ya que únicamente fue detectada una especie (*Phacellodomus striaticollis*).

Tabla 2. Comparación de los modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs) seleccionados para cada una de las riquezas de aves evaluadas. Se detallan los valores de devianza de cada modelo, el Chi2 resultante de la comparación, los grados de diferencia (Df) y su correspondiente P valor. Las riquezas evaluadas son: Riqueza total (entendida como la riqueza total de especies sin discernir grupo funcional), riqueza de aves obligatorias y facultativas de pastizal, riqueza de aves especialistas de pasto corto y de aves que utilizan un rango amplio de alturas del pastizal ("riqueza aves ambos estratos"). En "Modelo seleccionado" se señala la variable con efecto significativo del modelo seleccionado, en los casos en que el modelo seleccionado haya sido el más simple (sin variables) se indicó con la palabra "Nulo". Los símbolos del P valor significan: "\*\*\*" <0.05, "\*\*" <0.1.

Riqueza evaluada	Modelo seleccionado	GLMMs	Devianza	Chi2	Df	P valor (Chi2)
Riqueza total	Región	riqueza ~ región	628.13			
		riqueza ~ manejo + región	625.08	2.108	1	0.146
		riqueza ~ 1	634.70			
		riqueza ~ región	628.13	6.568	3	0.087*
Riqueza obligatorias	Nulo	obligatorias ~ región	488.82			
		obligatorias ~ manejo + región	488.71	0.116	1	0.733
		obligatorias ~ 1	492.50			
		obligatorias ~ región	488.82	3.672	3	0.299
Riqueza facultativas	Región	facultativas ~ región	238.18			
		facultativas ~ manejo + región	237	1.181	1	0.277
		facultativas ~ 1	247.91			
		facultativas ~ región	238.18	9.722	3	0.021**
Riqueza corto	Nulo	corto ~ región	379.79			
		corto ~ manejo + región	379.65	0.1405	1	0.708
		corto ~ 1	385.34			
		corto ~ región	379.79	5.547	3	0.136
Riqueza aves ambos estratos	Región	amplio ~ región	468.74			
		amplio ~ manejo + región	468.73	0.003	1	0.953
		amplio ~ 1	479.28			
		amplio ~ región	468.74	10.54	3	0.015**

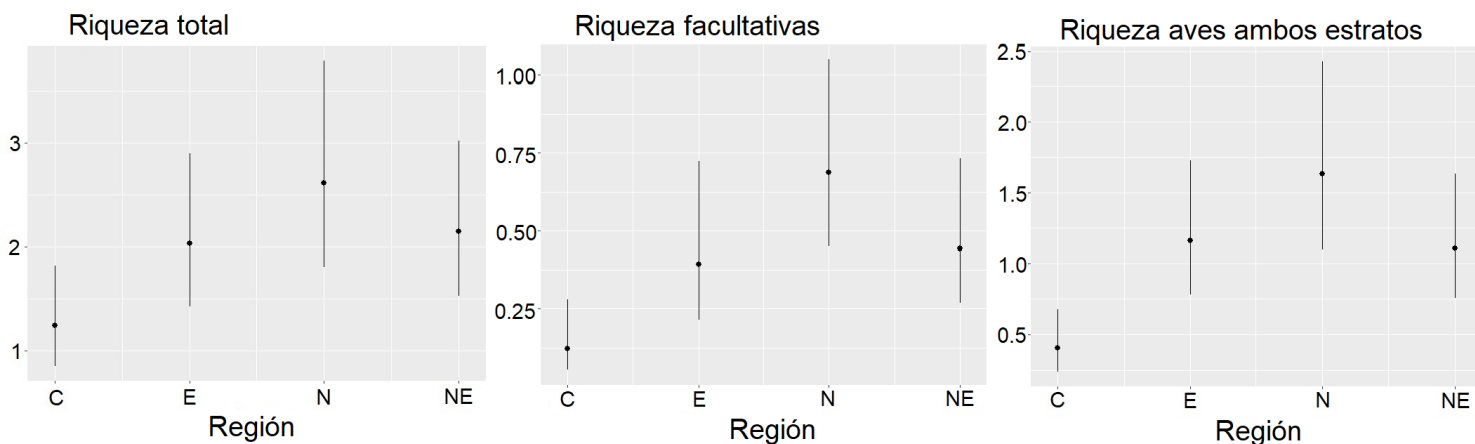


Figura 4. Predicciones de los coeficientes de los GLMMs para evaluar diferencias de riqueza de aves entre regiones en los modelos que la variable región tuvo un efecto significativo junto a su intervalo de credibilidad 95%. “Riqueza total”: riqueza total de especies de aves sin discernir grupo funcional. “Riqueza aves ambos estratos”: riqueza de aves que utilizan un rango amplio de alturas del pastizal.

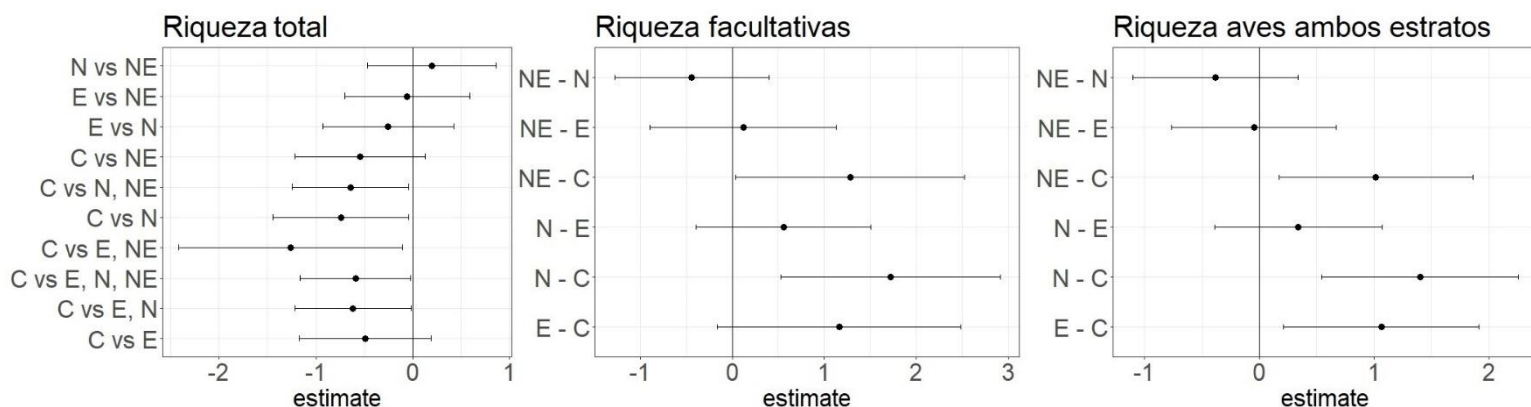


Figura 5. Resultados de los test de Tukey para comparar las diferencias de riqueza de aves entre regiones. “Riqueza total”: riqueza total de especies de aves sin discernir grupo funcional. “Riqueza aves ambos estratos”: riqueza de aves que utilizan un rango amplio de alturas del pastizal.

### Efecto de la intensidad de pastoreo sobre la abundancia de aves especialistas de pastizal

Se observó un efecto relevante de la intensidad de pastoreo sobre la abundancia de dos de las cinco especies de aves especialistas de pastizal consideradas (especies con frecuencia de ocurrencia  $\geq 0.08$ ): *Nothura maculosa* (diferencia estimada: -0.922, 95% CI: -1.5913 – -0.280) y *Vanellus chilensis* (diferencia estimada: 0.727, 95% CI: 0.131 – 1.34). La abundancia de *V. chilensis* tendió a ser mayor en los predios con una mayor intensidad de pastoreo (predios control), mientras que la abundancia de *N. maculosa* tendió a ser mayor en los predios con una menor intensidad de pastoreo (predios tratamiento). Por último, no se observaron diferencias en las abundancias de *Rhea americana* (diferencia estimada: -0.351, 95% CI: -2.280 – 1.312), *Bartramia longicauda* (diferencia estimada: -0.0666, 95% CI: -1.3926 – 1.30) y *Anthus furcatus* (diferencia estimada: -0.933, 95% CI: -2.513 – 0.413) (Fig. 6).

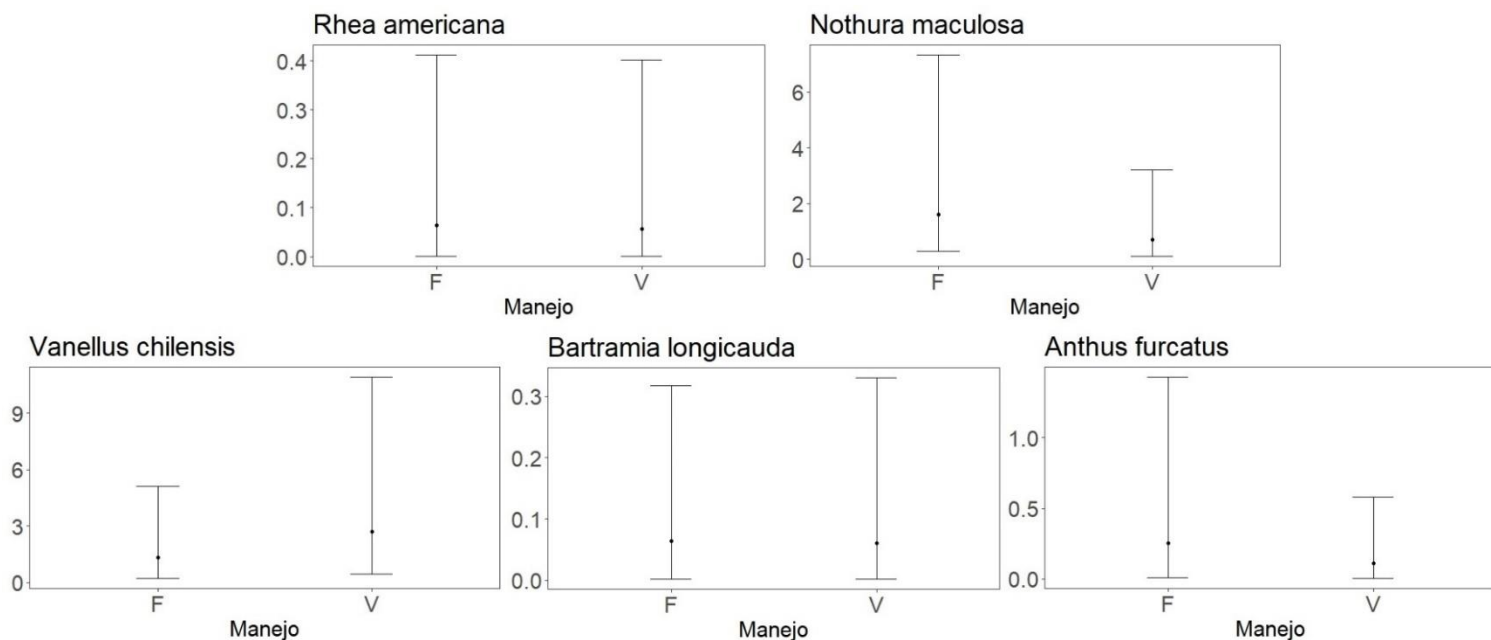


Figura 6. Predicciones de los modelos N-mixture de abundancia de aves entre ambos tipos de manejo (menor y mayor intensidad de pastoreo). En eje y predicción de abundancia y su correspondiente intervalo de credibilidad (2.5 – 97.5%). En eje x ambos manejos, F: tratamiento, V: control.

### Efecto de la región sobre la abundancia de aves especialistas de pastizal

Se observó un efecto relevante de la región sobre la abundancia de una de las cinco especies de aves especialistas de pastizal consideradas (especies con frecuencia de ocurrencia  $\geq 0.08$ ): *B. longicauda* (diferencia estimada entre el N y el resto de las regiones: 3.622, 95% CI: 0.596 – 6.575; Fig. 7). La abundancia de *R. americana* tendió a ser mayor en la región N respecto a las otras regiones (diferencia promedio estimada: 1.585, 95% CI: -2.295 – 5.186; Fig. 7). No hubo diferencias claras en las tres especies restantes (*V. chilensis*, *N. maculosa* y *A. furcatus*; Fig. 7).

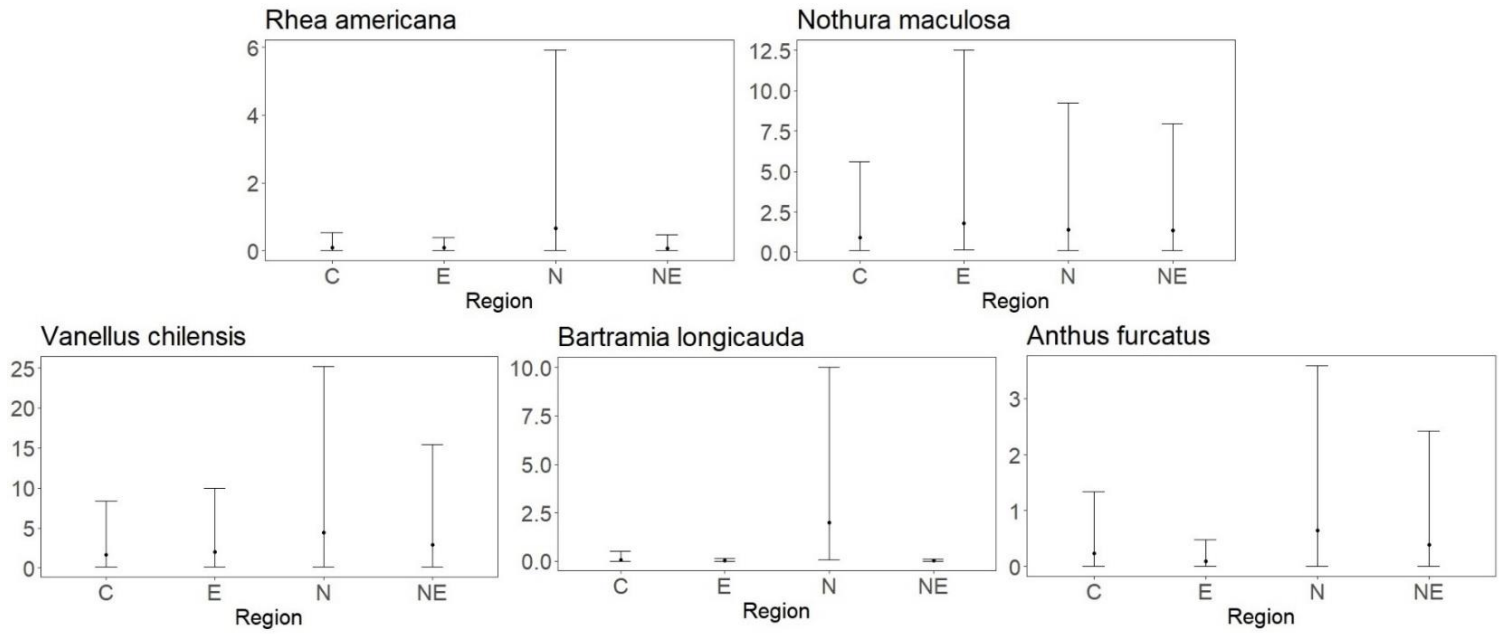


Figura 7. Predicciones de los modelos N-mixture de abundancia de aves entre regiones de Uruguay. En eje y predicción de abundancia y su correspondiente intervalo de credibilidad (2.5 – 97.5%). En eje x las regiones: Centro (C), Este (E), Norte (N) y Noreste (NE).



## Discusión

Las aves de pastizal se ven ampliamente afectadas por la pérdida y modificación de su hábitat (Azpiroz *et al.*, 2012b). En este trabajo se evaluó como influye el manejo ganadero (distintas intensidades de pastoreo) sobre la comunidad de aves de pastizal y sobre algunas especies especialistas de pastizal. Tanto la altura promedio de la vegetación como su altura máxima y heterogeneidad tendieron a ser mayores en los predios con menor intensidad de pastoreo. No se observaron diferencias significativas en las riquezas de aves entre ambos manejos, pero sí se observó un efecto relevante del manejo sobre la abundancia de dos especies especialistas de pastizal. En este sentido, *V. chilensis* (especialista de pasto corto) mostró mayor abundancia en predios con mayor intensidad de pastoreo, mientras que *N. maculosa* mostró mayor abundancia en predios con menor intensidad de pastoreo. Estas tendencias son un resultado a destacar ya que muestran que una disminución en la intensidad de pastoreo de tan solo seis meses en la mayoría de los predios puede influir en la abundancia de aves especialistas de pastizal.

No se observaron diferencias en las riquezas de aves entre ambos manejos con distinta intensidad de pastoreo. Por un lado, esto puede deberse al hecho de que la magnitud del cambio en la altura y heterogeneidad de la vegetación fue insuficiente para las aves. Es probable que seis meses luego de la disminución en la intensidad de pastoreo haya sido tiempo insuficiente para que exista un cambio en la estructura de la vegetación de tal magnitud que repercuta en la comunidad de aves de pastizal en su totalidad. Por otro lado, los predios tratamiento y control se encuentran adyacentes, lo que significa que las aves podrían perfectamente trasladarse de un predio al otro. En este sentido, el efecto de los manejos podría expresarse en otros atributos de las aves como el éxito reproductivo y/o abundancia (Fondell & Ball, 2004).

En esta línea, son destacables los efectos observados en los resultados de los modelos de abundancia de especies especialistas de pastizal que muestran que el cambio en la intensidad de pastoreo tuvo un efecto relevante sobre la abundancia de especies. La abundancia de *V. chilensis* fue mayor en los predios con mayor intensidad de pastoreo, especie obligatoria de pastizal especialista de pasto corto que se ve favorecida por la vegetación homogéneamente corta ya que se alimenta y reproduce en el suelo de pastizales abiertos (Vickery *et al.*, 1999; Azpiroz *et al.* 2012b; Jacobs & Fenalti, 2020; Santos, 2020). Por otro lado, *N. maculosa*, especie prioritaria para la conservación en Uruguay (Aldabe *et al.*, 2013), presentó una mayor abundancia en los predios con menor intensidad de pastoreo, coincidiendo con su hábitos ya que se trata de una especie obligatoria de pastizal que necesita tanto del estrato corto como del alto para su ciclo de vida, la cuál es observada tanto en campo abierto como escondida entre pastos más altos, herbáceas de mayor porte y/o arbustos, en donde elabora su nido en sus bases (Bump & Bump, 1969; Vickery *et al.*, 1999; Azpiroz *et al.* 2012b; Jacobs & Fenalti, 2020). Estos resultados muestran un efecto temprano en el cambio de manejo sobre la comunidad de aves de pastizal, ocasionado probablemente por la influencia del manejo en la altura promedio, heterogeneidad y altura máxima de la vegetación, tendiendo a ser estas mayores en los predios con menor intensidad de pastoreo. Es probable que la falta de efectos del manejo en las otras especies consideradas (*R. americana*, *B. longicauda* y *A. furcatus*) este condicionada por su baja frecuencia de registro, y que con mayor esfuerzo de campo se logren visualizar efectos. Es de destacar que el

cambio en la intensidad de pastoreo tuvo un efecto opuesto en la abundancia de estas especies debido a sus distintos requerimientos de hábitat, coincidiendo con otros trabajos que destacan los efectos diferenciales de los manejos sobre las especies de pastizal (Isacch & Cardoni, 2011; Dias *et al.*, 2017). Siendo un desafío identificar estrategias generales que beneficien a toda la comunidad de aves de pastizal.

En cuanto a las diferencias en la riqueza de aves de pastizal entre regiones, los predios de la región Centro presentaron una riqueza total de aves, de aves facultativas y de aves que utilizan ambos estratos menor a la del resto de las regiones, mientras que en la región Norte se observó una tendencia a albergar mayor riqueza. Estas diferencias pudieron estar vinculadas a la vegetación, ya sea por la historia de manejo de los predios del Centro o por procesos operando a una escala del paisaje. No obstante, dado que los predios seleccionados en el Centro pueden no ser representativos de todos los predios de su región, es deseable ampliar el esfuerzo de muestreo para confirmar este patrón.

A su vez, la abundancia de especies especialistas de pastizal entre las distintas regiones de Uruguay muestra diferencias regionales en dos de las cinco especies consideradas. *Rhea americana* y *B. longicauda*, presentaron una mayor abundancia en el Norte que en el resto de las regiones, convirtiéndose en el primer trabajo en donde se muestran cuantitativamente estas diferencias, coincidiendo con observaciones y percepciones de varios autores (Arballo & Cravino, 1999; Blanco & López-Lanús, 2008; Azpiroz *et al.*, 2012a; Alfaro *et al.*, 2019). La mayor abundancia de *B. longicauda* coincide con los resultados de Alfaro *et al.* (2019), en donde muestran que la especie tuvo preferencia por pastizales con heterogeneidad en la altura de la vegetación. Este trabajo aporta por primera vez en la literatura evidencia cuantitativa que sugiere la existencia de diferencias espaciales en la comunidad de aves de pastizal en Uruguay, así como sus especies individuales. Posiblemente vinculado a procesos espaciales a gran escala como por ejemplo, el menor grado de transformación de los pastizales en el Norte en relación al resto de Uruguay (Baeza & Paruelo, 2020; Baeza *et al.*, 2022).

Por último, unas consideraciones acerca de factores que pueden haber influido en los resultados. Los muestreos de aves se realizaron en una época del año en la que gran parte de las especies migratorias ya se han retirado total o parcialmente, siendo estas un grupo de abundancia relevante. Por lo que habría que ser consciente de este aspecto a la hora de comparar estos resultados con los de otros trabajos. El hecho de que los muestreos de aves no incluyeran al amanecer y sí los horarios de mayor radiación solar, pudo haber condicionado la detectabilidad de especies que son más activas en las primeras horas de la mañana, aunque este aspecto no invalida las comparaciones realizadas en este trabajo ya que todos los predios fueron muestreados bajo las mismas condiciones (i. e. los horarios de conteo fueron aleatorizados en los distintos tratamientos y regiones). Finalmente, el tiempo transcurrido entre los cambios de manejo y la evaluación de la respuesta de las aves fue relativamente corto, limitando que la estructura de la vegetación se exprese en mayor magnitud. En este sentido, es recomendable continuar una evaluación de largo plazo. Por otro lado, muchas especies tuvieron baja frecuencia de registros en ambos tratamientos, pudiendo haber influido en la no detección de efectos de la intensidad de pastoreo, una manera de resolver esto es aumentando el esfuerzo de muestreo.

Los resultados de este trabajo muestran como una disminución en la intensidad de pastoreo luego de seis meses no tuvieron efecto sobre la riqueza de aves de pastizal. Sin embargo, la diferencia en la abundancia de dos especies obligatorias de pastizal muestra un efecto temprano del cambio en la intensidad de pastoreo sobre especies de aves individuales. A su vez, muestran diferencias regionales en la comunidad de aves de pastizal y en sus especies individuales, siendo este un resultado inédito.

## Referencias bibliográficas

- Aldabe, J., Arballo, E., Caballero-Sadi, D., Claramunt, S., Cravino, J. & Rocca, P. (2013). Aves. En: Soutullo A., Clavijo C., & Martínez-Lanfranco J. A. (Eds.) (2013). *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares* (pp. 149–173). Montevideo: SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICYT/MEC.
- Alfaro, M., Liguori, L., Sandercock, B. K., Berazategui, M., & Arim M. (2019). Habitat selection and space use of Upland Sandpipers at nonbreeding grounds. *Avian Conservation and Ecology*, 14(2), 18. <https://doi.org/10.5751/ACE-01461-140218>
- Altesor, A., Baeza, S., Gallego, F., Lezama, F., & Paruelo, J. (2011). La variación florística de los pastizales de las principales regiones ganaderas del Uruguay. En: Altesor, A., Ayala, W., & Paruelo, J. M. (Eds.) *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales*. Montevideo, INIA.
- Arballo, E., & Cravino, J. (1999). *Aves del Uruguay. Manual ornitológico Vol 1*. Montevideo: Editorial Hemisferio Sur.
- Azpiroz, A. B. (2012). *Aves de las Pampas y campos de Argentina, Brasil y Uruguay. Una guía de identificación*. Nueva Helvecia: PRESSUR.
- Azpiroz, A. B., Alfaro, M., & Jiménez, S. (2012a). *Lista Roja de las Aves del Uruguay. Una evaluación del estado de conservación de la avifauna nacional con base en los criterios de la Unión Mundial para la Naturaleza*. Montevideo: Dirección Nacional de Medio Ambiente.
- Azpiroz, A. B., Isacch, J. P., Dias, R. A., Di Giacomo, A. S., Fontana, C. S., & Palarea, C. M. (2012b). Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology*, 83(3), 217–246. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2012.00372.x>
- Azpiroz, A. B., & Blake, J. G. (2016). Associations of grassland birds with vegetation structure in the Northern Campos of Uruguay. *The Condor*, 118(1), 12–23. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-15-49.1>
- Baeza, S., & Paruelo, J. M. (2020). Land Use/Land Cover Change (2000–2014) in the Riode la Plata Grasslands: An Analysis Based on MODIS NDVI Time Series. *Remote Sensing*, 12 (3), 381. <https://doi.org/10.3390/rs12030381>
- Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Aballeyra, D., Banchemo, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., ..., Hasenack, D. (2022). Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomas Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 28, 100834. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834>
- Baldi, G., Guershman, J. P., & Paruelo, J. M. (2006). Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116, 197–208. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.009>
- Baldi, G., Noretto, M. D., Aragón, M. R., Aversa, F., Paruelo, J. M., & Jobbágy, E. G. (2008). Longterm satellite NDVI datasets: Evaluating their ability to detect ecosystem

- functional changes in South America. *Sensors*, 8, 5397–5425. <https://doi.org/10.3390/s8095397>
- Barzan, F. R., Bellis, L. M., & Dardanelli, S. (2021). Livestock grazing constrains bird abundance and species richness: A global meta-analysis. *Basic and Applied Ecology*, 56, 289–298. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.08.007>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Berreta, E. J., Risso, D. F., Montossi, F., & Pigurina, G. (2000) Campos in Uruguay. En: Lemair, G., de Moraes, A., Nabinger, C. & Carvalho, P. C. F. (Eds.). *Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology*. New York: CABI Publishing. <https://doi.org/10.1079/9780851994529.0377>
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hillis, D. M., Hill, D. A., & Mustoe, S. (2000). *Bird census techniques*. Elsevier.
- Bilenca, D., & Miñarro, F. (2004). *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre.
- Blanco, D. E., & López-Lanús, B. (2008). Non-breeding distribution and conservation of the Upland Sandpiper (*Bartramia longicauda*) in South America. *Ornitología Neotropical*, 19 (Suppl.), 613–621.
- Brazeiro, A., Panario, D., Soutullo, A., Gutierrez, O., Segura, A., & Mai, P. (2012). *Clasificación y delimitación de las eco-regiones de Uruguay*. Informe Técnico. Montevideo, Convenio MGAP/ PPR – Facultad de Ciencias/ Vida Silvestre/ Sociedad Zoológica del Uruguay/ CIEDUR.
- Brazeiro, A., Achkar, M., Toranza, C., & Bartesaghi, L. (2020). Agricultural expansion in Uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. *Ecology and Society*, 25, 1–15. <https://doi.org/10.5751/ES-11360-250115>
- Breslow, N. E., & Clayton, D. G. (1993). Approximate inference in generalized linear mixed models. *Journal of the American Statistical Association*, 88, 9-25. <https://doi.org/10.2307/2290687>
- Bump, G., & Bump, J. W. (1969). *A study of the spotted tinamous and the pale spotted tinamous of Argentina (No. 120)*. Washington: US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Bureau of Sport Fisheries and Wildlife.
- Cingolani, A. M., Noy-Meir, I., Renison, D. D., & Cabido, M. (2008). La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral*, 18, 253–271.
- Codesido, M., & Bilenca, D. (2021). Avian assemblages associated with different grasslands managements in cattle production systems in the pampas of Argentina. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(4), 464–474. <https://doi.org/10.1016/J.PECON.2021.07.003>

- Cordeiro, J. L. P., & Hasenack, H. (2009). Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. En: Pillar V. P., Muller S. C., Castilhos Z. M. S., & Jacques A. V. A. (Eds.) *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Corder, G. W., & Foreman D. I. (2011). *Nonparametric Statistics for Non-Statisticians: A Step-by-Step Approach*. Hoboken: John Wiley & Sons
- de Faccio Carvalho, P. C., Osório Wallau, M., Bremm, C., Bonnet, O., Kunh da Trindade, J., Quevedo da Rosa, F., Silva de Freitas, T., & Gomes Moojen, F. (Eds.) (2017). *Nativão. 30 anos de pesquisa em campo nativo*. Porto Alegre: Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Demaría, M. R., Aguado Suárez, I., & Steimaker, D. F. (2008). Reemplazo y fragmentación de pastizales pampeanos semiáridos en San Luis, Argentina. *Ecología Austral*, 18, 55–70.
- Di Giacomo, A. S., & Krapovickas, S. (2001). Afforestation threatens Argentina's grasslands. *World Birdwatch*, 23, 24–25.
- Dogliotti, S., & García, F. (2020). *Entregable 1. Reporte describiendo las 4 regiones del proyecto, criterios validados de selección de productoras/es y resultados de los talleres, incluyendo la lista de organizaciones participantes*. Montevideo: Proyecto Ganadería y Clima.
- eBird. (2021). eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. Disponible en: <http://www.ebird.org>. (Acceso: 24 noviembre 2022).
- Fisher, R., & Davis S. K. (2010). From Wiens to Robel: A review of grassland-bird habitat selection. *Journal of Wildlife Management*, 74, 265–273. <https://doi.org/10.2193/2009-020>
- Fondell T. F. & Ball I. J. (2004) Density and success of bird nests relative to grazing on western Montana grasslands. *Biological Conservation*, 117(2), 203–2013. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00293-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00293-3)
- Fontana, C. S., Repenning, M., & Rovedder, C. E. (2009). Fauna Terrestre: Aves. En: Boldrini, I. I. (Ed.) *Biodiversidade dos campos do Planalto das Araucarias*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Fontana, C. S., Dotta G., Marques C. K., Repenning M., Agne, C. E. & dos Santos, R. J. (2016). Conservation of grassland birds in South Brazil: a land management perspective. *Natureza & Conservação*, 14, 83–87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.09.005>
- Fuhlendorf, S. D., Harrell, W. C., Engle, D. M., Hamilton, R. G., Davis, C. A., & Leslie Jr, D. M. (2006). Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing. *Ecological Applications*, 16(5), 1706–1716. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1706:SHBTBF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1706:SHBTBF]2.0.CO;2)
- Gibson, C. W. D., Hambler, C., & Brown, V. K. (1992). Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *Journal of Applied Ecology*, 29,132–142. <http://dx.doi.org/10.2307/2404356>

- Henwood W. D. (2010). Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. *Great Plains Research*, 20, 121–134.
- Herrera, L. P., Littera, P., Maceira, N., Zelaya, K. D., & Martínez, G. A. (2009). Fragmentation status of tall-tussock grassland relicts in the Flooding Pampa, Argentina. *Rangeland Ecology and Management*, 62, 73–82. <https://doi.org/10.2111/08-015>
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., & Roberts, C. (2005.) Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8, 23–29. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>
- Hothorn, T., Bretz, F., & Westfall, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50(3), 346–363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
- Inchausti, P. (2022). *Statistical Modeling with R A dual frequentist and Bayesian approach for life scientists*. New York: Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780192859013.001.0001>
- Isacch, J. P., & Cardoni, D. A. (2011). Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the flooding Pampas. *The Condor*, 113, 724–734. <https://doi.org/10.1525/cond.2011.100123>
- Jacobs, F., & Fenalti, P. (2020). *Guia de Identificação: Aves do Rio Grande do Sul*. Pelotas: Editora Aratinga.
- Jobbágy, E. G., Vasallo, M., Farley, K. A., Piñeiro, G., Garbulsky, M.F., Noretto, M. D., Jackson, R. B., & Paruelo, J. M. (2006). Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, 2, 109–124.
- Kellner, K., Fowler, N., Petroelje, T., Kautz, T., Beyer, D., & Belant, J. (2021). ubms: An R package for fitting hierarchical occupancy and N-mixture abundance models in a Bayesian framework. *Methods in Ecology and Evolution*, 13, 577–584. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13777>
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, A. A., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8), 2248–2255. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)
- Medan, D., Torretta, J. P., Hodara, K., de la Fuente, E. B., & Montaldo, N. H. (2011). Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 20(13), 3077–3100. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0118-9>
- Milchunas, D. G., Lauenroth, W. K., & Burke, I. C. (1998). Livestock grazing: Animal and plant biodiversity of shortgrass steppe and the relationship to ecosystem function. *Oikos*, 83(1), 65–74. <https://doi.org/10.2307/3546547>
- Miller, D. A., Bailey, L. L., Grant, E. H. C., McClintock, B. T., Weir, L. A., & Simons, T. R. (2015). Performance of species occurrence estimators when basic assumptions are

not met: a test using field data where true occupancy status is known. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(5), 557–565. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12342>

- Overbeck, G. E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V. D., Blanco, C. C., Boldrini, I. I., Both R., & Forneck, E. D. (2007), Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9, 101–116. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Baldi, G., & Di Bella, C. (2004). La estimación de la superficie agrícola. Antecedentes y una propuesta metodológica. *Interciencia*, 29, 421–427.
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Piñeiro, G. Jobbágy, E. G., Verón, S. R., Baldi, G., & Baeza, S. (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencias*, 10, 47–61.
- Pérez, F., & Aldabe, J. (2022). Comparison of the bird community in livestock farms with continuous and rotational grazing in eastern Uruguay. *Ornithology Research*. <https://doi.org/10.1007/s43388-022-00113-1>
- Redlich, S., Martin, E. A., Wende, B., & Steffan-Dewenter, I. (2018). Landscape heterogeneity rather than crop diversity mediates bird diversity in agricultural landscapes. *PLoS ONE*, 13(8), e0200438. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200438>
- Rosen, C. (Ed) (2000). *World Resources 2000–2001: People and Ecosystems: the Fraying Web of Life*. Amsterdam: ElsevierScience.
- Royle, J. A. (2004). N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics*, 60, 108–115. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>
- RStudio Team (2022). RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston. <http://www.rstudio.com/>.
- Santos, E. S. A. (2020). Southern Lapwing (*Vanellus chilensis*), version 1.0. En: Schulenberg, T. S. (Ed.) *Birds of the world*. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.soulap1.01>
- Soca, P., Ayala, W., & Bermudez, R., (2002) The effect of herbage allowance of *Lotus pedunculatus* cv. Grasslands Maku on winter and spring beef heifer performance. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association*, 64, 81–84.
- Soca, P., Olmos, F., Espasandín, A., Bentancur, D., Pereyra, F., Cal, V., Sosa, M., & Do Carmo, M. (2008). Impacto de cambios en la estrategia de asignación de forraje sobre la productividad de la cría con diversos grupos genéticos bajo pastoreo de campo natural. EN: Quintans, G., Velazco, J. I., & Roig, G. (Eds.). *Seminario de Actualización: Cría Vacuna* (pp. 110–119). Montevideo.
- Soriano, A., León, R. J. C., Sala, O. E., Lavado, S., Deregibus, V. A., Cauhepé, M. A., Scaglia, O. A., Velázquez, A. C. A., & Lemecoff, J. H. (1991). Río de la Plata Grasslands. En: Coupland, R. T. (Ed.) *Ecosystems of the world 8A, natural grasslands, introduction and Western Hemisphere* (pp. 367–407). New York: Elsevier.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., & Moskovits, T. A. (1996). *Neotropical birds: ecology and conservation*. Chicago: University of Chicago Press.



- Vaccaro, A. S., Filloy, J., & Bellocq, M. I. (2019). What land use better preserves taxonomic and functional diversity of birds in a grassland biome? *Avian Conservation and Ecology*, 14(1), 1. <https://doi.org/10.5751/ACE-01293-140101>
- Vickery, P. D., Tubarao, P. L., Da 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.
- Williams, B. A., Venter, O., Allan, J. R., Atkinson, S. C., Rehbein, J. A., Ward, M., ... & Watson, J. E. (2020). Change in terrestrial human footprint drives continued loss of intact ecosystems. *One Earth*, 3(3), 371–382.
- Whelan, C. J., Wenny, D. G., & Marquis, R. J. (2008). Ecosystem Services Provided by Birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1), 25–60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Whittingham, M. J., Devereux, C. L., Evans, A. D., & Bradbury, R. B. (2006). Altering perceived predation risk and food availability: Management prescriptions to benefit farmland birds on stubble fields. *Journal of Applied Ecology*, 43, 640– 650. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01186.x>
- Zuur F. A., Ieno E. I., Walker N., Saveliev A. A., & Smith G. M. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. New York: Springer

## Anexos.

Anexo 1. Predios seleccionados para la toma de datos en campo. Se detalla el número de transectas realizado en cada predio (Nº trans.), cada una de ellas fue recorrida dos veces con el fin de modelar la detección imperfecta.

Región	Predios	Departamento	Latitud	Longitud	Nº trans.	Fecha de muestreo
Norte	Nicolás Errandonea	Artigas	-30.348717	-57.298449	3	05/03/2021
	Nicolás Errandonea Vecino	Artigas	-30.350198	-57.301366	2	05/03/2021
	Gustavo Alano	Artigas	-30.629291	-57.051303	3	04/03/2021
	Gustavo Alano Vecino	Artigas	-30.626624	-57.045484	2	04/03/2021
	Ximena Basce	Salto	-31.12943	-56.202407	3	06/03/2021
	Ximena Basce Vecino	Salto	-31.13428	-56.197131	2	06/03/2021
	Sergio Castiglioni	Salto	-31.330328	-56.640994	3	03/03/2021
	Sergio Castiglioni Vecino	Salto	-31.330074	-56.629919	2	03/03/2021
Noreste	Olivia Guedes	Tacuarembó	-32.036836	-54.758944	3	17/03/2021
	Olivia Guedes Vecino	Tacuarembó	-32.030537	-54.762667	2	17/03/2021
	Omar Muniz	Cerro Largo	-32.349205	-54.359724	3	18/03/2021
	Omar Muniz Vecino	Cerro Largo	-32.354636	-54.355961	2	18/03/2021
	Felipe Ferraro	Cerro Largo	-32.391171	-53.908557	3	16/03/2021
	Felipe Ferraro Vecino	Cerro Largo	-32.382144	-53.910516	2	16/03/2021
	Adela Delgado	Durazno	-32.800476	-55.537102	3	20/03/2021
	Adela Delgado Vecino	Durazno	-32.805657	-55.529172	2	20/03/2021
	Roberto Barboza	Durazno	-32.54811	-55.591882	3	19/03/2021
	Roberto Barboza Vecino	Durazno	-32.554421	-55.583714	2	19/03/2021
Centro	Judith Insua	Durazno	-33.326205	-55.910951	2	28/03/2021
	Judith Insua Vecino	Durazno	-33.321757	-55.908892	2	28/03/2021
	Nicolas Torelli	Florida	-33.508847	-55.504303	3	30/03/2021
	Nicolas Torelli Vecino	Florida	-33.517015	-55.497299	2	30/03/2021
	Fátima Martínez	Florida	-33.621756	-55.906913	3	27/03/2021
	Fátima Martínez Vecino	Florida	-33.615687	-55.902135	2	27/03/2021
	Nardy Schol	Florida	-33.595709	-55.909323	3	29/03/2021
	Nardy Schol Vecino	Florida	-33.591511	-55.905652	2	29/03/2021
	Juan Carlos Varela	Florida	-33.744851	-56.415603	3	31/03/2021
	Juan Carlos Varela Vecino	Florida	-33.748578	-56.423475	2	31/03/2021
Este	Pablo Alzate	Rocha	-34.056109	-54.215128	3	09/04/2021
	Pablo Alzate Vecino	Rocha	-34.059457	-54.205999	2	09/04/2021
	Camila Burgueño	Rocha	-34.021769	-54.313863	3	08/04/2021
	Camila Burgueño Vecino	Rocha	-34.025339	-54.318689	2	08/04/2021
	Paola Fernández	Rocha	-34.031548	-54.540534	3	07/04/2021
	Paola Fernández Vecino	Rocha	-34.042115	-54.543734	2	07/04/2021
	Carmen Olivieri	Rocha	-34.079768	-54.389607	2	08/04/2021
	Carmen Olivieri Vecino	Rocha	-34.081753	-54.394536	1	08/04/2021
	Otto Riera	Maldonado	-34.556061	-54.50015	3	06/03/2021
	Otto Riera Vecino	Maldonado	-34.552378	-54.490597	2	06/03/2021

Anexo 2. Especies de aves registradas durante las salidas de campo junto a sus características. Prioritaria SNAP hace referencia a si la especie es prioritaria para la conservación en Uruguay (1: Prioritaria, 0: No Prioritaria; Aldabe *et al.*, 2013). Las categorías de la UICN siguen los criterios de Azpiroz *et al.* (2012a). “Altura del pastizal”: asociación de las especies con la altura del pasto. Amplio: especies poco selectivas que hacen amplio uso de la estructura de los pastizales (Azpiroz *et al.* 2012b). Uso del pastizal: grado de dependencia de las especies con los pastizales, “obligatoria”: especies que solo utilizan pastizales en su ciclo de vida, siendo dependiente de los mismos; “facultativa”: especies que utilizan tanto los pastizales como otra variedad de hábitat (Vickery *et al.*, 1999). “—”: significa que no presenta categoría.

Nombre Científico	Nombre Común	Prioritaria SNAP	Categoría UICN nacional	Categoría UICN global	Altura del pastizal	Uso del pastizal
<i>Rhea americana</i>	Ñandú	1	—	NT	amplio	facultativa
<i>Nothura maculosa</i>	Perdiz	1	—	—	amplio	obligatoria
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Pato Brasileiro	0	—	—	—	—
<i>Patagioenas picazuro</i>	Paloma de Monte	0	—	—	—	facultativa
<i>Zenaida auriculata</i>	Torcaza	0	—	—	—	facultativa
<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma Montaraz Común	0	—	—	—	—
<i>Chordeiles nacunda</i>	Ñacundá	0	—	—	amplio	facultativa
<i>Vanellus chilensis</i>	Tero	0	—	—	corto	obligatoria
<i>Bartramia longicauda</i>	Batitú	1	—	—	amplio	obligatoria
<i>Bubulcus ibis</i>	Garza Bueyera	0	—	—	amplio	facultativa
<i>Theristicus caerulescens</i>	Bandurria Mora	0	—	—	—	facultativa
<i>Theristicus caudatus</i>	Bandurria Amarilla	0	—	—	corto	facultativa
<i>Circus cinereus</i>	Gavilán Ceniciento	1	VU	—	amplio	facultativa
<i>Buteogallus meridionalis</i>	Águila Colorada	0	—	—	amplio	facultativa
<i>Athene cucularia</i>	Lechucita de Campo	0	NT	—	corto	obligatoria
<i>Colaptes melanochloros</i>	Carpintero Nuca Roja	0	—	—	—	—
<i>Colaptes campestris</i>	Carpintero de Campo	0	—	—	amplio	facultativa
<i>Caracara plancus</i>	Carancho	0	—	—	amplio	facultativa
<i>Milvago chimango</i>	Chimango	0	—	—	amplio	facultativa
<i>Falco sparverius</i>	Halconcito	0	—	—	amplio	—
<i>Myiopsitta monachus</i>	Cotorra	0	—	—	—	facultativa
<i>Geositta cucularia</i>	Caminera	0	—	—	corto	obligatoria
<i>Furnarius rufus</i>	Hornero	0	—	—	amplio	facultativa
<i>Phacellodomus striaticollis</i>	Tíotio Común	0	—	—	alto	—
<i>Anumbius annumbi</i>	Espinero	0	—	—	amplio	facultativa
<i>Limnoctites rectirostris</i>	Pajonalera Pico Recto	0	VU	NT	—	obligatoria
<i>Xolmis irupero</i>	Viudita Blanca Chica	0	—	—	amplio	facultativa
<i>Nengetus cinereus</i>	Escarchero	0	—	—	amplio	facultativa
<i>Heteroxolmis dominicanus</i>	Viudita Blanca Grande	1	VU	VU	amplio	facultativa
<i>Machetornis rixosa</i>	Picabuey	0	—	—	amplio	facultativa
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Benteveo	0	—	—	—	—
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina Azul Chica	0	—	—	amplio	—
<i>Alopochelidon fucata</i>	Golondrina Cara Rojiza	0	—	—	amplio	—
<i>Progne tapera</i>	Golondrina Parda Grande	0	—	—	amplio	—
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Golondrina Ceja Blanca	0	—	—	amplio	—
<i>Troglodytes aedon</i>	Ratonera	0	—	—	—	—
<i>Mimus saturninus</i>	Calandria	0	—	—	amplio	—
<i>Anthus lutescens</i>	Cachirla Chica	0	—	—	corto	obligatoria
<i>Anthus furcatus</i>	Cachirla Uña Corta	0	—	—	corto	obligatoria
<i>Anthus hellmayri</i>	Cachirla Pálida	0	—	—	amplio	obligatoria
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	Tordo Pico Corto	0	—	—	amplio	facultativa
<i>Gnorimopsar chopi</i>	Mirlo Charrúa	0	—	—	—	facultativa
<i>Pseudoleistes virescens</i>	Pecho Amarillo	0	—	—	amplio	facultativa
<i>Paroaria coronata</i>	Cardenal Copete Rojo	1	—	—	—	—
<i>Sicalis flaveola</i>	Dorado	0	—	—	—	—
<i>Embernagra platensis</i>	Verdón	0	—	—	amplio	obligatoria

Anexo 3. Frecuencia de ocurrencia de las especies registradas por manejo y región.  
 Tratamiento (T) y Control (C). En gris claro aquellas especies cuya frecuencia de ocurrencia total fue mayor a 0.08.

Nombre Científico	Centro			Este			Norte			Noreste			Uruguay		
	T	C	Total	T	C	Total	T	C	Total	T	C	Total	T	C	Total
<i>Rhea americana</i>	0.04	0.00	0.02	0.00	0.06	0.02	0.38	0.19	0.30	0.00	0.05	0.02	0.09	0.07	0.082
<i>Nothura maculosa</i>	0.25	0.15	0.21	0.38	0.11	0.27	0.29	0.31	0.30	0.40	0.10	0.28	0.33	0.16	0.264
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.02	0.00	0.01	0.005
<i>Patagioenas picazuro</i>	0.00	0.10	0.04	0.00	0.00	0.00	0.04	0.06	0.05	0.00	0.05	0.02	0.01	0.05	0.027
<i>Zenaida auriculata</i>	0.04	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.04	0.06	0.05	0.03	0.10	0.06	0.03	0.04	0.033
<i>Leptotila verreauxi</i>	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.005
<i>Chordeiles nacunda</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.011
<i>Vanellus chilensis</i>	0.46	0.25	0.38	0.42	0.33	0.39	0.42	0.81	0.58	0.27	0.60	0.40	0.39	0.49	0.429
<i>Bartramia longicauda</i>	0.07	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.38	0.50	0.43	0.00	0.00	0.00	0.10	0.11	0.104
<i>Bubulcus ibis</i>	0.00	0.15	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.016
<i>Theristicus caerulescens</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.02	0.00	0.01	0.005
<i>Theristicus caudatus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.06	0.05	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.011
<i>Circus cinereus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.005
<i>Buteogallus meridionalis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.03	0.07	0.00	0.04	0.03	0.00	0.016
<i>Athene cucularia</i>	0.04	0.15	0.08	0.04	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.17	0.05	0.12	0.06	0.05	0.060
<i>Colaptes melanochloros</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.005
<i>Colaptes campestris</i>	0.04	0.00	0.02	0.08	0.11	0.09	0.00	0.06	0.03	0.03	0.05	0.04	0.04	0.05	0.044
<i>Caracara plancus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.02	0.00	0.01	0.005
<i>Milvago chimango</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.02	0.00	0.01	0.005
<i>Falco sparverius</i>	0.00	0.00	0.00	0.08	0.11	0.09	0.08	0.06	0.08	0.07	0.10	0.08	0.06	0.07	0.060
<i>Myiopsitta monachus</i>	0.00	0.10	0.04	0.00	0.11	0.05	0.00	0.13	0.05	0.03	0.00	0.02	0.01	0.08	0.038
<i>Geositta cucularia</i>	0.07	0.10	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.10	0.06	0.03	0.05	0.038
<i>Furnarius rufus</i>	0.00	0.00	0.00	0.04	0.17	0.09	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.02	0.02	0.04	0.027
<i>Phacellodomus striaticollis</i>	0.00	0.00	0.00	0.04	0.11	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.016
<i>Anumbius anumbi</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.05	0.04	0.06	0.05	0.03	0.20	0.10	0.02	0.09	0.049
<i>Limnocittes rectirostris</i>	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.005
<i>Xolmis irupero</i>	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.005
<i>Xolmis cinereus</i>	0.00	0.05	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.02	0.01	0.01	0.011
<i>Xolmis dominicanus</i>	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.011
<i>Machetornis rixosa</i>	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.005
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.00	0.05	0.02	0.04	0.06	0.05	0.00	0.00	0.00	0.07	0.05	0.06	0.03	0.04	0.033
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.06	0.03	0.00	0.016
<i>Alopochelidon fucata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.02	0.01	0.00	0.005
<i>Progne tapera</i>	0.04	0.05	0.04	0.00	0.00	0.00	0.38	0.13	0.28	0.20	0.30	0.24	0.15	0.12	0.137
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	0.07	0.10	0.08	0.04	0.06	0.05	0.08	0.13	0.10	0.07	0.10	0.08	0.06	0.09	0.077
<i>Troglodytes aedon</i>	0.00	0.00	0.00	0.08	0.06	0.07	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.04	0.04	0.01	0.027
<i>Mimus saturninus</i>	0.00	0.00	0.00	0.04	0.11	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.04	0.01	0.05	0.027
<i>Anthus lutescens</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.03	0.03	0.05	0.04	0.01	0.03	0.016
<i>Anthus furcatus</i>	0.18	0.00	0.10	0.04	0.00	0.02	0.25	0.13	0.20	0.17	0.20	0.18	0.16	0.08	0.126
<i>Anthus hellmayri</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.05	0.10	0.04	0.01	0.027
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.02	0.01	0.00	0.005
<i>Gnorimopsar chopi</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.05	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.02	0.01	0.03	0.016
<i>Pseudoleistes virescens</i>	0.00	0.00	0.00	0.04	0.22	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.02	0.01	0.07	0.033
<i>Paroaria coronata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.04	0.00	0.03	0.011
<i>Sicalis flaveola</i>	0.00	0.00	0.00	0.04	0.06	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.02	0.01	0.03	0.016
<i>Embernagra platensis</i>	0.00	0.00	0.00	0.12	0.28	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.07	0.044

## Anexo 4. Resultados completos de vegetación

### Altura promedio de la vegetación

La altura promedio de la vegetación se vio influenciada tanto por el manejo como por la región. El modelo seleccionado fue el que tuvo la interacción entre el manejo y la región, siendo significativamente mejor que el modelo aditivo manejo y región (P valor= 0.0078 < 0.01; Tabla A1).

Tabla A1. Comparación de los modelos lineales elaborados para evaluar la altura promedio del pasto. "\*\*\*\*": P valor < 0.01. Model: modelo, RSS: suma residual de cuadrados (residual sum of squares), Df: grados de libertad entre modelos, Sum of Sq: suma de cuadrados, Pr(>Chi): P valor.

Model	RSS	Df	Sum of Sq	Pr(>Chi)
Promedio ~ región * manejo	472.84			
Promedio ~ región + manejo	539.83	-3	-66.985	0.0078**

Al comparar la altura promedio de la vegetación por regiones en el modelo seleccionado, se puede ver como la región N presenta una altura promedio significativamente mayor (P valor < 0.001) a la del resto de las regiones. No hubo diferencias significativas entre el NE, C y E (Fig. ii).

### Heterogeneidad de la vegetación

La heterogeneidad de la vegetación se vio influenciada tanto por el manejo como por la región. El modelo seleccionado fue el que tuvo el manejo y la región como variables aditivas, siendo significativamente mejor que los modelos con la variable manejo (P valor= 0.0072 < 0.01) y región por separado (P valor= 0.0091 < 0.01; Tabla A2).

Tabla A2. Comparación de los modelos lineales elaborados para evaluar la heterogeneidad de la vegetación. "\*\*\*\*": P valor < 0.01. En gris claro el modelo seleccionado. Model: modelo, RSS: suma residual de cuadrados (residual sum of squares), Df: grados de libertad entre modelos, Sum of Sq: suma de cuadrados, Pr(>Chi): P valor.

Model	RSS	Df	Sum of Sq	Pr(>Chi)
Hetero ~ región * manejo	12227.8			
Hetero ~ región + manejo	1302.2	-3	-74.438	0.1651
Hetero ~ manejo	1482.7			
Hetero ~ región + manejo	1302.2	3	180.45	0.0072 **
Hetero ~ región	1404.1			
Hetero ~ región + manejo	1302.2	1	101.84	0.0091 **

Al comparar la heterogeneidad de la vegetación por regiones en el modelo seleccionado, se puede ver como únicamente existen diferencias significativas entre el N y el C, siendo mayor en la primera (P valor < 0.01). No hubo diferencias significativas en el resto de las comparaciones entre regiones (Fig. ii).

### Altura máxima de la vegetación

La altura máxima de la vegetación se vio influenciada tanto por el manejo como por la región. El modelo seleccionado fue el que tuvo el manejo y la región como variables aditivas,

siendo significativamente mejor que los modelos con la variable manejo (P valor= 0.0151 < 0.05) y región por separado (P valor= 0.0294 < 0.05; Tabla A3).

Tabla A3. Comparación de los modelos lineales elaborados para evaluar la altura máxima de la vegetación. “\*”: P valor < 0.05. En gris claro el modelo seleccionado. Model: modelo, RSS: suma residual de cuadrados (residual sum of squares), Df: grados de libertad entre modelos, Sum of Sq: suma de cuadrados, Pr(>Chi): P valor.

Model	RSS	Df	Sum of Sq	Pr(>Chi)
Max ~ región * manejo	23810			
Max ~ región + manejo	24923	-3	-1113.2	0.2694
Max ~ región + manejo	24923			
Max ~ región	26283	-1	-1359.8	0.0294 *
Max ~ región + manejo	24923			
Max ~ manejo	27919	-3	-2995.8	0.0151 *

Al comparar la altura máxima de la vegetación por regiones en el modelo seleccionado, se puede ver como existen únicamente diferencias significativas entre el N y el C, siendo mayor en la primera (P valor < 0.01). No hubo diferencias significativas en el resto de las comparaciones entre regiones (Fig. ii).

#### Presencia de cardilla, caraguatales y/o pajonales

La presencia de cardilla, caraguatales y/o pajonales se vio influenciada tanto por el manejo como por la región. El modelo seleccionado fue el que tuvo la interacción entre el manejo y la región, siendo significativamente mejor que el modelo aditivo manejo y región (P valor = 0.0059 < 0.01; Tabla A4).

Tabla A4. Comparación de los modelos lineales elaborados para evaluar la presencia de cardilla, caraguatales y/o pajonales. “\*\*\*”: P valor < 0.01. Model: modelo, RSS: suma residual de cuadrados (residual sum of squares), Df: grados de libertad entre modelos, Sum of Sq: suma de cuadrados, Pr(>Chi): P valor.

Model	RSS	Df	Sum of Sq	Pr(>Chi)
paj_car ~ región * manejo	29.681			
paj_car ~ región + manejo	31.810	-3	-2.1288	0.0059 **

Al comparar la presencia de cardilla, caraguatales y/o pajonales por regiones en el modelo seleccionado, se puede ver como las regiones N y E presentan una presencia significativamente mayor (P valor < 0.001) que las del C y NE. No hubo diferencias significativas entre el N – E y C – NE (Fig. ii).

#### Presencia de árboles

La presencia de árboles se vio influenciada tanto por el manejo como por la región. El modelo seleccionado fue el que tuvo la interacción entre el manejo y la región, siendo significativamente mejor que el modelo aditivo manejo y región (P valor = 0.0063 < 0.01; Tabla A5).

Tabla A5. Comparación de los modelos lineales elaborados para evaluar la presencia de árboles. “\*\*\*”: P valor < 0.01. Model: modelo, RSS: suma residual de cuadrados (residual sum of squares), Df: grados de libertad entre modelos, Sum of Sq: suma de cuadrados, Pr(>Chi): P valor.

Model	RSS	Df	Sum of Sq	Pr(>Chi)
arboles ~ región * manejo	5.1846			
arboles ~ región + manejo	5.5520	-3	-0.36741	0.0063 **

Al comparar la presencia de árboles por regiones en el modelo seleccionado, se puede ver como existen diferencias significativas entre el E – NE, E – C (P valor < 0.01) y E – N (P valor < 0.05), siendo mayor presencia en el E. No hubo diferencias significativas en el resto de las comparaciones entre regiones (Fig. ii).

### Área arbórea

El área arbórea se vio influenciada tanto por el manejo como por la región. El modelo seleccionado fue el que tuvo la interacción entre el manejo y la región, siendo significativamente mejor que el modelo aditivo manejo y región (P valor= 0.0026 < 0.01; Tabla A6).

Tabla A6. Comparación de los modelos lineales elaborados para evaluar el área arbórea. “\*\*\*”: P valor < 0.01. Model: modelo, RSS: suma residual de cuadrados (residual sum of squares), Df: grados de libertad entre modelos, Sum of Sq: suma de cuadrados, Pr(>Chi): P valor.

Model	RSS	Df	Sum of Sq	Pr(>Chi)
arbare ~ región * manejo	4.8E+08			
arbare ~ región + manejo	5.2E+08	-3	39256065	0.0026 **

Al comparar el área arbórea por regiones en el modelo seleccionado, no se observaron diferencias significativas entre las regiones (P valor > 0.05), apenas se observaron diferencias marginalmente significativas entre el NE y C (P valor < 0.1; Fig. ii).

### Presencia de arbustos

La presencia de arbustos no se vio influenciada ni por la región y ni por el manejo. El modelo seleccionado fue el modelo nulo, que fue significativamente mejor que el modelo con la variable región (P valor < 0.01), sin tener diferencias con modelo con la variable manejo (Tabla A7).

Tabla A7. Comparación de los modelos lineales elaborados para evaluar la presencia de arbustos. “\*\*\*”: P valor < 0.01. En gris claro el modelo seleccionado. Model: modelo, RSS: suma residual de cuadrados (residual sum of squares), Df: grados de libertad entre modelos, Sum of Sq: suma de cuadrados, Pr(>Chi): P valor.

Model	RSS	Df	Sum of Sq	Pr(>Chi)
arbustos ~ región * manejo	33.517			
arbustos ~ región + manejo	34.399	-3	-0.8823	0.2052
arbustos ~ región	34.401			
arbustos ~ región + manejo	34.399	1	0.0019	0.9203
arbustos ~ región	34.401			
arbustos ~ 1	37.143	-3	-2.7414	0.0027 **
arbustos ~ 1	37.143			
arbustos ~ manejo	37.142	1	0.0004648	0.9621

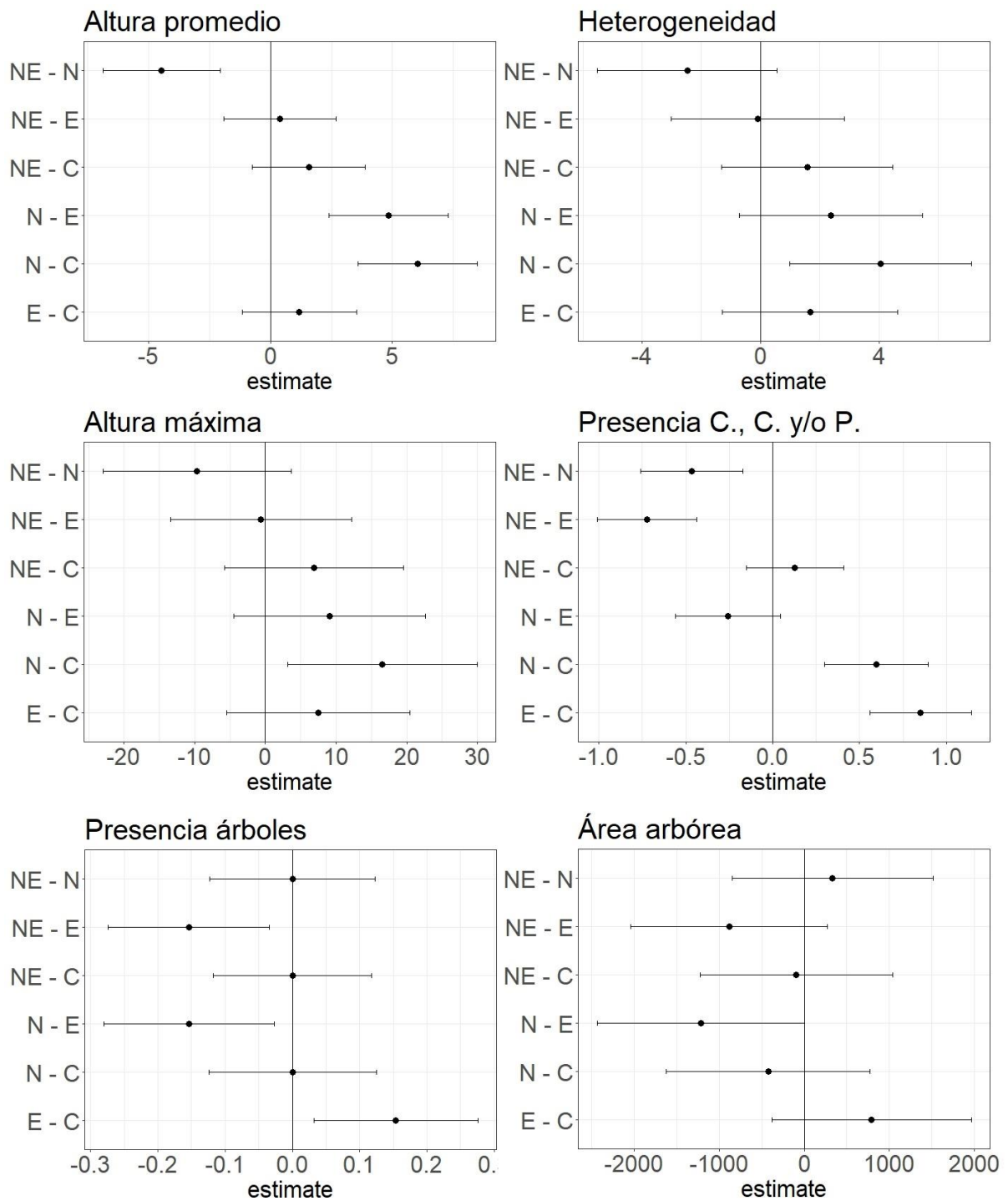


Figura ii. Resultados del test de Tukey comparando las diferencias de vegetación entre regiones. Presencia C. C. y/o P.: Presencia cardilla, caraguatales y/o pajnales.



## Anexo 5. Resultados completos de los GLMMs para evaluar riquezas

Comparación de los modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs) elaborados para evaluar las distintas riquezas de aves. “\*\*\*”: P valor < 0.01. “\*\*”: P valor < 0.05. “.”: P valor < 0.1. Se agrupan por color las distintas riquezas y en color más más intenso los modelos seleccionados, df: grados de libertad entre los modelos comparados.

Modelo	Devianza	Chi2	Df	P valor (Chi2)
riqueza ~ manejo + región + (1   región/prop/id_tran)	626.02			
riqueza ~ manejo * región + (1   región/prop/id_tran)	625.08	0.9431	3	0.8150
riqueza ~ región + (1   región/prop/id_tran)	628.13			
riqueza ~ manejo + región + (1   región/prop/id_tran)	625.08	2.1084	1	0.1465
riqueza ~ 1 + (1   región/prop/id_tran)	634.70			
riqueza ~ región + (1   región/prop/id_tran)	628.13	6.5683	3	0.08701
riqueza ~ 1 + (1   región/prop/id_tran)	634.70			
riqueza ~ manejo + (1   región/prop/id_tran)	632.65	2.0513	1	0.1521
obligatorias ~ manejo + región + (1   región/prop/id_tran)	488.71			
obligatorias ~ manejo * región + (1   región/prop/id_tran)	486.11	2.5987	3	0.4577
obligatorias ~ región + (1   región/prop/id_tran)	488.82			
obligatorias ~ manejo + región + (1   región/prop/id_tran)	488.71	0.1164	1	0.733
obligatorias ~ 1 + (1   región/prop/id_tran)	492.50			
obligatorias ~ región + (1   región/prop/id_tran)	488.82	3.672	3	0.2991
obligatorias ~ 1 + (1   región/prop/id_tran)	492.50			
obligatorias ~ manejo + (1   región/prop/id_tran)	492.37	0.1254	1	0.7232
facultativas ~ manejo + región + (1   región/prop/id_tran)	237			
facultativas ~ manejo * región + (1   región/prop/id_tran)	236.91	0.0953	3	0.9924
facultativas ~ región + (1   región/prop/id_tran)	238.18			
facultativas ~ manejo + región + (1   región/prop/id_tran)	237	1.1808	1	0.2772
facultativas ~ 1 + (1   región/prop/id_tran)	247.91			
facultativas ~ región + (1   región/prop/id_tran)	238.18	9.7221	3	0.02108*
facultativas ~ manejo + (1   región/prop/id_tran)	246.77			
facultativas ~ región + (1   región/prop/id_tran)	238.18	8.5815	2	0.01369 *
corto ~ manejo + región + (1   región/prop/id_tran)	379.65			
corto ~ manejo * región + (1   región/prop/id_tran)	375.68	3.9695	3	0.2648
corto ~ región + (1   región/prop/id_tran)	379.79			
corto ~ manejo + región + (1   región/prop/id_tran)	379.65	0.1405	1	0.7078
corto ~ 1 + (1   región/prop/id_tran)	385.34			
corto ~ región + (1   región/prop/id_tran)	379.79	5.5469	3	0.1359
corto ~ 1 + (1   región/prop/id_tran)	385.34			
corto ~ manejo + (1   región/prop/id_tran)	385.17	0.1683	1	0.6816
amplio ~ manejo + región + (1   región/prop/id_tran)	468.73			
amplio ~ manejo * región + (1   región/prop/id_tran)	467.85	0.8883	3	0.8283
amplio ~ región + (1   región/prop/id_tran)	468.74			
amplio ~ manejo + región + (1   región/prop/id_tran)	468.73	0.0035	1	0.9529
amplio ~ 1 + (1   región/prop/id_tran)	479.28			
amplio ~ región + (1   región/prop/id_tran)	468.74	10.541	3	0.0149*
amplio ~ manejo + (1   región/prop/id_tran)	479.27			
amplio ~ región + (1   región/prop/id_tran)	468.74	10.534	2	0.005159 **

Para la selección de los GLMMs de la riqueza de aves facultativas de pastizal, no fueron considerados la totalidad de los predios muestreados ya que se detectaron diferencias entre tres predios tratamiento y sus correspondientes predios control muy por encima a la del resto de los predios, atribuidas a factores extra manejo que incorporaron mayor heterogeneidad espacial (Redlich *et al.*, 2018), por lo que se decidió retirarlos de los modelos definitivos. En la tabla A3i se muestran los resultados de los modelos utilizando la totalidad de los predios, que, en caso de haber sido considerados, el modelo mínimo más adecuado hubiese sido el que presentó las variables explicativas manejo y la región.

Tabla A3i. Comparación de los modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs) elaborados para evaluar la riqueza de aves facultativas de pastizal utilizando la totalidad de las transectas. “\*\*\*”: P valor < 0.01. “\*\*”: P valor < 0.05. “.”: P valor < 0.1. En color gris el modelo que hubiese sido seleccionado, df: grados de libertad entre los modelos comparados.

Modelo	Devianza	Chi2	Df	P valor (Chi2)
facultativa ~ manejo + región + (1   región/prop/id_tran)	293.25			
facultativa ~ manejo * región + (1   región/prop/id_tran)	290.51	2.7424	3	0.4331
facultativa ~ región + (1   región/prop/id_tran)	301.54			
facultativa ~ manejo + región + (1   región/prop/id_tran)	293.25	8.2859	1	0.0040**
facultativa ~ manejo + (1   región/prop/id_tran)	304.03			
facultativa ~ manejo + región + (1   región/prop/id_tran)	293.25	10.777	3	0.0130*

Específicamente, en Carmen Olivieri control, la matriz vegetativa tenía árboles dispersos (ambiente tipo parque serrano) y en la mitad de la transecta, había una cañada con pajonales, registrándose tres especies facultativas: *Furnarius rufus*, *Anumbis annumbis* y *Pseudoleistes virescens*, mientras que en el tratamiento no se detectó ninguna. En Pablo Alzate control, había un monte de *Eucalyptus* sp. añejo próximo a las transectas que oficiaba de refugio para varias especies facultativas y a su vez, próximo a una de las transectas había una zona de pajonales, detectándose la presencia de cinco especies facultativas: *Colaptes campestris*, *F. rufus*, *A. annumbis*, *Gnorimopsar chopi* y *P. virescens*, mientras que en el tratamiento se detectó apenas una: *Heteroxolmis dominicanus*. En Felipe Ferraro control, un sector tenía árboles dispersos (ambiente tipo parque serrano) y a su vez, había una zona baja con agua anegada, detectándose tres especies facultativas, *A. annumbis*, *Theristicus caerulescens* y *R. americana*, mientras que en el tratamiento no apareció ninguna. Se considera que la presencia de *R. americana* nada tuvo que ver con estas heterogeneidades extra manejo.