



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Carrera de Ciencias Biológicas

Riqueza y abundancia de aves en los Pastizales del Río de la Plata: un meta análisis de sus respuestas a diferentes manejos ganaderos

Facundo Miguel Niklison

Director: Mariano Codesido

Lugar de trabajo: Grupo de Estudios sobre Biodiversidad en Agroecosistemas (GEBA), Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires – Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos Aires (UBA-CONICET)

Noviembre de 2023

Facundo Miguel Niklison

Mariano Codesido

Índice de contenidos

Resumen	2
Abstract	3
1. Introducción	7
1.1. Agroecosistemas y cambio en el uso de la tierra	7
1.2 Historia del uso de la tierra en los Pastizales del Río de la Plata	7
1.3 Manejos ganaderos en los Pastizales del Río de la Plata	9
1.4 Ensamble de aves en los Pastizales del Río de la Plata	10
1.5 Antecedentes sobre las respuestas de las aves a manejos ganaderos	11
Objetivos e Hipótesis	12
2. Metodología	13
2.1 Área de estudio	13
2.2 Búsqueda de artículos y extracción de datos	16
2.3 Análisis de datos	18
3. Resultados y discusión	19
3.1 Síntesis descriptiva	19
3. 2 Comparación entre pastoreo continuo y manejo de insumos	22
3.2.1 Abundancia de aves	22
3.2.2 Riqueza específica de aves	25
3.2.3 Sesgo de publicación	26
3. 3 Comparación entre pastoreo continuo y manejo de procesos	27
3.3.1 Abundancia de aves	27
3.3.2 Riqueza específica de aves	30
3.3.3 Sesgo de publicación	31
Conclusiones	31
Referencias bibliográficas	33
Apéndice 1	41
Apéndice 2	51
Apéndice 3	53

Riqueza y abundancia de aves en los Pastizales del Río de la Plata: un meta análisis de sus respuestas a diferentes manejos ganaderos

Resumen

Los Pastizales del Río de la Plata están fuertemente afectados por la implantación de agroecosistemas. Actualmente, en esta región se realizan diferentes manejos ganaderos que pueden generar distintos niveles de heterogeneidad en los pastizales y que promueven cambios en la riqueza y abundancia de las aves. Considerando los servicios ecosistémicos que proveen los pastizales y las funciones clave que cumplen las aves dentro de ellos, resulta relevante el estudio de la influencia de la ganadería en los ensambles de aves. Para ello, se realizó un meta análisis utilizando estudios que reportan las variaciones en riqueza y abundancia de las aves frente a diferentes manejos. Se compararon campos ganaderos con pastoreo continuo (control), el manejo histórico tradicional en los pastizales de la región y: 1) campos que aplicaron tecnologías de insumos (aplicación de herbicidas, implantación de pasturas) y 2) campos que aplicaron tecnologías de procesos basadas en conocimiento ecológico del pastizal (pastoreo rotativo, pastoreo por ambientes). Se partió de la hipótesis de que los sistemas con tecnologías de insumos sostendrán una menor riqueza y abundancia de aves con respecto a aquellos bajo pastoreo continuo y que los sistemas con tecnología de procesos sostendrán una mayor riqueza y abundancia respecto a aquellos bajo pastoreo continuo. Para cada comparación de cada estudio se extrajo la magnitud de efecto (ME) y a partir de eso se realizó un meta análisis utilizando un modelo lineal de efectos aleatorios para estimar las diferencias medias para cada variable respuesta entre tratamientos. Cuando fue posible se incluyó a la altura del pastizal como moderador del análisis. Los resultados muestran una influencia negativa de la ganadería de insumos sobre la abundancia y riqueza de aves (ME media -0.25 ± 0.07 y -0.92 ± 0.10 , respectivamente) que podría interpretarse como debida a que la aplicación de insumos produce una simplificación en la estructura de la vegetación con la consecuente pérdida de nichos. Por su parte, no se detectó una influencia de la ganadería de procesos sobre la abundancia y la riqueza de aves. Sin embargo, se detectó que las respuestas de las abundancias de aves son diferentes según la altura del pastizal estudiado. Al respecto, existe una diferencia en la composición específica en los pastizales altos bajo un manejo de procesos con respecto al pastoreo continuo, explicada por un reemplazo de aves especialistas de pastos altos por especies generalistas. Los resultados muestran, por una parte, el impacto negativo que tiene la incorporación de ciertos insumos en los manejos ganaderos sobre los ensambles de aves y, por la otra, la importancia de promover los manejos ganaderos basados en conocimientos ecológicos que permiten la conservación de las aves de pastizal, especialmente en pastizales altos.

Palabras clave: pampas, pastoreo continuo, pastoreo rotativo, aplicación de herbicidas.

Bird richness and abundance in Rio de la Plata Grasslands: a meta-analysis of their responses to different grazing managements

Abstract

Rio de la Plata Grasslands are seriously affected by the establishment of agroecosystems. Currently, the various grazing managements that exist in the region create varying levels of heterogeneity in the grasslands and lead to changes in bird richness and abundance. Given the essential ecosystem services provided by grasslands and the significant roles birds have in these systems, it is important to study the influences of cattle grazing in bird assemblages. We conducted a meta-analysis using studies that report changes in bird richness and abundance under different grazing managements. We compared cattle ranches under continuous grazing (control), the traditional management in the region's grasslands to: 1) ranches employing technological inputs such as herbicides and exotic pastures and 2) ranches with controlled management and rotational grazing. We proposed the hypothesis that the systems employing technological inputs will support lower bird abundance and richness compared to those under continuous grazing while systems under rotational grazing will sustain higher bird abundance and richness compared to those under continuous grazing. We extracted the effect size (ES) for each comparison in each study and conducted a meta-analysis using a random effects linear model to estimate the mean differences between treatments for each response variable. When possible, we included grassland height as a moderator in the analysis. We found a negative impact of grazing management that relies on technological inputs on both bird abundance and richness (mean ES -0.25 ± 0.07 y -0.92 ± 0.10 , respectively). This can be attributed to the fact that these inputs simplify the vegetation structure, resulting in the loss of ecological niches. We did not observe an impact of rotational grazing on bird abundance or richness. However, we found that the responses of bird abundances vary with different grass heights. In this regard, there is a difference in species composition in high grasslands between rotational grazing and continuous grazing, which can be explained by the substitution of tall grass specialists with grassland generalists. Our results show the negative impacts of grazing managements that depend on technological inputs in bird assemblages and the importance of promoting ecologically-based grazing managements that support the conservation of grassland birds, particularly tall grassland birds.

Key words: pampas, continuous grazing, rotational grazing, herbicide application.

Pájaro de Rodillas
(Alfredo Zitarrosa - Carlos Porcel "Nahuel")

Cantor que canta es pájaro
pechito de semillas
cantando en la taberna
o con la voz enferma
no canta de rodillas.

Puedes verlo agitando
las alas amarillas
con los ojos cerrados
y el corazón cansado
más nunca de rodillas.

No puede el pajarito
paradito en su horquilla
o en la rama más alta
o en la humilde gramilla
ponerse de rodillas.

Hablo del pajarito
y de su cancioncilla
que puede nacer muerta
que puede nacer cierta
pero no de rodillas.

Y no definiendo al canto
sino a la pajarilla
de papel que hace un trino
mañana un desatino
más nunca de rodillas.

No hay canto verdadero
mi canción tan sencilla
que el pájaro al cantarla
para más entregarla
la ponga de rodillas.

Y el que canta al tirano
no es pájaro ni es nada
es reptil del pantano
cloqueando para el amo
de rodilla doblada.

Cantor que canta es pájaro
pechito de semillas
cantando la taberna
o con la voz enferma
no canta de rodillas.



Agradecimientos:

En primer lugar, quiero agradecer a Mariano por dirigirme en esta tesis de licenciatura, por acompañarme a lo largo de todo este proceso, siempre con buena onda y dedicación, por enseñarme de todo, por las charlas y por la paciencia.

A David, por los consejos y opiniones sobre esta tesis, siempre muy valiosos y por la calidez con la que me recibiste en el grupo.

A todos los compañeros y compañeras del GEBA, Flor, Belu, Cami, Gabi, Majo y Ale por recibirme en el grupo, ayudarme con lo que necesité y generar un lindo clima, que sin duda ayudó en las horas de trabajo en esta tesis.

A todos y todas aquellos que nos proporcionaron sus datos para la realización de este trabajo: Juan Pablo Isacch, Anahí Vaccaro, Joaquín Aldabe, Pablo Brandolin y Rafael Dias.

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires, por darme una formación excelente, no solo a través de las clases si no de las innumerables experiencias que viví en mi paso por ahí.

A los miembros del jurado por tomarse el trabajo y el tiempo de leer y evaluar esta tesis.

Al Consejo Interuniversitario Nacional por otorgarme la beca CIN-EVC para poder terminar esta tesis.

A todos los grupos de investigación, extensión y docencia de los que formé parte en mi paso por esta facultad. Cada persona me aportó algo a mi formación como científico y como persona.

A todos los amigos y amigas que me hice a lo largo de la carrera, sin los cuales no hubiera llegado a ningún lado. Nuestra formación como biólogos es inevitablemente colectiva. A Germán, Tomás, Tade, More, Fran, Juli, Aylu, Ro, Emi y a todos con los que me tocó compartir en estos años.

A mis compañeros y compañeras de militancia en la facultad, que me ayudaron a complementar mi formación con pensamiento crítico, para pensar y repensar una universidad y una ciencia revolucionarias y populares. A Flai, Caro, Eze, Lupi, Agus, Santi, Niki, Maia, Bahiano y tantos más.

A mis amigos Nico, Ramiro, Juani, Luca, Juani, Facu, José, Monti y Bauti, que están bancándome con esto desde que en la secundaria se me dio por ir todos los años a olimpiadas de biología y siguen ahí. A mis amigas Zoe, Valen y Manu porque fueron mi mayor sostén durante estos años de carrera. A Jaz y Cota por ayudarme con pruebas de oposición, presentaciones de beca, consejos y muchas chacareras.

A Perón, Evita, Néstor y Cristina por abrir las universidades al pueblo y por proponer un proyecto que incluya a la ciencia y la tecnología como parte de un modelo de desarrollo y distribución de la riqueza.

A Ana, porque durante este último año de carrera, de tesis y de mil emociones estuviste siempre para mí, me acompañaste con muchísimo amor y estoy muy contento de tenerte al lado.

A mamá y papá, porque son los principales responsables de que haya llegado hasta acá. Desde el primer día que les planteé que me quería dedicar a esto, me bancaron en absolutamente todas las instancias, desde lo emocional en momentos críticos como la pandemia y la cursada virtual, hasta llevándome a mí y a todos mis bártulos a la facultad a la noche para una salida de campo.

A mis hermanas Agus y Loli, porque también me acompañaron durante todos estos años con mucho amor. A mis sobrinas y sobrinos, Jachu, Azu, Fausti y Beltru, que son lo que más quiero en el mundo y me motivan también a estudiar e investigar para que ellos puedan vivir en un mundo más justo con un planeta sano.

Dedicado al pueblo latinoamericano, para que más temprano que tarde, como diría Atahualpa, las penas sean de nosotros pero las vaquitas también.

1. Introducción

1.1. Agroecosistemas y cambio en el uso de la tierra

La implantación de agroecosistemas implica el sometimiento a distintos ecosistemas naturales a profundas modificaciones de sus componentes bióticos y abióticos (Soriano y Aguiar 1998). Este tipo de sistema representa alrededor de un 38% de la superficie terrestre libre de hielo y constituye el mayor uso de la tierra en el planeta (Foley et al. 2011). Hacia el 2011, los cultivos cubrían 1530 millones de hectáreas mientras que la ganadería utilizaba 3380 millones, con una constante expansión de sus fronteras (Foley et al. 2011). La actividad agrícola y ganadera permite al ser humano producir enormes cantidades de alimento y otros bienes, y así sustentar un gran crecimiento poblacional (Kareiva et al. 2007). Sin embargo, las ventajas de la actividad agropecuaria encuentran un contrapeso en la profunda alteración de los procesos ecológicos en los sistemas naturales que son reemplazados por agroecosistemas (Kareiva et al. 2007).

Los impactos ambientales de la producción agropecuaria incluyen la expansión de sus fronteras y su intensificación (el manejo de tierras ya explotadas para obtener mejores rendimientos mediante la implementación de riego, pesticidas, fertilizantes; Foley et al. 2011). Los agroecosistemas sufren pérdidas de biodiversidad y heterogeneidad de hábitats que disminuyen la resiliencia de los ecosistemas (Kareiva et al. 2007). Por ejemplo, los fertilizantes utilizados alcanzan los cursos de agua y este aporte adicional de nutrientes genera floraciones algales tóxicas (Kareiva et al. 2007). La implantación de monocultivos de soja, muy difundida en países como Argentina y Brasil, impacta fuertemente tanto en el ambiente como en la sociedad, con consecuencias que van desde la erosión y el desgaste del suelo y la contaminación química, hasta el desplazamiento de los antiguos pobladores rurales y la concentración de los ingresos en los productores con mayores extensiones de tierra (Donald 2004, Kaimowitz et al. 1999).

La implantación de agroecosistemas modificó sustancialmente distintos ecosistemas como bosques y pastizales a lo largo del planeta y en particular lo hizo en los Pastizales del Río de la Plata, que comprenden las Pampas y Campos en Argentina, Uruguay y el sur de Brasil (Bilenca y Miñarro 2004, Ghera y León 2001, Soriano y Aguiar 1998).

1.2 Historia del uso de la tierra en los Pastizales del Río de la Plata

Los pastizales comprenden entre el 31 y el 43 % de los ecosistemas terrestres (Malloch-Brown et al. 2000). Este bioma consiste en sistemas en general limitados por la cantidad de agua, dominados por pastos (plantas herbáceas de la familia Poaceae), con un

componente leñoso variable (Bilenca y Miñarro 2004, Sala y Paruelo 1997). Los seres humanos han utilizado históricamente a los pastizales para el pastoreo o los han transformado para el uso agrícola u otros usos y han obtenido de este modo diversos bienes y servicios (Bilenca y Miñarro 2004). Entre los bienes se cuentan la carne, la leche, la lana, el cuero y, más recientemente, los biocombustibles y la madera; y los servicios ambientales incluyen el secuestro de dióxido de carbono, el control de la erosión del suelo, la provisión de insectos polinizadores y de enemigos naturales de plagas que afectan a los cultivos, el control de las inundaciones, entre otros (Bilenca y Miñarro 2004, Cassidy et al. 2013, Costanza et al. 1997).

Uno de los sistemas de pastizales templados más extensos del mundo corresponde a los Pastizales del Río de la Plata (Soriano et al. 1991). Esta región está fuertemente afectada por actividades antrópicas como la agricultura, la ganadería y la forestación (Bilenca y Miñarro 2004). De manera análoga a otras regiones templadas, la implantación de agroecosistemas en las Pampas (porción solo presente en Argentina de los Pastizales del Río de la Plata) y Campos (porción presente en Uruguay, el sur de Brasil y el noreste argentino) produjo cambios sustanciales en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Bilenca y Miñarro 2004, Ghera y León 2001). Actualmente, solo se conserva como pastizal entre un 40 y un 45% de la región, en su mayoría sobre áreas utilizadas por la actividad ganadera donde existen serios impedimentos para la agricultura, como ocurre en la Pampa Deprimida, que se ve afectada por frecuentes inundaciones y suelos salinos/alcalinos (Isacch y Cardoni 2011) y en los Campos del Sur y del Norte (Baeza y Paruelo 2020). Además, solo un 1% del área que antes cubrían los pastizales se encuentra protegida (Bilenca y Miñarro 2004).

Los impactos actuales en los Pastizales del Río de la Plata están relacionados con la colonización europea del sur del continente en el siglo XVI (Azpiroz et al. 2012) asociados al uso del fuego y la introducción de ganado, más la posterior implantación de pasturas exóticas como *Festuca* sp., que cambiaron drásticamente el paisaje de la región (Soriano et al. 1991). Durante el siglo XX, muchos pastizales en las Pampas y algunos en los Campos fueron reemplazados por campos de cultivo (Viglizzo et al. 2001). En las últimas décadas, este proceso estuvo intensificado por ciertos descubrimientos tecnológicos como las semillas transgénicas (Paruelo et al. 2005). El paquete tecnológico implementado desde hace casi 3 décadas y basado en la implantación de monocultivos de soja transgénica y la siembra directa, junto con una expansión de la frontera agrícola en la región pampeana (Begenesic 2002, Viglizzo y Jobbágy 2010) generó impactos tanto agronómicos como en los ecosistemas, tales como una pérdida de nutrientes, una contaminación de napas por uso de fertilizantes y pesticidas y alteración del hábitat natural (Viglizzo et al. 2001, 2002). Según los censos agropecuarios realizados tanto en las Pampas argentinas como en los Campos

de Uruguay y Brasil, los cambios en el uso de la tierra de fines del siglo pasado y comienzos de este, dan cuenta de una sustitución de los pastizales naturales y seminaturales (principalmente con explotación ganadera) por campos de cultivo (IBGE 1999, INDEC 2004, MGAP 2003). En Argentina, el aumento de la superficie dedicada a la agricultura vino acompañada con una disminución de la superficie ganadera en la región pampeana, y un aumento de su superficie en zonas extrapampeanas (INDEC 2004).

1.3 Manejos ganaderos en los Pastizales del Río de la Plata

En algunas de las áreas de la región pampeana que todavía realizan ganadería, aún se desarrollan manejos relativamente tradicionales que implican el pastoreo continuo sobre pastizales naturales (Martínez Ortiz et al. 2017). Este manejo implica el pastoreo extensivo de pastizales nativos degradados, con una falta de ajuste entre la oferta forrajera y la carga animal y con descansos insuficientes, cuya consecuencia es un sobrepastoreo estacional (Martínez Ortiz et al. 2017). El pastoreo continuo y la consecuente selectividad animal, modifican la composición botánica, y el “capital natural” del pastizal, promoviendo la utilización de insumos externos (herbicidas, semillas, fertilizantes, etc.) que muchas veces encubren una situación de deterioro del pastizal (Chaneton et al. 2002, Chaneton 2005). Algunos estudios han analizado la composición y estructura de la vegetación como respuesta al pastoreo, y señalado al respecto el reemplazo de las especies nativas perennes, en general gramíneas de alto valor forrajero, por dicotiledóneas y gramíneas anuales, en su mayoría exóticas y por lo general de escaso o nulo valor forrajero (Facelli 1988, Sala et al. 1986). Además, el pastoreo continuo genera homogeneidad espacial y temporal en los pastizales al reducir las áreas de pastos altos y ampliar las de pastos bajos (Rodríguez y Jacobo 2012). Frente al deterioro de los pastizales causado por el pastoreo continuo, se comenzaron a incorporar distintas tecnologías a los manejos ganaderos en la región. Por un lado, se realizó una intensificación del pastoreo continuo mediante la incorporación de tecnologías de insumos (Bailleres et al. 2020). Por el otro, se empezaron a incorporar tecnologías de procesos ecológicos basadas en conocimientos del pastizal (Bilenca et al. 2018, Jacobo y Rodríguez 2012).

Actualmente, los manejos ganaderos que incorporan tecnologías de insumos para mejorar la productividad de los pastizales deteriorados de la región pampeana, utilizan el herbicida glifosato con el objetivo de mejorar la oferta forrajera de pastos de crecimiento invernal, como el ryegrass anual (Rodríguez y Jacobo 2010, 2013). La implantación de pasturas de ryegrass (*Lolium multiflorum*), a través de su promoción con herbicidas, genera una reducción de los pastos perennes C₃, promueve el establecimiento de pastos

estoloníferos como *Cynodon dactylon* y afecta la estructura del pastizal y su banco de semillas; como consecuencia se produce un deterioro del recurso forrajero en algunos años (Rodríguez y Jacobo 2013).

El deterioro de los pastizales, como consecuencia del tradicional manejo por pastoreo continuo e incrementado por la adopción de tecnologías de insumos, hace evidente la necesidad de incorporar manejos ganaderos bajo otros métodos para evitar que los últimos remanentes de pastizales de la región sean excesivamente degradados por ese tipo de producción (Jacobo et al. 2006). En este sentido, han empezado a utilizarse manejos que utilizan tecnologías de procesos naturales (producción primaria, descomposición; Bilenca et al. 2018) basadas en el conocimiento de la ecología del pastizal, como el pastoreo rotativo y el manejo por ambientes (Rodríguez y Jacobo 2012). En estos manejos se busca primeramente estacionar el rodeo para luego conjuntamente subdividir los campos en áreas con comunidades herbáceas más homogéneas y separar los lotes según la época del año en la que ofrecen mejor forraje, concentrar los animales en pocos rodeos numerosos y ajustar el tiempo de pastoreo y de descanso en función de los requerimientos del pastizal y del ganado (Marino 2008). De esta manera se busca usar eficientemente el forraje producido a lo largo de las estaciones del año y mejorar la composición del pastizal mediante la regulación de los tiempos de descanso para asegurar el semillado y el establecimiento de especies deseables (Martínez Ortiz et al. 2017). Se ha demostrado que el pastoreo rotativo promueve la producción de forraje invernal de alto valor (Jacobo et al. 2000) y además favorece la heterogeneidad ambiental tanto espacial como temporal y de ese modo provee mayor variedad de hábitats para la biodiversidad (Vaccaro et al. 2020).

1.4 Ensamble de aves en los Pastizales del Río de la Plata

En los Pastizales del Río de la Plata hay 109 especies de aves consideradas como aves de los Pastizales del Sudeste de Sudamérica (en adelante aves del SESA, Azpiroz et al. 2012), que utilizan regularmente los pastizales, y 22 de ellas se encuentran amenazadas o casi amenazadas, como el tordo amarillo (*Xanthopsar flavus*), la monjita dominicana (*Heteroxolmis dominicana*) y la loica pampeana (*Leistes defilippii*; Azpiroz et al. 2012, BirdLife International 2023). Muchas especies migratorias de larga distancia también usan los Pastizales del Río de la Plata, tanto para reproducirse como para invernar.

La altura de la vegetación es uno de los principales factores que afectan a la diversidad y a la composición específica de aves en los pastizales, generando un elenco de especies de aves especialistas tanto de pastos cortos, como de pastos altos y otras

especies generalistas que utilizan todo el gradiente de altura (Azpiroz et al. 2012, Fisher y Davis 2010).

Los cambios en el uso de la tierra en la región pampeana produjeron la disminución de las poblaciones de algunas especies de aves de pastizal (Di Giacomo et al. 2010, Fraga et al. 1998, Tubaro y Gabelli 1999). Esto tiene un impacto en los componentes funcionales del pastizal, en cuya dinámica las aves desempeñan funciones clave (por ejemplo como dispersores de semillas, polinizadores, controladores de plagas, cicladores de nutrientes, etc.), con lo que favorecen la resiliencia del pastizal al cambio antrópico (Azpiroz et al. 2012, Michel et al. 2020). En ese sentido, la conservación de las aves es de gran importancia ya que proveen beneficios para los servicios ecosistémicos (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

1.5 Antecedentes sobre las respuestas de las aves a manejos ganaderos

Las aves seleccionan los hábitats por su disponibilidad de alimento, por los sitios en donde pueden anidar y refugiarse ante predadores (Hilden 1965). La heterogeneidad ambiental es un factor determinante de la riqueza y abundancia de especies de aves en las Pampas del centro de Argentina (Codesido et al. 2013). Los distintos manejos ganaderos generan distintas composiciones en las comunidades vegetales que conforman a un pastizal (Jacobo et al. 2006) y, por lo tanto, pueden modificar las condiciones del hábitat y resultar en cambios en la distribución y abundancia de las aves (Block y Brennan 1993). De ese modo, los efectos de la ganadería en la diversidad de aves pueden diferir según el tipo de manejo que se realice (Azpiroz et al. 2012).

La homogeneidad, tanto espacial como temporal, que genera el pastoreo continuo en los pastizales (Rodríguez y Jacobo 2012) puede perjudicar a las aves que utilizan áreas de pastos altos para alimentarse, refugiarse y reproducirse como el espartillero pampeano (*Asthenes hudsoni*) y el espartillero enano (*Spartonoica maluroides*; Codesido y Bilenca 2021a). En cambio, especies de aves playeras migratorias asociadas a pastos cortos como el chorlo pampa (*Pluvialis dominica*) y el playerito canela (*Calidris subruficollis*) se ven beneficiadas por el pastoreo continuo en ciertos pastizales cercanos a la costa atlántica en la provincia de Buenos Aires (Codesido y Bilenca 2021b, Isacch y Cardoni 2011).

La aplicación de insumos (herbicidas, fertilizantes) intensifica el grado de transformación del pastizal y beneficia ciertas especies de aves generalistas mientras que disminuye la presencia de aves especialistas, algunas de las cuales están amenazadas en cuanto a su conservación (Agra et al. 2015, Fontana et al. 2016). El mismo patrón se

reportó en las respuestas de los ensambles de aves a la aplicación del herbicida glifosato y a la promoción del ryegrass en la región pampeana (Codesido y Bilenca 2021b).

Por otro lado, los manejos con tecnologías de procesos basados en el conocimiento de la ecología del pastizal favorecen la heterogeneidad del pastizal y proveen mayor variedad de hábitats para distintas especies de pastizal (Codesido y Bilenca 2021a). En pastizales de Estados Unidos, Fuhlendorf et al. (2006) detectaron una comunidad de aves más diversa en el espacio bajo manejos ganaderos que promueven la heterogeneidad espacial que en manejos tradicionales que generan homogeneidad. En la región pampeana, los manejos con tecnologías de procesos permiten la presencia de aves especialistas de pastizal alto con alguna categoría de amenaza como el espartillero pampeano, el espartillero enano, el tachurí canela (*Polystictus pectoralis*) y el gavilán planeador (*Circus buffoni*; Vaccaro et al., 2020), así como también especies migratorias asociadas al pasto corto como el chorlo pampa y el playerito canela (Codesido y Bilenca 2021b)

Hasta el momento no existe una revisión que reporte de manera integral la influencia de los diferentes tipos de manejo ganadero (pastoreo continuo, manejos con tecnologías de insumos, manejos con tecnologías de procesos) sobre la riqueza, abundancia y composición de los ensambles de aves de pastizal en los Pastizales del Río de la Plata. En este trabajo se realizó dicha revisión mediante un meta análisis, incluyendo un análisis cuantitativo de estas influencias.

Objetivos e Hipótesis

Objetivo general:

Sobre la base de que el manejo ganadero históricamente utilizado en los Pastizales del Río de la Plata fue el pastoreo continuo, en este trabajo se pretende comparar las respuestas del ensamble de aves a distintos manejos ganaderos tanto en escenarios donde se aplican tecnologías de insumos (pastoreo continuo tradicional versus pastoreo con tecnologías de insumos) como en aquellos donde se aplican tecnologías de procesos ecológicos (pastoreo continuo tradicional versus pastoreo con tecnologías de procesos).

Objetivos específicos:

- Comparar las riquezas específicas, las abundancias de aves totales y las abundancias de aves del SESA entre campos ganaderos que llevan a cabo un manejo de pastoreo continuo (control) y aquellos que realizan manejos con tecnologías de insumos en los Pastizales del Río de la Plata.

- Comparar las riquezas específicas, las abundancias de aves totales y las abundancias de aves del SESA entre campos ganaderos que llevan a cabo un manejo de pastoreo continuo (control) y aquellos que realizan manejos con tecnologías de procesos en los Pastizales del Río de la Plata.

Hipótesis:

Hipótesis 1: los sistemas de manejo ganadero que utilizan tecnologías de insumos (ej, herbicidas, pasturas anuales) sostendrán una menor riqueza y abundancia de especies de aves con respecto a la que ofrecen los campos de pastizales bajo pastoreo continuo.

Hipótesis 2: los sistemas de manejo ganadero que utilizan tecnología de procesos (ej. pastoreo controlado, rotación por ambientes) sostendrán una mayor riqueza y abundancia de especies, y en particular de las aves del SESA, con respecto a la que ofrecen los campos de pastizales bajo pastoreo continuo.

2. Metodología

2.1 Área de estudio

Los Pastizales del Río de la Plata se encuentran desde los 28° hasta los 39° S, formando un arco alrededor del Río de la Plata que cubre el Este y el Noreste de Argentina, el Sur de Brasil y todo Uruguay y presentan una extensión de unos 700000 km² (Bilenca y Miñarro 2004, Soriano et al. 1991; Figura 1). Esta región es una extensa planicie con leves ondulaciones en algunas partes y con elevaciones que en general no suelen superar los 900 m de altitud en el centro y sur de la Provincia de Buenos Aires, en el norte y sudeste de Uruguay y en el sur de Brasil (Bilenca y Miñarro 2004). En cuanto a su geología, la porción de Uruguay y Brasil presenta un basamento cristalino que emerge o se mantiene cerca de la superficie, mientras que en la parte Argentina existe una gruesa capa de sedimentos loésicos y arcillosos sobre el basamento, que solo emerge en las serranías del sur y del oeste (Bilenca y Miñarro 2004). Las temperaturas medias son templadas y varían desde los 14° en el sur hasta 18° en el norte (Soriano et al. 1991). Las precipitaciones también varían latitudinalmente desde 1600 mm en el extremo boreal hasta 500 mm en el extremo austral y presentan gran variabilidad interanual (Burgos y Vidal 1951, Overbeck et al. 2007).

En los Pastizales del Río de la Plata predomina la fisonomía de pastizal por lo menos desde el período Cuaternario (Ghersa y León 2001). Tanto las Pampas como los Campos poseen una gran diversidad de especies de gramíneas (Bilenca y Miñarro 2004).

Estos pastizales presentan una heterogeneidad en su composición florística de gramíneas a lo largo del año, dada por especies megatérmicas que florecen en verano y otoño y especies microtérmicas que florecen en primavera (Burkart 1975). En primavera prevalecen especies de los géneros *Poa*, *Bromus*, *Nassella*, *Briza*, entre otros; mientras que en verano dominan principalmente los géneros *Paspalum*, *Panicum*, *Bothriochloa*, *Digitaria* y *Setaria* (Burkart 1975).

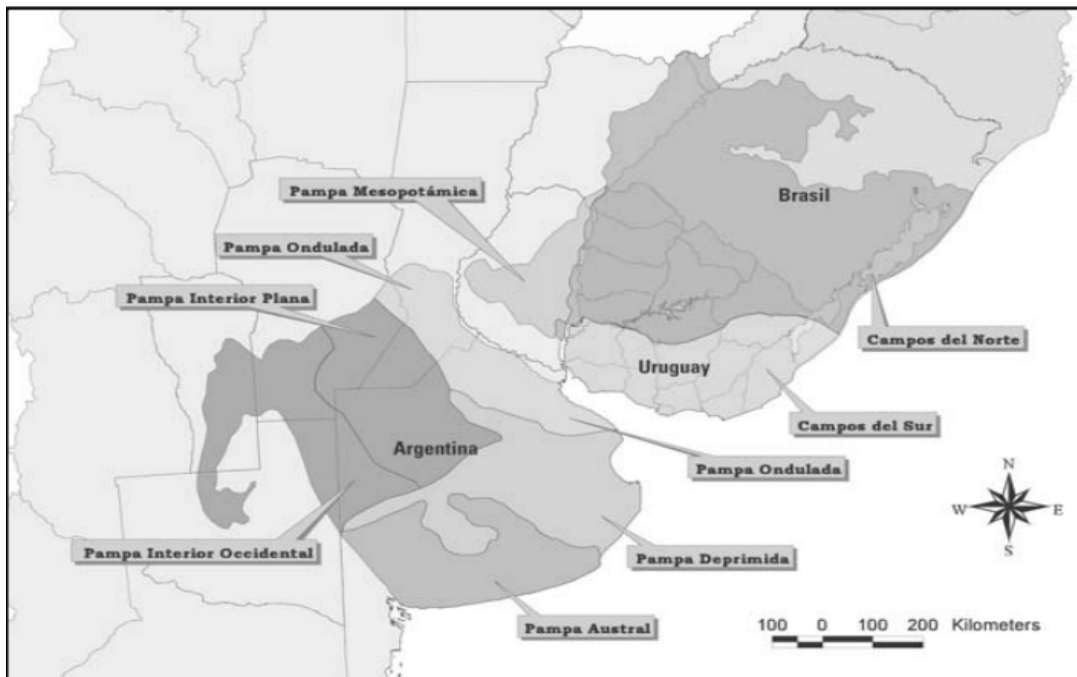


Figura 1. Mapa de los Pastizales del Río de la Plata con sus subregiones (Soriano et al. 1991).

Si bien los Pastizales del Río de la Plata suelen ser considerados por su uniformidad topográfica y fisonómica de acuerdo a Soriano et al. (1991) es posible distinguir en ellos una serie de áreas ecológicas que se diferencian entre sí sobre la base de características geológicas, geomorfológicas, edáficas y de vegetación (Figura 1), a saber: 1) la Pampa Ondulada; 2) la Pampa Interior Plana; 3) La Pampa Interior Arenosa; 4) La Pampa Inundable; 5) la Pampa Austral; 6) la Pampa Mesopotámica; 7) los Campos del Sur y 8) los Campos del Norte. En la mitad austral de la región, correspondiente a las Pampas en Argentina, la vegetación dominante original eran praderas y estepas de pastos (e.g. *Nassella*, *Piptochaetium*, *Aristida*, *Melica*, *Briza*, *Bromus*, *Eragrostis* y *Poa*) alternadas algunas comunidades edáficas. En los Campos del Norte y del Sur están muy extendidas especies de los géneros *Eryngium* y *Baccharis* (Soriano et al. 1991, Overbeck et al. 2007).

Actualmente, aún se desarrollan distintos manejos ganaderos en los remanentes de pastizal ubicados en mayor proporción en la Pampa Deprimida, Interior y Austral en

Argentina, en los Campos del Norte en Uruguay, noreste de Argentina y oeste del estado de Rio Grande do Sul en Brasil (Azpiroz et al. 2012; figura 2).

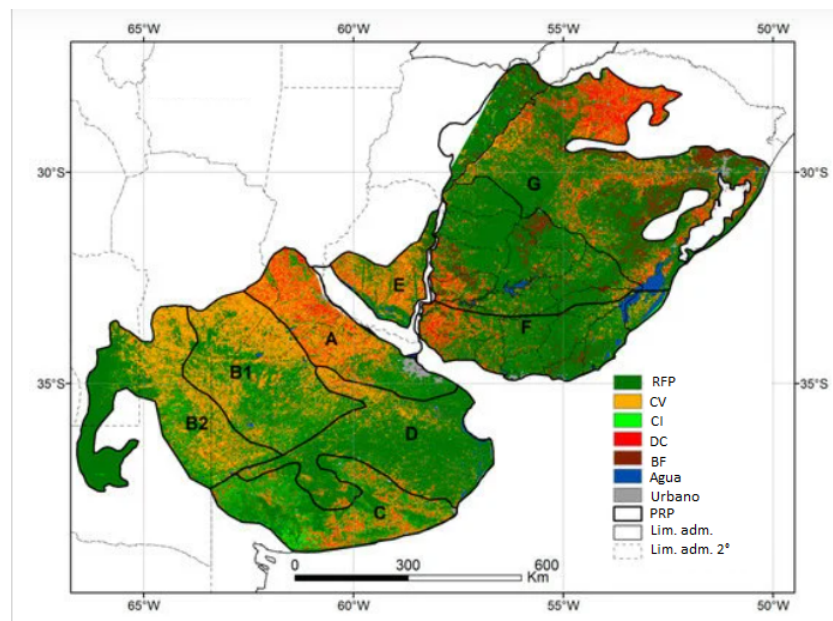


Figura 2. Usos del suelo en los Pastizales del Río de la Plata en 2012/2013 (Baeza y Paruelo 2020, adaptado del inglés). RFP: recursos forrajeros perennes, CV: cultivos de verano, CI: cultivos de invierno, DC: doble cultivo, BF: bosques y forestaciones, PRP: Pastizales del Río de la Plata, Lim. adm.: límites administrativos (entre países), Lim. adm. 2°: límites administrativos de segundo orden (entre provincias). (A) Pampa Ondulada; (B1) Pampa Interior Plana; (B2) Pampa Interior Arenosa; (C) Pampa Austral; (D) Pampa Deprimida; (E) Pampa Mesopotámica; (F) Campos del Sur; (G) Campos del Norte.

La lista de aves de aves del SESA incluidas en el análisis se obtuvo de Azpiroz et al. (2012). El área de distribución de las aves del SESA se corresponde en gran medida con los Pastizales del Río de la Plata de Soriano et al. (1991). Por este motivo, se utilizó la clasificación hecha por Azpiroz et al. (2012) en la cual propone tres categorías de especies de pastizal según la altura de la vegetación que compone su hábitat (Apéndice 1): 1) aves de pastos cortos (<20 cm), 2) aves de pastos altos (>40 cm) y 3) generalistas (que usan

tanto pastos cortos como altos o que usan parches de pastos cortos en una matriz de pastos altos).

2.2 Búsqueda de artículos y extracción de datos

Se realizó una revisión (meta análisis) de artículos que estudian los ensambles de aves terrestres en Pastizales del Río de la Plata bajo distintos manejos ganaderos. Se realizó una búsqueda en la base de datos de Scopus y en los primeros 200 resultados de Google Scholar. Para eso, se utilizó el siguiente algoritmo: (bird* OR avian) AND (livestock OR cattle OR ranch* OR farm* OR graz*) AND (grassland OR rangeland) AND (Pampa* OR Campos OR Argentin* OR Brazil OR Uruguay OR Paraguay). Luego se eliminaron los duplicados y se hizo una selección por títulos y resúmenes de aquellos artículos que incluían las temáticas de interés (respuestas del ensamble de aves a manejos ganaderos en la región). De esa primera selección, se leyó cada artículo detalladamente y se incluyó solo aquellos que contenían los manejos ganaderos que se quería comparar. Se buscó que incluyeran comparaciones entre manejos de insumos y pastoreo continuo y/o procesos y pastoreo continuo.

En Scopus se obtuvieron 96 resultados, de los cuales 29 pasaron la primera selección por títulos y resúmenes. En Google Scholar, de los 200 resultados obtenidos se seleccionaron por títulos y resúmenes 42. Luego de eliminar duplicados entre las dos bases de datos se obtuvo un total de 45 artículos. Después de leer cada uno de ellos, se hizo una última selección de 17 artículos, de los que se extrajo información sobre todas las variables a analizar (Figura 3; Apéndice 2). Los artículos eliminados se debieron a que no incluían más de un manejo ganadero distinto o a que no se realizaban en la región o no estudiaban las variables a analizar.

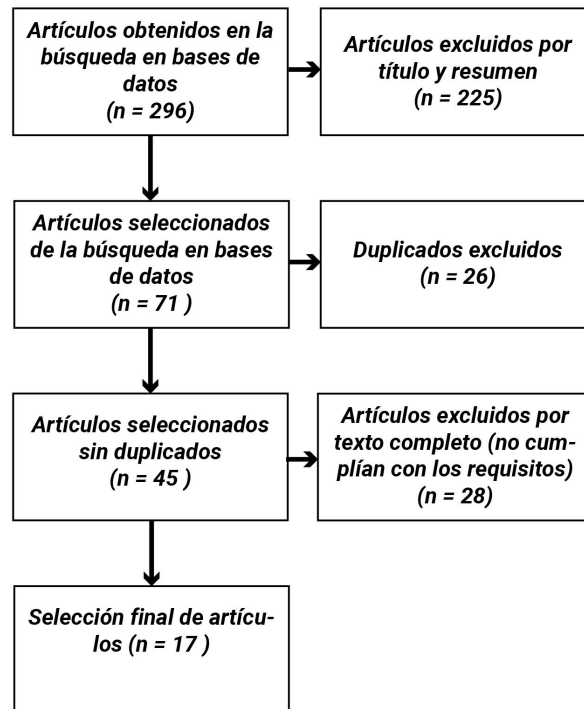


Figura 3. Diagrama de flujos de la búsqueda y selección de artículos para la realización del meta análisis.

Se extrajo de cada trabajo los valores medios, la varianza y el tamaño de la muestra en cada tratamiento para la riqueza (número de especies) y la abundancia de aves totales (número de individuos totales). Adicionalmente, en los casos en los que la lista de abundancia de las especies estaba presente, se calculó la abundancia para las aves del SESA (número de individuos de todas las especies del SESA), distinguiendo entre las aves de pastos cortos, aves de pastos altos y especies generalistas (Azpiroz et al. 2012). De todos los manejos ganaderos realizados en cada trabajo, solamente se extrajeron los estimadores para los manejos a comparar según los objetivos planteados. Debido a las particularidades de los manejos realizados en cada campo, se tuvieron en cuenta ciertas características a la hora de clasificar en pastoreo continuo, manejo de procesos y manejo de insumos. Se consideró como manejo de insumos en los casos en los que se realizó un reemplazo del pastizal por una pastura implantada (por ejemplo de ryegrass) y un mayor uso de agroquímicos. No se consideró como manejo de insumos en los casos en los que se

realizó un mejoramiento del pastizal natural a través de la interseembra con especies de gramíneas o leguminosas (sin producir reemplazo del pastizal). Se consideró manejo de procesos en los casos en los que había alguno o varios de los siguientes elementos: rotación, períodos de descanso, división por ambientes, ordenamiento del rodeo y/o cargas moderadas (por debajo de 0.8 animal/ha). En los casos restantes, se consideró como manejo de pastoreo continuo (manejo control), la forma tradicional e histórica de mantener los rodeos por largos períodos de tiempo en la misma superficie sobre la que no se añaden insumos ni se realiza un manejo basado en conocimientos ecológicos del pastizal. En los estudios que presentaban varias comparaciones entre tratamientos, se incluyeron todas las pertinentes, tomando en cuenta la falta de independencia de esos datos. Al respecto, se consideraron dos estudios de caso no independientes en el artículo de Dias et al (2017) y en el de Brandolin et al. (2016). En un caso, Isacch y Cardoni (2011) presentaron dos estudios de caso que fueron considerados independientes ya que fueron realizados en sitios con pastizales de distintas características.

Para la extracción de los datos se siguieron distintas metodologías, según la información disponible en cada artículo. Cuando los estimadores se encontraban explícitos en el trabajo, se los incluyó directamente. En los casos que presentaban gráficos de caja o de barras para extraer los estimadores directamente de los gráficos se utilizó el paquete metaDigitise en el programa R (Pick et al. 2019, R Core Team 2022, para los gráficos de caja) o el programa WebPlotDigitizer (Rohatgi 2015, para gráficos de barras). En los casos en los que no fue posible recuperar los datos requeridos, se escribió a los autores y se solicitaron los datos correspondientes. Cuando no fue posible extraer ninguna información, solo se incluyeron los estudios para la síntesis descriptiva.

2.3 Análisis de datos

Para la síntesis descriptiva, se caracterizó a cada artículo según la subregión donde se realizó y según la altura del pastizal estudiado, ambos datos obtenidos de lo informado en los trabajos. Se tomó como pastizales altos a aquellos con una altura mayor a 40 cm y cortos/medios a aquellos con una altura menor a 40 cm, en función de los requerimientos de las aves descritas en Azpiroz et al. (2012).

Para evaluar la magnitud del efecto (diferencia promedio entre tratamientos), se estimó la diferencia de medias estandarizada insesgada “d” de Hedges (Hedges y Olkin 1985) utilizando la función “escalc” del paquete metafor (Viechtbauer 2010) en el programa R (R Core Team 2022). Se consideró 0,2 un efecto pequeño, 0,5 un efecto moderado y 0,8 un efecto grande (Cohen 1988). Las comparaciones se realizaron exclusivamente entre

medias extraídas de un mismo artículo. Es decir, en aquellos trabajos en los que se presenta una comparación entre el pastoreo continuo (control) con un manejo con tecnologías de procesos, se calculó la magnitud de efecto del manejo de procesos frente al control, pero siempre entre campos estudiados en un mismo artículo. Del mismo modo se operó para el escenario de aplicación de insumos.

Se llevó a cabo un modelo lineal de efectos aleatorios para estimar diferencias en los estudios para cada variable estudiada: abundancia total y riqueza específica para ambas comparaciones, también abundancia de aves del SESA y abundancia de aves de pastos cortos (Azpiroz et al. 2012) para la comparación con manejos de insumos. Este análisis permite tener en cuenta la dependencia jerárquica de los datos que provienen de un mismo estudio. Los modelos se ajustaron con máxima verosimilitud restringida (REML) usando la función `rma.mv` del paquete `metafor` (Viechtbauer 2010) en el programa R (R Core Team 2022). Se incluyó como moderador en el modelo a la altura del pastizal en las variables respuesta en las que fue posible. Los moderadores en un meta análisis son variables cualitativas (factores) que pueden explicar las diferencias medias en la variable respuesta entre los tratamientos. Se incluyó al estudio como factor aleatorio para modelar la falta de independencia entre datos.

La heterogeneidad en un meta análisis se debe a las diferencias metodológicas y a diferencias en los sistemas estudiados y se manifiesta en que las magnitudes de efecto son más distintas entre sí que lo esperable por azar (Centro Cochrane Iberoamericano 2012). La heterogeneidad se examinó a partir del estadístico Q (Hedges y Olkin 1985). El sesgo de publicación surge cuando la publicación de un trabajo depende de sus resultados, es decir que a partir de su falta de significación estadística hay una menor probabilidad de que ese resultado sea publicado (Centro Cochrane Iberoamericano 2012). La presencia de sesgo de publicación fue evaluada usando gráficos de embudo, que representan la relación entre la magnitud de efecto y el error estándar de cada trabajo (Sterne y Egger 2001). También se calculó la correlación tau de Kendall para evaluar si el efecto y la precisión del estudio (principalmente por el tamaño de muestra) están correlacionados (Barzán et al. 2021). Estos dos últimos análisis ayudan a averiguar si existe una falta de publicación de estudios de tamaños de muestra chicos sin resultados significativos. Simultáneamente, se calculó el índice de Rosenthal para evaluar si existe un efecto debido a los trabajos que no fueron publicados por no haber encontrado ningún efecto entre los distintos manejos (Hillebrand y Gurevitch, 2016). Este índice indica el número de estudios con efecto cero necesarios para que el tamaño de efecto medio significativo obtenido por el meta análisis deje de serlo (Rosenthal 1979) y de esta manera complementa a los análisis de sesgo de publicación.

3. Resultados y discusión

3.1 Síntesis descriptiva

De los 17 artículos seleccionados, 14 de ellos fueron incluidos en el meta análisis para al menos una variable. Se excluyó a Comparatore et al. 1996 y Dotta et al. 2016 por la imposibilidad de extraer los datos y a Cardoni et al. 2012 ya que no se analizó la abundancia de especies de pastos altos por un número insuficiente de trabajos. Nueve estudios de caso compararon los ensambles de aves en pastizales bajo pastoreo continuo con pastizales bajo un manejo de insumos. Uno de ellos fue excluido del análisis cuantitativo. Diez estudios de caso compararon los ensambles de aves en pastizales bajo pastoreo continuo con pastizales bajo un manejo de procesos. Dos de estos últimos fueron excluidos del análisis cuantitativo. Por otra parte, los trabajos de Aldabe et al. (2019) y Codesido y Bilenca (2021b) presentan ambas comparaciones y por lo tanto contribuyen a los dos análisis.

De los 17 artículos, casi la mitad (47,1%) corresponden a la subregión de la Pampa Deprimida y casi un tercio (29,4%) a los Campos del Norte de Uruguay y Brasil (Figura 4). Algunas subregiones están sobrerrepresentadas mientras que en otras, como la Pampa Ondulada o la Pampa Austral, no se encontraron estudios del tema. En la Pampa Ondulada, puede deberse a que el avance de la agricultura desplazó a fines del siglo pasado a la ganadería (Soriano et al. 1991; Figura 2).

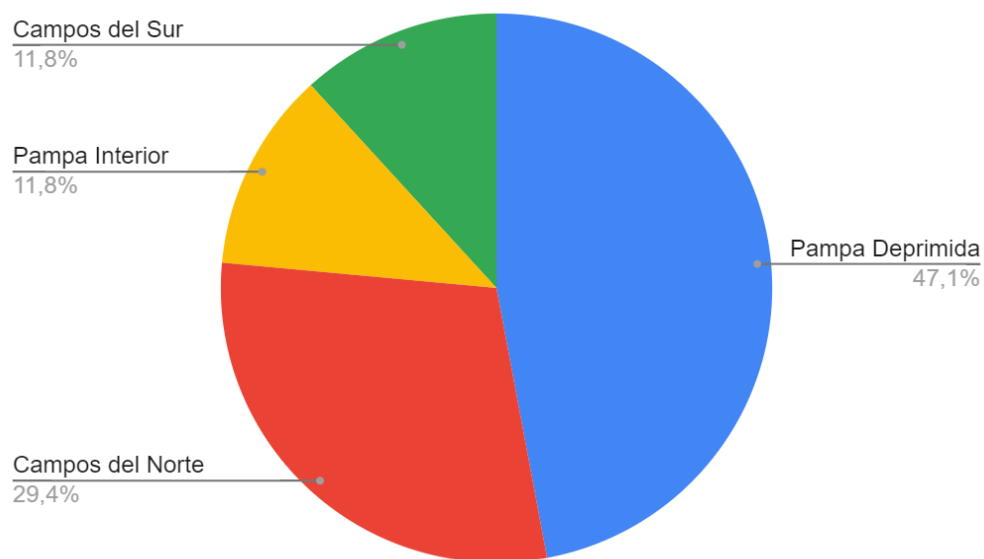


Figura 4. Distribución de los artículos incluidos en la síntesis descriptiva según la subregión en la que se realizaron.

De los 17 artículos, 15 analizaron la totalidad del ensamble de aves, mientras que 2 de ellos solo analizaron algunas especies. Para describir las diferencias entre los artículos según la altura del pasto de los campos estudiados, se debe considerar que el trabajo de Isacch y Cardoni (2011) presenta ambas comparaciones independientes con pastizales de media-loma y de bajo salino con distintas alturas y composición de especies, por lo tanto se consideran en total 18 estudios de caso. De ellos, un 70,6% se realizó en pastizales de pastos altos, mientras que un 29,4% comprendieron pastizales de pastos cortos o medianos (Figura 5).

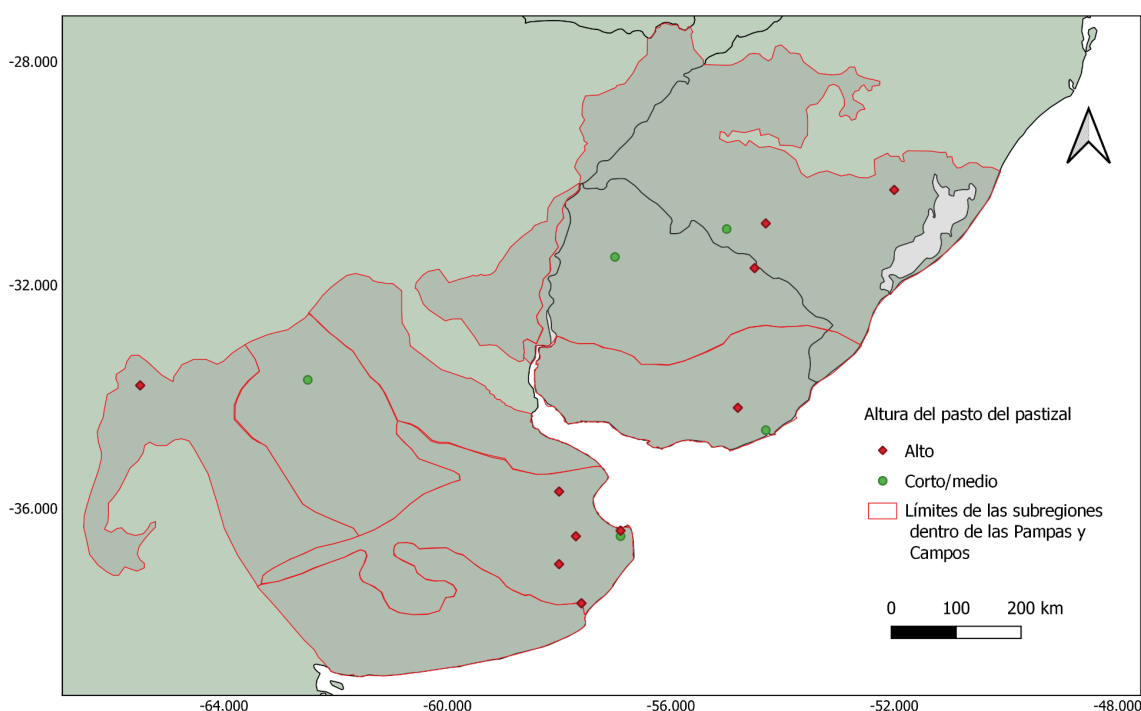


Figura 5. Detalle de la altura del pastizal y ubicación de los estudios en la región de los Pastizales del Río de La Plata.

Por otro lado, los manejos presentes en los estudios no se distribuyen de igual manera en todas las subregiones. De los 9 artículos que comparan manejos de pastoreo continuo con manejos de tecnologías de insumos, la subregión con más trabajos es la de los Campos del Norte (44,4%). De los 10 artículos que presentan estudios que comparan manejos de pastoreo continuo contra manejos con tecnologías de procesos, la mayoría son de la Pampa Deprimida (60%).

El sesgo derivado de la concentración de los estudios sobre unas pocas subregiones puede limitar el alcance de las conclusiones a toda la región. Sin embargo, hay estudios representativos de pastizales con distintas alturas y composición de especies, lo que

permite evaluar los impactos de los distintos manejos en una variedad de ambientes dominados por diferentes tipos de pastizales. Por este motivo, se considera que hay suficientes estudios en las áreas principalmente ganaderas, que es donde aún se conservan pastizales menos alterados y en donde es importante realizar manejos que permitan conciliar la conservación de la biodiversidad con la producción de carne.

3. 2 Comparación entre pastoreo continuo y manejo de insumos

3.2.1 Abundancia de aves

En los 15 artículos incluidos en el meta análisis, había 7 estudios de caso que presentaban comparaciones entre manejos ganaderos con incorporación de insumos y manejos de pastoreo continuo. Hay una influencia negativa de la ganadería de insumos en la abundancia total de aves frente al pastoreo continuo, con una magnitud de efecto media \pm error estándar (de ahora en adelante MEM) de -0.25 ± 0.07 (p valor = 0.0006). Se considera una magnitud de efecto entre pequeña y moderada. Para esta comparación, se incluyeron 5 estudios (Figura 6) y no existe heterogeneidad en las magnitudes de efecto (Test de Q = 5.4, df = 4, p valor = 0.25).

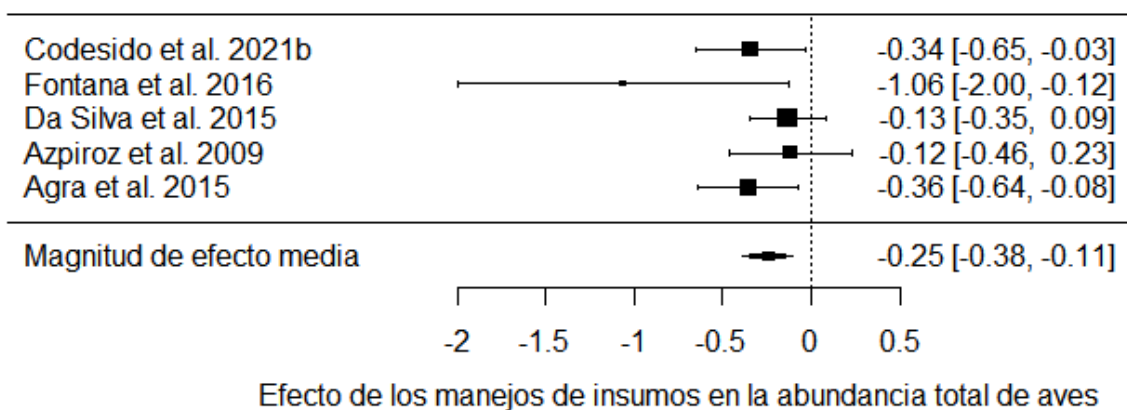


Figura 6. Magnitud de efecto media (cuadrado) de los manejos de ganadería bajo insumos sobre la abundancia total de las aves e IC 95% (líneas) para el efecto total y para cada estudio participante del meta análisis.

Se observa que todos los estudios siguen una misma tendencia (Figura 6), aunque algunos no presentan significación estadística (lo que se traduce en intervalos de confianza que incluyen el cero). El resultado obtenido se condice con la hipótesis planteada de que los manejos de insumos presentan menores abundancias que el pastoreo continuo. Esto se

explica porque el manejo de insumos significa una intensificación, e incluso reemplazo, de la estructura del pastizal ya existente bajo el pastoreo continuo y por lo tanto es esperable que sus efectos sobre las aves sean más acentuados (McLaughlin y Mineau 1995). Además, los herbicidas como el glifosato eliminan malezas que pueden ser usadas por las aves para perchar o para alimentarse (Leveau y Leveau 2004) y los insecticidas reducen o eliminan las poblaciones de artrópodos que sirven de alimento a las aves insectívoras (Boatman et al. 2004, Mitra et al. 2011). Como caso histórico extremo del mal uso de agroquímicos, se ha documentado mortalidad directa en aves, en particular del aguilucho langostero (*Buteo swainsoni*), que se alimenta de las langostas, blanco del control químico (Woodbridge et al. 1995). Todo esto puede explicar la menor cantidad de aves registradas en los campos bajo un manejo de insumos.

Hay una influencia negativa de la ganadería de insumos en la abundancia de aves del SESA frente al pastoreo continuo (MEM -0.34 ± 0.07 , p valor <0.0001). Para esta comparación, se incluyeron 4 estudios (Figura 7) y no existe heterogeneidad en las magnitudes de efecto (Test de Q = 1.4, df = 3, p valor = 0.71). Se observa un patrón semejante que lo obtenido para la abundancia total, pero con una mayor magnitud de efecto (aunque sigue siendo entre pequeña y moderada). Por ejemplo, un estudio que para la anterior variable no mostraba un efecto significativo como es el de Da Silva et al. (2015), para la abundancia de aves del SESA sí lo muestra.

Azpiroz y Blake (2009) encuentran que las aves del SESA (algunas de las cuales presentan problemas en cuanto a su conservación), con una dieta generalmente insectívora, están presentes en pastizales bajo pastoreo continuo, como por ejemplo la cachirla uña corta (*Anthus furcatus*), que fue la especie más abundante y presentó una gran diferencia en relación a los campos bajo manejo de insumos. En dicho estudio las especies más abundantes en los campos manejados con insumos son especies generalistas (no del SESA) como por ejemplo la torcaza, *Zenaida auriculata*, en general de dieta granívora y asociadas a hábitats disturbados (Parker et al. 1996).

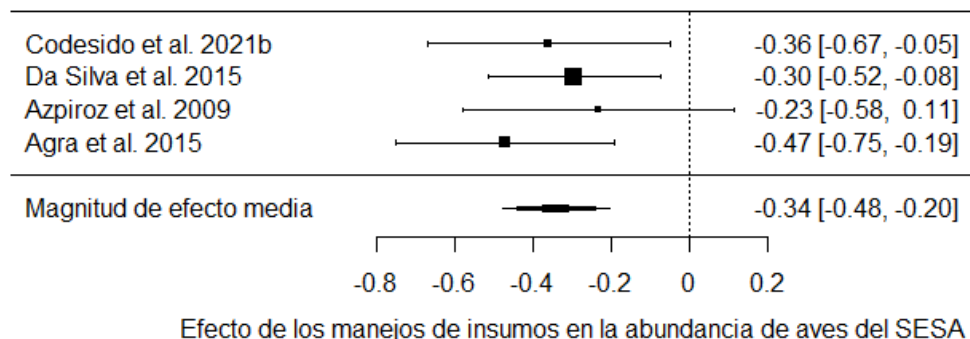


Figura 7. Magnitud de efecto media (cuadrado) de los manejos de ganadería bajo insumos sobre la abundancia de aves del SESA e IC 95% (líneas) para el efecto total y para cada estudio participante del meta análisis.

Al distinguir entre las abundancias de las distintas especies de aves del SESA según su asociación a los hábitats de pastizales de diferentes alturas, se pudo analizar las respuestas de la composición específica del ensamble a los manejos de insumos. No se detectó una influencia de la ganadería de insumos en la abundancia de aves de pastos cortos (p valor = 0.38). Para esta comparación se incluyeron 4 estudios (Figura 8) y se encontró heterogeneidad en las magnitudes de efecto ($Q = 151.8$, $df = 3$, p valor < 0.0001). Al respecto, existe variabilidad en las respuestas ya que existen dos estudios en los que el manejo de insumos tiene una influencia negativa, otro que no detecta influencia y un cuarto que detecta una influencia positiva en la abundancia de las aves de pastos cortos (Figura 8) lo que puede interpretarse dadas las diferencias de estructura de la vegetación entre el pastizal reemplazado y la pastura implantada en cada caso. En Agra et al. (2015), se implantaron pasturas del género *Lotus*, que presentan una baja altura, en sitios donde había pastizales altos y se asoció a las mayores abundancias de especies como el tero (*Vanellus chilensis*) y la lechucita vizcachera (*Athene cunicularia*), ambas especies gregarias y frecuentes en pastizales cortos, algo que ya ha sido reportado por otros estudios (Isacch y Cardoni 2011, Cavalli et al. 2014). Por el contrario, Aldabe et al. (2019) encuentran que las abundancias de dos aves playeras migratorias (playerito canela y chorlo pampa) se ven favorecidas por los pastos cortos por la mayor facilidad para encontrar presas y para detectar predadores (Colwell y Dodd 1997, Isacch y Martínez 2003). En ese estudio, la abundancia del chorlo pampa decreció fuertemente con el aumento de la altura del pasto en manejos de insumos, posiblemente porque las pasturas implantadas (leguminosas como

tréboles y especies del género *Lotus*; Jaurena et al. 2016) tenían una cobertura más densa y podrían dificultar la detección de presas (Aldabe et al. 2019). Es destacable que, a pesar del aumento de las aves de pastos cortos registrado en campos con aplicación de insumos en el trabajo de Agra et al. (2015), el total de las aves del SESA disminuye. Esto quiere decir que el resto de las aves sufren una disminución considerable.

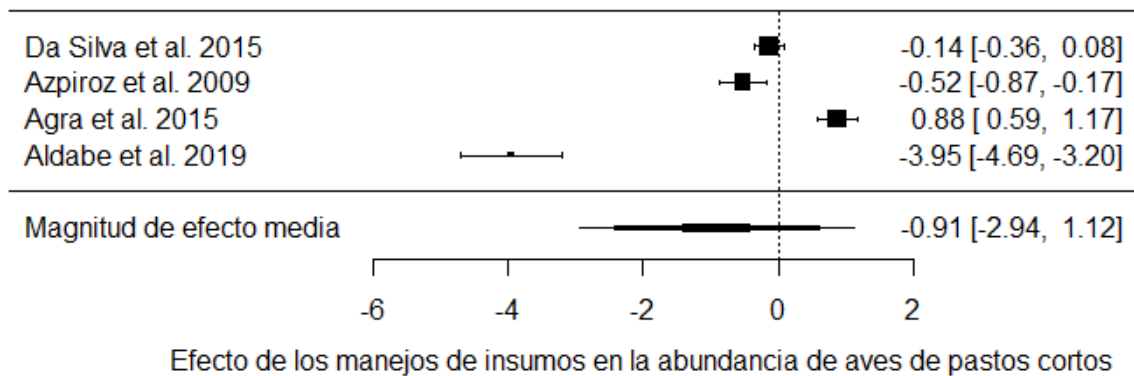


Figura 8. Magnitud de efecto media (cuadrado) de los manejos de ganadería bajo insumos sobre la abundancia de aves de pastos cortos e IC 95% (líneas) para el efecto total y para cada estudio participante del meta análisis.

3.2.2 Riqueza específica de aves

Existe una influencia de gran magnitud de la ganadería de insumos en la riqueza específica de aves (MEM -0.92 ± 0.10 , p valor <0.0001). Para esta comparación, se incluyeron 5 estudios (Figura 9) y no se encontró heterogeneidad en los estudios (Test de Q = 4.4, df = 4, p valor = 0.35). En la mayoría de los estudios, se observa una influencia negativa sobre la riqueza en los manejos de insumos frente al pastoreo continuo (Figura 9). La aplicación de insumos produce una simplificación de la estructura de la vegetación, con la consecuente pérdida de nichos para distintas especies (Leveau y Leveau 2004), en particular para las especies de pastizal. Al respecto, Fontana et al. (2016) registraron a muchas especies de aves del SESA, algunas de ellas con amenazas a su conservación, solamente en los campos bajo pastoreo continuo (Apéndice 1a). Es el caso del tordo amarillo y la cachirla dorada (*Anthus nattereri*), ambas generalistas de pastizal y con categorías de conservación a nivel global (amenazada y vulnerable, respectivamente;

BirdLife International 2023). También se registraron especies especialistas de pastos altos como el capuchino canela (*Sporophila hypoxantha*), el coludo grande (*Emberizoides herbicola*) y el coludo chico (*Emberizoides ypiranganus*) y mayores abundancias de especies generalistas de pastizal como el verdón (*Embernagra platensis*). Codesido y Bilenca (2021b) registraron también menores riquezas para los manejos de insumos, explicadas por la ausencia de especies del SESA como el chorlo pampa (presente en bajas abundancias en los campos manejados por insumos y en altas abundancias en los campos con pastoreo continuo) y el playerito canela (ausente bajo manejos de insumos; Apéndice 1a). En el estudio de Agra et al. (2015), se encontró una mayor riqueza de especies generalistas (aves no del SESA) en las pasturas implantadas y una mayor riqueza de especies de pastizal (aves del SESA) en los manejos de pastoreo continuo (Apéndice 1a). Algunas de las especies encontradas en estos últimos son el espartillero pampeano, el espartillero enano y el pecho amarillo (*Pseudoleistes virescens*), de las cuales las dos primeras están casi amenazadas a nivel nacional (MAyDS y AA 2017).

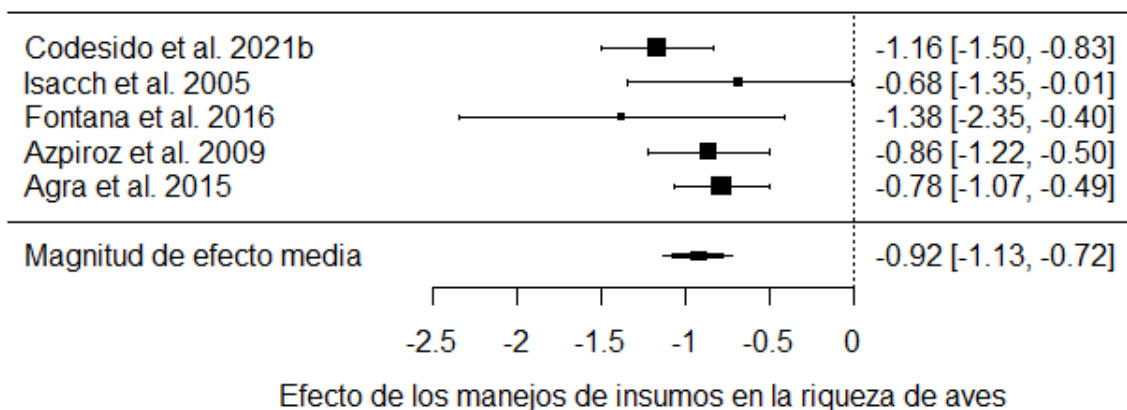


Figura 9. Magnitud de efecto media (cuadrado) de los manejos de ganadería bajo insumos sobre la riqueza de aves e IC 95% (líneas) para el efecto total y para cada estudio participante del meta análisis.

3.2.3 Sesgo de publicación

El análisis del gráfico de embudo para abundancias totales (Apéndice 3) muestra una distribución uniforme de casos positivos y negativos, pero una falta de casos con

errores estándares altos, lo cual podría sugerir que hay una falta de publicación de trabajos con tamaños de muestra pequeños por su falta de efecto. El gráfico de embudo para abundancias de aves del SESA, abundancia de aves de pastos cortos y riqueza específica (Apéndice 3) muestra una distribución uniforme de los casos, pero la mayoría de ellos presenta significación en las pruebas. Esto también puede sugerir una tendencia a la no publicación de los trabajos no significativos. No se encontró correlación entre la magnitud de efecto y la precisión de la medición (asociada al error) para ninguna de las variables (pruebas de correlación Tau de Kendall Apéndice 3).

Los resultados obtenidos no muestran que exista un sesgo de publicación evidente. De todos modos, debe tenerse en cuenta que puede existir un cierto sesgo por la falta de publicación de estudios sin significación estadística, sobre todo para trabajos con tamaños de muestra pequeños con poca potencia. No obstante, la falta de correlación entre la magnitud de efecto y la precisión de las mediciones indica que no necesariamente los trabajos con mayores tamaños de muestra (o menores errores estándar) muestran las mayores magnitudes de efecto. Además, el N a prueba de fallos de Rosenthal nos indica que, para la variable de abundancia total de aves, harían falta 24 trabajos no publicados con magnitud de efecto 0 para reducir el efecto global detectado y que no haya diferencias significativas entre los manejos. Para la abundancia de aves del SESA y para la riqueza específica son todavía más los artículos necesarios (30 y 168 respectivamente). Dada la baja cantidad de artículos disponibles sobre el tema en la región, se considera que esa cantidad de artículos no publicados es poco probable, con lo cual el meta análisis es robusto.

3. 3 Comparación entre pastoreo continuo y manejo de procesos

3.3.1 Abundancia de aves

Contra lo esperado, no se detectó influencia de la ganadería de procesos frente al pastoreo continuo en la abundancia total de aves (p valor = 0.96). Para esta comparación se incluyeron 10 estudios de caso, entre los cuales hay 8 estudios independientes (Figura 10) y existe heterogeneidad en las magnitudes de efecto entre los estudios (Test de Q = 44.9, df = 9, p valor < 0.0001). 5 estudios no detectan influencias, en 3 se detecta una influencia positiva y en 2 negativa (Figura 10) . Para explicar esta heterogeneidad, se incluyó en el modelo a la altura del pasto de los pastizales estudiados como moderador.

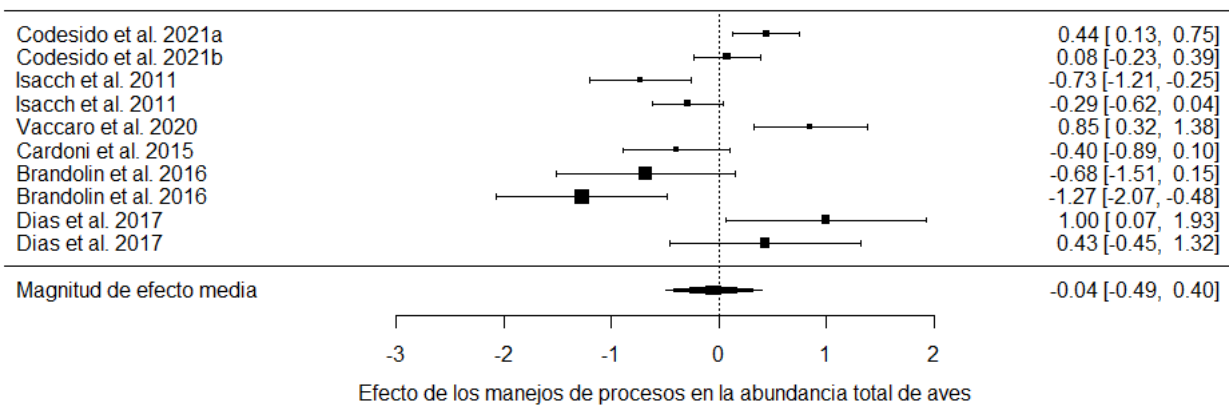


Figura 10. Magnitud de efecto media (cuadrado) de los manejos de ganadería bajo procesos sobre la abundancia total de aves e IC 95% (líneas) para el efecto total y para cada estudio participante del meta análisis.

Dependiendo de la altura del pastizal, la ganadería con manejo de procesos tiene una influencia leve en la abundancia total de aves con respecto al pastoreo continuo (Test de moderadores de $Q = 3.3$, $df = 1$, p valor = 0.069). Para los pastizales cortos y medios, se detecta una influencia negativa moderada de la ganadería de procesos en la abundancia total de aves (MEM -0.49 ± 0.3 , p valor = 0.09). Para los pastizales altos, se observa una influencia positiva de la ganadería de procesos en la abundancia total de aves en la mayoría de los artículos, aunque la magnitud de efecto media no resultó significativa (p valor = 0.17). A pesar de la significación marginal, estos resultados se pueden considerar válidos debido a la poca cantidad de datos disponibles y la consecuente baja potencia de las pruebas aplicadas (6 para pastos altos, 4 para pastos cortos y medios, Figura 11).

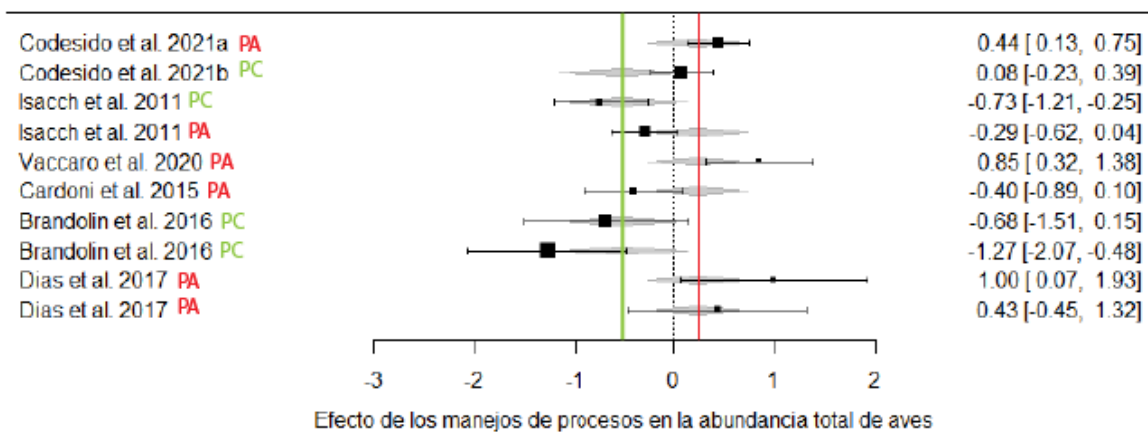


Figura 11. Magnitud de efecto media (cuadrado) de los manejos de ganadería bajo procesos sobre la abundancia total de aves e IC 95% (líneas) para cada estudio participante del meta análisis. Magnitud de efecto media por cada nivel del moderador indicada con líneas de colores (línea roja para pastos altos, PA, línea verde para la media para pastos cortos, PC).

La altura del pastizal al que se somete a pastoreo explica las distintas respuestas de las abundancias de aves, en particular a las del SESA, a los manejos ganaderos. Estas respuestas, a diferencia de lo esperado, no se ven a nivel del ensamblaje completo sino por grupos o por especies. Por un lado, en pastizales de pastos cortos, los manejos que mantienen mayores coberturas del pasto corto presentan mayores abundancias de aves playeras migratorias como el chorlo pampa y el playerito canela, además de otras especies de pastos cortos como el sobrepuesto austral (*Lessonia rufa*) y el tero, en tanto que entre las generalistas de pastizal se encuentra la cachirla común (*Anthus correndera*, Isacch y Cardoni 2011; Apéndice 1b). Por otro lado, en pastizales altos, las aves se ven afectadas indirectamente por la disminución de la altura de la vegetación (Isacch y Cardoni 2011) y especies de pastos altos como el espartillero enano y la ratona aperdizada (*Cistothorus platensis*) presentan menores abundancias en pastizales bajo pastoreo continuo (Cardoni et al. 2012, Cardoni et al. 2015, Codesido y Bilenca 2021a, Isacch y Cardoni 2011; Apéndice 1b). En el estudio de Cardoni et al. (2015), a pesar de haberse realizado en pastizales altos, se observa un efecto negativo de la ganadería de procesos frente al pastoreo continuo, pero en este caso el manejo ganadero fue acompañado con fuegos prescritos que modificaron sustancialmente la estructura de la vegetación y esto contribuyó a generar el patrón observado. En este sentido, las aves especialistas de pastos altos son sensibles a la disminución en la cobertura y altura del pastizal (Agra et al. 2015, Cardoni et al. 2012,

Codesido y Bilenca 2021a). Por esto, la mayor variabilidad de las respuestas detectadas puede deberse a la gran diversidad de manejos que en este trabajo fueron incluidos dentro de la categoría “procesos” y que pueden tener consecuencias distintas en el ensamble. Los análisis por grupos de especies (aves del SESA, aves de pastos cortos, de pastos altos y generalistas de pastizal) no dieron resultados significativos y mostraron tendencias semejantes a la abundancia total, por lo que no aportaron más información. Sin embargo, cabe destacar que las diferencias en las abundancias entre los manejos fueron traccionadas, como ya se mencionó, por especies del SESA.

3.3.2 Riqueza específica de aves

No se detectó influencia de la ganadería de procesos en la riqueza específica de aves frente al pastoreo continuo (p valor = 0.33). Para esta prueba se incluyeron 8 estudios (Figura 15) y existe heterogeneidad en las magnitudes de efecto (Test de $Q = 361.2$, $df = 7$, p valor < 0.0001). La variabilidad observada no permite considerar que la altura de los pastizales estudiados pueda explicar dicha heterogeneidad y por lo tanto no se incluyó dicha variable como moderador (Figura 15). Esta variabilidad está dada por 3 estudios que responden de manera positiva (2 de pasto alto y 1 de pasto corto), 3 que responden de manera negativa (2 de pasto alto y 1 de pasto corto) y 2 que no reportan cambios (de pasto alto).

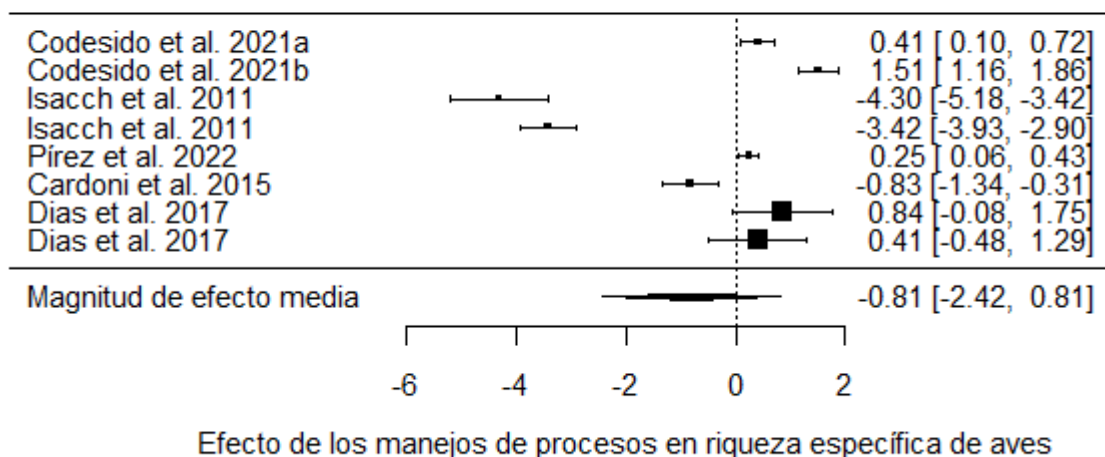


Figura 12. Gráfico de bosque con la magnitud de efecto media de los manejos de procesos en la riqueza específica de aves.

La riqueza de aves no es necesariamente un indicador del estado de conservación de un pastizal, por lo que es preciso considerar las diferencias en la composición del ensamble (Dias et al. 2017). El pastoreo rotativo favorece una heterogeneidad en la estructura de la vegetación, a diferencia del pastoreo continuo que representa un disturbio uniforme y constante (Fuhlendorf et al. 2006). Algunas especies de pastos altos se benefician de esta heterogeneidad, ya que necesitan parches de suelo descubierto para alimentarse, como el espartillero pampeano (Isacch y Cardoni 2011). Pírez et al. (2022) no registran ninguna especie restringida a un tipo de manejo en particular, pero sí plantean que algunas especies de pastizal como el verdón, el espinero pecho manchado (*Phacellodomus striaticollis*), la golondrina parda (*Progne tapera*) y el misto (*Sicalis luteola*) se ven beneficiadas por el pastoreo rotativo (Apéndice 1b). En los pastizales altos, si bien no hay cambios en la riqueza, se produce un reemplazo del ensamble; bajo manejos de procesos se ve una mayor representación de especies de pastos altos y especies con amenazas a su conservación, que aparecen en menor medida o no aparecen bajo pastoreo continuo (Codesido y Bilenca 2021a, Vaccaro et al. 2020; Apéndice 1b).

3.3.3 Sesgo de publicación

El gráfico de embudo mostró una distribución uniforme tanto positiva como negativa para la abundancia total de aves (Apéndice 3). La riqueza de aves mostró una distribución uniforme tanto positiva como negativa pero un sesgo hacia estudios con altas magnitudes de efecto (Apéndice 3). No se encontró correlación entre la magnitud de efecto y la precisión de la medición para casi ninguna de las variables (pruebas de correlación Tau de Kendall; Apéndice 3)

Las distribuciones uniformes en los gráficos de embudo sumadas a la falta de correlación entre las magnitudes de efecto y la precisión de las mediciones llevan a pensar que hay un bajo riesgo de sesgo de publicación. Además, para ambas variables no se encontraron evidencias para afirmar una influencia del manejo, por lo tanto, de existir dicho sesgo no modificaría los resultados del meta análisis.

Conclusiones

Para producir alimentos y otros productos y sustentar la vida humana moderna, se transformaron y se siguen transformando enormes superficies de ecosistemas naturales

(Foley et al. 2011, Kareiva et al. 2007). Los pastizales, y en particular los presentes en el Río de la Plata, se encuentran fuertemente transformados por la actividad agrícola, ganadera y forestal (Bilenca y Miñarro 2004) y muchas especies de las aves que los habitan se encuentran bajo alguna categoría de amenaza (BirdLife International 2023). El objetivo de este trabajo fue comparar la respuesta del ensamble de aves a la implementación de tecnologías frente al manejo tradicional de pastoreo continuo que se realiza en la región (control) en dos escenarios: incorporación de insumos y tecnologías de procesos.

En este trabajo, tal como se esperaba según la hipótesis, se encontró que los manejos con tecnologías de insumos disminuyen tanto la abundancia como la riqueza específica. Estos resultados resaltan el fuerte impacto negativo que tiene la aplicación de insumos en los ensambles de aves en los diferentes tipos de pastizales de la región, lo cual permite la detección de una magnitud de efecto de leve a grande, incluso con pocos artículos en el meta análisis. La ganadería con aplicación de insumos no es recomendable para la conservación del ensamble de aves de pastizal, en particular para las especies con amenazas a su conservación a nivel regional.

Por otra parte, en este trabajo se esperaba que los campos con implementación de tecnologías de procesos sostuvieran mayores abundancias y riquezas de aves en los pastizales de la región; sin embargo esa predicción se cumplió parcialmente. Se detectó que las tecnologías de procesos tienen un efecto diferente en la abundancia de aves según la altura del pastizal, con un impacto negativo en pastizales cortos (influenciado por especies de pastos cortos como los chorlos, que se encuentran en altas abundancias en campos con pastoreo continuo) y un impacto positivo pero no significativo en pastizales altos (traccionado por especies de pastos altos como el espartillero enano y el coludo chico, entre otras). A su vez, no se detectó una influencia de las tecnologías de procesos en la riqueza específica pero sí en la composición específica, observándose una mayor representación de especies de pastos altos y especies con amenazas a su conservación en los campos con manejos de procesos.

Estos resultados resaltan la importancia de considerar manejos ganaderos que tomen en cuenta las características ecológicas del pastizal y que favorezcan la heterogeneidad ambiental. En este sentido, los manejos basados en procesos son fundamentales para la conservación de las especies de aves que le dan su identidad a los Pastizales del Río de la Plata (Codesido y Bilenca 2011) y que algunas están amenazadas o casi amenazadas a nivel regional como el espartillero pampeano, la ratona aperdizada, el espartillero enano. Además, la altura del pastizal es un factor relevante para considerar asociado a este tipo de manejos, aunque también es complementario considerar otros aspectos como la carga ganadera, los períodos de descanso del pastizal y el uso del fuego, que no fueron analizados de manera directa en los estudios analizados. Teniendo en cuenta

todos estos aspectos, la forma más recomendable para llevar adelante la actividad ganadera en los pastizales del Río de la Plata es aplicando un manejo ganadero basado en tecnologías de procesos que concilie la producción de carne con la conservación de la biodiversidad.

Referencias bibliográficas

Agra, M., Bilenca, D.N., Codesido, M., (2015). *Responses of birds to planting of Lotus tenuis pasture in the Flooding Pampas, Argentina.* Emu 115: 270–276

Aldabe, J., Lanctot, R. B., Blanco, D., Rocca, P., Inchausti, P. (2019). *Managing grasslands to maximize migratory shorebird use and livestock production.* Rangeland Ecology & Management 72: 150-159

Azpiroz, A. B., Blake J. G. (2009). *Avian assemblages in altered and natural grasslands in the Northern Campos of Uruguay.* Condor 111: 21–35

Azpiroz A.B., Isacch J.P., Dias R.A., Di Giacomo A.S., Fontana C.S. Palarea C.M. (2012). *Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review.* Journal of Field Ornithology 83: 217-246

Baeza, S., Paruelo, J. M. (2020). *Land use/land cover change (2000–2014) in the Rio de la Plata grasslands: an analysis based on MODIS NDVI time series.* Remote sensing 12: 381

Bailleres, M., Campestre, M.P., Antonelli, C.J., Melani, G., Menéndez, A., Ruiz, O.A. (2020). *Promotion of Lotus tenuis and calf early weaning as a good management practice for breeding herds in marginal soils of the Flooding Pampa (Argentina).* Revista de Investigaciones Agropecuarias 46: 267-274

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

Begenesic, F. (2002). *Hacia un país sojero.* Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, Dirección de Agricultura

Bilenca, D., Miñarro, F. (2004). *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil.* Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires

Bilenca, D. N., Codesido, M., Abba, A. M., Agostini, M. G., Corriale, M. J., Gonzalez Fischer, C. M., Perez Carusi, L. C. Zufiaurre, E. (2018). *Conservación de la biodiversidad en sistemas pastoriles: buenas prácticas para una ganadería sustentable de pastizal. Kit de extensión para las pampas y campos.* Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires

- Birdlife International** [online] (2023). *Threatened birds of the world. Species factsheets*. <http://www.birdlife.org> (01/08/2023)
- Block, W. M., Brennan, L. A.** (1993). *The habitat concept in ornithology: theory and applications*. *Current Ornithology* 11: 35–89
- Boatman, N. D., Brickle, N. W., Hart, J. D., Milsom, T. P., Morris, A. J., Murray, A. W., Murray, K. A., Robertson, P. A.** (2004). *Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds*. *Ibis* 146: 131-143
- Brandolin, P. G., Blendinger, P. G., Cantero, J. J.** (2016). *From relict saline wetlands to new ecosystems: changes in bird assemblages*. *Ardeola* 63: 329-348
- Burgos, J. J., A. Vidal** (1951). *Los climas de la República Argentina según la nueva clasificación de Thornthwaite*. *Revista Meteoros* 1: 3–32
- Burkart, A.** (1975). *Evolution of grasses and grasslands in South America*. *Taxon* 24: 53-66
- Cardoni, D. A., Isacch, J. P., Iribarne, O.** (2012). *Effects of cattle grazing and fire on the abundance, habitat selection, and nesting success of the Bay-capped Wren-Spintail (*Spartonicoa maluroides*) in coastal saltmarshes of the Pampas region*. *The Condor* 114: 803-811
- Cardoni, D. A., Isacch, J. P., Iribarne, O.** (2015). *Avian responses to varying intensity of cattle production in *Spartina densiflora* saltmarshes of south-eastern South America*. *Emu-Austral Ornithology* 115: 12-19
- Cassidy, E. S., West, P. C., Gerber, J. S., Foley, J. A.** (2013). *Redefining agricultural yields: from tonnes to people nourished per hectare*. *Environmental Research Letters* 8: 034015
- Cavalli, M., Baladrón, A., Isacch, J. P., Martínez, G., Bó, S.** (2014). *Prey selection and food habits of breeding Burrowing Owls (*Athene cunicularia*) in natural and modified habitats of Argentine pampas*. *Emu* 114: 184–188
- Centro Cochrane Iberoamericano**, traductores (2012). *Manual Cochrane de Revisiones Sistemáticas de Intervenciones*, versión 5.1.0 [actualizada en marzo de 2011] [Internet]. Centro Cochrane Iberoamericano, Barcelona <http://www.cochrane.es/?q=es/node/269>
- Chaneton, E.J., Perelman S.B., Omacini M., León R.J.C.** (2002). *Grazing, environmental heterogeneity and alien plant invasions in temperate pampa grasslands*. *Biological Invasions* 4: 7-24
- Chaneton, E.** (2005). *Factores que determinan la heterogeneidad de la comunidad vegetal en diferentes escalas espaciales*. En: **M. Oesterheld, M. Aguiar, C. Ghera, J. Paruelo** (Eds.), *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando J. C. León*. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires
- Codesido, M., Bilenca, D.N.** (2011). *Los pastizales y el servicio de soporte de la biodiversidad: Respuesta de la riqueza de aves terrestres a los usos de la tierra en la provincia de Buenos Aires*. En: **P. Littera, E.G Jobbágy, J. Paruelo** (Eds.), *Valoración de servicios ecosistémicos*:

conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial (pp. 511-526). INTA, Buenos Aires

Codesido, M., González-Fischer, C.M., Bilenca, D.N. (2013). *Landbird assemblages indifferent agricultural landscapes: a case study in the pampas of central Argentina*. Condor 115: 8–16

Codesido, M., Bilenca, D.N. (2021a). *Influencia de la intensidad de pastoreo sobre ensambles de aves en espartillares de la Bahía de Samborombón, Argentina*. El hornero, 36: 21-30

Codesido, M., Bilenca, D.N. (2021b). *Avian assemblages associated with different grasslands managements in cattle production systems in the pampas of Argentina*. Perspectives in Ecology and Conservation 19: 464-474

Cohen J. (1988). *Statistical Power Analysis in the Behavioral Sciences* (2da edición). Lawrence Erlbaum Associates, Inc., Hillsdale (NJ)

Colwell, M.A., Dodd, S.L. (1997). *Environmental and habitat correlates of pasture use by nonbreeding shorebirds*. Condor 99: 337–344

Comparatore, V. M., Martínez, M. M., Vassallo, A. I., Barg, M., Isacch, J. P. (1996). *Abundancia y relaciones con el hábitat de aves y mamíferos en pastizales de Paspalum quadrifarium (Paja Colorada) manejados con fuego (Prov. de Buenos Aires, Argentina)*. Interciencia Caracas 21: 228-237

Costanza, R., d' Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997). *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. Nature, 387: 253–260

Da Silva, T. W., Dotta, G., Fontana, C. S. (2015). *Structure of avian assemblages in grasslands associated with cattle ranching and soybean agriculture in the Uruguayan savanna ecoregion of Brazil and Uruguay*. The Condor: Ornithological Applications 117: 53-63

Dias, R. A., Gianuca, A. T., Vizentin-Bugoni, J., Gonçalves, M. S. S., Bencke, G. A., Bastazini, V. A. (2017). *Livestock disturbance in Brazilian grasslands influences avian species diversity via turnover*. Biodiversity and conservation 26: 2473-2490

Di Giacomo, A. S., Vickery, P. D., Casanas, H., Spitznagel, O. A., Ostrosky, C., Krapovickas, S., Bosso, A. J. (2010). *Landscape associations of globally threatened grassland birds in the Aguapey river Important Bird Area, Corrientes, Argentina*. Bird Conservation International 20: 62-73

Donald, P. (2004). *Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems*. Conservation Biology 18: 17–37

- Dotta, G., Phalan, B., Silva, T. W., Green, R., Balmford, A.** (2016). *Assessing strategies to reconcile agriculture and bird conservation in the temperate grasslands of South America*. *Conservation Biology* 30: 618-627
- Facelli, J.M.** (1988). *Response to grazing after nine years of cattle exclusion in a Flooding Pampa grassland, Argentina*. *Vegetatio* 78: 21–25
- Fisher, R. J., Davis, S. K.** (2010). *From Wiens to Robel: a review of grassland-bird habitat selection*. *Journal of Wildlife Management* 74: 265–73
- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., Mueller, N. D., O'Connell, C., Ray, D. K., West, P. C., Balzer, C., Bennett, E. M., Carpenter, S. R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D. P. M.** (2011). *Solutions for a cultivated planet*. *Nature* 478: 337–342
- Fontana, C.S., Dotta, G., Kelm-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
- Fraga, R. M., Casañas, H., Pugnali, G.** (1998). *Natural history and conservation of the endangered Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina*. *Bird Conservation International* 8: 255-267
- Fuhlendorf, S.D., Harrell, W.C., Engle, D.M., Hamilton, R.G., Davis, C.A., Leslie, D.M. Jr.** (2006). *Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing*. *Ecological Applications* 16: 1706-1716
- Ghera, C.M., León, R.J.C.** (2001). *Ecología del paisaje pampeano: consideraciones para su manejo y conservación*. En: **Z. Naveh, A.S. Lieberman** (Eds.), *Ecología de Paisajes, Teoría y Aplicación*. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires
- Hedges, L. V., Olkin, I.** (1985). *Statistical methods for meta-analysis*. Academic Press
- Hildén, O.** (1965). *Habitat selection in birds. A review*. *Annales Zoologici Fennici* 2: 53–75.
- Hillebrand, H., Gurevitch, J.** (2016). *Meta-analysis and systematic reviews in ecology*. *Encyclopedia of Life Sciences* 1-11
- IBGE** (1999). *Censo Agropecuário do Brasil*. <https://www.ibge.gov.br/>
- INDEC** (2004). *Censo Nacional Agropecuario 2002*. <https://www.indec.gob.ar/>
- Isacch, J.P., Martínez, M.M.** (2003). *Habitat use by non-breeding shorebirds in flooding pampas grasslands of Argentina*. *Waterbirds* 26: 494
- 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*. *Condor* 113: 724-734
- Jacobo, E.J., Rodriguez, A.M., Rossi, J.L., Salgado, L.P., Deregibus, V.A.** (2000). *Rotational stocking and production of Italian ryegrass on Argentinean rangelands*. *Journal of Range Management* 53: 483–488

- Jacobo, E, A Rodríguez, N. Bartoloni, VA. Deregibus** (2006). *Rotational grazing effects on rangeland vegetation at the farm scale*. Rangeland Ecology and Management 59: 249–257
- Jacobo, E., Rodríguez, A.** (2012). *Manejo de pastizales naturales para una ganadería sustentable en la Pampa Deprimida: buenas prácticas para una ganadería sustentable de pastizal*. Fundación Vida Silvestre Argentina/Aves Argentinas, Buenos Aires
- Jaurena, M., Lezama, F., Salvo, L., Cardozo, G., Ayala, W.** (2016). *The dilemma of improving native grasslands by overseeding legumes: production intensification or diversity conservation*. Rangeland Ecology & Management 69: 35–42
- Kaimowitz, D., Thiele, G., Pacheco, P.** (1999). *The effects of structural adjustment on deforestation and forest degradation in lowland Bolivia*. World Development 27: 505-520
- Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R., Boucher, T.** (2007). *Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare*. Science 316: 1866–1869
- Leveau, L., Leveau, C.** (2004). *Riqueza y abundancia de aves en agroecosistemas pampeanos durante el período post-reproductivo*. Ornitología Neotropical 15: 371–380
- Malloch-Brown, M.M., Töpfer, K., Wolfensohn, J.D., Lash, J.** (2000) *World resources 2000-2001, people and ecosystems: the fraying web of life*. World Resources Institute, Washington DC, USA
- Marino, G. D.** (2008). *Buenas prácticas ganaderas para conservar la vida silvestre de las pampas: una guía para optimizar la producción y conservar la biodiversidad de los pastizales de la bahía de Samborombón y la cuenca del río Salado*. Aves Argentinas, AOP
- Martinez Ortiz, U., Jacobo, E., Cañada, P., Sobredo, M.** (2017). *Análisis económico del manejo de pastizales naturales en la depresión del Salado*. Boletín técnico de la Fundación Vida Silvestre Argentina
- MAyDS y AA (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Aves Argentina)** (2017). *Categorización de las Aves de la Argentina (2015)*. Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas, edición electrónica. C. A. Buenos Aires, Argentina
- McLaughlin, A., Mineau, P.** (1995). *The impact of agricultural practices on biodiversity*. Agriculture, Ecosystems & Environment 55: 201-212
- MGAP** (2003). *Censo Nacional Agropecuario 2000*. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. <http://www.mgap.gub.uy/Diea/CENSO2000/>
- Michel, N.L., Whelan, C.J., Verutes, G.M.** (2020) *Ecosystem services provided by Neotropical birds*. The Condor 122: 1-21
- Millennium Ecosystem Assessment** (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, D.C., USA

- Mitra, A., Chatterjee, C., Mandal, F. B.** (2011). *Synthetic chemical pesticides and their effects on birds*. Research Journal of Environmental Toxicology 5: 81-96
- Overbeck, G. E., S. C. Müller, A. Fidelis, J. Pfadenhauer, V. D. Pillar, C. C. Blanco, I. I. Boldrini, R. Both, E. D. Forneck** (2007). *Brazil 's neglected biome: the South Brazilian Campos*. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 9: 101–116
- Parker, T., D. Stotz, J. Fitzpatrick** (1996). *Ecological and distributional databases*. En: **D. Stotz, J. Fitzpatrick, T. Parker III y D. Moskovits** (Eds.), *Neotropical birds: ecology and conservation* (pp. 115-140). The University of Chicago Press, Chicago. EE.UU.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, S. R. Verón** (2005). *Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo*. Ciencia Hoy 15: 14–23
- Pick, J. L., Nakagawa, S., Noble, D. W.** (2019). *Reproducible, flexible and high-throughput data extraction from primary literature: The metaDigitise r package*. Methods in Ecology and Evolution 10: 426-431
- Pírez, F., Aldabe, J.** (2022). *Comparison of the bird community in livestock farms with continuous and rotational grazing in eastern Uruguay*. Ornithology Research 31: 41-50
- R Core Team** (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rodríguez, A., Jacobo, E.** (2010). *Glyphosate effects on floristic composition and species diversity in the Flooding Pampa grassland (Argentina)*. Agriculture, Ecosystems & Environment 138: 3–4
- Rodríguez, A., Jacobo, E.** (2012). *Manejo de pastizales naturales para una ganadería sustentable en la pampa deprimida : buenas prácticas para una ganadería sustentable de pastizal : kit de extensión para las pampas y campos* (1a ed.). Fundación Vida Silvestre Argentina, Aves Argentinas (AOP), Buenos Aires
- Rodríguez, A., Jacobo, E.** (2013). *Glyphosate effects on seed bank and vegetation composition of temperate grasslands*. Applied Vegetation Science 16: 51–62
- Rohatgi A.** (2015). WebPlotDigitizer (Versión 4.6) [Computer software]
- Rosenthal R.** (1979). *The 'file drawer problem' and tolerance for null results*. Psychological Bulletin 86: 638-641
- Sala O.E., Oesterheld M., León R.J.C., Soriano A.** (1986). *Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina*. Vegetatio 67: 27-32
- Sala, O.E., Paruelo, J.M.** (1997). *Ecosystem services in grasslands*. Páginas 237-251. En: **G. Daily** (Ed.), *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington D.C.
- Soriano, A., León, R. J. C., Sala, O. E., Lavado, S., Deregibus, V.A., Cahupé, M. A., Scaglia, O. A., Velásquez, A.C. A., Lemcoff, J. H.** (1991). *Río de la Plata Grasslands*. En:

- R. T. Coupland** (Ed.), *Ecosystems of the world 8A, natural grasslands, introduction and Western Hemisphere* (pp. 367–407). Elsevier, New York, NY
- Soriano, A., Aguiar, M. R.** (1998). *Estructura y funcionamiento de los agroecosistemas*. *Ciencia e investigación* 50: 63-73
- Sterne, J. A. C., Egger, M.** (2001). *Funnel plots for detecting bias in meta-analysis: Guidelines on choice of axis*. *Journal of Clinical Epidemiology* 54: 1046–1055
- Tubaro, P. L., Gabelli, F. M.** (1999). *The decline of the Pampas Meadowlark: difficulties of applying the IUCN criteria to Neotropical grassland birds*. *Studies in Avian Biology* 19: 250-257
- Vaccaro, A. S., Dodyk, L., Lapido, R., Miguel, A. D., Grilli, P.** (2020). *¿Cómo contribuye la alianza del pastizal a la conservación de las aves en la Pampa Deprimida?*. *El hornero* 35: 95-110
- Viechtbauer, W.** (2010). *Conducting meta-analyses in R with the metafor package*. *Journal of Statistical Software* 36: 1–48
- Viglizzo, E.F., Lértora, F., Pordomingo, A.J., Bernardos, J.N., Roberto, Z.E., Del Valle, H.** (2001). *Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83: 65-81
- Viglizzo, E. F., Pordomingo, A. J., Castro, M. G., Lértora, F. A.** (2002). *La sustentabilidad ambiental de la agricultura pampeana*. *Ciencia hoy* 12: 38-51
- Viglizzo, E. F., Jobbágy, E.** (2010). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Buenos Aires, AR
- Woodbridge, B., Finley, K. K., Seager, S. T.** (1995). *An investigation of the Swainson's Hawk in Argentina*. *Journal of Raptor Research* 29: 202–204

Apéndice 1

1a. Lista de especies para pastoreo continuo (PC) y tecnologías de insumos (TI) de cada estudio que fue considerado en el meta-análisis.

Especies	2		4		7		9		13		14	
	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI
Especies SESA pastos cortos												
<i>Theristicus caudatus</i>						*						
<i>Pluvialis dominica</i>	*	*							*		*	
<i>Oreopholus ruficollis</i>									*			
<i>Vanellus chilensis</i>	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Athene cunicularia</i>	*	*		*			*	*	*	*		*
<i>Calidris subruficollis</i>	*								*			
<i>Geositta cunicularia</i>							*		*			
<i>Cinclodes fuscus</i>	*											
<i>Lessonia rufa</i>	*	*										
<i>Neoxolmis rufiventris</i>									*			
<i>Anthus lutescens</i>					*		*	*				*
<i>Anthus furcatus</i>							*		*	*		
Especies SESA pastos altos												
<i>Spartonoica maluroides</i>												*
<i>Phacellodomus striaticollis</i>					*		*	*				*
<i>Polystictus pectoralis</i>										*		*
<i>Cistothorus platensis</i>					*		*					
<i>Poospiza nigrorufa</i>					*							
<i>Emberizoides herbicola</i>					*							
<i>Emberizoides ypiranganus</i>					*							
<i>Sporophila hypoxantha</i>					*							

Especies	2		4		7		9		13		14	
	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI
<i>Sporophila ruficollis</i>												*
Especies SESA generalistas												
<i>Rhea americana</i>	*	*	*			*	*	*	*	*		
<i>Rhynchotus rufescens</i>			*	*	*	*	*	*		*	*	*
<i>Nothura maculosa</i>	*	*			*	*	*	*	*	*	*	
<i>Nothura darwini</i>			*	*								
<i>Bubulcus ibis</i>		*									*	*
<i>Elanus leucurus</i>											*	
<i>Circus cinereus</i>		*										
<i>Circus buffoni</i>	*	*									*	*
<i>Buteogallus meridionalis</i>					*							
<i>Cariama cristata</i>					*		*	*				
<i>Caracara plancus</i>	*	*	*								*	*
<i>Milvago chimango</i>	*	*	*	*	*	*					*	*
<i>Falco femoralis</i>			*								*	
<i>Bartramia longicauda</i>									*			
<i>Asio flammeus</i>			*								*	
<i>Colaptes campestris</i>	*				*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Furnarius rufus</i>					*	*	*	*				
<i>Anumbius anumbi</i>	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Asthenes hudsoni</i>	*	*									*	
<i>Hymenops perspicillatus</i>	*						*					
<i>Xolmis cinerea</i>					*		*	*	*	*		
<i>Xolmis irupero</i>			*			*	*	*	*	*		
<i>Heteroxolmis dominicana</i>							*	*				
<i>Machetornis rixosa</i>					*		*		*	*		

Especies	2		4		7		9		13		14	
	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI
<i>Tyrannus savana</i>	*	*			*	*	*	*	*	*		
<i>Alopochelidon fucata</i>										*		
<i>Progne tapera</i>	*				*	*			*	*	*	*
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	*	*			*	*			*	*		*
<i>Hirundo rustica</i>		*										
<i>Mimus saturninus</i>					*	*	*	*				*
<i>Anthus correndera</i>	*	*	*	*	*						*	*
<i>Anthus chacoensis</i>			*	*								
<i>Anthus hellmayri</i>					*	*	*		*			
<i>Anthus nattereri</i>					*				*			
<i>Sicalis luteola</i>	*	*	*	*			*	*	*	*	*	*
<i>Donacospiza albifrons</i>					*		*					
<i>Embernagra platensis</i>		*			*	*	*	*		*	*	*
<i>Ammodramus humeralis</i>			*	*			*	*	*	*	*	*
<i>Xanthopsar flavus</i>					*		*					
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>							*	*				
<i>Pseudoleistes virescens</i>	*	*			*	*	*	*	*	*	*	
<i>Molothrus bonariensis</i>	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>					*	*						
<i>Leistes loyca</i>			*	*								
<i>Leistes defilippii</i>									*			
<i>Leistes superciliaris</i>	*	*	*		*	*	*	*		*	*	*
Especies no SESA												
<i>Ardea alba</i>											*	
<i>Egretta thula</i>											*	
<i>Plegadis chihi</i>	*	*										*

Especies	2		4		7		9		13		14		
	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI	
<i>Phimosus infuscatus</i>													*
<i>Theristicus caerulescens</i>									*				
<i>Chauna torquata</i>	*	*											
<i>Syrigma sibilatrix</i>		*					*		*	*			*
<i>Rupornis magnirostris</i>												*	
<i>Chroicocephalus maculipennis</i>		*										*	
<i>Tringa flavipes</i>		*											
<i>Limosa haemastica</i>													
<i>Himantopus melanurus</i>		*											
<i>Gallinago paraguayiae</i>									*	*			
<i>Myiopsitta monachus</i>	*	*					*	*		*	*	*	*
<i>Calidris bairdii</i>							*						
<i>Patagioenas picazuro</i>							*	*	*	*			
<i>Zenaida auriculata</i>	*	*					*	*		*	*		
<i>Columbina picui</i>							*	*					
<i>Leptotila verreauxi</i>							*						
<i>Guira guira</i>							*	*					
<i>Tapera naevia</i>							*						
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	*												
<i>Colaptes melanochloros</i>							*						
<i>Pyrocephalus rubinus</i>							*						
<i>Hirundinea ferruginea</i>							*						
<i>Satrapa icterophrys</i>							*						
<i>Tyrannus melancholicus</i>							*	*					*
<i>Pitangus sulphuratus</i>	*						*	*				*	
<i>Agriornis murina</i>				*									

Especies	2		4		7		9		13		14	
	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI	PC	TI
<i>Progne chalybea</i>												*
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>										*		
<i>Notiochelidon cyanoleuca</i>										*		
<i>Turdus rufiventris</i>							*	*				
<i>Turdus amaurochalinus</i>							*					
<i>Troglodytes aedon</i>				*								
<i>Spinus magellanicus</i>	*						*				*	
<i>Saltator aurantirostris</i>								*				
<i>Zonotrichia capensis</i>	*	*	*	*			*	*	*		*	*
<i>Paroaria coronata</i>												
<i>Diuca diuca</i>			*									
<i>Sicalis flaveola</i>	*		*				*	*			*	
<i>Gnorimopsar chopi</i>							*					
<i>Agelaioides badius</i>			*				*					

2. Codesido y Bilenca (2021b)

4. Isacch et al (2005)

7. Fontana et al. (2016)

9. Da Silva et al. (2015)

13. Azpiroz y Blake (2009)

14. Agra et al. (2015)

(*) Solo se presentan los artículos que presentaron lista de especies o cuyos autores la proporcionaron para este trabajo.

1b. Lista de especies para pastoreo continuo (PC) y tecnologías de procesos (TP) de cada estudio que fue considerado en el meta-análisis.

Especies	1		2		3a		3b		5		11		12		15			
	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP1	TP2	PC	TP1	TP2
Especies SESA pastos cortos																		
<i>Theristicus caudatus</i>																	*	*
<i>Theristicus melanopis</i>									*									
<i>Pluvialis dominica</i>		*	*	*	*	*				*								
<i>Vanellus chilensis</i>	*	*	*	*	*	*	*		*	*	*		*	*	*	*	*	*
<i>Charadrius modestus</i>					*													
<i>Athene cunicularia</i>			*	*					*	*			*	*			*	
<i>Calidris subruficollis</i>			*	*	*	*				*								
<i>Geositta cunicularia</i>																	*	
<i>Cinclodes fuscus</i>			*	*	*	*	*	*			*		*					
<i>Lessonia rufa</i>			*	*	*	*		*		*	*							
<i>Anthus lutescens</i>									*									
<i>Anthus furcatus</i>													*		*	*		
Especies SESA pastos altos																		
<i>Spartonoica maluroides</i>	*	*					*	*	*	*		*		*				
<i>Phacellodomus striaticollis</i>								*	*									
<i>Polystictus pectoralis</i>									*	*			*					
<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>		*								*								
<i>Cistothorus platensis</i>	*	*						*	*	*		*	*	*	*			*
<i>Emberizoides herbicola</i>																		*
<i>Volatinia jacarina</i>																		*
<i>Sporophila ruficollis</i>													*					
<i>Sporophila cinnamomea</i>																		*
Especies SESA generalistas																		
<i>Rhea americana</i>			*	*	*				*	*								

Especies	1		2		3a		3b		5		11		12			15		
	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP1	TP2	PC	TP1	TP2
<i>Rhynchotus rufescens</i>		*							*	*				*				*
<i>Nothura maculosa</i>	*		*	*					*	*			*	*	*	*	*	*
<i>Bubulcus ibis</i>				*					*	*						*		
<i>Elanus leucurus</i>														*				
<i>Circus cinereus</i>	*	*		*						*								
<i>Circus buffoni</i>	*	*	*	*					*	*				*				
<i>Buteo swainsoni</i>									*									
<i>Caracara plancus</i>			*	*	*				*									
<i>Milvago chimango</i>	*	*	*	*	*	*		*	*	*		*	*	*	*	*		
<i>Falco sparverius</i>									*					*				
<i>Falco femoralis</i>	*														*			
<i>Bartramia longicauda</i>									*							*	*	
<i>Asio flammeus</i>								*						*				
<i>Colaptes campestris</i>		*	*	*	*	*				*				*	*	*	*	*
<i>Furnarius rufus</i>					*	*				*								
<i>Anumbius annumbi</i>			*							*						*	*	
<i>Asthenes hudsoni</i>	*	*	*				*			*		*						
<i>Hymenops perspicillatus</i>	*	*	*	*		*		*		*		*						
<i>Machetornis rixosa</i>																		*
<i>Tyrannus savana</i>			*	*	*	*		*	*	*			*	*	*	*	*	*
<i>Progne tapera</i>			*						*	*								
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	*	*	*	*					*	*								
<i>Hirundo rustica</i>				*					*	*								
<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>									*									
<i>Mimus saturninus</i>																		*
<i>Anthus correndera</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*						

Especies	1		2		3a		3b		5		11		12			15		
	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP1	TP2	PC	TP1	TP2
<i>Anthus chacoensis</i>									*									
<i>Anthus hellmayri</i>										*			*	*	*	*	*	*
<i>Sicalis luteola</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		*	*	*	*	*	*	*
<i>Donacospiza albifrons</i>		*								*							*	*
<i>Embernagra platensis</i>	*	*		*			*	*	*	*		*	*	*	*			*
<i>Ammodramus humeralis</i>								*	*	*						*	*	*
<i>Agelasticus thilius</i>	*	*					*	*	*			*						
<i>Xanthopsar flavus</i>														*				
<i>Pseudoleistes virescens</i>	*	*	*	*	*	*	*		*	*								
<i>Molothrus bonariensis</i>		*	*		*	*				*							*	*
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>										*						*		
<i>Leistes supercilii</i>		*	*	*						*	*			*	*			
Especies no SESA																		
<i>Coscoroba coscoroba</i>										*								
<i>Dendrocygna viduata</i>										*	*							
<i>Anas bahamensis</i>														*				
<i>Ardea alba</i>								*										
<i>Egretta thula</i>													*					
<i>Plegadis chihi</i>			*	*	*	*	*		*	*			*		*			
<i>Platalea ajaja</i>									*	*								
<i>Ciconia maguari</i>							*	*	*	*	*							
<i>Mycteria americana</i>										*	*							
<i>Rostrhamus sociabilis</i>										*	*							
<i>Chauna torquata</i>			*	*		*			*	*								
<i>Ixobrychus involucris</i>	*																	
<i>Syrigma sibilatrix</i>									*	*								
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	*						*			*		*						

Especies	1		2		3a		3b		5		11		12		15				
	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP1	TP2	PC	TP1	TP2	
<i>Porzana spiloptera</i>		*																	
<i>Chroicocephalus maculipennis</i>				*															
<i>Tringa flavipes</i>					*				*	*									
<i>Tringa melanoleuca</i>										*									
<i>Limosa haemastica</i>				*															
<i>Himantopus melanurus</i>				*					*										
<i>Gallinago paraguayiae</i>	*																		
<i>Myiopsitta monachus</i>			*	*															
<i>Phalaropus tricolor</i>					*									*					
<i>Patagioenas picazuro</i>														*	*				
<i>Zenaida auriculata</i>			*	*					*	*									
<i>Guira guira</i>		*												*	*				
<i>Nycticryphes semicollaris</i>	*	*						*		*									
<i>Chlorostilbon lucidus</i>			*																
<i>Phleocryptes melanops</i>		*								*									
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>										*									
<i>Limnornis curvirostris</i>										*									
<i>Pseudocolopteryx sclateri</i>										*									
<i>Serpophaga munda</i>														*					
<i>Pyrocephalus rubinus</i>										*							*		
<i>Satrapa icterophrys</i>		*								*									*
<i>Tyrannus melancholicus</i>		*																	*
<i>Pitangus sulphuratus</i>		*	*	*	*	*	*		*	*									*
<i>Knipolegus lophotes</i>																			*
<i>Progne chalybea</i>									*										
<i>Progne elegans</i>									*										
<i>Troglodytes aedon</i>										*									

Especies	1		2		3a		3b		5		11		12			15		
	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP	PC	TP1	TP2	PC	TP1	TP2
<i>Spinus magellanicus</i>			*	*						*								
<i>Zonotrichia capensis</i>	*	*	*	*					*	*		*	*	*	*	*	*	*
<i>Sicalis flaveola</i>			*							*								
<i>Sporophila caerulescens</i>										*								
<i>Agelaioides badius</i>																	*	
<i>Chrysomus ruficapillus</i>										*								
<i>Sturnus vulgaris</i>										*								

1. Codesido y Bilenca (2021a)

2. Codesido y Bilenca (2021b)

3a. Isacch y Cardoni (2011)

3b. Isacch y Cardoni (2011)

5. Vaccaro et al. (2019)

11. Cardoni et al. (2015)

12. Brandolin et al. (2016)

15. Dias et al. (2017)

(*) Solo se presentan los artículos que presentaron lista de especies o cuyos autores la proporcionaron para este trabajo.

Apéndice 2

Lista de estudios seleccionados mediante la búsqueda en bases de datos e incluidos en la síntesis descriptiva. (*) Artículos excluidos del meta análisis. R (reproductiva), NR (no reproductiva)

Autores (año)	Subregión	Altura del pastizal	Manejo ganadero	Estación
Agra et al. (2015)	Pampa Deprimida	Alto	Continuo - Insumos	R
Aldabe et al. (2019)	Campos del Sur	Corto/medio	Continuo - Insumos - Procesos	R/NR
Azpiroz y Blake (2009)	Campos del Norte	Corto/medio	Continuo - Insumos	R/NR
Brandolin et al. (2016)	Pampa Interior	Corto/medio	Continuo - Procesos	R
Cardoni et al. (2012) (*)	Pampa Deprimida	Alto	Continuo - Procesos	R/NR
Cardoni et al. (2015)	Pampa Deprimida	Alto	Continuo - Procesos	R/NR
Codesido y Bilenca (2021a)	Pampa Deprimida	Alto	Continuo - Procesos	R
Codesido y Bilenca (2021b)	Pampa Deprimida	Corto/medio	Continuo - Insumos - Procesos	R
Comparatore et al. (1996) (*)	Pampa Deprimida	Alto	Continuo - Insumos	R
Da Silva et al. (2015)	Campos del Norte	Alto	Continuo - Procesos	R
Dias et al. (2017)	Campos del Norte	Alto	Continuo - Procesos	R
Dotta et al. (2016) (*)	Campos del Norte	-	Continuo - Insumos	R
Fontana et al. (2016)	Campos del Norte	Alto	Continuo - Insumos	R
Isacch et al. (2005)	Pampa Interior	Alto	Continuo - Insumos	R/NR
Isacch y Cardoni (2011)	Pampa Deprimida	Corto/medio	Continuo - Procesos	R

Isacch y Cardoni (2011)	Pampa Deprimida	Alto	Continuo - Procesos	R/NR
Pírez y Aldabe (2022)	Campos del Sur	Alto	Continuo - Procesos	R
Vaccaro et al. (2020)	Pampa Deprimida	Alto	Continuo - Procesos	R

Apéndice 3

Evaluación del sesgo de publicación Gráficos de embudo

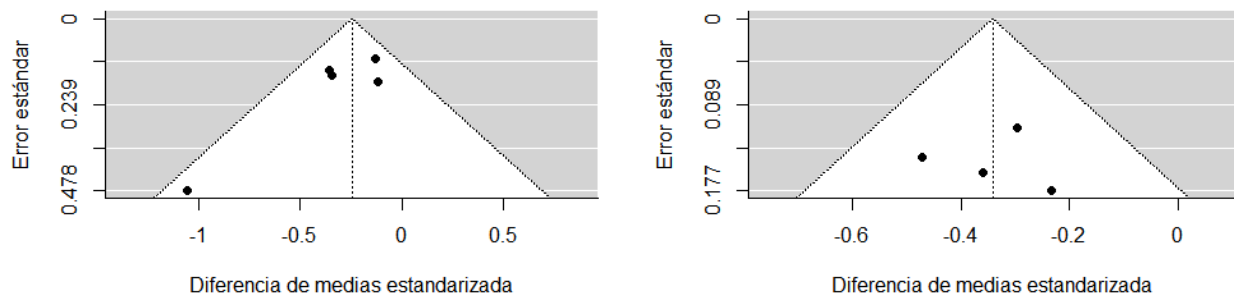


Figura 13. Gráficos de embudo para la comparación entre la abundancia total (izquierda) y la abundancia de aves del SESA (derecha) entre tecnologías de insumos y pastoreo continuo.

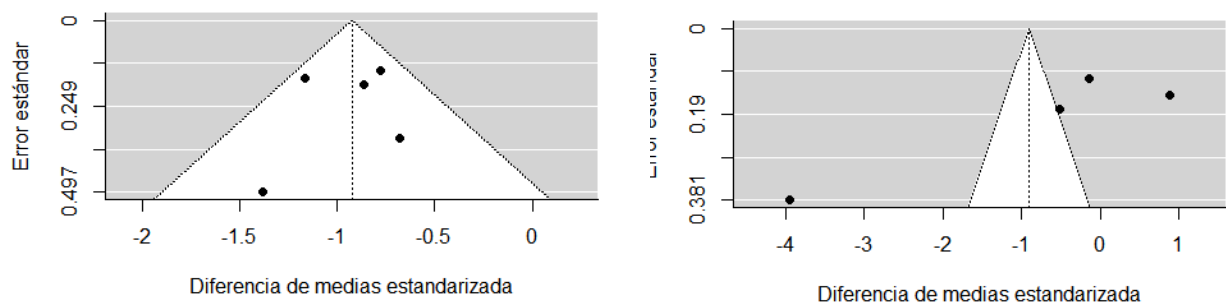


Figura 14. Gráficos de embudo para la comparación entre la riqueza (izquierda) y la abundancia de aves especialistas de pastos cortos (derecha) entre tecnologías de insumos y pastoreo continuo.

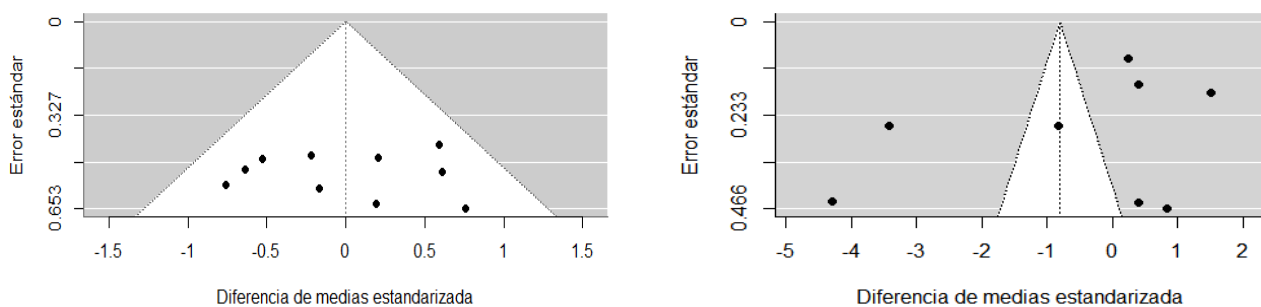


Figura 15. Gráficos de embudo para la comparación entre la abundancia total (izquierda) y la riqueza (derecha) entre tecnologías de procesos y pastoreo continuo.

Tau de Kendall

Para la comparación entre manejos de insumos y pastoreo continuo, se obtuvieron los siguientes valores de correlación entre la magnitud de efecto y la precisión: abundancia total (Tau de Kendall = -0.4, $p = 0.48$), abundancia de aves del SESA (Tau de Kendall = 0.3, $p = 0.75$), abundancia de aves de pastos cortos (Tau de Kendall = -0.7, $p = 0.33$) y riqueza específica (Tau de Kendall = -0.2, $p = 0.82$). Para la comparación entre manejos de procesos y pastoreo continuo, los valores fueron los siguientes: abundancia total (Tau de Kendall = -0.02, $p = 1$) y riqueza específica (Tau de Kendall = -0.3, $p = 0.4$).