



Universidad Nacional de San Juan
Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Tesis de doctorado

**EFFECTO DE LA GANADERÍA EXTENSIVA EN LOS PASTIZALES
NATURALES DEL CHACO ÁRIDO DE SAN JUAN**

Doctorado en Ciencias Biológicas

Juan Antonio Scaglia

Directora: Dra. Mariana Martinelli

Co-director: Dr. Daniel German Flores

2026

**Este trabajo de tesis doctoral se llevó a cabo con el
apoyo financiero de:**

CONICET



Instituto Nacional de
Tecnología Agropecuaria



TRIBUNAL EVALUADOR

Dr. Raúl Emiliano Quiroga

Estación Experimental Agropecuaria Catamarca, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Sumalao, Valle Viejo, Catamarca

Dra. Carolina Beatriz Trigo

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) – Instituto de Bío y Geociencias del NOA (IBIGEO) – Laboratorio de Ecología Aplicada a la Conservación (LEAC), Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta (UNSa)

Dra. Verónica Chillo

Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias Bariloche (IFAB, INTA–CONICET)

AGRADECIMIENTOS

A Mariana Martinelli, profesora y amiga desde la carrera de grado, que me ayudó y acompañó en el proceso de formación del doctorado.

A Daniel Flores, compañero de la facultad y amigo, que aceptó acompañarme y ayudarme en el doctorado.

A Lisandro Blanco, por apoyarme para conseguir la beca doctoral y brindar información.

Al tribunal evaluador, por sus aportes y observaciones que mejoraron esta tesis.

Al INTA, por el lugar de trabajo y la logística, y a mis compañeros de trabajo Raúl Tapia, Gabriela Navea y Marcia Peluffo, por los viajes de campo y los aportes en diferentes etapas del manuscrito.

Al Doctorado en Ciencias Biológicas y al Departamento de Posgrado de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de la Universidad Nacional de San Juan.

A mi suegra Raquel Quinteros, por cuidar a mis hijos cuando tenía que ir al campo o hacer cursos y estudiar.

A mi hermano Gustavo Scaglia, por incentivarme y por ayudarme también a conseguir financiamiento.

A mi familia, por apoyarme en todo momento.

A la sociedad, por invertir en investigación y educación.

Índice	
Resumen.....	7
Capítulo 1	11
Introducción al tema de estudio: formulación del problema de investigación y delimitación del área de estudio.....	11
1.1. Introducción general al tema	11
1.2. Problema general de investigación.....	14
1.3. Pregunta general de la tesis	14
1.4. Preguntas de investigación.....	14
1.5. Caracterización Ambiental de la Región del Chaco Árido.....	15
1.6. Delimitación de las de las unidades geomorfológicas consideradas en el trabajo....	17
1.7. Objetivo del capítulo	18
1.8. Materiales y Métodos	18
1.9. Resultados	20
1.10. Conclusiones.....	24
Capítulo 2	28
Efecto de la presión ganadera en la composición taxonómica y funcional de las comunidades de plantas	28
2.1. Introducción	28
2.2. Hipótesis y predicciones:	31
2.3. Material y métodos.....	32
2.4. Resultados	44
2.5. Discusión	63
2.6. Conclusiones	74
2.7 Bibliografía	75
Capítulo 3	82
Biomasa y condición utilitaria de las gramíneas a lo largo de gradientes de distancia a las fuentes de agua	82
3.1. Introducción	82
3.2. Hipótesis y predicciones:	84
3.3. Materiales y Métodos	84
3.4. Resultados.....	96
3.5. Discusión	102
3.6. Conclusiones	109
3.7. Bibliografía	110
Capítulo 4	116
Efecto del pastoreo y la cobertura arbustiva sobre el banco de semillas del suelo.....	116
4.1. Introducción	116

4.2. Hipótesis y predicciones:	118
4.3. Materiales y Métodos	118
4.4 Resultados	124
4.5. Discusión	129
4.6. Conclusiones	135
4.7. Bibliografía	136
Capítulo 5	140
Percepción remota de las comunidades vegetales del Chaco Árido en el bajo oriental del departamento Valle Fértil	140
5.1. Introducción	140
5.2. Hipótesis del capítulo	143
5.3. Materiales y Métodos	143
5.4. Resultados	152
5.5. Discusión	168
5.6. Conclusiones	171
5.7. Bibliografía	172
Capitulo 6	177
6.1. CONCLUSIONES GENERALES	177
6.1.1. Papel de la geomorfología y la topografía en la respuesta del pastizal	177
6.1.2. Gradiente de distancia a las fuentes de agua y distribución de la vegetación	178
6.1.3. Banco de semillas germinable de gramíneas y potencial de regeneración	179
6.1.4. Aporte de la teledetección para interpretar la heterogeneidad espacial	179
6.2. Implicancias para el manejo, monitoreo y restauración del estrato de gramíneas	180
Restauración de pastizales	182
6.3. Limitaciones metodológicas	184
6.4. Conclusión general de la tesis	184
6.5. Futuras líneas de investigación	185
6.6. Bibliografía	187
ANEXO Capitulo 2	190
ANEXO Capitulo 3	199
ANEXO Capitulo 4	202
ANEXO Capitulo 5	206

Resumen

Se analizó la influencia de la presión ganadera sobre los pastizales naturales del Chaco Árido, considerando la influencia de la geomorfología, la topografía y la distancia a las fuentes permanentes de agua para el ganado. El estudio se enmarcó en la problemática del Antropoceno, entendido como una etapa de transformación ambiental producida por la acción humana, y abordó los efectos históricos de la ganadería extensiva, la explotación forestal y los cambios en el uso del territorio sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas semiáridos.

El objetivo general fue comprender cómo la presión ganadera acumulada alrededor de las aguadas influyó sobre la composición vegetal, la biomasa, la condición forrajera, el banco de semillas y los patrones espaciales mediante percepción remota. Para ello, primero se delimitó el área de estudio mediante modelos digitales de elevación, lo que permitió reconocer dos unidades geomorfológicas principales: el Piedemonte Oriental de la Sierra de Valle Fértil y la Planicie de Inundación del Río Valle Fértil. Esta diferenciación fue clave para interpretar las respuestas de la vegetación en un paisaje heterogéneo, condicionado por diferencias en relieve, drenaje, acumulación de agua y dinámica sedimentaria.

La metodología general integró análisis geomorfológico, relevamientos de campo, transectas de vegetación, estimación de biomasa, clasificación funcional de especies, evaluación del banco de semillas germinables y análisis de imágenes satelitales. En los capítulos vinculados con la vegetación se utilizaron gradientes de distancia a las fuentes de agua, diferenciando sectores cercanos, intermedios y lejanos. La distancia a la aguada fue considerada un indicador indirecto de presión ganadera acumulada. Los análisis incluyeron modelos lineales generalizados mixtos, análisis multivariados y correlaciones.

Los resultados mostraron que la presión ganadera estructuró la composición taxonómica y funcional de las comunidades vegetales. En general, los sectores cercanos a las fuentes de agua presentaron mayor participación de especies no forrajeras o de menor valor para el ganado, mientras que los sectores alejados mostraron mayor presencia de gramíneas forrajeras. Este patrón evidenció el efecto de piosfera, es decir, una organización radial del disturbio ganadero alrededor de las aguadas. Sin embargo, la respuesta de la

vegetación no fue uniforme, ya que estuvo modulada por la geomorfología y la posición topográfica.

La biomasa y la condición utilitaria de las gramíneas también variaron a lo largo del gradiente. En ambas unidades geomorfológicas, los sectores cercanos a las aguadas presentaron menor biomasa, mientras que los sectores alejados concentraron mayores valores y mejor condición forrajera. En el Piedemonte, este patrón fue más marcado, con una mejora progresiva desde una condición pobre en los sectores cercanos hacia condiciones buenas o excelentes en los sectores alejados. En la Planicie de Inundación, la cobertura total fue más estable, pero la composición botánica mejoró con la distancia por el aumento relativo de especies deseables.

El análisis del banco de semillas germinables mostró que la capacidad de regeneración del pastizal fue parcial y limitada. La correspondencia entre vegetación aérea y banco de semillas varió entre unidades geomorfológicas. Las gramíneas forrajeras no presentaron una distribución claramente asociada a la distancia al agua ni a la cobertura arbustiva, mientras que las especies no forrajeras tendieron a concentrarse en sectores cercanos o intermedios a las aguadas.

Finalmente, la percepción remota amplió la interpretación espacial de los patrones observados en campo. La transformación Tasseled Cap, especialmente el índice de humedad, permitió diferenciar clases espectrales asociadas con vegetación, topografía y uso ganadero. En conjunto, la tesis concluyó que la presión ganadera asociada a las fuentes de agua modificó la estructura, composición, biomasa, condición forrajera y potencial de regeneración de los pastizales, aunque estos efectos dependieron del contexto geomorfológico y topográfico.

Summary

The thesis analyzed the influence of grazing pressure on the natural grasslands of the Arid Chaco, considering its interaction with geomorphology, topography, and distance from permanent water sources. The study was framed within the context of the Anthropocene, understood as a stage of environmental transformation produced by human action, and addressed the historical effects of extensive livestock grazing, forest exploitation, and changes in land use on the structure and functioning of arid ecosystems.

The general objective was to understand how accumulated grazing pressure around watering points influenced plant composition, biomass, forage condition, the seed bank, and spatial patterns detectable through remote sensing. To this end, the study area was first delimited using digital elevation models, which made it possible to recognize two main geomorphological units: the Eastern Piedmont of the Sierra de Valle Fértil and the Floodplain of the Valle Fértil River. This differentiation was key to interpreting vegetation responses in a heterogeneous landscape shaped by differences in relief, drainage, water accumulation, and sedimentary dynamics.

The general methodology integrated geomorphological analysis, field surveys, vegetation transects, biomass estimation, functional classification of species, evaluation of the germinable seed bank, and satellite image analysis. In the chapters related to vegetation, distance gradients from water sources were used, distinguishing near, intermediate, and far sectors. Distance from the watering point was considered an indirect indicator of accumulated grazing pressure. The analyses included generalized linear mixed models, principal component analysis, correlations, and multivariate procedures.

The results showed that grazing pressure structured the taxonomic and functional composition of plant communities. In general, sectors near water sources showed a greater contribution of non-forage species or species of lower value for livestock, whereas distant sectors showed a greater presence of forage grasses. This pattern evidenced the piosphere effect, that is, a radial organization of grazing disturbance around watering points. However, vegetation response was not uniform, as it was modulated by geomorphology and topographic position.

Biomass and the utilitarian condition of grasses also varied along the gradient. In both geomorphological units, sectors near watering points had lower biomass, whereas distant

sectors concentrated higher values and better forage condition. In the Piedmont, this pattern was more marked, with a progressive improvement from poor condition in nearby sectors toward good or excellent conditions in distant sectors. In the Floodplain, total cover was more stable, but botanical composition improved with distance due to the relative increase in desirable species.

The analysis of the germinable seed bank showed that the regenerative capacity of the grassland was partial and limited. The correspondence between aboveground vegetation and the seed bank varied between geomorphological units. Forage grasses did not show a distribution clearly associated with distance from water or shrub cover, whereas non-forage species tended to concentrate in near or intermediate sectors around watering points.

Finally, remote sensing broadened the spatial interpretation of the patterns observed in the field. The Tasseled Cap transformation, especially the wetness index, made it possible to differentiate spectral classes associated with vegetation, topography, and livestock use. Overall, the thesis concluded that grazing pressure associated with water sources modified the structure, composition, biomass, forage condition, and regeneration potential of grasslands, although these effects depended on the geomorphological and topographic context.

Capítulo 1

Introducción al tema de estudio: formulación del problema de investigación y delimitación del área de estudio

1.1. Introducción general al tema

Antropoceno y pastizales naturales

El concepto de Antropoceno surge como una propuesta para reconocer la magnitud del impacto humano sobre los sistemas naturales y su capacidad para modificar los procesos geológicos, biológicos y atmosféricos del planeta. A diferencia de otras épocas geológicas definidas por eventos naturales, el Antropoceno representa una etapa en la que la actividad humana se convierte en una fuerza dominante capaz de alterar los ciclos biogeoquímicos, las tasas de erosión, sedimentación y productividad primaria, así como la estructura y función de los ecosistemas terrestres. En este sentido constituye una señal indiscutible de la transformación global del paisaje (Dürbeck et al., 2015). Si bien el término aún no ha sido formalmente aceptado dentro de la escala temporal geológica, su uso resulta útil para describir un período reciente en el que la influencia humana adquirió una magnitud capaz de dejar señales ambientales y sedimentarias de alcance global (International Commission on Stratigraphy, 2024).

Más allá de su dimensión geológica, el Antropoceno se ha consolidado como un marco interpretativo que invita a reflexionar sobre la relación entre naturaleza y sociedad. Butzer (2015) propone entenderlo no como una era geológica estrictamente definida, sino como un paradigma en desarrollo que permite analizar cómo los sistemas humanos y naturales interactúan y se retroalimentan a distintas escalas espaciales y temporales.

A lo largo de miles de años, los pastizales naturales, definidos como ecosistemas no cultivados, dominados principalmente por gramíneas, hierbas y, en algunos casos, arbustos y árboles nativos, cuya composición y estructura resultan de procesos ecológicos naturales y del manejo histórico, y que proveen forraje y otros servicios ecosistémicos, han sido utilizados por comunidades humanas que practicaron el pastoreo y la movilidad como estrategias adaptativas frente a la variabilidad climática y la escasez de recursos (Batello et al., 2010). El manejo y uso de los pastizales no implica necesariamente degradación ambiental, sino una forma histórica de coexistencia entre procesos ecológicos y necesidades humanas. En muchos casos, su dinámica ecológica continúa

regulada principalmente por factores abióticos, como las precipitaciones o la temperatura, más que por las actividades humanas directas (Sayre et al., 2017).

La historia del uso de los pastizales muestra que las transformaciones más profundas no provienen del pastoreo tradicional, sino de los cambios en las estructuras económicas y políticas que determinan la apropiación del territorio. Desde la colonización europea, las políticas de sedentarización y privatización de la tierra desplazaron los sistemas pastoriles móviles que promovían un uso sostenible de los recursos. Estos procesos consolidaron modelos productivos intensivos que alteraron las funciones ecológicas, favoreciendo la desertificación. El Antropoceno, por tanto, no solo refleja el impacto humano, sino la expresión de formas de organización social y económica que priorizan la rentabilidad por sobre la sostenibilidad ecológica (Svampa, 2019; Machado Aráoz, 2016).

Las transformaciones más profundas ocurren cuando se rompen las relaciones de reciprocidad entre comunidades y ecosistemas, reemplazando el uso adaptativo por modelos extractivos. En contraste, algunos sistemas pastoriles móviles y las formas comunales de tenencia de la tierra han demostrado una notable capacidad para mantener el equilibrio entre productividad y conservación en entornos variables (Sayre et al., 2017).

El análisis del Antropoceno desde los pastizales revela que este concepto debe entenderse más como una condición histórica que como una simple categoría geológica. Los pastizales son espacios donde se manifiesta la interacción entre sociedad y naturaleza, reflejando tanto la expansión del impacto humano como la persistencia de estrategias culturales de adaptación y resiliencia frente a la variabilidad ecológica (Sayre et al., 2017).

El Antropoceno en el Chaco Árido

El Chaco Árido es una de las regiones más representativas del centro-oeste argentino. Su clima árido y sus suelos pobres en materia orgánica condicionaron históricamente la ocupación humana. Desde hace más de cinco mil años, las poblaciones locales desarrollaron formas de vida adaptadas a la escasez hídrica, combinando la caza, la recolección y una agricultura incipiente con el aprovechamiento del bosque nativo. Durante la época incaica, el territorio fue parcialmente incorporado al Kollasuyu, uno de los cuatro grandes territorios administrativos del Tawantinsuyu, adoptando innovaciones tecnológicas reinterpretadas según las condiciones áridas locales (Karlin et al., 2013).

Con la colonización española, la relación entre sociedad y ambiente comenzó a alterarse. Las formas comunales de uso fueron reemplazadas por un modelo agroganadero y forestal dependiente de la extracción intensiva del bosque (Karlin et al., 2013).

La sustitución del manejo tradicional por modelos extractivos alteró los equilibrios ecológicos. No obstante, la persistencia de prácticas pastoriles familiares y conocimientos locales demuestra que aún existen formas de habitar el territorio con capacidad de resiliencia frente a la variabilidad ambiental (Sugiyama et al., 2025; Quiroga et al., 2009)

Los pastizales del Chaco Árido son sistemas en los que convergen procesos ecológicos naturales y transformaciones culturales que han modelado un paisaje híbrido entre naturaleza y sociedad. Comprender esta historia compartida es clave para imaginar alternativas de manejo sustentable que reconozcan los límites ecológicos del ambiente y las posibilidades de adaptación social ante el cambio global.

Transformaciones del modelo de explotación ganadera y forestal

Originalmente cubierto por un bosque continuo de quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), el Chaco Árido fue sometido a una intensa explotación forestal entre fines del siglo XIX y mediados del XX, impulsada por la demanda de madera y tanino asociada al auge ferroviario. La primera etapa de ocupación estuvo marcada por la tala de bosques nativos. Los obreros se instalaron en torno a las fuentes de agua e introdujeron animales domésticos, como bovinos, ovinos, equinos y mulares, que se alimentaban del pastizal natural. Una vez agotados los recursos madereros, los empresarios avanzaban hacia nuevos terrenos, dejando campos talados donde se establecían explotaciones ganaderas manejadas por puesteros. Este ciclo de tala, abandono, regeneración y nuevo aprovechamiento se repitió durante décadas, configurando la estructura rural actual (Díaz, 2007).

Posteriormente, la expansión de la ganadería extensiva, basada casi exclusivamente en el forraje nativo, profundizó los procesos de fragmentación y degradación vegetal. La región sostiene una ganadería de baja productividad: el estrato herbáceo constituye la base alimenticia del ganado, pero su disponibilidad y calidad varían estacional y espacialmente. En este contexto, las especies forrajeras deseables tienden a ser reemplazadas progresivamente por pastos no palatables, lo que reduce la oferta de forraje y la capacidad de carga (Karlin et al., 2013).

El estrato leñoso, aunque de menor valor forrajero, cumple un papel complementario durante los períodos secos, aportando hojas y frutos. Sin embargo, el ramoneo continuo y la falta de regeneración natural promueven la dominancia de arbustos envejecidos y el desarrollo de una estructura cerrada y poco productiva (Coria et al., 2021).

En los ecosistemas chaqueños, la vegetación presenta dos estratos funcionales principales: leñoso y herbáceo. Aunque coexisten e interactúan, difieren en su dinámica temporal y respuesta ante perturbaciones (Coria et al., 2021). La interacción entre ambos define las trayectorias sucesionales y la resiliencia de los pastizales naturales del Chaco Árido frente a disturbios antrópicos y climáticos (Roger et al., 2025; Lipoma et al., 2021).

1.2. Problema general de investigación

La presión ganadera asociada a las fuentes de agua permanentes no se distribuye de manera uniforme, sino que genera gradientes de uso que pueden modificar la composición de la vegetación, la biomasa y la regeneración de las gramíneas. A su vez, estos efectos ocurren sobre un paisaje geomorfológicamente heterogéneo, que condicionan la dinámica de la vegetación. En este marco, el problema general de esta tesis fue analizar cómo la presión ganadera, en interacción con la geomorfología, influye sobre la estructura de las comunidades vegetales y en el funcionamiento de los pastizales naturales del Chaco Árido de San Juan.

1.3. Pregunta general de la tesis

¿Cómo influye la presión ganadera asociada a fuentes de agua permanentes, sobre los pastizales naturales del Chaco Árido?

1.4. Preguntas de investigación

Capítulo 1. ¿Cómo delimitar espacialmente el área de estudio a partir del análisis de modelos digitales de elevación y la identificación de unidades geomorfológicas?

Capítulo 2. ¿Cómo varían la composición y la estructura de las comunidades vegetales a lo largo del gradiente de distancia a las fuentes de agua permanentes y entre unidades geomorfológicas?

Capítulo 3. ¿Cómo influye la presión ganadera asociada a fuentes de agua permanentes, sobre la cobertura, la biomasa y la condición utilitaria del estrato de gramíneas?

Capítulo 4. ¿Cómo influyen la estructura del pastizal, la presencia de arbustos y la proximidad a las fuentes de agua en la composición y distribución del banco de semillas germinables?

Capítulo 5. ¿Cómo cuantificar, a escala espacial, los patrones de la vegetación y en qué medida estos permiten identificar la intensidad y la extensión de la presión ganadera según la distancia a la fuente de agua y la geomorfología?

1.5. Caracterización Ambiental de la Región del Chaco Árido.

El estudio se llevó a cabo en el Chaco Árido, el extremo suroeste del Gran Chaco, que se extiende a lo largo de aproximadamente 9,6 millones de hectáreas en el centro-oeste de Argentina (64°00' y 67°50' O - 28°20' y 34°00' S) (Ragonese y Castiglioni 1970; Morello et al. 1985 citados en Zeballos et al., 2023; Karlin et al. 2013) (Figura 1). Desde el punto de vista biogeográfico, el Chaco Árido se incluye en la Región Chaqueña y, dentro de ella, en la Provincia Chaqueña Meridional (Rivas Martínez et al. 2011 citado en Zeballos et al., 2023). A nivel sudamericano, el área de estudio se incluye en el geocomplejo de bosques y matorrales espinosos caducifolios de tierras bajas, y dentro de este complejo, pertenece a la Provincia Chaco Meridional (Navarro et al. 2023 citado en Zeballos et al., 2023). Dentro de Argentina, el Chaco árido pertenece a la provincia fitogeográfica del Chaco (Morello et al. 1985; Biurrún et al. 2012 citado en Zeballos et al., 2023) y ha sido reconocido como un distrito diferente (Distrito Llanos) por Ragonese y Castiglioni (1970 citado en Zeballos et al., 2023) y, más recientemente, por Oyarzábal et al. (2018 citado en Zeballos et al., 2023).

La transición entre el Chaco Árido y la provincia fitogeográfica del Monte ha sido objeto de controversia desde hace décadas (Lorentz 1876; Hauman 1947; Parodi 1964 citado en Zeballos et al., 2023), hasta que Morello (1958 citado en Zeballos et al., 2023) trazó el límite aproximadamente a lo largo de la isohieta de 250 mm y señaló la existencia de un cinturón de transición donde coexisten taxones de ambas unidades. Desde el punto de vista bioclimático, el área de estudio pertenece al bioclima tropical xérico (Rivas Martínez et al., 2011 citado en Zeballos et al., 2023). Las precipitaciones anuales oscilan entre más de 500 mm en el este y 250-300 mm en el oeste del área, con lluvias concentradas en la estación cálida (más del 70 % de las precipitaciones se producen entre noviembre y abril) (Karlin et al., 2013). En contraste con el pronunciado gradiente de precipitaciones, la zona presenta una condición isotérmica relativa y las temperaturas medias anuales varían

entre aproximadamente 21 °C en el norte y 18 °C en el sur (Karlin et al., 2013). Las temperaturas máximas absolutas pueden superar los 45 °C durante los meses más cálidos, mientras que las heladas pueden producirse entre mayo y agosto. Debido a las altas temperaturas, la intensa radiación solar y la baja humedad relativa, la evapotranspiración potencial es elevada, oscilando entre más de 1600 mm/año en el norte y 900 mm/año en el extremo sur (Capitanelli 1979^a citado en Zeballos et al., 2023; Karlin et al. 2013).

El Chaco árido ocupa cuencas sedimentarias (denominadas localmente bolsones), que son lugares de deposición activa de sedimentos completamente rodeados por montañas recientemente elevadas (Carignano et al., 2014 citado en Zeballos et al., 2023). No hay ríos permanentes, solo cursos de agua temporales. En los bolsones se pueden reconocer diferentes accidentes geográficos: el piedemonte (zonas de transición entre las laderas empinadas y las llanuras, conocidas localmente como bajadas en sus partes distales), llanuras fluvio-eólicas, lagos secos (playas), salinas y zonas salinas fangosas (barreales) (Capitanelli, 1979b; Cabido et al., 1992; Cabido et al., 1994; Morlans y Guichón 1998 citado en Zeballos et al., 2023; Karlin et al., 2013). Las playas y los barreales son zonas bajas, con suelos salinos, mientras que las salinas son zonas planas ocupadas por sal. Las playas, los barreales y las salinas suelen carecer de vegetación, excepto en su perímetro (Karlin et al., 2013). Los campos de dunas se encuentran entre las playas y las salinas, o dispersas en las llanuras. Las dunas suelen estar compuestas por arenas relativamente finas que se estabilizan principalmente gracias a la vegetación halófito y xerófito (Karlin et al., 2013). Los suelos más frecuentes en el Chaco Árido son los aridisoles y los entisoles (Peña Zubiate et al., 1998; Blanco et al., 2005 citado en Zeballos et al., 2023). En general, el contenido de materia orgánica es inferior al 1 % y la textura varía de suelos arenosos a arcillosos (Gómez et al., 1993; Ayan et al., 2010 citado en Zeballos et al., 2023). El bosque de *Aspidosperma quebracho-blanco*, considerado por numerosos autores como la vegetación potencial del Chaco Árido, se encuentra actualmente muy fragmentado y reducido a unos pocos parches en áreas protegidas o en territorios aislados del piedemonte con poca perturbación. El resto de las llanuras están cubiertas por diferentes fases de degradación del bosque de *Aspidosperma*: bosques bajos y bosques caducifolios, matorrales cerrados y matas, así como parches con baja cobertura vegetal y altos porcentajes de suelo desnudo, conocidos localmente como “peladares” (Morello et al., 1985; Cabido et al., 1992; Hoyos et al., 2018 citado en Zeballos et al., 2023).

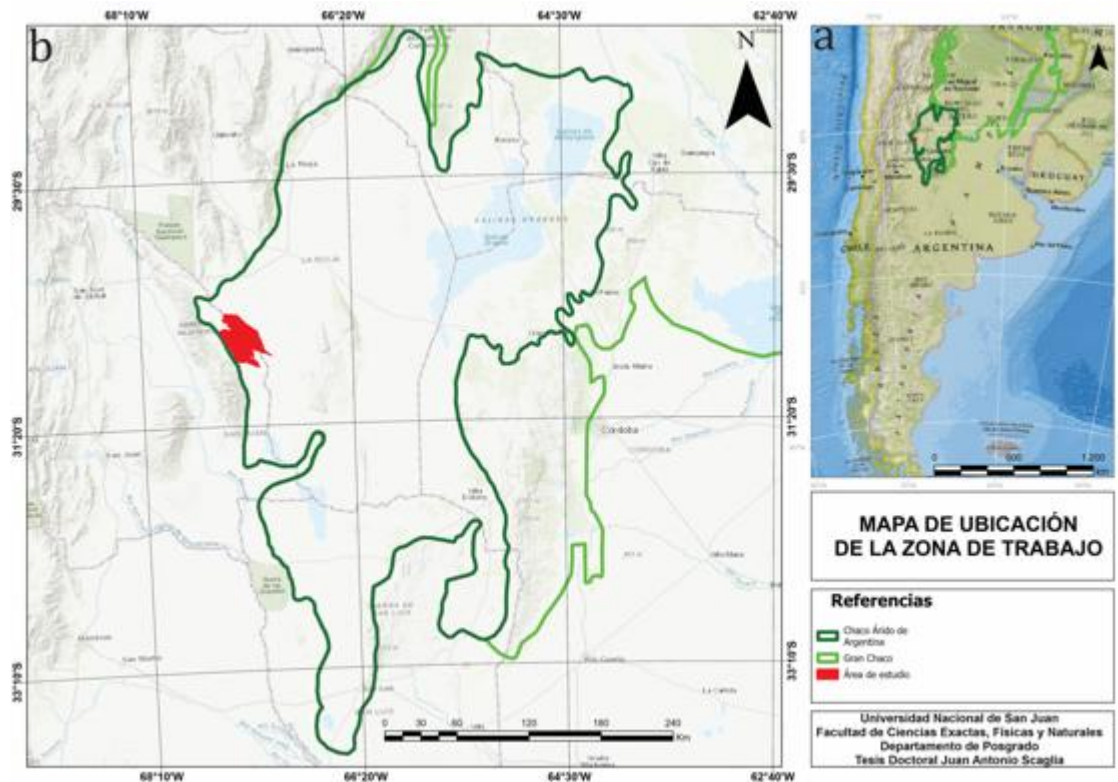


Figura 1. Área de estudio: a) Ubicación del Chaco Árido en Argentina y dentro del Gran Chaco; y b) Ubicación del área de estudio respecto del Chaco Árido (Zeballos et al., 2023).

1.6. Delimitación de las de las unidades geomorfológicas consideradas en el trabajo.

A diferentes escalas, el relieve constituye un componente clave en el análisis de la dinámica ambiental, por lo tanto su descripción y análisis son la base para la clasificación del paisaje (Sayago, 1982). La delimitación de unidades geomorfológicas adquiere especial relevancia al momento de registrar otros componentes o comprender los procesos que se desarrollan en el medio físico, como la dinámica vegetal y los procesos de erosión - transporte – deposición. En este sentido, la caracterización geomorfológica de un área resulta fundamental para reconocer unidades fisiográficamente homogéneas y los procesos que se manifiestan en ellas (Martinelli, 2009).

En la misma línea, Marston (2010) plantea que el relieve constituye un componente esencial en la dinámica de los procesos biológicos, ya que influye en la formación de suelos, regula la dinámica hídrica, modifica las condiciones climáticas y determina el marco físico donde se establecen las distintas comunidades vegetales de un ecosistema. Asimismo, Flores (2008), Morello (1958) y Reynolds y Wu (1999) señalan que los factores abióticos (como las variaciones topográficas, hidrológicas y litológicas, junto con el

escurrimiento pluvial) son los principales responsables de la heterogeneidad de la vegetación a escala regional. En este contexto, el análisis del relieve adquiere una relevancia particular, siendo la geomorfología la disciplina encargada de su estudio. Dentro de ella, la geomorfometría se orienta a describir, caracterizar y analizar las relaciones entre los distintos elementos del relieve. Para ello, emplea los Modelos Digitales de Elevación (MDE), que permiten representar el relieve como una estructura numérica continua, donde la altura se considera una variable cuantitativa y espacialmente distribuida (Felicísimo, 1999).

Un Modelo Digital de Elevación (MDE) es una representación simplificada que permite describir una variable sobre una superficie tridimensional. En dicho modelo, los ejes X e Y definen las coordenadas horizontales del espacio, mientras que el eje Z indica la altura o elevación en cada punto (Bosque, 1997). En la actualidad, existen diversos modelos digitales de elevación de libre acceso, con cobertura global o casi global y una calidad adecuada para estudios a diferentes escalas, desde la regional hasta la local. Entre ellos, se destaca el modelo derivado del satélite ALOS PALSAR®, que ofrece una resolución espacial de 12,5 m (González, 2020).

En este capítulo se presentan las unidades homogéneas identificadas y caracterizadas a partir de criterios geomorfológicos.

1.7. Objetivo del capítulo

Delimitar e identificar sobre la base del procesamiento de un modelo digital de elevación (MDE), las unidades geomorfológicas del área de estudio.

1.8. Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se ubica en el Departamento de Valle Fértil, provincia de San Juan - Argentina, abarcando los paralelos 30°50' y 30°29' S y los meridianos 67°27' y 67°12' O, con una superficie estimada de 1.000 km². La depresión, conocida como Bajo Oriental, se ubica al este de las Sierras de Valle Fértil-La Huerta y limita al este con la provincia de La Rioja.

El clima se clasifica como desértico según el sistema Köppen-Geiger (Peel et al., 2007). La temperatura media anual es de 17,9°C, con una precipitación anual que oscila entre 200 y 300 mm. La comunidad vegetal está compuesta por un bosque abierto de *Aspidosperma quebracho blanco*, *Neltuma flexuosa* y *Bulnesia retama*, con un estrato arbustivo dominado

por *Larrea divaricata*. El estrato herbáceo está bien representado por varios géneros, como *Leptochloa*, *Setaria*, *Aristida* y *Pappophorum*, entre otros.

Delimitación de las unidades geomorfológicas

La unidad de análisis general corresponde a la cuenca del Bajo Oriental de Valle Fértil, cuya subdivisión en subcuencas permitió delimitar con mayor precisión las unidades geomorfológicas de estudio y abordar la heterogeneidad interna del área, considerando las particularidades de cada sector y su dinámica superficial.

Para identificar las zonas homogéneas a escala del paisaje (1:500000), primero se delimitaron las subcuencas del área de estudio como unidades de organización hidrológica y morfo sedimentaria. Esta delimitación permitió reconocer la dirección general de los flujos, la conectividad entre sectores de aporte y acumulación y la procedencia de los materiales parentales. Sobre esa base, y a partir del análisis geomorfológico, se identificaron las unidades geomorfológicas de estudio, definidas según las características del relieve, la dinámica superficial y los rasgos morfogenéticos dominantes.

Para el procesamiento del modelo digital del terreno se utilizaron imágenes del modelo digital de elevación (MDE) con una resolución espacial de 12,5 m, obtenidas a partir del satélite ALOS PALSAR© (conjunto de datos JAXA/METI ALOS PALSAR© L1.0, 2007; último acceso: 23 de abril de 2018), adquiridas en el Alaska Satellite Center. A partir del DEM sin depresiones se generaron un ráster de acumulación de flujo y un ráster de dirección de flujo.

El ráster de dirección de flujo se utilizó para delimitar los perímetros de las subcuencas hidrográficas asociadas a los principales cursos de agua del área de estudio. Posteriormente, el ráster resultante fue vectorizado y sometido a corrección geométrica. El procesamiento digital de las imágenes se realizó en la interfaz GRASS del programa QGIS 3.14.15.

La delimitación de las unidades geomorfológicas se realizó mediante la interpretación integrada del modelo digital de elevación y de la red de drenaje. Se consideraron como criterios principales la posición topográfica, la pendiente, la morfología del terreno, el patrón de escurrimiento, la continuidad espacial de las geoformas y su contexto dentro del sistema de drenaje. Con base en estos atributos se definieron sectores relativamente

homogéneos desde el punto de vista morfológico y morfodinámico, a partir de los cuales se delimitaron las unidades geomorfológicas del área de estudio.

1.9. Resultados

Delimitación de las unidades geomorfológicas

Los ambientes sedimentarios recientes son especialmente sensibles a las estrategias de colonización de la vegetación, debido principalmente a las estructuras sedimentarias y a la forma en que se disponen sus depósitos. El tipo de depósito sedimentario que caracteriza a cada unidad geomorfológica influye directamente en la distribución de la vegetación (Flores et al., 2019). Por este motivo, es necesario diferenciar las unidades geomorfológicas en el área de estudio, ya que la dinámica espacial y temporal de las variables morfométricas influye de forma diferencial sobre la vegetación asociada. En consecuencia, el impacto del pastoreo será diferente en unidades con relieve disímil. Las unidades geomorfológicas diferenciados fueron: Piedemonte Oriental de la Sierra de Valle Fértil y Planicie de Inundación del Río Valle Fértil (Figura 2, 3 y 4).

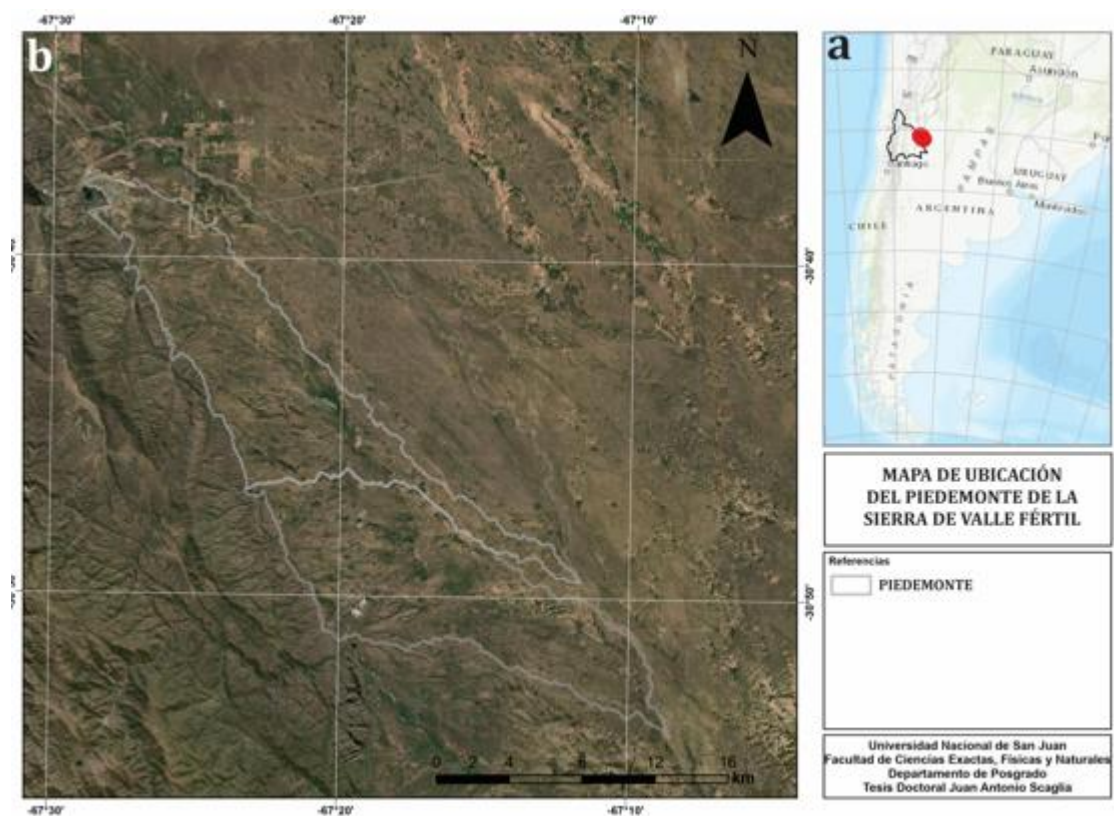


Figura 2: Delimitación de la unidad geomorfológica del Piedemonte.

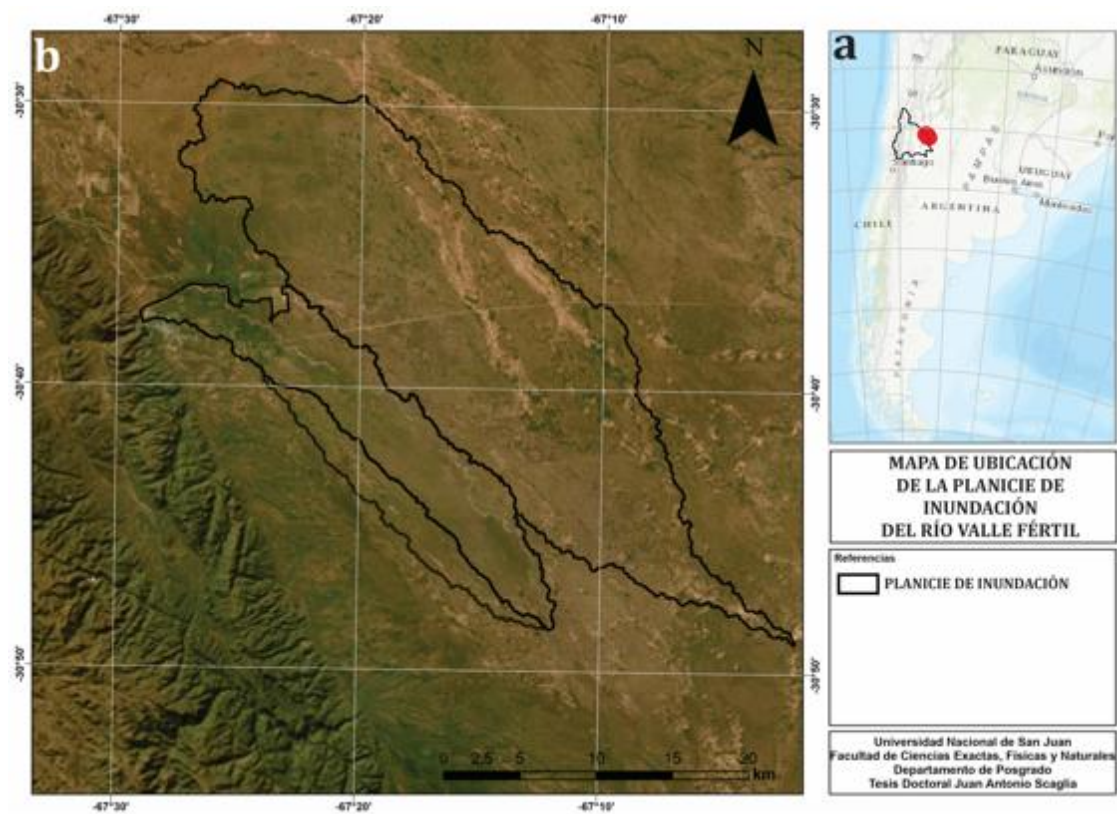


Figura 3: Delimitación de las unidades geomorfológicas de la Planicie de Inundación.



Figura 4: Vista panorámica en 3 dimensiones de la ubicación del Piedemonte y Planicie de Inundación.

Piedemonte Oriental de la Sierra de Valle Fértil – La Huerta

Esta unidad corresponde a un relieve intermedio compuesta por depósitos aluviales. La dinámica actual está dominada por los cursos hídricos temporarios que descienden de las

sierras más elevadas. Está integrada por materiales provenientes de la meteorización del cordón serrano, cuya granulometría varía desde bloques y rodados tamaño grava mediana a gruesa a arenas, limo y matriz arcillosa (Varela et al., 1998). Las arenas son cuarzos o feldespatos, generalmente micáceos. Las gravas están formadas por rodados derivados del basamento metamórfico. La pendiente regional sigue una dirección predominante de noroeste a sudeste, y no supera el 1 % en promedio.

Planicie de Inundación del Río Valle Fértil

Corresponde a la llanura ubicada en ambos márgenes del río de Valle Fértil donde se han acumulado depósitos fluviales con una participación eólica suficiente como para poder representar esta unidad a la escala del mapa. Se encuentran aquí materiales depositados por los antiguos cauces que, en parte, están cubiertos o intercalados por arenas eólicas.

En general predominan aquí las arenas y limos, pero las gravillas y gravas tienen cierta importancia en las partes proximales a estas llanuras y semibolsones. La pendiente regional sigue una dirección predominante de noroeste a sudeste, y no supera el 1 % en promedio.

Topografías dentro de las Unidades Geomorfológicas

Topografías Bajas

En ambas unidades geomorfológicas, las topografías bajas (Bajos) constituyen áreas de acumulación de agua, que se caracterizan por ser superficies relativamente planas o ligeramente deprimidas en comparación con las partes más elevadas del relieve, lo que facilita el estancamiento o acumulación de agua, ya sea por escorrentía superficial y/o por infiltración limitada. Estas topografías actúan como zonas de almacenamiento natural de agua, especialmente durante temporadas de lluvias, y juegan un papel importante en el balance hídrico del paisaje (Figuras 5 y 6). Las áreas deprimidas se presentan con alta variabilidad espacial en las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo. Esto ocurre en distancias relativamente cortas, circunstancia que, en muchos casos, permite la existencia de un heterogéneo mosaico de suelos con características disímiles (Ke y Zhang, 2024).

Topografías Altas

Las topografías altas corresponden a las posiciones relativamente más elevadas del relieve local. En el piedemonte, estas topografías se asocian con sectores de interfluvios, donde el escurrimiento es más eficiente y la acumulación de agua es menor que en los

bajos adyacentes. En la planicie de inundación, las topografías altas corresponden a sectores levemente sobreelevados respecto de las áreas deprimidas circundantes, por lo que presentan menor permanencia del agua superficial y mejores condiciones de drenaje (Figuras 5 y 6). En conjunto, estas posiciones topográficas altas se diferencian de los bajos por su menor tendencia al anegamiento y por constituir ambientes relativamente más áridos dentro de la heterogeneidad geomorfológica del paisaje (Tarolli, 2014).

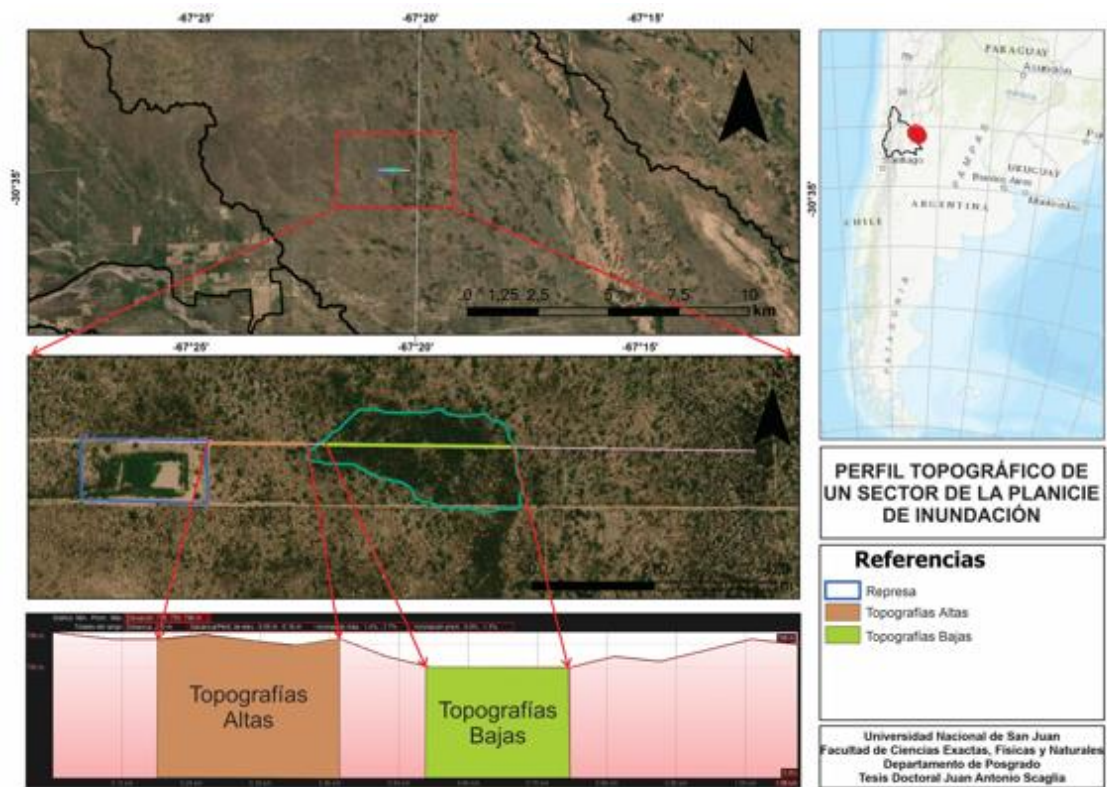


Figura 5: Perfil topografico cerca de una represa en la Planicie de Inundación.

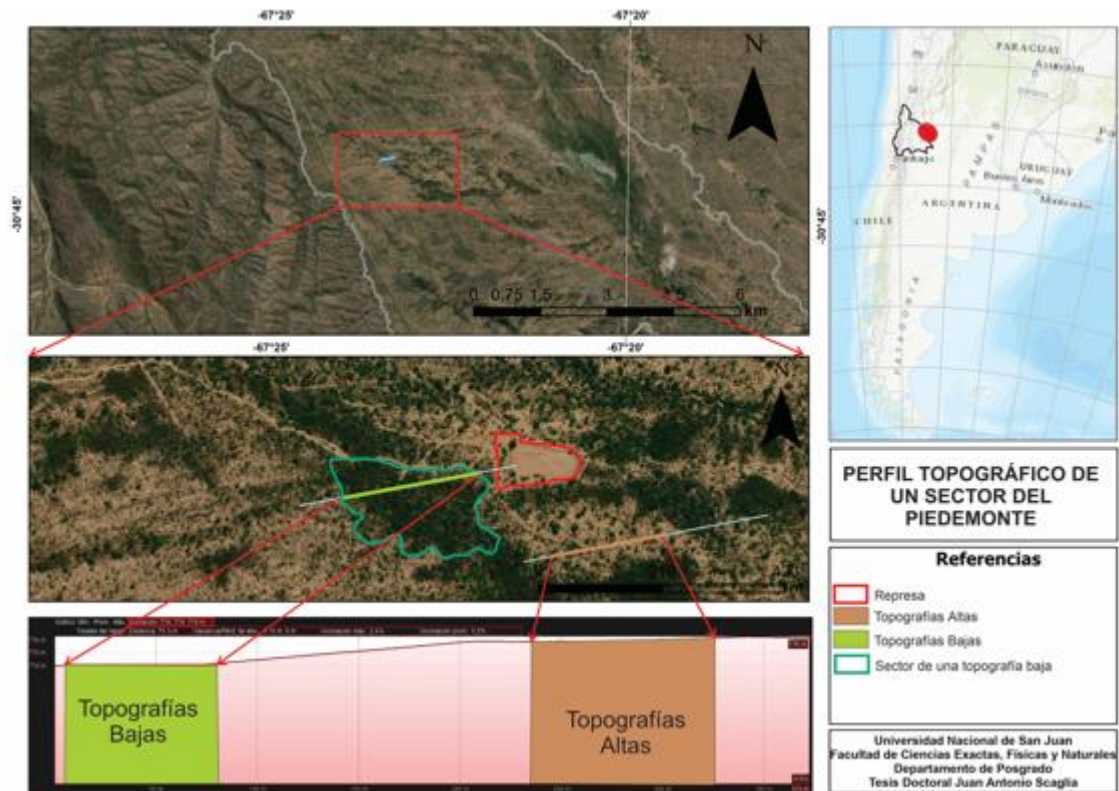


Figura 6: Perfil topografico cerca de una represa en el Piedemonte.

1.10. Conclusiones

El análisis del modelo digital de elevación permitió delimitar dos unidades geomorfológicas principales en el área de estudio: el Piedemonte Oriental de la Sierra de Valle Fértil y la Planicie de Inundación del Río Valle Fértil.

Esta diferenciación mostró que el paisaje presenta una heterogeneidad geomorfológica, asociada a contrastes en relieve, drenaje y dinámica sedimentaria, con implicancias ecológicas directas sobre la organización espacial de la vegetación.

A su vez, la identificación de topografías altas y bajas dentro de cada unidad permitió reconocer variaciones internas relevantes en las condiciones de acumulación de agua y drenaje.

Los resultados obtenidos establecen una delimitación espacial para interpretar, en los capítulos siguientes, la influencia conjunta de la geomorfología y la presión ganadera sobre la estructura y el funcionamiento de los pastizales natural del Chaco Árido en el área de estudio.

1.11. Bibliografía

Bosque, J. (1997). *Sistemas de Información Geográfica*. Madrid: Riapl. 440 pp.

Batello, C., Wade, L., Cox, S., Pogna, N., Bozzini, A., y Choptiany, J. (2010). *Plant genetic resources of forage crops, pasture and rangelands*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Butzer, K. (2015). Anthropocene as an evolving paradigm. *The Holocene*, 25(10), 1539-1541.

Coria, R. D., Kunst, C. R., y Bravo, S. J. (2021). Un aporte al entendimiento de la lignificación de los pastizales/sabanas del Chaco Semiárido sudamericano. *Ecología Austral*, 31(3), 456-474.

Díaz, R. O. (2007). *Utilización de pastizales naturales*. Editorial Brujas.

Dürbeck, G., Schaumann, C., y Sullivan, H. (2015). Human and Non-human Agencies in the Anthropocene / Agencialidades humanas y no-humanas en el Antropoceno. *European Journal of Literature, Culture and the Environment*, 6, 118-136.
<https://doi.org/10.37536/ecozone.2015.6.1.642>

Felícísimo, Á. (1999). *Modelos Digitales del Terreno. Introducción y aplicaciones a las ciencias ambientales*. Biblioteca de Historia Natural, 3. Pentalfa Ediciones, Oviedo. 122 pp.

Flores, D. (2008). Caracterización biológica del valle de Zonda. En *El valle de Zonda*. San Juan, Argentina: Instituto y Museo Manzi. Zonda. Registro del Archivo de la Provincia de San Juan.

Flores, D., Ocaña, E., y Rodríguez, A. I. (2019). Relaciones entre las propiedades del relieve y los patrones de vegetación en el Cerro Zonda, Precordillera Central de San Juan, Argentina. *Revista de Ciencias de la Tierra de América del Sur*, 96, 102359.

González, R. (2020). Determinación de factores de corrección altitudinal para modelos digitales de elevación. *Revista Geográfica de Chile Terra Australis*, 56, 1-10.
<https://doi.org/10.23854/07199562.2020561.gonzalez110>

International Commission on Stratigraphy (ICS). (2024). *Joint statement by the IUGS and ICS on the vote by the ICS Subcommittee on Quaternary Stratigraphy*. International Commission on Stratigraphy.

Karlin, M. S., Karlin, U., Coirini, R. O., Reati, G. J., y Zapata, R. (2013). *El Chaco Árido*. Marcos Sebastián Karlin.

Ke, Q., y Zhang, K. (2024). Scale issues in runoff and sediment delivery (SIRSD): A systematic review and bibliometric analysis. *Earth-Science Reviews*, 104729.

Lipoma, M., Cabrol, D., Cuchietti, A., Enrico, L., Gorné, L., y Díaz, S. (2021). Low resilience at the early stages of recovery of the semi-arid Chaco forest—Evidence from a field experiment. *Journal of Ecology*, 109, 3246-3259. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13622>

Machado Aráoz, H. A. C. (2016). *Sobre la Naturaleza realmente existente: la entidad “América” y los orígenes del Capitaloceno. Dilemas y desafíos de especie*.

Marston, R. A. (2010). Geomorphology and vegetation on hillslopes: Interactions, dependencies, and feedback loops. *Geomorphology*, 116, 206-217.

Martinelli, M. (2009). *Caracterización de la degradación de tierras en sistemas productivos de zonas áridas, en Valle Fértil, noreste de San Juan, Argentina. Identificación de indicadores*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales. Universidad Nacional de Río Cuarto. 160 pp.

Morello, J. (1958). *La provincia fitogeográfica del Monte*. Opera Lilloana, (2). Fundación M. Lillo. 155 pp.

Peel, M. C., Finlayson, B. L., y McMahon, T. A. (2007). Mapa mundial actualizado de la clasificación climática de Köppen-Geiger. *Hidrología y Ciencias del Sistema Terrestre*, 11(5), 1633-1644.

Quiroga, R., Blanco, L., y Ferrando, C. (2009). A case study evaluating economic implications of two grazing strategies for cattle ranches in northwest Argentina. *Rangeland Ecology & Management*, 62, 435-444. <https://doi.org/10.2111/08-044.1>

Reynolds, J. F., y Wu, J. (1999). Do landscape structural and functional units exist? Integrating hydrology, ecosystem dynamics, and biogeochemistry in complex landscapes. 273-296 pp.

Roger, E., Bianchini, C., y Ledesma, R. (2025). The Floristic Composition and the Local Botanical Knowledge of Forage Plant in Traditional Silvopastoral Systems of Semi-arid Chaco, Santiago del Estero, Argentina. Journal of Agroforestry and Environment. <https://doi.org/10.55706/jae1732>

Sayago, J. M. (1982). Las unidades geomórficas como base para la evaluación integrada del paisaje natural. Revista Geológica Lilloana, XVI(1), 169-180.

Sayre, N. F., Davis, D. K., Bestelmeyer, B., y Williamson, J. C. (2017). Rangelands: Where anthromes meet their limits. Land, 6(2), 31.

Sugiyama, M., Mendoza, M., y Carpio, M. (2025). Resilience and Recovery in the Dry Chaco: Ecological Knowledge Encoded in Forager Wildfire Narratives. Journal of Ethnobiology, 45, 76-94. <https://doi.org/10.1177/02780771241303896>.

Svampa, M. (2019). El Antropoceno como diagnóstico y paradigma: lecturas globales desde el Sur, 33-54.

Tarolli, P. (2014). Topografía de alta resolución para la comprensión de los procesos de la superficie terrestre: oportunidades y desafíos. Geomorphology, 216, 295-312. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.03.008>

Varela, I. S., Bracco, A. I., y Sanchez, V. H. (1998). Caracterización geológica geomorfológica del Gran Bajo Oriental, Departamento Valle Fértil, San Juan, Argentina. Actas X Congreso Latinoamericano de Geología y VI Congreso Nacional de Geología Económica, Vol. I.

Zeballos, S. R., Acosta, A. T., Agüero, W. D., Ahumada, R. J., Almirón, M. G., Argibay, D. S., ... y Cabido, M. R. (2023). Vegetation types of the Arid Chaco in Central-Western Argentina. Vegetation Classification and Survey, 4, 167-188.

Capítulo 2

Efecto de la presión ganadera en la composición taxonómica y funcional de las comunidades de plantas

2.1. Introducción

La respuesta de los ecosistemas de pastizales al pastoreo es variable y compleja (Munkhzul et al., 2021). El pastoreo intensivo en hábitats áridos suele tener un efecto perjudicial sobre todas las variables de la vegetación, dado que indica la existencia de una presión climática y de pastoreo combinada, que los hace potencialmente sensibles al sobrepastoreo y al cambio climático (Munkhzul et al., 2021).

En los sistemas ganaderos, las prácticas de gestión intentan mantener el medio ambiente entre estados estables para sostener los bienes y servicios deseables del ecosistema (Haines Young y Potschin, 2012), situación que en la práctica se dificulta debido a que en los ambientes áridos y semiáridos de Argentina la estrategia de manejo dominante es el pastoreo continuo (Chillo et al., 2015; CNA, 2018). El cual consiste en que el ganado se mueva pastoreando libremente en toda el área de pastoreo con acceso ilimitado a una fuente de agua. La disponibilidad de fuentes permanentes de agua es crítica para la producción ganadera en estas áreas. En consecuencia, alrededor de las fuentes de agua se desarrolla un patrón radial de intensidad de pastoreo, conocido como "piosfera". El análisis de las piosferas permite cuantificar los efectos de la atenuación radial de una perturbación sobre el estado del sistema (Chillo y Ojeda, 2014; Magliano et al., 2023).

Los bienes y servicios del ecosistema están estrechamente relacionados con las especies vegetales (Haines-Young y Potschin, 2012). En este sentido, la composición funcional constituye un enfoque central para comprender el funcionamiento de las comunidades, ya que considera la distribución de rasgos funcionales de las especies presentes, es decir, atributos morfológicos, fisiológicos o fenológicos vinculados tanto con su respuesta al ambiente como con su influencia sobre los procesos ecosistémicos (Díaz y Cabido, 2001; Carmona et al., 2012).

Si bien la composición taxonómica permite describir qué especies integran una comunidad, por sí sola no siempre alcanza para interpretar cómo esa comunidad responde a cambios en el ambiente o al disturbio. En ese sentido, la composición funcional aporta una perspectiva complementaria, porque considera la distribución de rasgos de

las especies presentes, es decir, atributos morfológicos, fenológicos o de historia de vida vinculados tanto con su respuesta a las condiciones ambientales como con su influencia sobre procesos del ecosistema (Díaz y Cabido, 2001; Córdova-Tapia y Zambrano, 2015). Desde este enfoque, dos comunidades pueden diferir en su identidad taxonómica, pero mostrar un funcionamiento similar si predominan en ellas especies con rasgos parecidos (Funk et al., 2017).

Este enfoque resulta particularmente útil en sistemas pastoriles áridos y semiáridos, donde el pastoreo y la disponibilidad de agua tienden a actuar de manera conjunta sobre la estructura de la vegetación. En estos ambientes, analizar la composición funcional permite evaluar si los cambios observados en la comunidad se asocian con variaciones en tipos de plantas con distinta forma de crecimiento, ciclo de vida o respuesta al consumo por el ganado, sin limitar la interpretación al recambio de especies. Así, la clasificación en grupos funcionales ofrece una manera de sintetizar patrones de la vegetación que pueden ser consistentes con diferencias en el uso ganadero y en las condiciones ambientales locales, y por eso ha sido especialmente útil para estudiar la respuesta de los pastizales a gradientes de pastoreo y disponibilidad hídrica (Díaz y Cabido, 2001; Carmona et al., 2012; Ju, X. et al. 2025).

La composición de la vegetación puede analizarse no solo en términos taxonómicos, sino también desde una perspectiva funcional que permita interpretar los cambios de la comunidad en relación con procesos ecológicos relevantes. En este sentido, los grupos funcionales de plantas contruidos a partir de rasgos como la forma de crecimiento, el ciclo de vida y la selectividad para el ganado constituyen una vía útil para describir la variación de la vegetación en términos ecológicamente significativos y complementarios a la composición botánica. Así, el análisis funcional complementa al taxonómico al aportar una base para interpretar si las variaciones observadas en la vegetación también se expresan en cambios en tipos de plantas con distinto valor forrajero y con distinta relación con el funcionamiento de la comunidad (Díaz y Cabido, 2001; Córdova-Tapia y Zambrano, 2015).

La composición taxonómica y funcional no siempre varían de igual forma a condiciones ambientales, por lo que caracterizar su relación resulta clave para comprender las consecuencias de diferentes perturbaciones en el ensamblaje de la comunidad y el funcionamiento del ecosistema (Sasaki et al., 2009). Los ensamblajes que presentan

redundancia funcional contienen especies con rasgos funcionales similares y, por tanto, alguna extinción local no implica que disminuya la composición funcional (Biggs et al., 2020). Sin embargo, los ambientes áridos, en particular, tienen una redundancia funcional limitada, lo que hace que su funcionamiento ecológico sea sensible a la pérdida de especies (Liu et al., 2013).

Evaluar el impacto del pastoreo en la integridad del ecosistema representa un desafío, sobre todo en sistemas donde se desconoce la condición original debido a las transformaciones extensas e irreversibles de las comunidades vegetales (Cingolani et al., 2008). Adicionalmente, cuando un sistema ha cruzado un umbral crítico y ha evolucionado hacia un estado estable alternativo, los resultados de los experimentos que emplean exclusión del pastoreo pueden conducir a interpretaciones equivocadas (Cingolani et al., 2005).

Una forma de evaluar los impactos del pastoreo es interpretar los grupos funcionales de plantas actuales como resultado de la historia del pastoreo (Li et al., 2021) y utilizar indicadores indirectos de la intensidad, como la proximidad al agua (Landsberg et al., 2003) y la distancia a las instalaciones ganaderas (Ward et al., 2016). Este enfoque proporciona información relevante para seleccionar opciones de gestión que no pueden esperar a los resultados de ensayos de pastoreo a largo plazo (Cingolani et al., 2008). Por otro lado, aunque la identificación de especies a nivel taxonómico de las comunidades es compleja, resulta indispensable para monitorear la distribución de las poblaciones. Con esta información, evaluar la tendencia de la abundancia de poblaciones es importante para poder detectar especies indicadoras de condiciones y/o claves para el manejo (Díaz, 2007).

La dinámica y los patrones de vegetación observados en los ecosistemas regionales de pastizales están influenciados por factores climáticos, en particular por las precipitaciones (cantidad y periodicidad), la temperatura y la humedad (Arana et al., 2021). En las zonas áridas y semiáridas, el agua constituye el recurso más limitante, y la influencia de la geomorfología se atribuye a los efectos sobre el balance hídrico (Acebes et al., 2010). Estos cambios en la disponibilidad de agua crean diferencias en las propiedades físicas y químicas del suelo, lo que a su vez genera diferencias en la composición botánica de las distintas unidades geomorfológicas (Holtmeier y Broll, 2012).

A una escala espacial más fina, dentro de cada unidad geomorfológica en el perfil topográfico se observan superficies cóncavas deprimidas con las mayores tasas de deposición e infiltración que influyen en los procesos ecohidrológicos (Saco et al., 2007). Estas áreas se convierten en importantes sumideros de agua, la cual proviene de las topografías altas que actúan como fuentes. La cantidad de agua recibida e infiltrada en las superficies cóncavas deprimidas (topografías bajas) (incluida la escorrentía de las topografías más elevadas) puede ser hasta el 200 % de la precipitación directa (Ke y Zhang, 2024). El proceso de escurrimiento e infiltración influye en los mecanismos de erosión-deposición, afectando la redistribución del agua superficial y los patrones de humedad del suelo (Ke y Zhang, 2024).

Estas diferencias espaciales en los balances hídricos dentro de cada unidad geomorfológica crean una heterogeneidad en los patrones y en la fisonomía de la vegetación, jugando un papel relevante en el funcionamiento y la dinámica del ecosistema. Carmona et al. (2012) sostienen que, ante los efectos combinados del pastoreo y la disponibilidad de agua en la composición taxonómica y funcional, el balance hídrico es el principal determinante en la dinámica de la vegetación.

Por consiguiente, el pastoreo y el balance hídrico pueden afectar de diferentes maneras la composición taxonómica y funcional. El pastoreo lo hace en función de su intensidad (De Bello et al., 2006), y el balance hídrico en función de la geomorfología y variables topográficas. Estos factores influyen en las comunidades de plantas pero también interactúan entre ellos. Por lo tanto, para comprender los efectos de la presión del pastoreo en los diferentes ambientes homogéneos es necesario dividir las comunidades vegetales (Carmona et al., 2012), en sus respectivas unidades geomorfológicas y, dentro de estas, de acuerdo a la topografía.

En este capítulo se estudió cómo la presión del pastoreo afecta la composición botánica y funcional en dos unidades geomorfológicas en la zona más árida del Chaco Árido.

En este contexto se plantea lo siguiente:

2.2. Hipótesis y predicciones:

El pastoreo continuo, en interacción con la geomorfología, la topografía y la proximidad a fuentes permanentes de agua, se asocia con una presión ganadera acumulada se expresa en cambios de la composición botánica y funcional de las comunidades vegetales.

Con las siguientes predicciones:

- 1) El pastoreo continuo asociado a fuentes de agua permanente genera una presión ganadera acumulada que determina la composición botánica de las comunidades vegetales en las distintas unidades geomorfológicas.
- 2) La distribución de los grupos funcionales de plantas varía en función de la distancia a las fuentes de agua permanente.
- 3) La topografía de cada unidad geomorfológica influye en la composición botánica y funcional.

2.3. Material y métodos

Caracterización del sistema productivo

Para caracterizar el contexto productivo del área, se tomó como referencia la información del Censo Nacional Agropecuario 2018 a escala departamental. En Valle Fértil, el CNA 2018 registró 98 explotaciones agropecuarias (EAP) con límites definidos, que abarcaron una superficie de 263.300,3 ha, 29 EAP mixtas, con una superficie de 37.292,6 ha, y 43 EAP sin límites definidos, lo que totaliza 170 EAP para el departamento. En consecuencia, la superficie relevada con dato censal de área asciende a 300.592,9 ha, aunque este valor no representa la superficie total de todas las explotaciones del departamento, ya que las EAP sin límites definidos no poseen superficie consignada en la información oficial. Dado que la información censal oficial no se encuentra publicada para el polígono exacto del área de estudio, se realizó una estimación espacial a partir de su intersección con radios censales, obteniéndose un valor aproximado de 64 unidades productivas (puestos ganaderos) dentro del área analizada. Este valor debe interpretarse como una aproximación metodológica (INDEC, 2021). En términos productivos, Valle Fértil presenta una marcada tradición ganadera, con predominio de la ganadería bovina y presencia también de ganadería caprina. El principal ganado del departamento es el vacuno; de acuerdo con el Plan Estratégico de Desarrollo Local, Valle Fértil contaba en 2015 con 16.941 cabezas de ganado vacuno, equivalentes a aproximadamente el 57% del total provincial, lo que confirma el peso relativo de esta actividad en el sistema productivo local (Municipalidad de Valle Fértil, 2018).

Ubicación de los Puestos Ganaderos

El tamaño de las unidades de producción ganadera (UP) varía entre decenas y miles de hectáreas. La mayoría se encuentra cercadas y cada unidad de pastoreo dispone de una

fuente de agua permanente (pozos o abrevaderos) o semipermanente (represas que se recargan con las lluvias de primavera-verano y suelen durar todo el año; aunque a veces, debido a la variación interanual de las precipitaciones, no completan el ciclo anual con agua). Generalmente, estas fuentes están situadas cerca de las instalaciones ganaderas. El régimen de pastoreo es continuo, con el ganado pastando y desplazándose libremente en campos con acceso ilimitado a una fuente de agua central.

Se utilizó Google Earth Pro para identificar las unidades de producción ganadera. Una vez localizadas las instalaciones ganaderas y las fuentes de agua, se utilizó esta herramienta para marcar su posición geográfica y obtener las coordenadas de los sitios de relevamiento de vegetación. Posteriormente, se corroboró la ubicación de las transectas para medir la vegetación y su distancia a la fuente de agua, a fin de verificar su correspondencia con las categorías de distancia definidas para el estudio (Figura 1).

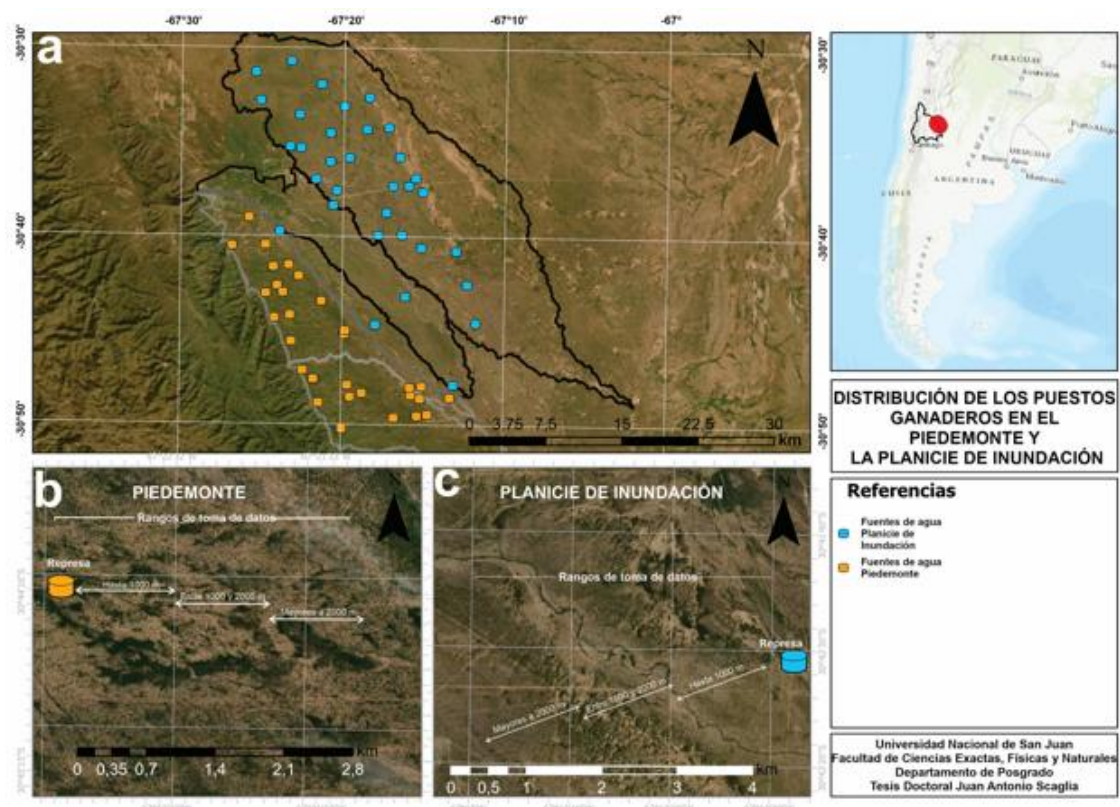


Figura 1: a) Ubicación de los sitios de estudio en la provincia fitogeográfica Chaco Árido de San Juan y La Rioja, Argentina. Selección de los rangos de distancia de muestreo de vegetación según la distancia a la fuente de agua: **b) Piedemonte, c) Planicie de Inundación**

La distancia a las fuentes de agua demostró ser un indicador fiable de la presión acumulada del pastoreo (Cingolani et al., 2008). La distancia a la fuente de agua puede utilizarse como información objetiva y es fiable para evaluar los efectos del pastoreo a largo plazo en la composición de la vegetación (Stumpp et al., 2005; Blanco et al., 2016).

Criterios de selección de los puestos ganaderos

Los puestos ganaderos seleccionados representan pastizales naturales sin intervenciones antrópicas recientes además de pastoreo, ya que ninguno ha sido sometido a rolado, desmonte, siembra de pasturas ni mejoras forrajeras en las últimas décadas. Esta condición asegura que las respuestas observadas en la vegetación reflejan principalmente la influencia del pastoreo y no de otras prácticas.

Además, los establecimientos mantienen independencia espacial entre sí, ya que se encuentran separados por alambrados perimetrales que impiden la superposición de áreas de pastoreo y garantizan la autonomía de las piosferas asociadas a cada aguada. Todos los puestos trabajan bajo un sistema de pastoreo continuo, con acceso permanente del ganado a la fuente de agua, condición necesaria para el desarrollo de gradientes radiales de uso típicos de las piosferas en sistemas ganaderos extensivos.

Establecimiento de los rangos de distancia y ubicación de los relevamientos de vegetación.

Se definieron tres rangos de distancia a la represa con el fin de representar un gradiente de uso ganadero: un sector cercano, donde se espera hay mayor concentración del pastoreo; un sector intermedio, interpretado como una franja de transición; y un sector alejado, asociado a un uso más variable por parte de los animales. Esta decisión se basó en antecedentes regionales del Chaco Árido. En La Rioja, Conegliano et al. (2022), mediante collares GPS e índice de electividad, observaron que el ganado vacuno seleccionó con mayor intensidad las unidades de vegetación ubicadas entre la represa y los 1000 m de distancia, particularmente el arbustal fragmentado. En cambio, las unidades más alejadas, como el matorral denso y el matorral efímero, ubicadas entre los 3000 y 4000 m, mostraron un uso con marcado contraste estacional. En este sentido, el rango intermedio permite representar la transición entre el área más próxima a la aguada, donde el uso animal tiende a concentrarse, y los sectores más alejados, donde el aprovechamiento es menor y más dependiente de la estación. Esta delimitación también es consistente con la recomendación técnica utilizada para la planificación de la carga ganadera en el Chaco Árido, que considera un factor de uso del 40 % del pastizal natural hasta 1,6 km de la represa y del 20 % hasta los 3,2 km; por encima de esa distancia, el

forraje disponible no se incluye en la oferta forrajera debido a la baja accesibilidad para los animales (Blanco, 2020; Blanco, 2021).

El recuento de estiércol y el número actual de animales no se utilizaron como medida o indicadores de la presión del pastoreo, ya que representan estimaciones de la carga ganadera contemporánea, mientras que el objetivo del estudio fue evaluar la carga ganadera o presión acumulada del pastoreo continuo.

Con base en la información sobre el movimiento del ganado en pastoreo en la ecorregión del Chaco Árido (Conegliano et al., 2022), en la experiencia de los técnicos de la región para calcular el balance forrajero (Blanco, 2021; Blanco, 2020), y en la fisonomía observada en el área de estudio, se identificaron tres categorías de distancias a las fuentes de agua permanentes (pozos o fuentes de agua) o semipermanentes (represas). Las distancias a las fuentes de agua se dividieron en tres categorías: rango cercano (0 a 1000 m), rango medio (1001 a 2000 m) y rango lejano (más de 2001 m). Además de los rangos de distancia, también se seleccionaron topografías bajas con mayor aporte hídrico (Figura 1, Tabla 1, 2 y 3).

De esta forma, el número de sitios de muestreo fue de **48** transectas en total para el **Piedemonte: doce** con distancias menores a 1000 m de una fuente de agua en el Piedemonte (PMC), **doce** con distancias entre 1000 y 2000 m en el Piedemonte (PMI), **doce** con distancias mayores a los 2000 m en el Piedemonte (PML) y **doce** en topografías bajas en el Piedemonte (TBPM). De manera equivalente, en la Planicie de Inundación se establecieron **48** transectas: **doce** con distancias menores a 1000 m (PLC), **doce** con distancias entre 1001 y 2000 m (PLI), **doce** con distancias mayores a los 2001 m (PLL) y **doce** en topografías bajas en la Planicie de Inundación (TBPL). Con doce transectas por sector y considerando la variación en la contribución específica de las principales especies forrajeras, el diseño permitió detectar diferencias del 10 % con un nivel de significancia de 0,05, alcanzando en promedio una potencia estadística superior al 90 %.

Tabla 1. Resumen del muestreo con las categorías de distancia, **efectos fijos y efectos aleatorios** considerados en los análisis. La numeración de la columna “Identificación de los puestos/transectas muestreados” corresponde a la ubicación de las transectas relevadas, de acuerdo con la numeración asignada a los puestos ganaderos usados como **efecto aleatorio**.

		Efectos Aleatorios		
Unidad Geomorfológica	Rango Distancia	Efectos Fijos	Identificación de los puestos/transectas muestreados*	Nº Puestos Muestreados
Piedemonte	100 - 819	PMC	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6	PMC: Puestos 1, 2, 3, 4, 5 y 6. PMI: Puestos 1, 2, 3, 4, 5, 6 y 7. PML: Puestos 1, 3, 4, 6, 8, 9 y 11. TBPM: Puestos 4, 5, 6, 9 y 11.
	1271 - 1904	PMI	1,1,2,2,3,3,4,5,5,6,7,7,	
	2160 - 5080	PML	1,3,4,4,6,6,8,9,9,9,11,11	
	190 - 2500	TBPM	4,4,4,5,6,6,9,9,9,9,11,11	
Planicie de Inundación	500 -900	PLC	1,2,3,3,4,5,5,5,5,6,7,8	PLC: Puestos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8. PLI: Puestos 1, 2, 5, 8, 9, 10, 11 y 12. PLL: Puestos 1, 8, 13, 14, 15, 16, 17 y 18. TBPL: Puestos 1, 8, 12, 14, 19, 20, 21, 22 y 23.
	1250 - 1860	PLI	1,2,2,5,8,8,8,8,9,10,11,12	
	2100 - 3370	PLL	1,1,1,8,13,14,15,16,17,17,18	
	340 - 1420	TBPL	1,1,8,8,8,12,14,19,20,21,22,23	

* La numeración indicada en la columna “Identificación de los puestos/transectas muestreadas” corresponde a la identificación asignada a los puestos ganaderos considerados como efecto aleatorio en los análisis. Cada número representa un puesto ganadero y su repetición dentro de cada categoría indica la cantidad de transectas relevadas en ese puesto. El valor consignado en la columna “Nº Puestos Muestreados” corresponde al total de puestos muestreados en cada unidad geomorfológica

El intervalo de distancia utilizado en el muestreo fue de entre 100 y 5080 metros en el piedemonte, y de entre 500 m y 3370 m en la planicie de inundación (Tabla 1, 2 y 3). La ubicación de las transectas se definió dentro de cada categoría de distancia procurando cubrir sectores representativos del gradiente de uso alrededor de las fuentes de agua. Se buscó evaluar la variación de la vegetación asociada al gradiente de distancia y no sólo describir las condiciones extremas del punto de máxima concentración animal.

5Tabla 2. Distancias a la fuente de agua permanente de los sectores de muestreo del Piedemonte, correspondientes a las categorías TBPM, PMC, PMI y PML.

TBPM	PMC	PMI	PML
190	101	1271	2160
360	197	1341	2180
1076	202	1380	2231
1397	239	1571	2270
1460	403	1590	2280
1467	430	1623	2350
1594	495	1650	2390
1744	550	1680	2400
2061	591	1730	2540
2125	595	1800	2600
2300	750	1803	2725
2500	819	1904	5080

Los valores expresan la distancia en metros desde cada sector de muestreo hasta la fuente de agua permanente más cercana. Estas distancias se utilizaron para definir las categorías de muestreo en el Piedemonte.

Tabla 3. Distancias desde cada sector de muestreo de la Planicie de Inundación hasta la fuente de agua permanente más cercana, utilizadas para la definición de las categorías TBPL, PLC, PLI y PLL.

TBPL	PLC	PLI	PLL
340	500	1250	2100
430	520	1290	2150
490	540	1350	2200
510	590	1500	2240
530	605	1520	2280
560	680	1570	2300
860	680	1600	2360
1000	855	1650	2460
1020	880	1750	2850
1200	890	1756	2850
1400	890	1830	3100
1420	900	1860	3370

Los valores expresan la distancia en metros desde cada sector de muestreo hasta la fuente de agua permanente más cercana. Estas distancias se utilizaron para definir las categorías de muestreo en la Planicie de Inundación.

Determinación de la Composición Botánica

La cuantificación de la composición botánica se realizó mediante el método de Point Quadrat modificado (Passera et al., 1983). Con los datos obtenidos se calculó la contribución específica por contacto de cada una de las especies (CSC).

$$CSC = \frac{c}{\sum c} * 100$$

Donde, **C**= Contactos de una especie, **ΣC**= Sumatoria de los contactos de todas las especies. **CSC**= está definida como la relación del número de contactos de una especie a la suma de los contactos de todas las especies censadas en 100 puntos muestreados cada 50 centímetros en una transecta de 50 m.

Fechas de Muestreo

Los muestreos se realizaron durante los meses de marzo, abril y mayo de 2021, 2022 y 2023. La elección de ese período se definió en función de la dinámica estacional de la vegetación en sistemas áridos (Villagra et al., 2011), ya que la cobertura vegetal se relaciona positivamente con la pluviometría y alcanza sus mayores valores durante la estación estival, cuando también se registran las mayores precipitaciones (Campos et al., 2018; Tapia et al., 2020). En estos ambientes, esa respuesta de la vegetación puede extenderse hasta el otoño, antes de la ocurrencia de las primeras heladas, por lo que el período seleccionado permite registrar la cobertura resultante del crecimiento estival.

Dado que la cobertura relevada en ese período refleja la respuesta acumulada a las precipitaciones del ciclo de crecimiento previo, se incorporó la información de las lluvias correspondiente a cada campaña con el fin de contextualizar los resultados. Las diferencias interanuales de precipitación no se analizaron como factor experimental, sino como parte del contexto ambiental del muestreo (Tabla 4).

Tabla 4: Cálculos de precipitación en el periodo de muestreo (Harris et al., 2025). Aproximadamente el 80 % del muestreo se realizó durante los años 2021 y 2022, mientras que las transectas restantes fueron completadas en 2023.

Número de Transectas					
Año	Planicie de Inundación	Piedemonte	Total de transectas	Precipitación Acumulada Periodo Muestreo	Precipitación anual (mm)
2021	20	20	40	306.5 mm (sep2020/mayo2021)	354.7
2022	20	20	40	313.4mm (sep2021/mayo 2022)	332.3
2023	8	8	16	312.4 mm (sep2022/mayo2023)	241.7

Análisis estadístico

Composición botánica de las comunidades vegetales varía en relación con la distancia a las fuentes de agua permanente.

La distancia a la fuente de agua se considera un indicador indirecto de la intensidad de pastoreo en el marco del efecto piósfera, el cual describe un gradiente espacial de

disturbio decreciente desde la aguada hacia la periferia (Chillo et al., 2015). Dado que la respuesta de la vegetación frente a este gradiente no presenta un patrón lineal, sino más bien exponencial o logarítmico, se emplean Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) con distribución Gamma y enlace logarítmico. En los modelos, las categorías de distancia a la fuente de agua permanente en el Piedemonte (PMC, PMI y PML) y en la Planicie de Inundación (PLC, PLI y PLL) se consideran como efectos fijos, mientras que los puestos muestreados se consideran como efectos aleatorios (Tabla 1).

Para detectar si existe relación entre las fuentes de agua y la distribución de las especies, se realizaron análisis de correlación de Spearman (Di Rienzo et al., 2020).

La distribución de los grupos funcionales de plantas varía en función de la distancia a las fuentes de agua permanente.

Se realizó la conformación de los grupos funcionales de plantas (GFP) a partir de rasgos funcionales de respuesta y de efecto. Los GFP se definieron como conjuntos de especies que comparten respuestas similares frente a factores ambientales o efectos semejantes sobre el funcionamiento del ecosistema. En este estudio, la selectividad se consideró un rasgo de respuesta, porque refleja el grado de consumo de las especies por el ganado, mientras que la forma de crecimiento y el ciclo de vida se consideraron rasgos de efecto, dado que se vinculan con atributos estructurales de la vegetación (Casanoves et al., 2011). Con base en estos criterios se definieron los GFP (Tabla 5).

Tabla 5: Rasgos efectos y respuestas utilizados para formar los GFP.

Criterio de Clasificación		
Tipo de Rasgo	Rasgo	Clasificación Categórica
Efecto	Forma de Crecimiento	Herbácea = 0
		Gramínea = 1
		Arbusto = 2
		Forestal = 3
	Ciclo de Vida	Anual = 0
		Perenne = 1
		Preferidas = 2
		Regulares = 1
Respuesta	Selectividad	Desechables = 0

En el caso de la forma de crecimiento, los valores asignados a cada categoría se utilizaron solo como una codificación operativa para construir la matriz de rasgos funcionales. Estos

valores no deben interpretarse como una medida continua ni como una distancia ecológica exacta entre categorías. Por ejemplo, asignar herbácea = 0, gramínea = 1, arbusto = 2 y forestal = 3 no implica que exista la misma diferencia funcional entre herbáceas y gramíneas que entre arbustos y especies forestales. La codificación tuvo únicamente el objetivo de organizar la información de las especies según rasgos funcionales generales vinculados con su estructura, persistencia y valor forrajero.

Para establecer el criterio de ponderación de los rasgos vinculados con el valor forrajero se siguieron las metodologías propuestas por Passera y Borsetto (1983) y Karlin (2013), empleadas para determinar el índice de calidad forrajera de las especies y estimar el valor pastoral de las comunidades vegetales. En el caso de la selectividad, se consideraron tres categorías: preferida, correspondiente a especies que el ganado consume sin realizar selección; regular, integrada por especies que presentan alguna dificultad para ser consumidas; y desechable, conformada por especies raramente consumidas (Passera y Borsetto, 1983). Estas categorías fueron codificadas como 2, 1 y 0, respectivamente, con fines operativos y para sistematizar su incorporación al esquema de clasificación funcional.

Las especies fueron clasificadas en grupos funcionales de plantas (GFP) siguiendo los criterios propuestos por Casanoves et al. (2011), mediante un análisis de conglomerados jerárquico. Dado que los rasgos considerados correspondieron principalmente a variables categóricas, se empleó el coeficiente de similitud de Dice. El agrupamiento se realizó mediante el método de Ward y los grupos resultantes fueron interpretados como conjuntos de especies con combinaciones similares de rasgos funcionales.

A cada especie se le asignaron valores categóricos para los rasgos considerados (forma de crecimiento, ciclo de vida y selectividad), con los cuales se construyó una matriz especie $\times$ rasgo. A partir de esa matriz se calculó la similitud entre especies mediante el coeficiente de Dice y posteriormente se realizó un análisis de conglomerados jerárquico con el método de Ward para definir los grupos funcionales de plantas. El dendrograma resultante se adjunto en el **Anexo Figura A2.1**.

Luego de diferenciar las especies en sus respectivos GFP se realizó la sumatoria de la contribución específica por contacto (CSC) de cada especie para cada grupo y, de esa forma, determinar la contribución de cada GFP en cada sitio.

La variación en los GFP de los diferentes sitios se realizó en cada unidad geomorfológica por separado. La variación en la composición de GFP y su relación con los rangos de distancia establecidos en las unidades geomorfológicas identificadas se realizó utilizando un Análisis de Componentes Principales (ACP) basado en una matriz de correlación entre los GFP y su aporte en la comunidad. Las variables explicativas de los resultados del ACP fueron los GFP contruidos previamente a partir del dendrograma obtenido en el análisis de conglomerados jerárquico (**Anexo Figura A2.1.**).

Los rangos de distancia a las fuentes de agua se consideraron como **efectos fijos** y los puestos muestreados como **efectos aleatorios**, porque los datos tomados dentro de un mismo potrero no podían considerarse totalmente independientes entre sí. De esta forma, el análisis evaluó el efecto de la distancia al agua teniendo en cuenta la variación propia de cada puesto (Tabla 1). Se utilizaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) con distribución Gamma y enlace log.

Para evaluar si la distancia a las fuentes de agua influía sobre la composición funcional de la vegetación, se realizó un análisis de correlación de **Spearman** entre la distancia al agua y la contribución de cada GFP.

El perfil topográfico de cada unidad geomorfológica influye en la composición botánica y funcional.

Para comparar la composición florística y funcional entre las topografías bajas y altas dentro de cada unidad geomorfológica, se seleccionaron 12 relevamientos por categoría, con el fin de mantener un número equilibrado de muestras. En este análisis, la numeración indicada en la tabla corresponde a la identificación de las transectas relevadas, asociadas a los puestos ganaderos considerados como efecto aleatorio, y no a la cantidad de relevamientos realizados (Tabla 1 y 6).

En cada unidad geomorfológica, las comparaciones entre topografías se realizaron a partir de 12 transectas por **factor topográfico**. En el Piedemonte, las topografías altas (TAPM) se integraron con 12 transectas ubicadas entre 100 y 2270 m de la fuente de agua, mientras que las topografías bajas (TBPM) se conformaron con 12 transectas localizadas entre 190 y 2500 m. En la Planicie de Inundación, las topografías altas (TAPL) se conformaron con 12 transectas situadas entre 500 y 1350 m, y las topografías bajas (TBPL) con 12 transectas ubicadas entre 340 y 1420 m. La identificación de las transectas incluidas en cada caso, así como su distribución entre puestos, se presenta en la Tabla 6.

La selección respondió a la distribución espacial del muestreo dentro de cada unidad geomorfológica, con el fin de mantener la comparabilidad entre las topografías analizadas. (Tabla 6 y Figura 2).

Tabla 6: Resumen del muestreo con las ubicaciones topográficas: Topografías altas en el piedemonte (**TAPM**), topografías bajas en el piedemonte (**TBPM**), Topografías altas en la planicie de inundación (**TAPL**) y topografías bajas en la planicie de inundación (**TBPL**) como efectos fijos, y como efectos aleatorios la ubicación de las transectas en los potreros. Cada número en la columna de puestos muestreados indica la ubicación de las transectas.

Unidad Geomorfológica	Rango Distancia	Efectos Fijos	Efectos Aleatorios	
			Identificación de los puestos/transectas muestreados*	Nº Puestos Muestreados
Piedemonte	100 - 2270	TAPM	1,1,1,2,2,3,4,4,5,5,6,6	TAPM: Puestos 1, 2, 3, 4, 5 y 6. TBPM: Puestos 4, 5, 6, 9 y 11.
	190 - 2500	TBPM	4,4,4,5,6,6,9,9,9,11,11	
Planicie de Inundación	500 - 1350	TAPL	1,2,2,3,3,5,5,5,6,8,11	TAPL: Puestos 1, 2, 3, 5, 6, 8 y 11. TBPL: Puestos 1, 8, 12, 14, 19, 20, 21, 22 y 23.
	340 - 1420	TBPL	1,1,8,8,8,12,14,19,20,21,22,23	

* La numeración indicada en la columna “Identificación de los puestos/transectas muestreadas” corresponde a la identificación de los puestos ganaderos considerados como efecto aleatorio en los análisis. Cada número representa un puesto y su repetición dentro de cada categoría indica la cantidad de transectas relevadas en ese puesto. El valor consignado en la columna “Nº Puestos Muestreados” corresponde al total de puestos identificados por geomorfología.

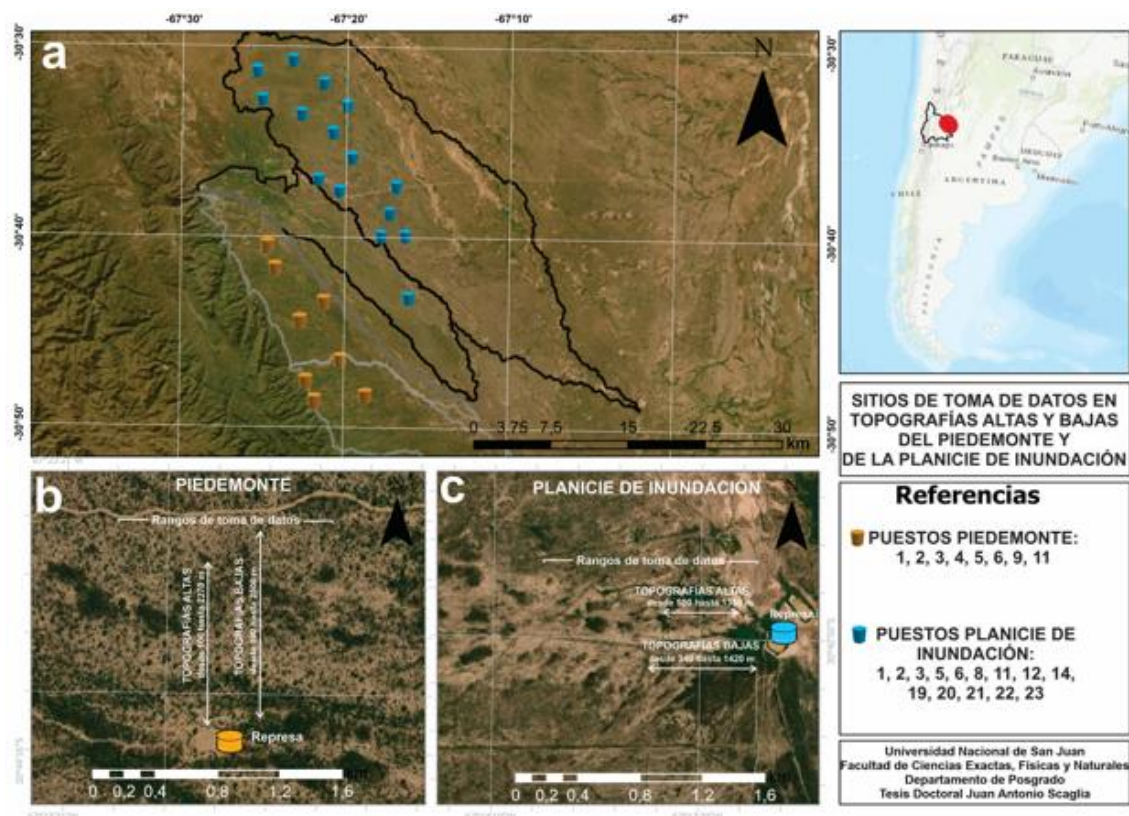


Figura 2: a) Ubicación de los sitios de muestreo y representación del rango de distancias considerado en el muestreo para las topografías bajas y elevadas en ambas geomorfologías, **b)** Piedemonte y **c)** Planicie de Inundación.

Para evaluar cómo el perfil topográfico de cada unidad geomorfológica influye en la composición botánica y funcional, se utilizaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos Gamma con enlace log (GLMM). Las variables analizadas fueron la contribución de especies, como la de los GFP.

Además, se incorporó la distancia a la fuente de agua como covariable para controlar el efecto del pastoreo, de modo que el análisis reflejara principalmente la influencia del relieve en la estructura de la vegetación.

La ubicación topográfica se consideró como efecto fijo, mientras que la ubicación de la transecta se incluyó como efecto aleatorio para contemplar la estructura jerárquica del muestreo (Tabla 6).

Se realizaron análisis de correlación de Spearman entre la contribución específica de las especies, de los grupos funcionales de plantas (GFP) y la distancia a las fuentes de agua, tanto en topografías altas como bajas, dentro de cada unidad geomorfológica, con el fin de evaluar su patrón de distribución.

Unidad muestral, réplica y distribución espacio-temporal del muestreo

La unidad observacional fue la transecta. Dado que varias transectas se ubicaron dentro de un mismo puesto ganadero, la independencia estadística entre observaciones se contempló incorporando el puesto como efecto aleatorio en los modelos mixtos. En este marco, las categorías de distancia, y topografía se evaluaron como efectos fijos, mientras que el puesto representó la estructura jerárquica del muestreo.

Software utilizado en el análisis estadístico

Para el procesamiento de los datos se utilizó la versión 2020 de InfoStat (Di Rienzo et al., 2020). InfoStat se conecta con R y permite ejecutar scripts en R sin salir del entorno de trabajo de InfoStat, mediante el desarrollo de aplicaciones que utilizan el motor de cálculo de R. Este es el caso de la inclusión de modelos lineales mixtos en InfoStat.

2.4. Resultados

Composición botánica de las comunidades vegetales en relación con las distancias de las fuentes de agua para el ganado.

Composición Botánica Piedemonte

Las dos primeras componentes principales del ACP permitieron explicar el 80% de la variabilidad total de las especies presentes, y separó las topografías bajas (BPM) respecto del resto de los lugares (PML, PMI y PMC); mientras que el CP2 (28%) separó los lugares cercanos e intermedios (PMC y PMI) respecto de los lugares de distancias más alejadas de las fuentes de agua (PML) respecto del resto (PMC, PMI y TBPM) (Figura 3).

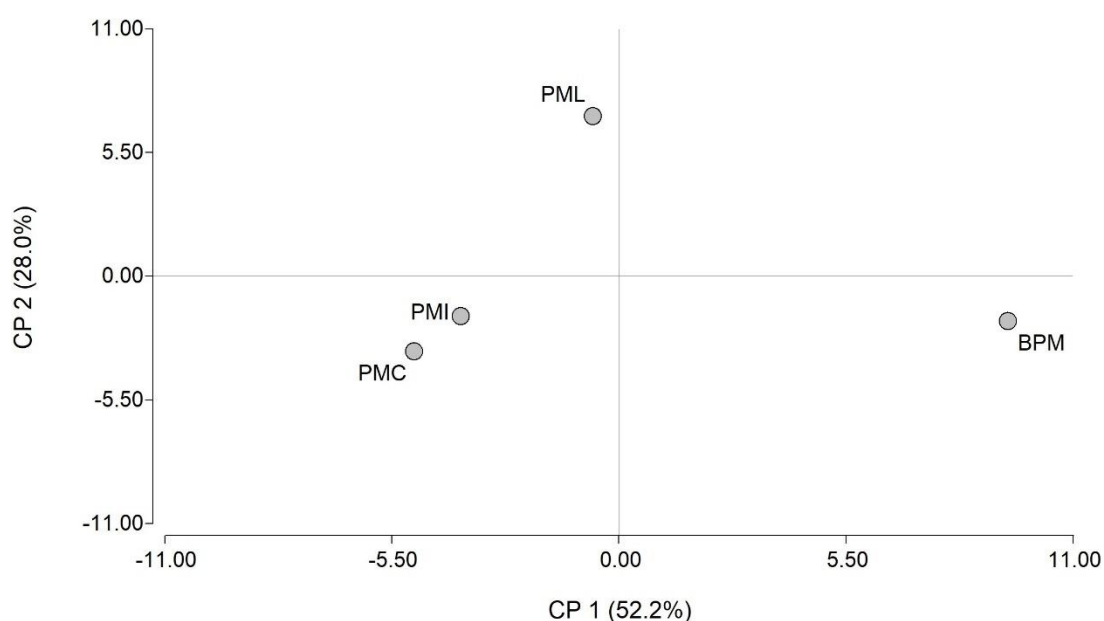


Figura 3: Diagrama de la ordenación del Análisis de Componentes Principales (ACP) para los sectores de muestreo: distancias menores a 1000 metros de una fuente de agua permanente (**PMC**), distancias entre 1000 y 2000 metros (**PMI**), distancias mayores a 2000 metros (**PML**), y topografías bajas (**BPM**).

Los resultados de los GLMM para las especies evaluadas se presentan en la **tabla 7**, donde se muestran las diferencias significativas entre categorías de distancia a la fuente de agua, obtenidas a partir del test a posteriori LSD Fisher e indicadas con letras diferentes. El detalle de los modelos evaluados, incluyendo AIC, BIC, F de Wald (Sitio), p valor, varianza residual y desvío estándar residual, se adjunta en el **Anexo Capítulo 2 (Tabla A2.1)**.

Tabla 7: Composición botánica del Piedemonte. Letras distintas indican diferencias significativas ($P < 0,05$, LSD Fisher) de la contribución de cada especie en cada sector del Piedemonte. En la columna de correlación se indica el ajuste de cada especie respecto a la distancia de la fuente de agua, los casilleros con asterisco (*) indican las que son significativas.

Piedemonte				
Especies	Correlación	PMC	PMI	PML
Gramíneas Perennes				
<i>Leptochloa pluriflora</i>	0,46*	2,65 a	---	11,12 c
<i>Gouinia paraguayensis</i>	0,5*	0,51 a	0,64 a	2,6 b
<i>Setaria lachnea</i>	0,49*	0,17b	6,22 a	5,28 a
<i>Setaria leucopila</i>	0,41*	3,92 a	6,66 b	5,84 b
<i>Tripogon spicatus</i>	0,71*	---	---	2,07
<i>Setaria cordobensis</i>	0,73*	---	---	0,64
<i>Digitaria californica</i>	0,4*	0,47 b	2,2 a	1,63 a
<i>Cenchrus ciliaris</i>	0,01	---	0,17	---
<i>Cottea pappophoroides</i>	0,03	1,56 a	0,68 a	1,64 a
<i>Setaria hunzikeri</i>	0,73*	---	---	1,92
<i>Leptochloa crinita</i>	0,76*	0,53 a	1,64 b	16,1 c
<i>Pappophorum philippianum</i>	-0,47*	10,82 a	4,87 b	1,33 c
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	-0,48*	4,22 a	2,43 b	0,87 b
<i>Leptochloa dubia</i>	0,69*	---	---	0,35
<i>Sporobolus pyramidatus</i>	0,43*	---	0,32 a	0,17 a
<i>Chloris parvispicula</i>	0,64*	---	---	0,81
<i>Aristida medocina</i>	-0,7*	0,2	---	---
Gramíneas Anuales				
<i>Aristida adscensionis</i>	-0,49*	1,33 a	0,8 a	0,12 b
<i>Eragrostis mexicana</i>	0,26	0,36 a	---	0,81 a
<i>Bouteloua aristoides</i>	-0,62*	30,86 a	19,9 a	7,13 c
Arbustos				
<i>Larrea divaricata</i>	-0,78*	20,25 a	18,06 a	8,95 b
<i>Lippia turbinata</i>	0,16	0,37 a	---	0,48 a

<i>Lycium chilensis</i>	0,64*	0,34 a	0,35 a	1,04 b
<i>Justicia gilliesii</i>	0,47*	0,4 a	---	2,91 b
<i>Mimozyanthus carinatus</i>	0,08	1,22 a	5,79 b	1,29 a
<i>Cordobia argentea</i>	0,36*	0,16 a	0,67 b	0,57 b
<i>Capparis atamisquea</i>	0,71*	---	---	0,48
<i>Senna aphylla</i>	0,44*	0,49 a	7,46 b	1,93 c
<i>Pithecoctenium cynanchoides</i>	0,69*	---	---	0,69
<i>Lantana fucata</i>	0,83*	---	0,54 a	1,74 b
<i>Senegalia gilliesii</i>	-0,2	0,59 a	---	0,12 a
<i>Lippia integrifolia</i>	-0,23	1,92 a	---	1,03 a
<i>Ximenia americana</i>	-0,65*	0,63 a	0,53 a	---
<i>Aloysia gratissima</i>	0,84*	---	0,15 a	1,03 b
<i>Condalia microphylla</i>	0,69*	---	---	0,5
<i>Lantana grisebachii</i>	-0,8*	5,1 a	2,96 a	---
<i>Strombocarpa torquata</i>	-0,37*	0,45 a	2,38 b	---
<i>Lantana xenica</i>	-0,7*	0,18	---	---
<i>Tricomaria usillo</i>	-0,7*	0,17	---	---
<i>Parkinsonia praecox</i> var <i>praecox</i>	0,11	3,59 a	2,61 a	3,51 a
<i>Neltuma flexuosa</i>	0,5*	1,26 a	0,33 b	8,34 c
<i>Celtis tala</i>	0,65*	---	0,16 a	0,67 b
<i>A quebracho blanco</i>	-0,38*	0,19 a	2,43 b	---
<i>Bulnesia retama</i>	0,25	0,15 a	4,44 b	0,5 a
Herbáceas Dicotiledóneas				
<i>Amaranthus standleyanus</i>	0,63*	---	---	0,82
<i>Bidens subalternans</i>	0,04	0,37a	---	0,28 a
<i>Pseudabutilon virgatum</i>	-0,25	0,91 a	0,18 b	0,25 b
<i>Zinnia pruviana</i>	0,17	0,19 a	---	0,24 a
<i>Talinum polygaloides</i>	-0,7*	0,18	---	---
<i>Gaya parvifolia</i>	0,8*	---	0,17 a	0,44 a
<i>Gomphrena pulchella</i>	0,24	0,19 a	---	0,35 a
<i>Tribulus terrestris</i>	0,71	---	---	0,12
<i>Parthenium hysterophorus</i>	0,42	---	0,19 a	0,13 a
<i>Euphorbia catamarcensis</i>	0,69	---	---	0,72
<i>Sphaeralcea miniata</i>	-0,35*	1,9 a	1,92 a	0,57 b
<i>Allionia incarnata</i>	-0,37*	1,14 b	1,9 b	0,14 a
<i>Tillandsia sp</i>	-0,06	0,15 a	---	0,13 a
<i>Heliotropium mendocinum</i>	-0,02	---	0,19	---
<i>Porophyllum lanceolatum</i>	0,01	---	0,16	---
<i>Portulaca grandiflora</i>	-0,69*	0,17	---	---
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	-0,7*	0,18	---	---

En las gramíneas perennes, *Leptochloa pluriflora* y *Leptochloa crinita* presentaron mayores contribuciones específicas en PML, mientras que *Pappophorum philippianum* y *Neobouteloua lophostachia* mostraron los mayores valores en PMC y disminuyeron hacia

PML. *Gouinia paraguayensis* presentó mayores valores en PML, mientras que *Setaria leucopila* mostró mayores contribuciones en PMI y PML que en PMC.

En las gramíneas anuales, *Bouteloua aristoides* presentó mayores valores en PMC y PMI y menores en PML. *Aristida adscensionis* también disminuyó hacia PML, mientras que *Eragrostis mexicana* var. *virescens* no presentó diferencias significativas entre las categorías en las que fue registrada.

Entre los arbustos, *Larrea divaricata* presentó mayores valores en PMC y PMI y menores en PML. *Senna aphylla* registró su mayor contribución en PMI, mientras que *Neltuma flexuosa* y *Lycium chilensis* var. *filifolium* presentaron mayores valores en PML. *Mimozyanthus carinatus* mostró su mayor contribución en PMI.

Entre las herbáceas dicotiledóneas, *Pseudabutilon virgatum* presentó mayores valores en PMC que en PMI y PML. *Sphaeralcea miniata* mostró mayores contribuciones en PMC y PMI y menores en PML. *Allionia incarnata* presentó el mismo patrón, mientras que *Tillandsia* sp. y *Bidens subalternans* no mostraron diferencias significativas entre las categorías en las que fueron registradas.

Composición Botánica Planicie de Inundación

Las dos primeras componentes principales del ACP permitieron explicar el 79% de la variabilidad total de las especies presentes. El CP1 (50%) separó los sectores más alejados de las fuentes de agua (PLL) respecto del resto de los lugares (PLC, PLI y BPL); mientras que el CP2 (29%) separó los lugares cercanos (PLC) respecto del resto de los lugares de distancia intermedia (PLI, PLL) y las topografías bajas (BPL), aunque de manera menos notoria (Figura 4).

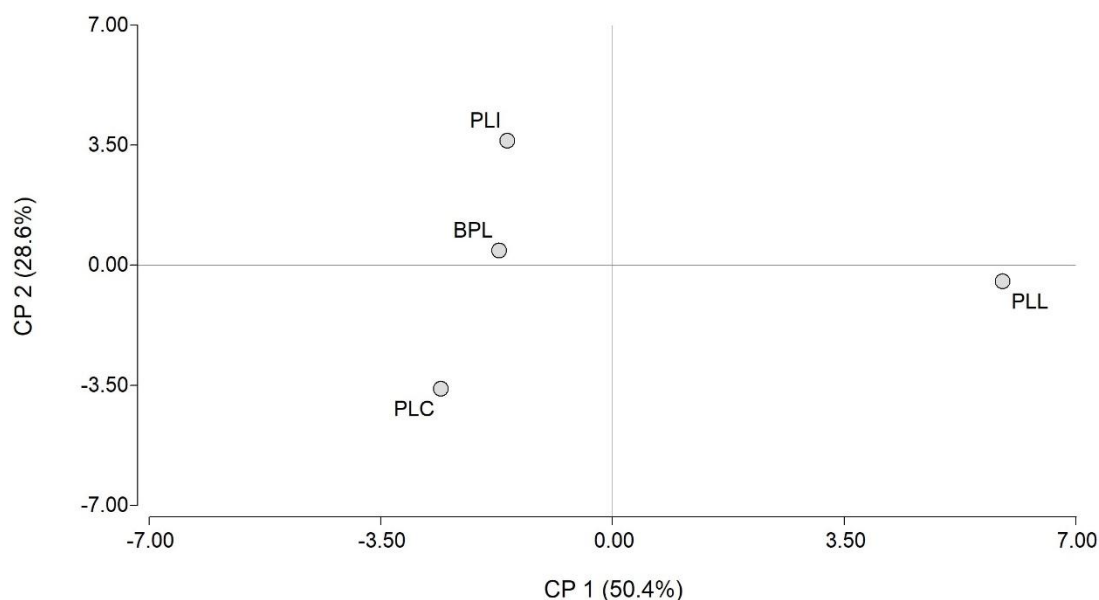


Figura 4: Diagrama de la ordenación del Análisis de Componentes Principales (ACP) para los sectores de muestreo: distancias menores a 1000 metros de una fuente de agua permanente (PLC), distancias entre 1000 y 2000 metros (PLI), distancias mayores a 2000 metros (PLL), y topografías bajas (BPL).

Los resultados de los GLMM para las especies evaluadas se presentan en la **tabla 8**, donde se muestran las diferencias significativas entre categorías de distancia a la fuente de agua, obtenidas a partir del test a posteriori LSD Fisher e indicadas con letras diferentes. El detalle de los modelos evaluados, incluyendo AIC, BIC, F de Wald (Sitio), p valor, varianza residual y desvío estándar residual, se adjunta en el **Anexo Capítulo 2 (Tabla A2.2)**.

Tabla 8: Composición botánica de la Planicie de Inundación. Letras distintas indican diferencias significativas ($P < 0.05$, LSD Fisher) de la contribución de cada especie en cada sector de la Planicie de Inundación. En la columna de correlación se indica el ajuste de cada especie respecto a la distancia de la fuente de agua, los casilleros con asterisco (*) indican las que son significativas.

Planicie de Inundación				
Especies	Correlación	PLC	PLI	PLL
		Gramíneas Perennes		
<i>Leptochloa pluriflora</i>	0,73*	---	10,17 b	15,42 a
<i>Gouinia paraguayensis</i>	-0,55*	2,84 a	2,48 a	1,34 b
<i>Setaria lachnea</i>	0,63*	---	0,52 b	1,25 a
<i>Setaria leucopila</i>	0,64*	---	6,05 a	7,07 a
<i>Digitaria californica</i>	0,07	0,55 a	---	0,58 a
<i>Leptochloa crinita</i>	0,52*	---	---	1,14 a
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	-0,62*	11,13 a	2,29 b	0,89 c
<i>Sporobolus pyramidatus</i>	-0,23	1,11 a	---	0,4 b
<i>Aristida medocina</i>	0,49*	2,73 b	1,13 b	11,04 c

<i>Setaria sp</i>	0,66*	---	---	0,8
Gramíneas Anuales				
<i>Aristida adscensionis</i>	0,21	0,35 a	---	2,36 b
Arbustos				
<i>Larrea divaricata</i>	-0,72*	55,93 a	34,06 b	30,78 c
<i>Lycium chilensis</i> var. <i>fili.</i>	0,66*	---	---	0,23
<i>Mimozyanthus carinatus</i>	0,73*	---	---	4,42
<i>Cordobia argentea</i>	-0,29	8,58 a	16,41 b	5,52 a
<i>Senna aphylla</i>	-0,14	1,36 a	5,67 b	0,45 c
<i>Lippia integrifolia</i>	0,66*	---	---	1,32
<i>Ximenia americana</i>	0,0034	---	3,61	---
<i>Condalia microphylla</i>	0,01	---	0,56	---
<i>Strombocarpa torquata</i>	-0,76*	8,41 a	5,74 b	0,44 b
<i>Lantana xenica</i>	-0,8*	3,37 a	0,31 b	---
<i>Tricomaria usillo</i>	0,1	0,99 a	4,02 b	1,33 a
<i>Salvia gilliesii</i>	0,66*	---	---	0,24
<i>Cereus aethiops</i>	0,65*	---	---	0,23
<i>Ephedra triandra</i>	0,6*	---	---	0,21
Forestales				
<i>Parkinsonia praecox</i> var. <i>praecox</i>	0,36	---	1,92 a	0,43 b
<i>Neltuma flexuosa</i>	-0,29	3,13 a	2,04 a	2,09 a
<i>Geoffroea decorticans</i>	0,81*	0,53 a	1,2 b	6,96 c
Herbáceas Dicotiledóneas				
<i>Gaya parvifolia</i>	0,15	0,5 a	---	0,69 a
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	-0,65*	0,5	---	---

En la Planicie de Inundación, dentro de las gramíneas perennes, *Leptochloa pluriflora*, *Setaria lachnea* y *Setaria leucopila* presentaron sus mayores contribuciones específicas en las categorías más alejadas de la fuente de agua, principalmente en PLL, mientras que *Gouinia paraguayensis* disminuyó desde PLC y PLI hacia PLL. *Neobouteloua lophostachia* también mostró una disminución marcada a lo largo del gradiente, con los mayores valores en PLC y los menores en PLL. En cambio, *Aristida medocina* aumentó hacia los sectores más alejados, con su mayor contribución en PLL. *Sporobolus pyramidatus* presentó mayores valores en PLC que en PLL.

Dentro de las gramíneas anuales, *Aristida adscensionis* presentó menores valores en PLC y mayores en PLL.

Entre los arbustos, *Larrea divaricata* mostró una disminución progresiva a lo largo del gradiente, con los mayores valores en PLC y los menores en PLL. *Cordobia argentea* presentó su mayor contribución en PLI, con valores menores en PLC y PLL. *Senna aphylla* también mostró su mayor valor en PLI, mientras que *Strombocarpa torquata* y *Lantana*

xenica disminuyeron desde PLC hacia PLL. En contraste, *Tricomaria usillo* presentó mayores valores en PLI que en PLC y PLL. Otras especies arbustivas, como *Lycium chilensis* var. *filifolium*, *Mimozgyanthus carinatus*, *Lippia integrifolia*, *Salvia gilliesii*, *Cereus aethiops* y *Ephedra triandra*, se registraron principalmente en una o dos categorías.

Entre las forestales, *Geoffroea decorticans* aumentó hacia los sectores más alejados, con su mayor contribución en PLL, mientras que *Parkinsonia praecox* var. *praecox* presentó mayores valores en PLI que en PLL. *Neltuma flexuosa* no mostró diferencias entre categorías.

Dentro de las herbáceas dicotiledóneas, *Gaya parvifolia* no presentó diferencias entre PLC y PLL, mientras que *Solanum elaeagnifolium* solo se registró en PLC.

Distribución de los grupos funcionales de plantas en relación con las distancias de las fuentes de agua para el ganado.

La vegetación del Piedemonte y de la Planicie de Inundación registró un total de 67 especies distribuidas en cinco grupos funcionales de plantas (GFP), agrupadas principalmente por la forma de crecimiento y la selectividad en términos de preferencia de consumo por el ganado. El grupo funcional con mayor número de especies fue el de las plantas herbáceas anuales no forrajeras, con 20 especies, mientras que el grupo con menor número de especies fue el de las plantas herbáceas perennes no forrajeras, con 4 especies. Los grupos restantes fueron las plantas forrajeras leñosas, las gramíneas forrajeras y las plantas leñosas no forrajeras, con 16, 14 y 12 especies, respectivamente (Tabla 9). El conglomerado resultante de esta clasificación se presenta en el **Anexo Capítulo 2(Figura A2.1)**.

Tabla 9: Constitución específica de los GFP definidos en función de los rasgos de efecto (forma de crecimiento, ciclo de vida) y de respuesta (selectividad).

Herbáceas anuales no forrajeras	Gramíneas forrajeras	Leñosas forrajeras	Herbáceas perennes no forrajeras	Leñosas no forrajeras
<i>Zinnia pruviana</i>	<i>Setaria sp</i>	<i>Ximenia americana L.</i>	<i>Tragus spicata</i>	<i>Amphilophium carolinae</i>
<i>Tribulus terrestris</i>	<i>Setaria leucopila</i>	<i>Trichomaria usillo</i>	<i>Neobouteloua lophostachia</i>	<i>Lippia turbinata</i>
<i>Talinum polygaloides</i>	<i>Setaria lachnea</i>	<i>Senna aphylla</i>	<i>Sporobolus pyramidatus</i>	<i>Lippia integrifolia</i>
<i>Sphaeralcea miniata</i>	<i>Setaria hunzikeri</i>	<i>Senegalia gilliesii</i>	<i>Tillandsia sp</i>	<i>Larrea divaricata</i>
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	<i>Setaria cordobensis</i>	<i>Strombocarpa torquata</i>		<i>Lantana xenica</i>
<i>Pseudabutilon virgatum</i>	<i>Pappophorum philippianum</i>	<i>Mimozgyanthus carinatus</i>		<i>Lantana grisebachii</i>
<i>Portulaca grandiflora</i>	<i>Leptochloa pluriflora</i>	<i>Lycium chilensis</i> var. <i>filifolium</i>		<i>Lanatana fucata</i>

<i>Porophyllum lanceolatum</i>	<i>Diplachne dubia</i>	<i>Justicia gilliesii</i>		<i>Cereus aethiops</i>
<i>Parthenium hysterophorus</i>	<i>Leptochloa crinita</i>	<i>Geoffroea decorticans</i>		<i>Bulnesia retama</i>
<i>Heliotropium mendocinum</i>	<i>Gouinia paraguayensis</i>	<i>Ephedra triandra</i>		<i>Aloysia gratissima</i>
<i>Gomphrena pulchella</i>	<i>Digitaria californica</i>	<i>Cordobia argentea</i>		<i>Aspidosperma quebracho blanco</i>
<i>Gomphrena parvifolia</i>	<i>Chloris parvispicula</i>	<i>Condalia microphylla</i>		
<i>Euphorbia catamarcensis</i>	<i>Cenchrus ciliaris</i>	<i>Parkinsonia praecox var praecox</i>		
<i>Eragrostis mexicana</i>	<i>Aristida medocina</i>	<i>Neltuma flexuosa</i>		
<i>Cottea pappophoroides</i>		<i>Celtis tala</i>		
<i>Bouteloua aristoides</i>		<i>Capparis atamisquea</i>		
<i>Bidens subalternans</i>				
<i>Aristida adscensionis</i>				
<i>Amaranthus standleyanus</i>				
<i>Allionia incarnata</i>				

Distribución espacial de los grupos funcionales de plantas

El análisis de componentes principales del ACP permitió explicar el 88,7% de la variación total y mostró diferencias en la distribución de los grupos funcionales de plantas entre los sitios seleccionados de ambas unidades geomorfológicas. El ordenamiento separó, por un lado, los sectores intermedios y cercanos del piedemonte (PMI y PMC), asociados principalmente a una mayor contribución de gramíneas anuales no forrajeras, con valores cercanos a cero en el CP1 y positivos en el CP2. Por otro lado, los sectores cercanos a la aguada en la planicie aluvial se asociaron con plantas leñosas no forrajeras y herbáceas perennes no forrajeras, con valores más negativos en el CP1 y cercanos a cero en el CP2. Los sectores intermedios de la planicie aluvial se relacionaron con plantas leñosas forrajeras, con valores positivos en ambos componentes. Finalmente, las gramíneas forrajeras se asociaron con los sectores más alejados de las fuentes de agua en ambas unidades geomorfológicas (PML y PLL), con valores negativos en el CP1 y CP2 (Figura 5).

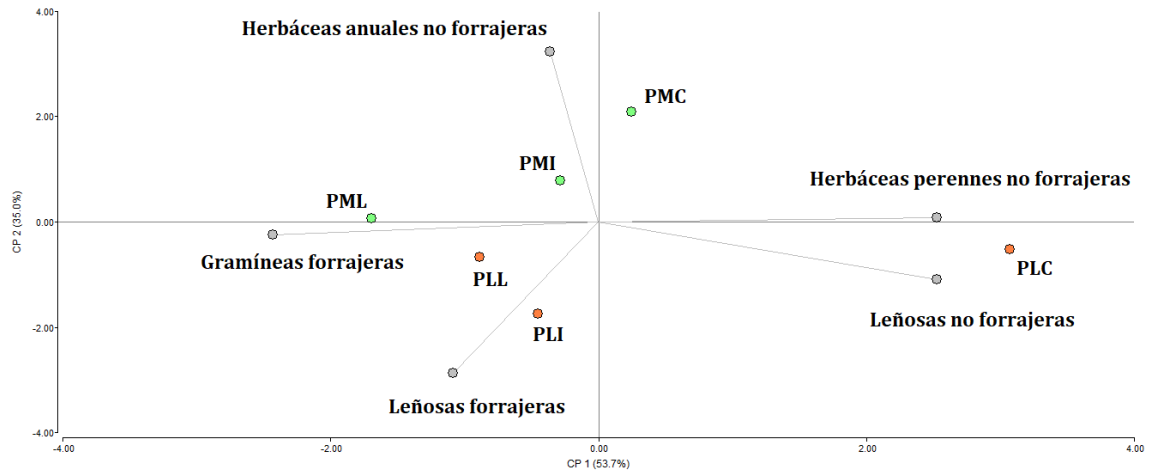


Figura 5: Diagrama de ordenación del análisis de componentes principales (ACP) de los sectores seleccionados para el muestreo: Piedemonte (PMC, PMI, PML) y Planicie de Inundación (PLC, PLI, PLL) y su relación con los grupos funcionales de plantas.

La contribución de los grupos funcionales de plantas mostró variaciones a lo largo del gradiente de distancia a la fuente de agua. Las diferencias significativas indicadas en las figuras corresponden a la comparación de un mismo grupo funcional entre los distintos rangos de distancia considerados, según los resultados obtenidos mediante GLMM. Por lo tanto, las letras no expresan comparaciones entre grupos funcionales dentro de un mismo rango de distancia. En consecuencia, que dos grupos funcionales presenten igual letra dentro de PMI o PMC no implica que sus contribuciones sean similares entre sí, sino que esos contrastes fueron evaluados de manera independiente para cada grupo funcional a lo largo del gradiente (Figura 6 y 7).

De acuerdo con los resultados de los GLMM, en el piedemonte la contribución de los grupos funcionales de plantas varió a lo largo del gradiente de distancia a la fuente de agua. Las gramíneas forrajeras presentaron su mayor contribución en el sector más alejado (PML), disminuyendo hacia el sector intermedio (PMI) y alcanzando los valores más bajos en el sector próximo (PMC). En cambio, las herbáceas anuales no forrajeras y las leñosas no forrajeras mostraron mayores contribuciones en los sectores más cercanos e intermedios del gradiente, mientras que en el sector más alejado sus valores fueron menores. Las leñosas forrajeras registraron valores intermedios a lo largo del gradiente, en tanto que las herbáceas perennes no forrajeras mantuvieron una baja contribución en las tres categorías de distancia. En conjunto, estos resultados evidencian un recambio en la estructura funcional de la vegetación del piedemonte, con mayor participación de

grupos forrajeros en los sectores alejados de la fuente de agua y de grupos no forrajeros en los sectores más próximos (Figura 6).

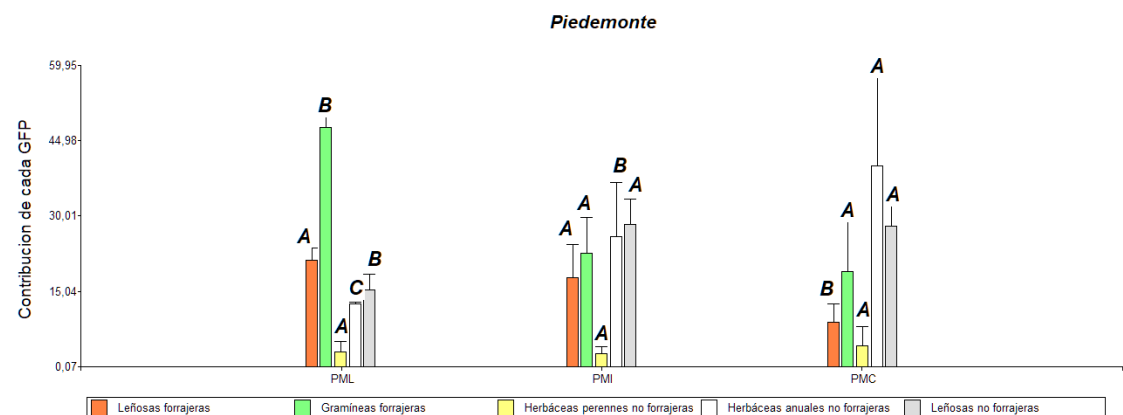


Figura 6. Contribución relativa de los grupos funcionales de plantas en el piedemonte para los distintos rangos de distancia a la fuente de agua. Las letras indican diferencias significativas (LSD Fisher) entre rangos de distancia dentro de cada grupo funcional.

De acuerdo con los resultados de los GLMM, en la planicie de inundación la contribución de los grupos funcionales de plantas también varió entre los rangos de distancia a la fuente de agua. Las gramíneas forrajeras alcanzaron su mayor contribución en el sector más alejado (PLL), disminuyendo hacia el sector intermedio (PLI) y el sector próximo (PLC). Por el contrario, las leñosas no forrajeras presentaron su mayor contribución en el sector más cercano a la fuente de agua, mientras que en los sectores intermedio y alejado sus valores fueron menores. Las leñosas forrajeras mostraron la mayor contribución en el sector intermedio, en tanto que las herbáceas perennes no forrajeras y las herbáceas anuales no forrajeras registraron valores bajos en todo el gradiente. En conjunto, los resultados indican un cambio en la estructura funcional de la vegetación de la planicie de inundación a lo largo del gradiente de distancia al agua, con predominio de gramíneas forrajeras en los sectores alejados y de leñosas no forrajeras en los sectores próximos (Figura 7).

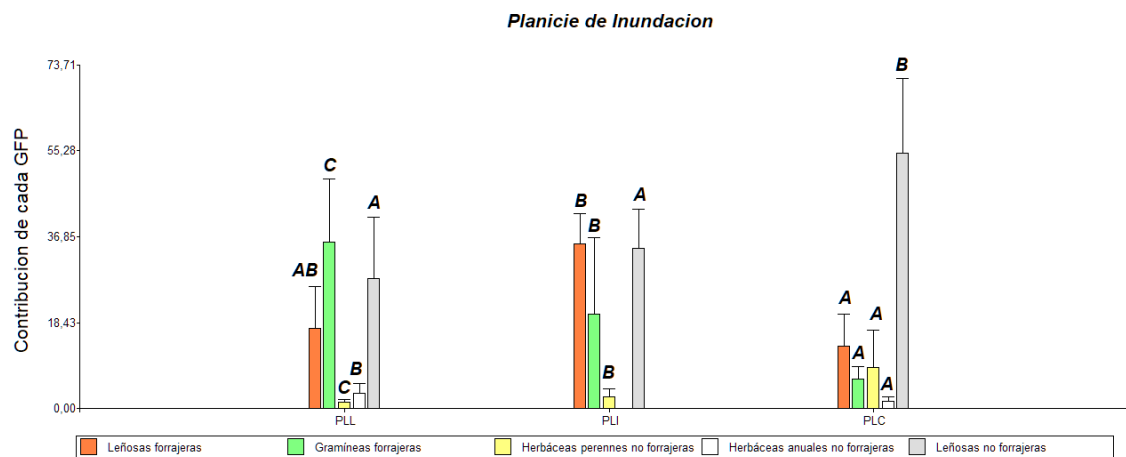


Figura 7. Contribución relativa de los grupos funcionales de plantas en la planicie de inundación para los distintos rangos de distancia a la fuente de agua. Las letras indican diferencias significativas (LSD Fisher) entre rangos de distancia dentro de cada grupo funcional.

Los resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) para la contribución de los grupos funcionales de plantas en la planicie de inundación y el piedemonte se presentan en la Tabla 10. En dicha tabla se incluyen los valores medios estimados para cada categoría de distancia a la fuente de agua y las diferencias significativas determinadas mediante la prueba a posteriori de LSD de Fisher. Los estadísticos de ajuste y significancia de cada modelo, incluyendo AIC, BIC, valor del estadístico de contraste y valor de p, se presentan de manera complementaria en el **Anexo Capítulo 2 (Tabla A2.3)**.

Tabla 10. Valores medios estimados de la contribución de los grupos funcionales de plantas en la planicie de inundación y el piedemonte según la distancia a la fuente de agua, obtenidos a partir de modelos lineales generalizados mixtos (GLMM). Letras distintas dentro de cada columna indican diferencias significativas entre categorías de distancia para un mismo grupo funcional, de acuerdo con la prueba a posteriori de LSD de Fisher. La letra C corresponde al coeficiente de correlación de Spearman entre la contribución de cada grupo funcional y la distancia a la fuente de agua. El asterisco indica correlaciones significativas ($P < 0,05$).

Leñosas forrajeras		Gramíneas forrajeras	Herbáceas perennes no forrajeras	Herbáceas anuales no forrajeras	Leñosas no forrajeras
C	0,29	0,65*	-0,45*	0,37*	-0,65*
PLC	14,67 / 4,48 b	6,27 / 2,57 a	11,1 / 7,79 a	1,39 / 0,85 a	59,17 / 5,65 b
PLI	35,28 / 6,43 a	22,39 / 6,44 b	2,32 / 1,72 b	----	34,43 / 8,25 a
PLL	21,66 / 1,55 ab	37,88 / 9,02 c	1,33 / 0,66 c	3,28 / 1,99 b	33 / 7,46 a
C	0,71*	0,74*	-0,07	-0,68*	-0,63*
PMC	8,89 / 3,71 b	19,05 / 10 a	4,26 / 3,81 a	39,96 / 17,72 a	28,02 / 3,97 a
PMI	17,73 / 6,73 a	22,64 / 7,08 a	2,74 / 1,36 a	25,88 / 10,88 b	28,36 / 5,02 a
PML	21,24 / 2,4 a	47,68 / 2,64 b	3,08 / 2,02 a	12,58 / 0,34 c	15,38 / 3,13 b

Influencia del perfil topográfico de cada unidad geomorfológica en la composición botánica y funcional.

Composición botánica topografías bajas versus topografías elevadas

Piedemonte

Los resultados de los GLMM para la composición botánica del piedemonte se presentan en la **Tabla 11**, donde se muestran los valores de contribución específica de las especies registradas en la topografía alta del piedemonte (TAPM) y la topografía baja del piedemonte (TBPM). Las diferencias significativas entre ambas topografías, evaluadas mediante la prueba a posteriori de LSD de Fisher, se indican con letras diferentes. Asimismo, en las columnas C TAPM y C TBPM se presentan los coeficientes de correlación de Spearman entre la contribución específica de cada especie y la distancia a la fuente de agua dentro de cada topografía. El detalle de los modelos ajustados para cada especie, incluyendo AIC, BIC, F de Wald, valor de p, varianza residual y desvío estándar residual, se presenta en el **Anexo Capítulo 2 (Tabla A2.4)**.

Tabla 11: Composición botánica de las topografías altas (TAPM) y bajas (TBPM) en el Piedemonte. Los valores de TAPM y TBPM corresponden a la contribución específica de cada especie y sus diferencias significativas, evaluadas mediante GLMM, se indican con letras diferentes ($P < 0,05$, LSD de Fisher). En las columnas C TAPM y C TBPM se presenta el coeficiente de correlación de Spearman entre la contribución específica de cada especie y la distancia a la fuente de agua dentro de cada topografía. Las correlaciones significativas se indican con *.

Piedemonte				
Especie	C TAPM	TAPM	TBPM	C TBPM
Gramíneas Perennes				
<i>Aristida medocina</i>	-0,71*	0,08	---	---
<i>Cenchrus ciliaris</i>	-0,07	0,04 a	4,09 b	---
<i>Chloris parvispicula</i>	0,61*	0,36	---	---
<i>Cottea pappophoroides</i>	0,12	1,32 a	0,37 b	---
<i>Digitaria californica</i>	0,55	1,72 a	0,87 a	---
<i>Gouinia latifolia</i>	0	---	0,22	---
<i>Gouinia paraguayensis</i>	0,15	1,4 a	0,81 a	---
<i>Jarava ichu</i>	0	---	0,26	---
<i>Jarava polyclada</i>	0	---	0,12	---
<i>Leptochloa crinita</i>	0,72*	6,76 a	1,72b	---
<i>Leptochloa dubia</i>	0,5	0,06	---	---
<i>Leptochloa pluriflora</i>	0,47	2,85 a	22,23 b	---
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	-0,01	2,7	---	---
<i>Pappophorum philippianum</i>	-0,05	6,1 a	0,13 b	---
<i>Paspalum malacophyllum</i>	0	---	0,12	---
<i>Setaria cordobensis</i>	0,77*	0,29 a	2,38 b	---
<i>Setaria hunzikeri</i>	0,81*	0,82 a	1,9 a	---
<i>Setaria lachnea</i>	0,41	3,5 a	9,22 b	---
<i>Setaria leucopila</i>	0,56	5,42 a	2,57 b	---
<i>Sporobolus pyramidatus</i>	0,26	0,17	---	---
<i>Tripogon spicatus</i>	0,64*	0,8 a	0,74 a	---
Gramíneas Anuales				
<i>Aristida adscensionis</i>	-0,61*	0,81 a	0,57 a	---
<i>Chloris virgata</i>	0	---	0,12	---
<i>Bouteloua aristoides</i>	-0,55	19,44 b	1,58 a	---
<i>Eragrostis mexicana</i> var, v.,	0,23	0,4 a	0,27 a	---
<i>Urochloa lorentziana</i>	0	---	0,54	---
Arbustos				
<i>Aloysia gratissima</i>	0,67*	0,38	---	---
<i>Aloysia ovatifolia</i>		---	2,82	---
<i>Caesalpinia gilliesii</i>		---	0,12	---
<i>Capparis atamisquea</i>	0,64*	0,19	---	---
<i>Condalia microphylla</i>		0,09	---	---
<i>Cordobia argentea</i>		0,55 a	0,7 a	---
<i>Justicia gilliesii</i>		0,73 a	1,05 a	---
<i>Lantana fucata</i>	0,8*	0,84 a	1,77 a	---
<i>Lantana grisebachii</i>	-0,79*	2,41	---	---
<i>Lantana xenica</i>	-0,71*	0,08	---	---

<i>Larrea divaricata</i>	-0,72*	11,38 a	8,9 a	---
<i>Lippia integrifolia</i>		0,87 a	0,1 b	---
<i>Lippia turbinata</i>		0,26 a	1,8 b	---
<i>Lycium chilensis</i> var, fili,,		0,52 a	1,74 b	---
<i>Mimozgyanthus carinatus</i>		2,66 a	0,9 b	---
<i>Pithecoctenium cynanchoide,,</i>		0,12 a	0,21 a	---
<i>Prosopis torquata</i>		1,06	---	---
<i>Senegalia gilliesii</i>		0,16 a	0,48 a	---
<i>Senna aphyla</i>		3,2 a	0,53 b	---
<i>Tricomaria usillo</i>	-0,71*	0,08	---	---
<i>Ximenia americana</i>	-0,7*	0,37 a	0,2 a	---
Forestales				
<i>A quebracho blanco</i>		0,59 a	1,23 b	---
<i>Bulnesia retama</i>		2,07	---	---
<i>Celtis tala</i>	0,59*	0,33 a	4,72 b	---
<i>Parkinsonia praecox</i> var <i>praecox</i>		3,41 a	1,86 a	---
<i>Geoffroea decorticans</i>		---	2,02	---
<i>Neltuma flexuosa</i>		3,57 a	3,61 a	---
Herbáceas Dicotiledóneas				
<i>Acalypha poiretii</i>	---	---	1,66	---
<i>Allionia incarnata</i>	-0,15	1,12	---	---
<i>Amaranthus standleyanus</i>	0,61*	0,12 a	0,45 a	---
<i>Bidens subalternans</i>	0,08	0,15 a	2,69 b	---
<i>Capsicum chacoensis</i>	---	---	0,49	---
<i>Datura ferox</i>	---	---	0,13	---
<i>Eupatorium arnottii</i>	---	---	0,25	---
<i>Euphorbia catamarcensis</i>	0,5	0,12	---	---
<i>Euphorbia pentadactyla</i>	---	---	0,51	---
<i>Gaya parvifolia</i>	0,64*	0,14 a	0,3 a	---
<i>Gomphrena</i>	0,02	0,1 a	0,1 a	---
<i>Heliotropium mendocinum</i>	-0,07	0,06	---	---
<i>Porophyllum lanceolatum</i>	-0,07	0,04	---	---
<i>Portulaca grandiflora</i>	-0,71*	0,08	---	---
<i>Parthenium hysterophorus</i>	0,41	0,12 b	1,17 a	---
<i>Pseudabutilon virgatum</i>	0,09	0,36 a	0,09 a	---
<i>Sida variegata</i>	---	---	0,27	---
<i>Simsia dombeyana</i>	---	---	0,85	---
<i>Solanum hastatilobum</i>	---	---	0,19	---
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	-0,71*	0,08	---	---
<i>Solanum hunzikeri</i>	---	---	1,34	---
<i>Sphaeralcea miniata</i>	---	1,45	---	---
<i>Spharalcea bonariensis</i>	-0,17	---	0,18	---
<i>Talinum polygaloides</i>	-0,71*	0,08 a	0,17 b	---
<i>Tillandsia</i>	0,16	0,11	---	---
<i>Tribulus terrestris</i>	0,64*	0,05	---	---
<i>Verbesina encelioides</i>	---	---	0,49	---
<i>Wedelia glauca</i>	---	---	0,13	---

<i>Zinnia pruviana</i>	0,45	0,15 b	1,19 a	---
------------------------	------	--------	--------	-----

Planicie de Inundación

Los resultados de los GLMM para la composición botánica de la planicie de inundación se presentan en la Tabla 12, donde se muestran los valores de contribución específica de las especies registradas en la topografía alta de la planicie (TAPL) y la topografía baja de la planicie (TBPL). Las diferencias significativas entre ambas topografías, evaluadas mediante la prueba a posteriori de LSD de Fisher, se indican con letras diferentes. Asimismo, en las columnas C TAPL y C TBPL se presentan los coeficientes de correlación de Spearman entre la contribución específica de cada especie y la distancia a la fuente de agua dentro de cada topografía. El detalle de los modelos ajustados para cada especie, incluyendo AIC, BIC, F de Wald, valor de p, varianza residual y desvío estándar residual, se presenta en el **Anexo Capítulo 2 (Tabla A2.5)**.

Tabla 12: Composición botánica de las topografías altas (TAPL) y bajas (TBPL) en la planicie de inundación. Los valores de TAPL y TBPL corresponden a la contribución específica de cada especie y sus diferencias significativas, evaluadas mediante GLMM, se indican con letras diferentes ($P < 0,05$). En las columnas C TAPL y C TBPL se presenta el coeficiente de correlación de Spearman entre la contribución específica de cada especie y la distancia a la fuente de agua dentro de cada topografía. Las correlaciones significativas ($P < 0,05$) se indican con *.

Planicie de Inundación				
Especie	C TAPL	TAPL	TBPL	C TBPL
Gramíneas Perennes				
<i>Leptochloa pluriflora</i>	0,51*	4,19 a	1,27 b	---
<i>Gouinia paraguayensis</i>	0,07	2,98 a	2,85 a	---
<i>Setaria lachnea</i>	0,51*	0,22 a	0,63 b	---
<i>Setaria leucopila</i>	0,51*	2,43 a	3,27 b	---
<i>Digitaria californica</i>	-0,38	0,5		---
<i>Leptochloa crinita</i>	0,76*	0,59 a	3,32 b	---
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	-0,49*	7,63 a	0,79 b	---
<i>Sporobolus pyramidatus</i>	-0,33	0,74		---
<i>Aristida medocina</i>	-0,36	2,56 a	1,9 a	---
Gramíneas Anuales				
<i>Aristida adscensionis</i>		0,22 a	4,86 b	---
Arbustos				
<i>Larrea divaricata</i>	-0,41*	49,77 a	43,66 a	---
<i>Cordobia argentea</i>	0,51*	10,09 a	5,32 b	---
<i>Senna aphylla</i>	0,19	1,72 a	2,05 a	---

<i>Condalia microphylla</i>	0,51*	0,22		---
<i>Prosopis torquata</i>	-0,01	7,51 a	5,39 a	---
<i>Ximenia americana</i>	0,76*	0,75		---
<i>Lantana xenica</i>	-0,48*	2,9 a	2,67 a	---
<i>Tricomaria usillo</i>	0,1	1,37 a	9,8 b	---
<i>Schinus bumelioides</i>			0,32	---
Forestales				
<i>Parkinsonia praecox var praecox</i>	0,51*	0,67 a	0,32 b	---
<i>Neltuma flexuosa</i>	-0,49	2,28 a	7,78 b	---
<i>Geoffroea decorticans</i>	0,05	0,6 a	3,27 b	---
Herbáceas Dicotiledóneas				
<i>Gaya parvifolia</i>		0,45 a	0,3 a	---
<i>Solanum elaeagnifolium</i>		0,44		---

Composición funcional de las comunidades vegetales en las topografías bajas versus topografías elevadas

La vegetación de las topografías bajas y altas del piedemonte y de las llanuras aluviales registró 82 especies, distribuidas en cinco grupos funcionales de plantas (GFP). Estos grupos fueron definidos principalmente a partir de la forma de crecimiento y de la selectividad en términos de preferencia de consumo por el ganado. El grupo funcional con mayor número de especies fue el de las herbáceas no forrajeras, con 28 especies, mientras que el grupo con menor número de especies fue el de las gramíneas anuales, con 5 especies. Los grupos restantes correspondieron a gramíneas forrajeras, leñosas forrajeras y leñosas no forrajeras, con 21, 20 y 8 especies, respectivamente (Tabla 13). El conglomerado resultante de esta clasificación se presenta en el **Anexo Capítulo 2 (Figura A2.2)**.

Tabla 13: Constitución específica de los GFP definidos en función de los rasgos de efecto (forma de crecimiento, ciclo de vida) y de respuesta (selectividad). Para las topografías bajas y altas en el Piedemonte y Planicie de Inundación.

Gramíneas Anuales	Herbáceas no Forrajeras	Gramíneas Forrajeras	Leñosas Forrajeras	Leñosas no Forrajeras
<i>Tragus spicatus</i>	<i>Amaranthus standleyanus</i>	<i>Aristida mendocina</i>	<i>Erythrostemon gilliesii</i>	<i>Aspidosperma quebracho blanco</i>
<i>Eragrostis mexicana</i> var. <i>virescens</i>	<i>Acalypha poiretii</i>	<i>Cenchrus ciliaris</i>	<i>Capparis atamisquea</i>	<i>Aloysia gratissima</i>
<i>Chloris virgata</i>	<i>Allionia incarnata</i>	<i>Chloris parvispicula</i>	<i>Celtis tala</i>	<i>Aloysia ovatifolia</i>
<i>Bouteloua aristoides</i>	<i>Bidens subalternans</i>		<i>Parkinsonia praecox</i> var. <i>praecox</i>	<i>Bulnesia retama</i>
<i>Aristida adscensionis</i>	<i>Capsicum chacoensis</i>	<i>Digitaria californica</i>	<i>Condalia microphylla</i>	<i>Lantana fucata</i>
	<i>Datura ferox</i>	<i>Gouinia latifolia</i>	<i>Cordobia argentea</i>	<i>Lantana grisebachii</i>
	<i>Euphorbia arnottii</i>	<i>Gouinia paraguayensis</i>	<i>Geoffroea decorticans</i>	<i>Lantana xenica</i>
	<i>Euphorbia catamarcensis</i>	<i>Jarava ichu</i>	<i>Justicia gilliesii</i>	<i>Larrea divaricata</i>
	<i>Euphorbia pentadactyla</i>	<i>Jarava polyclada</i>	<i>Lippia turbinata</i>	
	<i>Gaya parvifolia</i>	<i>Leptochloa crinita</i>	<i>Lippia integrifolia</i>	
	<i>Gomphrena pulchella</i>	<i>Leptochloa dubia</i>	<i>Lycium chilensis</i> var. <i>filifolium</i>	
	<i>Heliotropium mendocinum</i>	<i>Leptochloa pluriflora</i>	<i>Mimozyanthus carinatus</i>	
	<i>Porophilum lanceolatum</i>	<i>Neobouteloua lophostachya</i>	<i>Porophyllum cynanchoides</i>	
	<i>Portulaca grandiflora</i>	<i>Pappophorum philippianum</i>	<i>Neltuma flexuosa</i>	
	<i>Parthenium hysterophorus</i>	<i>Paspalum malacophyllum</i>	<i>Strombocarpa torquata</i>	
	<i>Pseudabutilon virgatum</i>	<i>Setaria cordobensis</i>	<i>Senegalia gilliesii</i>	
	<i>Sida variegata</i>	<i>Setaria hunzikeri</i>	<i>Senna aphylla</i>	
	<i>Simbsia dombeyana</i>	<i>Setaria lachnea</i>	<i>Tillandsia sp</i>	
	<i>Solanum elaeagnifolium</i>	<i>Setaria leucopila</i>	<i>Tricomaria usillo</i>	
	<i>Solanum hastatilobum</i>	<i>Sporobolus pyramidatus</i>	<i>Ximenia americana</i>	
	<i>Solanum hunzikeri</i>	<i>Urochloa lorentziana</i>		
	<i>Sphaeralcea miniata</i>			
	<i>Sphaeralcea bonariensis</i>			
	<i>Talinum polygaloides</i>			
	<i>Tribulus terrestris</i>			
	<i>Verbesina encelioides</i>			
	<i>Wedelia glauca</i>			
	<i>Zinnia pruviana</i>			

De acuerdo con los resultados de los GLMM, en el Piedemonte la contribución de los grupos funcionales de plantas varió significativamente entre la topografía baja del piedemonte (TBPM) y la topografía alta del piedemonte (TAPM). Las gramíneas forrajeras registraron una contribución significativamente mayor en TBPM, donde constituyeron el grupo funcional dominante, mientras que en TAPM su aporte fue menor. En cambio, las gramíneas anuales, las leñosas no forrajeras y, en menor medida, las herbáceas no forrajeras, mostraron mayores contribuciones en TAPM que en TBPM. Las leñosas forrajeras no presentaron diferencias marcadas entre ambas topografías. En conjunto, estos resultados indican un cambio en la estructura funcional de la vegetación del piedemonte entre topografías, con predominio de gramíneas forrajeras en las posiciones bajas y mayor participación relativa de grupos no forrajeros y gramíneas anuales en las posiciones altas (Figura 8).

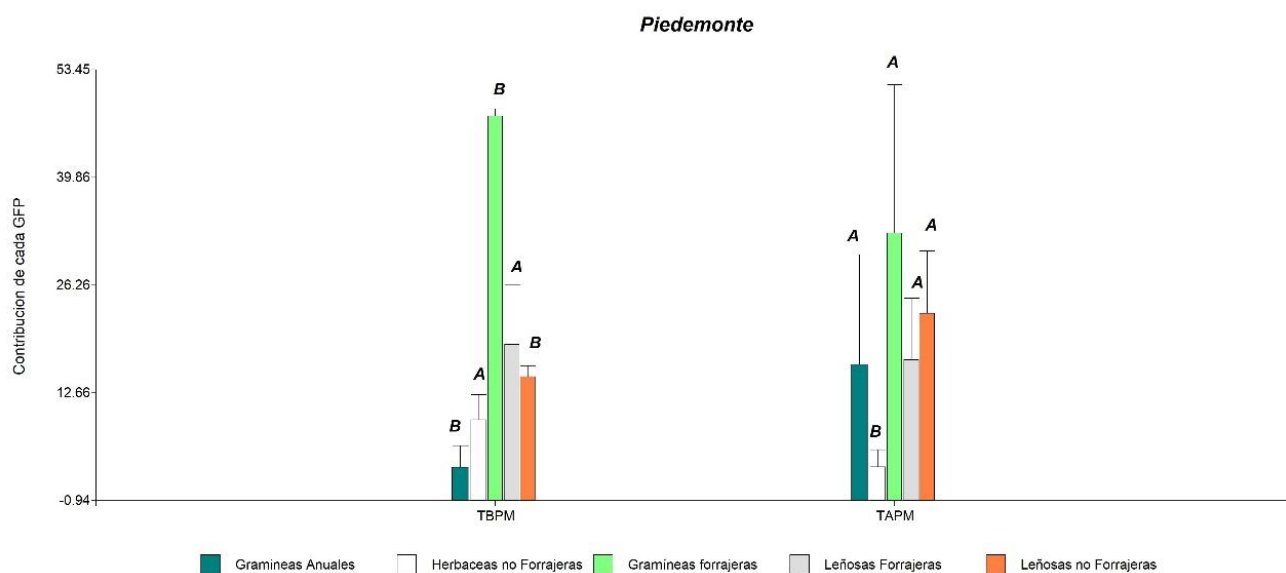


Figura 8: Las diferencias significativas indicadas ($P < 0,05$, LSD de Fisher) en la figura corresponden a la comparación de cada grupo funcional entre la topografía baja del piedemonte (TBPM) y la topografía alta del piedemonte (TAPM), según los resultados obtenidos mediante GLMM.

De acuerdo con los resultados de los GLMM, en la planicie de inundación, la contribución de los grupos funcionales de plantas varió entre la topografía baja de la planicie (TBPL) y la topografía alta de la planicie (TAPL). Las leñosas no forrajeras constituyeron el grupo funcional de mayor contribución en ambas topografías, con valores más altos en TAPL. Las leñosas forrajeras también presentaron una contribución importante en ambas posiciones, aunque tendieron a mostrar mayores valores en TBPL. Las gramíneas forrajeras registraron contribuciones intermedias y similares entre topografías, mientras

que las herbáceas no forrajeras mantuvieron valores relativamente menores. Por su parte, las gramíneas anuales mostraron una baja contribución general, aunque con valores algo superiores en TBPL respecto de TAPL. En conjunto, los resultados indican que la estructura funcional de la vegetación en la planicie de inundación estuvo dominada por componentes leñosos, particularmente por las leñosas no forrajeras, tanto en las topografías altas como bajas (Figura 9).

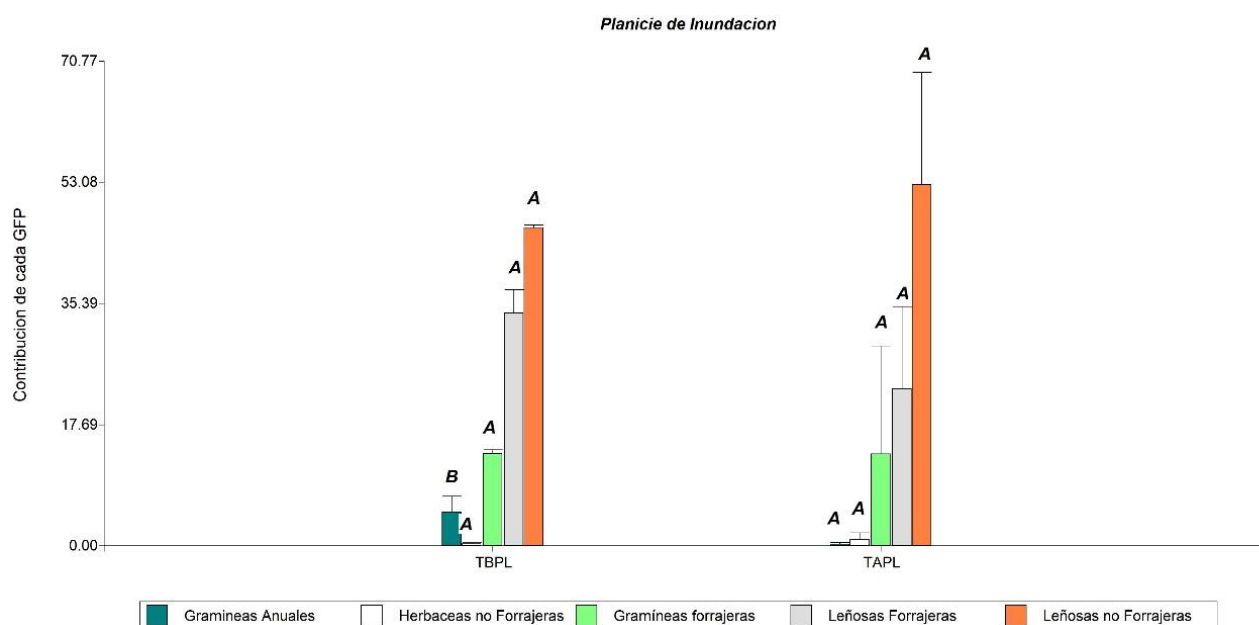


Figura 9: Las diferencias significativas indicadas en la figura corresponden a la comparación de cada grupo funcional entre la topografía alta de la planicie de inundación (TAPL) y la topografía baja de la planicie de inundación (TBPL), según los resultados obtenidos mediante GLMM.

En la Planicie de Inundación, la posición topográfica solo modificó significativamente la contribución de las gramíneas anuales, que presentaron valores más altos en las topografías bajas que en las altas. Para el resto de los grupos funcionales no se registraron diferencias significativas entre posiciones topográficas. En las topografías altas de esta unidad geomorfológica, las gramíneas forrajeras se correlacionaron positiva y significativamente con la distancia a la fuente de agua, mientras que las leñosas no forrajeras mostraron una correlación negativa y significativa (**Tabla 14**).

En el Piedemonte, la posición topográfica afectó significativamente la contribución de varios grupos funcionales. Las herbáceas no forrajeras presentaron mayores valores en las topografías bajas, mientras que las gramíneas anuales y las leñosas no forrajeras

mostraron una mayor contribución en las topografías altas. Además, en las topografías altas del Piedemonte, las leñosas forrajeras y las gramíneas forrajeras se correlacionaron de forma negativa y positiva significativamente con la distancia a la fuente de agua (**Tabla 14**). Los estadísticos de ajuste y significancia de cada modelo, incluyendo AIC, BIC, valor del estadístico de contraste y valor de p, se presentan de manera complementaria en el **Anexo Capítulo 2 (Tabla A2.6)**.

Tabla 14. Valores medios estimados de la contribución de los grupos funcionales de plantas en la planicie de inundación y el piedemonte según la posición topográfica, obtenidos a partir de modelos lineales generalizados mixtos (GLMM). Letras distintas dentro de cada fila indican diferencias significativas entre categorías topográficas para un mismo grupo funcional, de acuerdo con la prueba a posteriori de LSD de Fisher. La letra **C** corresponde al coeficiente de correlación de Spearman entre la contribución de cada grupo funcional y la distancia a la fuente de agua dentro de cada posición topográfica. El asterisco indica correlaciones significativas ($P < 0,05$).

Grupos Funcionales de Plantas	Planicie de Inundación			
	C TAPL**	TAPL	TBPL	C TBPL**
Leñosas Forrajeras	0,5	25,21 a / 10,36	33,94 a / 3,33	-0,12
Gramíneas Forrajeras	0,52*	14,2 a / 15,37	13,23 a / 0,51	0,13
Herbáceas no forrajeras	-0,3	0,89 a / 1,03	0,3 a / 0,14	-0,21
Gramíneas Anuales	-0,41	0,22 a / 0,28	4,86 b / 2,19	0,21
Leñosas no Forrajeras	-0,48*	52,68 a / 16,38	46,33 a / 0,42	0,1
	Piedemonte			
	C TAPM**	TAPM	TBPM	C TBPM**
Leñosas Forrajeras	-0,66*	18,28 a / 6,59	21,73 a / 0,59	-0,18
Gramíneas Forrajeras	0,62*	33,57 a / 17,52	47,54 b / 0,8	-0,2
Herbáceas no forrajeras	0,0035	4,05 a / 3,01	9,96 b / 2,72	0,4
Gramíneas Anuales	-0,61	21,45 a / 20,47	3,27 b / 2,72	-0,18
Leñosas no Forrajeras	-0,47	22,71 a / 7,85	14,71 b / 1,38	0,43

****TAPL, TBPL, TAPM y TBPM** representan categorías de posición topográfica. Las columnas precedidas por “**C**” indican la correlación de cada grupo funcional con la distancia a la aguada dentro de cada posición topográfica.

2.5. Discusión

Composición botánica de las comunidades vegetales en relación con las distancias de las fuentes de agua para el ganado.

Los resultados muestran que la composición botánica de las comunidades varió en relación con la distancia a las fuentes de agua en ambas unidades geomorfológicas, aunque ese patrón no fue idéntico entre el piedemonte y la planicie de inundación. En los

dos ambientes, la ordenación del análisis multivariado separó los sectores cercanos, intermedios y alejados, lo que indica que la distancia a la aguada constituyó un eje importante de diferenciación florística. Sin embargo, esa diferenciación no respondió a un recambio uniforme de especies, sino a cambios en las dominancias relativas, cuya expresión obedeció al ambiente geomorfológico en el que se desarrolló cada comunidad.

En el piedemonte, los sectores más alejados de la fuente de agua estuvieron caracterizados por una mayor contribución de gramíneas perennes como *Leptochloa crinita*, *L. pluriflora* y *Gouinia paraguayensis*, junto con valores relativamente altos de *Setaria leucopila* y *S. lachnea*. En cambio, en los sectores cercanos e intermedios aumentó la participación de especies como *Bouteloua aristoides*, *Pappophorum philippianum* y *Neobouteloua lophostachia*, mientras que *Larrea divaricata* alcanzó sus mayores valores en proximidad a la aguada. En la planicie de inundación, el gradiente mostró una lógica general semejante, aunque sobre una comunidad inicialmente más arbustiva. En donde *Larrea divaricata* fue dominante en todos los sectores, pero con mayor contribución en los sitios cercanos al agua, mientras que en los sectores más alejados aumentaron gramíneas como *Aristida mendocina* y *Leptochloa pluriflora*. En consecuencia, la distancia a la fuente de agua estuvo asociada con cambios florísticos en ambos ambientes, pero esos cambios se organizaron sobre estructuras de comunidad de base diferentes.

Este patrón es consistente con lo esperado bajo un efecto piósfera, donde la cercanía a la fuente de agua concentra uso ganadero y el disturbio disminuye gradualmente hacia la periferia (Landsberg et al., 2003; Chillo et al., 2015). No obstante, en este trabajo conviene sostener una interpretación prudente. La distancia a la aguada se utilizó como un indicador indirecto de presión ganadera acumulada, por lo que los cambios observados no deben atribuirse exclusivamente al consumo directo por parte del ganado. En ese sentido, los resultados respaldan una asociación espacial entre composición florística y distancia al agua, aunque no permiten aislar un único mecanismo causal para cada especie.

La mayor representación de gramíneas perennes en los sectores alejados sugiere que esos sitios conservaron una estructura herbácea más vinculada con una menor presión de uso, mientras que la mayor participación de arbustos y de algunas especies anuales o de menor valor forrajero en las proximidades de la aguada es coherente con comunidades sometidas a disturbios más intensos y recurrentes. Esta tendencia coincide con estudios

en pastizales áridos y semiáridos, donde la cercanía al agua suele asociarse con una reducción relativa del componente herbáceo más palatable y con un aumento del componente leñoso o de especies tolerantes al disturbio (Cingolani et al., 2005; Díaz et al., 2007; Ju et al., 2025). De todos modos, en este estudio esa respuesta no fue uniforme ni absoluta: varias especies mantuvieron contribuciones intermedias y otras no mostraron una relación clara con el gradiente. Por eso, más que plantear una sustitución completa de unas comunidades por otras, parece más adecuado interpretar estos resultados como una reorganización de dominancias a lo largo del gradiente de uso.

En el piedemonte, el contraste estuvo dado principalmente por la mayor presencia de gramíneas perennes en los sectores alejados y de especies anuales o leñosas cerca del agua. En la planicie de inundación, en cambio, el estrato arbustivo mantuvo una dominancia alta a lo largo de todo el gradiente, y la distancia a la aguada modificó sobre todo la participación relativa de las especies acompañantes. Esto sugiere que la respuesta al pastoreo continuo no depende sólo de la intensidad del uso, sino también de las condiciones ambientales que enmarcan esa respuesta. Dicho de otro modo, el gradiente de distancia operó sobre comunidades que no eran equivalentes entre sí, y por eso su expresión florística tampoco fue equivalente. En esa línea, la variación observada sugiere que el efecto del pastoreo se expresa sobre una base ambiental previa, de modo que una misma señal de uso puede dar lugar a respuestas florísticas distintas según la condición estructural inicial de cada comunidad (De Villalobos y Charles-Dominique, 2025).

En estos sistemas, el pastoreo continuo de herbívoros introducidos, cuando no está acompañado por un manejo ajustado de la carga ganadera, puede favorecer la disminución sostenida de especies vegetales sensibles y, en situaciones más extremas, la pérdida local de componentes valiosos de la comunidad (Cingolani et al., 2008; Merdas et al., 2021). Sin embargo, la trayectoria posterior no necesariamente es uniforme. Cuando la degradación se extiende de manera relativamente homogénea sobre superficies amplias y luego la presión de pastoreo disminuye, la recuperación puede seguir trayectorias contrastantes entre sitios, tanto en la composición como en la estructura de la vegetación (Cingolani et al., 2008; Kouba et al., 2021). En este sentido, más que asumir respuestas únicas, resulta más adecuado interpretar estos procesos como cambios casuales a la historia de uso, al contexto ambiental y al estado previo de cada comunidad.

A una escala más amplia, distintos estudios en zonas áridas y semiáridas han documentado que el sobrepastoreo sostenido, en interacción con otros factores, puede contribuir al aumento de la cobertura leñosa y a la transformación de la fisonomía de la vegetación. En Australia, por ejemplo, se ha señalado que la sustitución de formaciones originalmente más abiertas por comunidades con mayor dominancia arbustiva respondió a una combinación de procesos, entre ellos el pastoreo intensivo (Archer et al., 2017). Del mismo modo, en el sur de África y en el oeste de Estados Unidos se han registrado procesos de arbustización vinculados con cambios prolongados en el uso del territorio y en los regímenes de disturbio, con efectos importantes sobre la estructura y el funcionamiento de los pastizales (Wigley et al., 2009). Estos antecedentes no implican que todos los sistemas respondan del mismo modo, pero sí aportan un marco útil para interpretar que, en ambientes áridos y semiáridos, los cambios en la presión de pastoreo pueden expresarse no sólo en el reemplazo de especies, sino también en modificaciones persistentes de la arquitectura de la vegetación.

Bajo esa perspectiva, las fisonomías registradas en el presente estudio podría interpretarse en el marco del modelo de sucesión regresiva propuesto para las planicies fluvioeólicas del Chaco Árido (Figura 10), donde los cambios más notorios no se expresan necesariamente como una sustitución completa de la flora, sino en modificaciones de la estructura vertical y horizontal de la vegetación y en variaciones de la abundancia relativa de determinadas especies (Karlin et al., 2013; Zeballos et al., 2023). Esta idea resulta consistente con los patrones observados aquí, donde la distancia a la aguada se asoció con cambios en la composición botánica, pero fundamentalmente a través de una reorganización de dominancias.

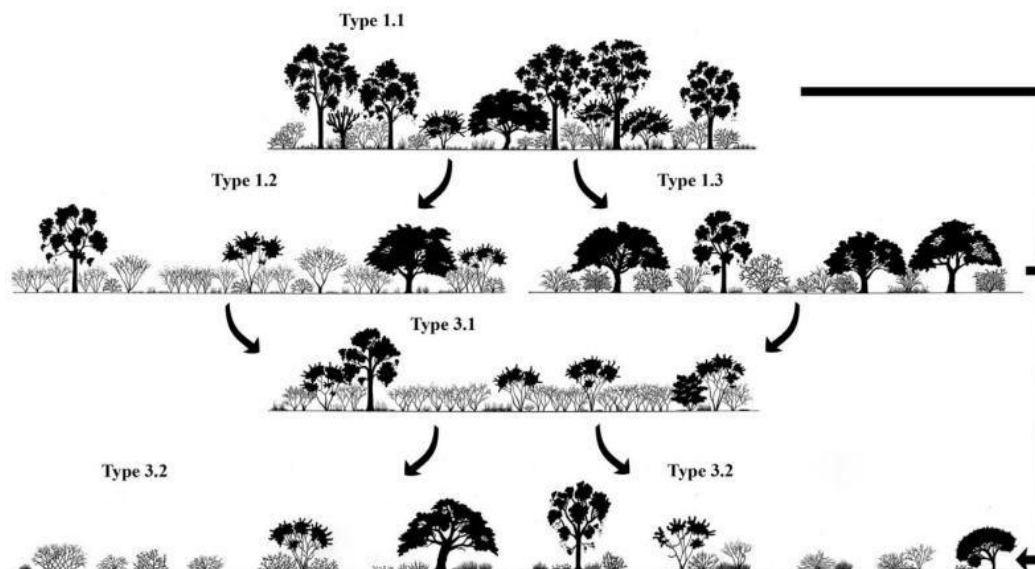


Figura 10: Etapas de degradación (sucesión regresiva) de la cubierta vegetal en el Chaco Árido. La figura muestra en forma esquemática simplificada la secuencia regresiva desde el bosque de *Aspidosperma quebracho-blanco* (tipo de vegetación 1.1) hasta los tipos de vegetación que exhiben la mayor degradación de la vegetación (los peladares y matorrales cerrados representados por los tipos de vegetación 3.1 y 3.2) (tomada de Zeballos et al., 2023).

En ese contexto, la unidad geomorfológica del piedemonte podría interpretarse como cercana al estado 1.2 del modelo, caracterizado por perturbaciones de intensidad intermedia, donde aún persisten elementos del estrato arbóreo junto con matorrales dominados por *Larrea divaricata*. La planicie de inundación, en cambio, mostró una fisonomía más próxima a estados de mayor degradación relativa, semejantes al estado 3.2, donde predominan matorrales o estepas arbustivas sobre suelos arenosos estabilizados. Esta correspondencia debe tomarse con cautela y sólo como una referencia interpretativa general, ya que el presente estudio no estuvo diseñado para asignar formalmente estados sucesionales. No obstante, la comparación resulta útil para situar los patrones encontrados dentro de una historia de uso y transformación del paisaje más amplia, y sugiere que la respuesta al gradiente de distancia a la fuente de agua se expresa sobre comunidades que ya difieren en su condición estructural y florística.

La distancia a las fuentes de agua estuvo asociada con cambios en la composición botánica de las comunidades, aunque esos cambios no fueron lineales ni idénticos entre ambientes. A la escala del estudio, los sectores próximos a la aguada tendieron a concentrar comunidades con mayor participación de leñosas y de especies menos vinculadas con una mejor composición forrajera, mientras que los sectores más alejados conservaron una mayor proporción de gramíneas perennes. Esto indica que la distribución espacial del uso

ganadero contribuye a estructurar la heterogeneidad florística del paisaje, pero que esa señal se expresa de manera distinta según la trayectoria previa y el marco geomorfológico de cada comunidad.

Distribución de grupos funcionales de plantas en relación con las fuentes de agua para el ganado

La composición funcional mostró un patrón general que coincidió con el observado a nivel taxonómico. En ambas unidades geomorfológicas, los sectores más alejados de las fuentes de agua se asociaron con una mayor representación de gramíneas forrajeras, mientras que los sectores cercanos se vincularon con una mayor participación de leñosas no forrajeras y, en el piedemonte, también de herbáceas anuales no forrajeras. La distancia a la aguada no solo se relacionó con cambios en la identidad de las especies dominantes, sino también con una reorganización en la composición de grupos funcionales con distinto valor forrajero y diferente papel en la estructura de la comunidad. Este tipo de lectura coincide con el enfoque funcional, propuesto como una forma adecuada de interpretar las consecuencias ecológicas de las perturbaciones sobre la vegetación más allá del recambio taxonómico estricto (Díaz y Cabido, 2001; Moreno García et al., 2014).

El patrón más consistente fue la oposición entre gramíneas forrajeras y leñosas no forrajeras. En ambas unidades geomorfológicas, las gramíneas forrajeras aumentaron significativamente hacia los sectores más alejados de la aguada, mientras que las leñosas no forrajeras mostraron el comportamiento inverso, con mayor participación en los sectores cercanos. Este contraste resume buena parte del recambio funcional asociado al gradiente espacial de uso ganadero y sugiere que las áreas próximas al agua concentran comunidades con menor peso relativo del componente herbáceo forrajero y mayor representación de formas leñosas poco consumidas. Esta dirección de la respuesta coincide con la literatura clásica sobre piósferas, que describe un uso desigual del espacio a partir de las aguadas y cambios en la composición vegetal a lo largo de esos gradientes, especialmente en ambientes áridos y semiáridos (Andrew, 1988; Landsberg et al., 2003; Shahriary et al., 2012; Fernández-Giménez y Allen-Díaz, 2001; Jawuoro et al., 2017).

Los demás grupos funcionales mostraron respuestas menos uniformes y más dependientes del ambiente. En el piedemonte, las herbáceas anuales no forrajeras aumentaron significativamente en los sectores cercanos a la fuente de agua, mientras que las leñosas forrajeras tendieron a presentar una mayor participación fuera de esos

sectores. En la planicie de inundación, en cambio, las leñosas forrajeras alcanzaron su mayor expresión en el sector intermedio, y las herbáceas perennes no forrajeras solo aumentaron significativamente en proximidad a la aguada. En conjunto, estos resultados indican que la señal funcional del gradiente de pastoreo existió, pero no fue homogénea para todos los grupos. Más bien, la respuesta dependió del tipo funcional considerado y del contexto geomorfológico en el que se expresó. Esta interpretación concuerda con trabajos que muestran que la respuesta de los rasgos y de los tipos funcionales al pastoreo no depende exclusivamente del disturbio, sino también de gradientes de recursos, propiedades del suelo y disponibilidad hídrica, que modifican la dirección y magnitud de la respuesta de la vegetación (Moreno García et al., 2014; Zheng et al., 2015; Copeland et al., 2023; Shahriary et al., 2012; Nakano et al., 2020). En ese marco, nuestro análisis no debería leerse como evidencia suficiente de deterioro irreversible ni de un cambio de estado por sí solo, pero sí como una señal consistente de diferenciación funcional entre sectores próximos y alejados de la aguada.

La composición funcional no debería interpretarse como un reflejo mecánico de la distancia a la fuente de agua, sino como una respuesta espacialmente situada, en la que el gradiente de uso interactúa con la heterogeneidad ambiental propia de cada ambiente. Esta lectura coincide tanto con los estudios de piósfera que muestran zonación funcional y florística alrededor de aguadas como con los trabajos que destacan que la configuración espacial del sistema de pastoreo modula la heterogeneidad de sus efectos sobre la vegetación (Andrew, 1988; Landsberg et al., 2003; Oñatibia y Aguiar, 2018).

El resultado más importante fue la oposición entre gramíneas forrajeras y leñosas no forrajeras a lo largo del gradiente de distancia a la aguada, mientras que los demás grupos funcionales mostraron respuestas más variables entre ambientes. En conjunto, estos resultados sugieren que la proximidad a las fuentes de agua se asocia con comunidades funcionalmente distintas de aquellas que predominan en los sectores más alejados, pero también indican que esa respuesta está modulada por el contexto geomorfológico. De este modo, el enfoque de grupos funcionales resulta útil para interpretar la respuesta del pastizal al uso ganadero, siempre que esa interpretación se mantenga vinculada a la heterogeneidad espacial y ambiental en la que dicho uso se expresa (Díaz y Cabido, 2001; Moreno García et al., 2014; Zheng et al., 2015).

Influencia del perfil topográfico de cada unidad geomorfológica sobre la composición botánica y funcional

La topografía introdujo un nivel adicional de heterogeneidad dentro de cada unidad geomorfológica y se asoció con cambios claros en la composición botánica, aunque su efecto sobre la composición funcional fue más variable. En el piedemonte, las diferencias entre posiciones topográficas elevadas y bajas fueron marcadas. Los bajos estuvieron dominados por *Leptochloa pluriflora* y concentraron, además, especies asociadas a un mayor aporte hídrico, como *Gouinia latifolia*, *Jarava polyclada*, *Paspalum malacophyllum* y *Urochloa lorentziana*. Las posiciones elevadas, en cambio, presentaron mayores contribuciones de *Bouteloua aristoides*, *Leptochloa crinita*, *Pappophorum philippianum* y *Setaria leucopila*. En la planicie de inundación también se registraron diferencias entre posiciones topográficas, aunque menos marcadas que en el piedemonte. Allí, las posiciones elevadas estuvieron más asociadas con *Neobouteloua lophostachia*, *Leptochloa pluriflora* y *Aristida mendocina*, mientras que en los bajos aumentaron *Aristida adscensionis*, *Leptochloa crinita* y *Setaria leucopila*. En conjunto, estos resultados indican que el relieve no sólo ordenó el recambio florístico dentro de cada unidad geomorfológica, sino que también definió ambientes locales contrastantes en términos de composición vegetal.

Más allá de las diferencias florísticas puntuales, uno de los resultados más consistentes fue que las correlaciones significativas entre especies y distancia a la fuente de agua se concentraron en las topografías elevadas, mientras que en los bajos no se detectaron correlaciones significativas. Ese patrón se repitió en ambas unidades geomorfológicas y sugiere que la topografía moduló la expresión del gradiente de pastoreo. En otras palabras, la distancia a la aguada siguió siendo importante como organizadora de la composición, pero su efecto fue más evidente en las posiciones elevadas que en las deprimidas. Este resultado es consistente con trabajos que muestran que la respuesta de la vegetación al pastoreo depende de su interacción con la heterogeneidad ambiental y con la disponibilidad de recursos, particularmente agua (Landsberg et al., 2003; Carmona et al., 2012).

Una interpretación posible es que las topografías bajas, al recibir mayor aporte hídrico por escurrimiento y por diferencias locales en infiltración, amortigüen parcialmente la señal del pastoreo sobre la composición botánica. En ambientes áridos y semiáridos, variaciones pequeñas del relieve pueden producir diferencias relevantes en la

redistribución del agua, el balance hídrico y las condiciones para el establecimiento, crecimiento y persistencia de las especies (Saco et al., 2007; Liu et al., 2020). En este estudio, esa posibilidad está sugerida por la presencia, en las topografías bajas, de especies vinculadas a condiciones relativamente más húmedas y por la ausencia de relaciones significativas con la distancia a la fuente de agua en esas posiciones. Los datos no permiten afirmar que el mayor aporte hídrico elimine el efecto del pastoreo, pero sí son consistentes con la idea de que puede atenuarlo o volverlo menos visible en la estructura florística local. Esta lectura coincide con antecedentes que señalan que los efectos del pastoreo sobre la vegetación no suelen expresarse de manera aislada, sino en interacción con el tipo de hábitat y la disponibilidad hídrica (de Bello et al., 2006; Carmona et al., 2012).

La respuesta funcional a la topografía fue menos uniforme que la taxonómica. En la planicie de inundación, las diferencias entre posiciones topográficas fueron relativamente acotadas y sólo las gramíneas anuales mostraron un aumento significativo en los bajos, mientras que las leñosas no forrajeras siguieron dominando en ambas posiciones. En el piedemonte, en cambio, la topografía se asoció con diferencias funcionales más claras. Allí, las gramíneas forrajeras y las herbáceas no forrajeras tuvieron mayores valores en los bajos, mientras que las gramíneas anuales y las leñosas no forrajeras aumentaron en las posiciones elevadas. Además, del mismo modo que ocurrió con las especies, las correlaciones significativas entre grupos funcionales y distancia al agua se concentraron en las topografías altas. Este patrón sugiere que la topografía no sólo modificó la identidad de las especies dominantes, sino también, en ciertos contextos, la representación relativa de grupos funcionales con distinta importancia forrajera.

El desacople parcial entre composición taxonómica y funcional constituye uno de los aspectos más notables. La topografía modificó de manera consistente qué especies estuvieron presentes y cuáles dominaron en cada posición, pero esos cambios no siempre implicaron una reorganización funcional de igual magnitud. Esto sugiere que, en algunos casos, el recambio florístico ocurrió entre especies con roles ecológicos relativamente semejantes, generando cierta compensación funcional. Sin embargo, esa compensación no fue completa. En el piedemonte, el mayor peso de gramíneas forrajeras en los bajos y el aumento de leñosas no forrajeras y gramíneas anuales en las posiciones elevadas muestran que, cuando el ambiente es más restrictivo, la topografía también puede traducirse en diferencias funcionales con implicancias para la estructura y el

aprovechamiento de la comunidad. En este sentido, los resultados refuerzan la importancia de considerar de manera conjunta la composición taxonómica y la funcional al evaluar la respuesta de la vegetación frente al pastoreo y/o perturbaciones, ya que ambas dimensiones no necesariamente varían en paralelo (Carmona et al., 2012; Smith et al., 2022).

En ambientes sometidos a una larga historia de uso ganadero, la estructura actual de la vegetación puede reflejar procesos de recuperación parcial, estados relativamente estables pero degradados, o trayectorias de degradación persistente, según la interacción entre presión de pastoreo, productividad del sitio e historia de uso (Lunt et al., 2007) (Figura 11). En este estudio no es posible asignar de manera concluyente las comunidades observadas a uno de esos escenarios, pero los patrones registrados son consistentes con la idea de que la respuesta al pastoreo no depende sólo de la distancia a la aguada como indicador indirecto de presión ganadera acumulada, sino también del contexto ambiental local y del uso histórico del bosque, cuya configuración actual resulta de la superposición de disturbios presentes y pasados (Zeballos et al., 2023). En esta perspectiva, la influencia de las topografías bajas adquiere importancia, ya que estas posiciones podrían contribuir a amortiguar parcialmente la expresión funcional del disturbio al favorecer condiciones hídricas relativamente menos restrictivas. Más que indicar una trayectoria única del sistema, los resultados sugieren respuestas ecológicas diferenciadas dentro del paisaje, definidas por la interacción entre pastoreo, geomorfología, topografía y balance hídrico local.

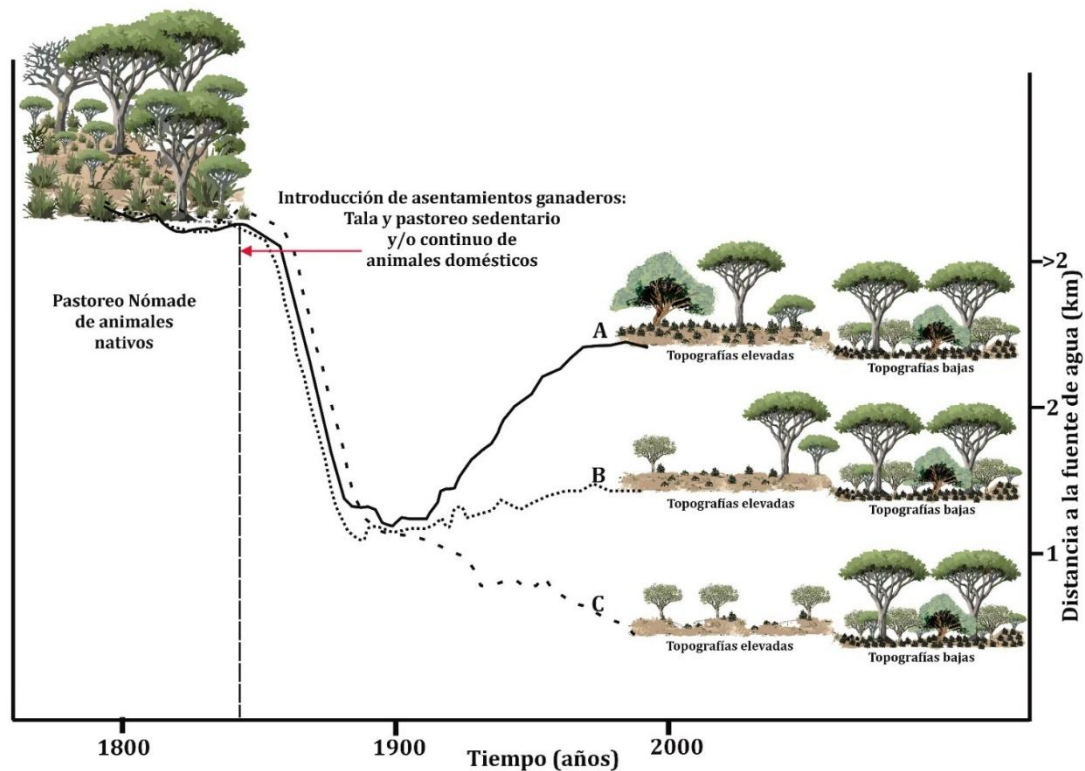


Figura 11: Tres posibles trayectorias de cambio del estado ecológico con diferentes presiones de pastoreo, tras un declive inicial del estado ecológico causado por la imposición histórica del pastoreo intensivo y la tala. Figura modificada a partir de Lunt et al. (2007).

En conjunto, los resultados mostraron que la composición botánica respondió con mayor claridad que la composición funcional. La topografía no anuló el efecto de la distancia a la fuente de agua, pero sí modificó la forma en que ese efecto se expresó, sobre todo en las posiciones elevadas, donde el gradiente de pastoreo fue más evidente. A la escala de este estudio, esto sugiere que la heterogeneidad topográfica contribuye a ordenar la respuesta de la vegetación frente al uso ganadero, probablemente a través de diferencias locales en la disponibilidad de agua. Así, la estructura taxonómica y funcional de las comunidades no puede explicarse por un único factor, sino por la interacción entre la presión ganadera acumulada, la geomorfología y la topografía, que en conjunto definen la heterogeneidad ecológica y forrajera observada en el paisaje.

2.6. Conclusiones

La composición botánica varió a lo largo del gradiente de distancia a la fuente de agua en ambas unidades geomorfológicas. En el Piedemonte y en la Planicie de Inundación se evidenciaron recambios en la contribución específica de numerosas especies. En general, los sectores más cercanos a la aguada concentraron especies asociadas a mayor presión ganadera, mientras que en los sectores más alejados aumentó la contribución de otras especies perennes y de mejor aptitud forrajera.

En ambas geomorfológicas se detectaron cambios funcionales consistentes a lo largo de la distancia a las fuentes de agua. En ambas unidades geomorfológicas, las gramíneas forrajeras aumentaron hacia los sectores más alejados, mientras que cerca del agua predominaron grupos menos favorables desde el punto de vista forrajero. En el piedemonte se destacaron las herbáceas anuales no forrajeras y las leñosas no forrajeras en los sectores cercanos e intermedios, mientras que en la planicie de inundación las leñosas no forrajeras fueron más importantes cerca de la aguada. Esto indica un cambio funcional asociado al gradiente de presión ganadera.

La topografía mostró un efecto sobre la composición botánica, ya que las topografías bajas y elevadas se diferenciaron en la ordenación de especies y en la expresión del gradiente de pastoreo. En la composición funcional la topografía no anuló el efecto de la distancia a la fuente de agua, sino que moduló su expresión. Los patrones de la vegetación no estuvieron determinados por un único factor, sino por la interacción entre presión ganadera acumulada, geomorfología y topografía, que en conjunto estructuraron la heterogeneidad botánica y funcional del paisaje.

2.7 Bibliografía

- Acebes, P., Traba, J., Peco, B., Reus, M. L., Giannoni, S. M. y Malo, J. E. (2010). Gradientes abióticos dirigen la composición florística y la estructura de las comunidades de plantas en el Desierto del Monte. *Revista Chilena de Historia Natural*, 83(3), 395–407.
- Andrew, M. H. (1988). Grazing impact in relation to livestock watering points. *Trends in Ecology & Evolution*, 3(12), 336–339. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(88\)90090-0](https://doi.org/10.1016/0169-5347(88)90090-0)
- Arana, M. D., Natale, E. S., Ferretti, N. E., Romano, G. M., Oggero, A. J., Martínez, G., ... y Morrone, J. J. (2021). Esquema biogeográfico de la República Argentina.
- Archer, S., Andersen, E., Predick, K., Schwinning, S., Steidl, R., & Woods, S. (2017). Invasión de plantas leñosas: causas y consecuencias., 25-84. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_2.
- Biggs, C. R., Yeager, L. A., Bolser, D. G., Bonsell, C., Dichiera, A. M., Hou, Z., ... y Erisman, B. E. (2020). Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis. *Ecosphere*, 11(7), e03184.
- Blanco, L. J. (2020). Manual para evaluación de pastizales naturales del Chaco Árido con fines ganaderos.
- Blanco, L. J. (2021, 10 de septiembre). Manejo forrajero en sistemas ganaderos del Chaco Árido (Seminarios Recuperación de Pastizales Naturales, módulo 3) [Video]. YouTube.
- Blanco, L. J., Paruelo, J. M., Oesterheld, M. y Biurrun, F. N. (2016). Spatial and temporal patterns of herbaceous primary production in semi-arid shrublands: A remote sensing approach. *Journal of Vegetation Science*, 27(4), 716–727.
- Brooks, M. L., Matchett, J. R. y Berry, K. H. (2006). Effects of livestock watering sites on alien and native plants in the Mojave Desert, USA. *Journal of Arid Environments*, 67, 125–147.

- Campos, V. E., Gatica, G. M., Cappa, F. M., Giannoni, S. M. y Campos, C. M. (2018). Datos de teledetección para evaluar indicadores compositivos y estructurales en bosques secos. *Ecological Indicators*, 88, 63–70.
- Carmona, C. P., Azcárate, F. M., de Bello, F., Ollero, H. S., Lepš, J. y Peco, B. (2012). Taxonomical and functional diversity turnover in Mediterranean grasslands: Interactions between grazing, habitat type and rainfall. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1084–1093.
- Casanoves, F., Pla, L. y Di Rienzo, J. A. (2011). Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. Serie Técnica, Informe Técnico N.º 384, CATIE.
- Chillo, V. y Ojeda, R. (2014). Disentangling ecosystem responses to livestock grazing in drylands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 197, 271–277.
- Chillo, V., Ojeda, R. A., Anand, M. y Reynolds, J. F. (2015). A novel approach to assess livestock management effects on biodiversity of drylands. *Ecological Indicators*, 50, 69–78.
- Cingolani, A. M., Noy-Meir, I. y Díaz, S. (2005). Grazing effects on rangeland diversity: Diversity-intensity and state and transition models. *Ecological Applications*, 15, 757–773.
- Cingolani, A. M., Noy-Meir, I., Renison, D. D. y Cabido, M. (2008). La ganadería extensiva: ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral*, 18(3), 253–271.
- Cingolani, A. M., Renison, D., Tecco, P. A., Gurvich, D. E. y Cabido, M. (2008). Predicting cover types in a mountain range with long evolutionary grazing history: A GIS approach. *Journal of Biogeography*, 35(3), 538–551.
- Conegliano, O. A. H., Blanco, L. J., Utsumi, S. A., Cibils, A. F., Cendoya, M. G., Jaimes, F. y Ricci, P. (2022). Foraging behavior of Argentine Criolla and Angus cows grazing on semi-desert grasslands in the arid region of the Argentine Gran Chaco. *Journal of Arid Environments*, 206, 104827.
- Copeland, S. M., Hoover, D. L., Augustine, D. J., Bates, J. D., Boyd, C. S., Davies, K. W., Derner, J. D., Duniway, M. C., Porensky, L. M. y Vermeire, L. T. (2023). Variable effects of long-term

livestock grazing across the western United States suggest diverse approaches are needed to meet global change challenges. *Applied Vegetation Science*, 26(1), e12719. <https://doi.org/10.1111/avsc.12719>

Córdova-Tapia, F. y Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas*, 24(3), 78–87.

De Bello, F., Lepš, J. y Sebastià, M. T. (2006). Variations in species and functional plant diversity along climatic and grazing gradients. *Ecography*, 29(6), 801–810.

de Villalobos, A. E., y Charles-Dominique, T. (2025). Disturbance regimes favor alternative plant communities in the natural grasslands of the Pampa Austral (Argentina). *Plant Ecology*, 226, 1263–1276. <https://doi.org/10.1007/s11258-025-01565-3>

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2020). InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba.

Díaz, R. O. (2007). Utilización de pastizales naturales. Editorial Brujas.

Díaz, S. y Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646–655. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)

Fernández-Giménez, M. E. y Allen-Díaz, B. (2001). Vegetation change along gradients from water sources in three grazed Mongolian ecosystems. *Plant Ecology*, 157, 101–118. <https://doi.org/10.1023/A:1014519206041>

Funk, J., Larson, J., Ames, G., Butterfield, B., Cavender-Bares, J., Firn, J., Laughlin, D., Sutton-Grier, A., Williams, L. y Wright, J. (2017). Revisitando el Santo Grial: utilizando rasgos funcionales de las plantas para comprender los procesos ecológicos. *Biological Reviews*, 92. <https://doi.org/10.1111/brv.12275>

Graetz, R. D. y Ludwig, J. A. (1978). A method for the analysis of piosphere data applicable to range assessment. *Australian Rangeland Journal*, 1, 126–136.

- Haines-Young, R. y Potschin, M. (2012). Clasificación internacional común de los servicios de los ecosistemas (CICES, versión 4.1). Agencia Europea de Medio Ambiente, 33, 107.
- Harris, I. C., Jones, P. D. y Osborn, T. (2025). CRU TS4.09: Climatic Research Unit (CRU) Time-Series (TS) version 4.09 of high-resolution gridded data of month-by-month variation in climate (Jan. 1901–Dec. 2024). NERC EDS Centre for Environmental Data Analysis.
- Holtmeier, F. K. y Broll, G. (2012). Landform influences treeline patchiness and dynamics in a changing climate. *Physical Geography*, 33, 403–437.
- INDEC. (2021). Censo Nacional Agropecuario 2018: Resultados definitivos. Instituto Nacional de Estadística y Censos. https://www.indec.gob.ar/ftp/cuadros/economia/cna2018_resultados_definitivos.pdf
- Jawuoro, S., Koech, O., Karuku, G. y Mbau, J. (2017). Composición y diversidad de especies vegetales en función de las piosferas y la estacionalidad en los pastizales del sur de Kenia. *Ecological Processes*, 6, 1–9. <https://doi.org/10.1186/s13717-017-0083-7>
- Ju, X., Wang, Y., Shen, T., Wang, X., Han, G., & Wu, Q. (2025). Grazing intensity affects the composition and spatial heterogeneity of plant functional groups in a desert steppe. *Global Ecology and Conservation*, 62, e03852. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03852>
- Karlin, M. S. (2013). Relaciones suelo-planta en el ecosistema Salinas Grandes, Provincia de Catamarca (Argentina) [Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba].
- Ke, Q. y Zhang, K. (2024). Scale issues in runoff and sediment delivery (SIRSD): A systematic review and bibliometric analysis. *Earth-Science Reviews*, 104729.
- Landsberg, J., James, C. D., Maconochie, J., Nicholls, A. O., Stol, J. y Tynan, R. (2003). Abundance and composition of plant species along grazing gradients in Australian rangelands. *Journal of Applied Ecology*, 40(6), 1008–1024.

- Li, W., Dong, S., Gao, H., Xu, Y., Liu, S., Su, X. y Zhao, H. (2021). Impact of grazing intensity on plant functional groups richness, biomass, and diversity in Hulunbuir meadow steppe, China. *Ecological Indicators*, 127, 107740.
- Liu, G., Xie, X., Ye, D., Ye, X., Tuvshintogtokh, I., Mandakh, B. y Dong, M. (2013). Plant functional diversity and species diversity in the Mongolian steppe. *PLoS One*, 8(10), e77565.
- Lunt, I. D., Eldridge, D. J., Morgan, J. W. y Witt, G. B. (2007). A framework for predicting the effects of livestock grazing and grazing exclusion on conservation values in Australia's natural ecosystems. *Australian Journal of Botany*, 55(4), 401–415.
- Magliano, P. N., Breshears, D. D., Murray, F., Niborski, M. J., Noretto, M. D., Zou, C. B. y Jobbágy, E. G. (2023). Pastizales del Chaco Seco Sudamericano: Positive effects of cattle trampling and transit on ecohydrological functioning. *Ecological Applications*, 33(3), e2800.
- Merdas, S., Kouba, Y., Mostephaoui, T., Farhi, Y. y Chenchouni, H. (2021). Livestock grazing-induced large-scale biotic homogenization in arid Mediterranean steppe rangelands. *Land Degradation & Development*, 32(17), 5099–5107.
- Moreno García, C. A., Yahdjian, L., Castro-Díez, P., Reine, R. y Traba, J. (2014). Response of community-aggregated plant functional traits to grazing along a soil moisture gradient in a semi-arid grassland. *Applied Vegetation Science*, 17(4), 674–685.
- Munkhzul, O., Oyundelger, K., Narantuya, N., Tuvshintogtokh, I., Oyuntsetseg, B., Wesche, K. y Jäschke, Y. (2021). Grazing effects on Mongolian steppe vegetation—a systematic review of local literature. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 703220.
- Municipalidad de Valle Fértil. (2018). Plan Estratégico de Desarrollo Local Valle Fértil: Documento general final. <https://planestrategico.sanjuan.gob.ar/wp-content/uploads/2018/06/Plan-Estrategico-de-Desarrollo-Local-Valle-Fertil.pdf>
- Nakano, T., Bat-Oyun, T. y Shinoda, M. (2020). Responses of palatable plants to climate and grazing in semi-arid grasslands of Mongolia. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01231. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01231>

- Oñatibia, G. R. y Aguiar, M. R. (2018). Paddock size mediates the heterogeneity of grazing impacts on vegetation. *Rangeland Ecology & Management*, 71(4), 470–480.
- Passera, C. B. y Borsetto, O. (1983). Determinación del “Índice de Calidad Específico”. En *Actas del Taller de Arbustos Forrajeros*. Grupo Regional FAO–IADIZA.
- Passera, C. B., Dalmaso, A. D. y Borsetto, O. (1983). Método de “point quadrat modificado”. En *Taller de arbustos forrajeros para zonas áridas y semiáridas* (pp. 71–79).
- Saco, P. M., Willgoose, G. R. y Hancock, G. R. (2007). Eco-geomorphology of banded vegetation patterns in arid and semi-arid regions. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(6), 1717–1730.
- Sasaki, T., Okubo, S., Okayasu, T., Jamsran, U., Ohkuro, T. y Takeuchi, K. (2009). Two-phase functional redundancy in plant communities along a grazing gradient in Mongolian rangelands. *Ecology*, 90(9), 2598–2608.
- Shahriary, E., Palmer, M. W., Tongway, D. J., Azarnivand, H., Jafari, M. y Mohseni Saravi, M. (2012). Plant species composition and soil characteristics around Iranian piospheres. *Journal of Arid Environments*, 82, 106–114. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.02.004>
- Solomon, T., Snyman, H. A. y Smit, G. N. (2007). Rangeland dynamics of southern Ethiopia: (2) Assessment of woody vegetation structure in relation to land use and distance from water in semi-arid Borana rangelands. *Journal of Environmental Management*, 85, 443–452.
- Stumpp, M., Wesche, K., Retzer, V. y Miede, G. (2005). Impact of grazing livestock and distance from water source on soil fertility in southern Mongolia. *Mountain Research and Development*, 25(3), 244–251.
- Tapia, R., Carmona Crocco, J. y Martinelli, M. (2020). Técnicas de percepción remota para identificar y caracterizar comunidades forrajeras en un sistema ganadero del desierto hiperárido de San Juan (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 55(4), 1–10.

- Villagra, P. E., Giordano, C., Alvarez, J. A., Bruno Cavagnaro, J., Guevara, A., Sartor, C., ... y Greco, S. (2011). Ser planta en el desierto: estrategias de uso de agua y resistencia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. *Ecología Austral*, 21(1), 29–42.
- Ward, S. E., Smart, S. M., Quirk, H., Tallowin, J. R., Mortimer, S. R., Shiel, R. S., ... y Bardgett, R. D. (2016). Legacy effects of grassland management on soil carbon to depth. *Global Change Biology*, 22(8), 2929–2938.
- Wigley, B. J., Bond, W. J. y Hoffman, M. T. (2009). Bush encroachment under three contrasting land use practices in a South African mesic savanna. *African Journal of Ecology*, 47, 62–70.
- Zeballos, S. R., Acosta, A. T., Agüero, W. D., Ahumada, R. J., Almirón, M. G., Argibay, D. S., ... y Cabido, M. R. (2023). Vegetation types of the Arid Chaco in Central-Western Argentina. *Vegetation Classification and Survey*, 4, 167–188.
- Zheng, S., Ren, H., Li, W., Lan, Z., et al. (2015). Functional trait responses to grazing are mediated by soil moisture and plant functional group identity in a desert steppe. *Scientific Reports*, 5, 18163.

Capítulo 3

Biomasa y condición utilitaria de las gramíneas a lo largo de gradientes de distancia a las fuentes de agua

3.1. Introducción

La productividad forrajera en comunidades vegetales nativas depende de una combinación de factores climáticos, edáficos y de manejo, que actúan en diferentes escalas espaciales. Los factores climáticos predominan a escala regional, los geomorfológicos a nivel de paisaje, y el manejo del pastoreo a nivel de potrero, donde las decisiones de manejo pueden influir en la composición botánica y en la productividad del sistema (Howison et al., 2021; Márquez-Hernández et al., 2025; Blanco et al., 2019).

El ajuste de la carga animal en los campos ganaderos debe realizarse teniendo en cuenta la capacidad de los pastizales para soportar el pastoreo sin comprometer su estabilidad ecológica. Para lograr un manejo sostenible, es fundamental planificar estrategias que incluyan períodos de uso y descanso de los potreros. Esta planificación requiere información precisa sobre la productividad forrajera de la vegetación, así como sobre su estructura, composición de especies y estado de conservación (Blanco et al., 2019). En este sentido, la intensidad y el momento de la defoliación constituyen dos de los factores más importantes que determinan la respuesta de las plantas al pastoreo. Estos factores pueden gestionarse ajustando la carga ganadera y aplicando estrategias de pastoreo apropiadas (Quiroga et al., 2018).

Las investigaciones realizadas en la región han demostrado que es posible mejorar el estado de los pastizales y la producción ganadera utilizando una estrategia de pastoreo conservativo que consiste en índices de carga moderados (50 % de utilización de la producción forrajera anual) y pastoreo con rotación y descanso (Quiroga et al., 2009). Sin embargo, la baja adopción de esta estrategia no respondería únicamente a la percepción de una desventaja económica frente al pastoreo continuo tradicional (Quiroga et al., 2009), sino también a aspectos vinculados con el manejo productivo, la organización del establecimiento y el ajuste de la carga ganadera a la oferta forrajera. En este sentido, comprender los patrones ecológicos y productivos asociados resulta importante para evaluar la viabilidad de los sistemas ganaderos en zonas áridas y semiáridas.

A diferencia de la productividad, que mide la tasa de producción de biomasa a lo largo del tiempo, la biomasa en pie en un momento dado proporciona una medida instantánea de la disponibilidad de forraje y la estructura vegetal en respuesta a las condiciones prevalecientes, por ejemplo si el potrero se encuentra bajo pastoreo en ese momento (Guo, 2007). Medir la productividad a escala de paisaje puede ser muy complejo debido a la heterogeneidad del manejo del pastoreo histórico y actual (Psyllos et al., 2022). Por ello, la estimación de la biomasa en un momento dado se convierte en una herramienta valiosa para identificar patrones espaciales, y orientar espacialmente la evaluación de la productividad forrajera, como base para posteriores estimaciones de la carga ganadera (Frank et al., 2024).

Una estrategia complementaria para evaluar los efectos del pastoreo consiste en analizar la composición botánica de las comunidades vegetales, ya que esta refleja la historia de uso y del manejo ganadero del sistema. Además, el uso de indicadores indirectos, como la proximidad a fuentes de agua o infraestructuras ganaderas, permite identificar gradientes espaciales de presión de pastoreo y orientar la gestión y el monitoreo de los impactos del pastoreo sobre la vegetación (Rahmanian et al., 2019; Jordan et al., 2022).

En este contexto, el desarrollo de modelos que integren la complejidad de los sistemas ecológicos y permitan evaluar las consecuencias tanto ecológicas como económicas de distintas alternativas de manejo es clave para la sostenibilidad (Burkhard et al., 2015). Por un lado, los modelos de estado y transición (State and Transition Models, STM) ofrecen un marco conceptual ampliamente utilizado para organizar la información sobre la dinámica de la vegetación en pastizales. Estos modelos describen cómo los ecosistemas pueden existir en diferentes estados estables separados por umbrales ecológicos, y cómo estos pueden cambiar debido a perturbaciones naturales o actividades humanas (Bestelmeyer et al., 2003; Bestelmeyer et al., 2004; Bestelmeyer et al., 2017; Arami & Heshmati, 2016). En consecuencia, estos modelos han sido adoptados ampliamente en la gestión de pastizales en Estados Unidos y otros países, incluyendo Argentina (Díaz, 2007; Anderson et al., 1980; Calella y Corzo, 2006; Borrelli, P., & Oliva, G. 2001), facilitando la toma de decisiones y la evaluación de riesgos y beneficios de distintas prácticas de manejo.

Por otro lado, el concepto clásico de “condición ecológica”, propuesto por Dyksterhuis (1949), evalúa el grado en que una comunidad vegetal actual se ha alejado de la comunidad clímax, considerada el estado final y estable de la sucesión ecológica; en este

marco las especies se clasifican en decrecientes, crecientes e invasoras. Una variante es la “condición utilitaria”, que se usa para compara la cantidad actual de forraje con el máximo del ecosistema contemporáneo, aunque no se conozcan los estados climáticos originales (Clech et al., 2019; Lü et al., 2021); en este contexto, las especies de gramíneas se pueden clasificar según su valor forrajero en respuesta al uso: deseables, intermedias e indeseables (He et al., 2023), y su proporción estaría determinada por la intensidad de pastoreo y las condiciones ambientales.

En este capítulo, el análisis se centró específicamente en las gramíneas y en la contribución de especies o grupos con distinto valor forrajero, debido a que este componente representa la base principal de la oferta herbácea disponible para el ganado vacuno (He et al., 2023). De este modo, la evaluación se orientó a interpretar cambios en la cobertura, biomasa y composición forrajera de las gramíneas a lo largo del gradiente de distancia a las fuentes de agua en dos unidades geomorfológicas en la zona más árida del Chaco Árido.

3.2. Hipótesis y predicciones:

El pastoreo continuo asociado a fuentes de agua permanentes genera un gradiente espacial de presión ganadera acumulada que, modifica la condición utilitaria y la distribución de la biomasa del estrato gramíneo.

Predicciones

El patrón de distribución de la biomasa aérea de las gramíneas aumenta con la distancia a las fuentes de agua.

La condición utilitaria de las gramíneas presenta un patrón de variación asociado a la distancia a las fuentes de agua para el ganado.

3.3. Materiales y Métodos

Diseño del muestreo

Criterio general de selección de sitios y gradiente de pastoreo

En cada unidad geomorfológica (Piedemonte, Planicie de inundación) del área de estudio se trabajó en puestos ganaderos de campos que se encuentran completamente alambrados. En cada uno de ellos, el ganado dispone de una fuente de agua, ya sea represa, pozo o bebedero, situada en las proximidades del puesto principal.

La distancia a la fuente de agua se utilizó como un indicador indirecto de la intensidad de uso ganadero, dado que la proximidad a las aguadas permanentes condiciona la frecuencia de permanencia y tránsito del ganado, reflejando así el efecto acumulado del pastoreo a largo plazo sobre la vegetación (Cingolani et al., 2008). Para establecer los rangos de distancia se adoptó el mismo criterio general utilizado en el Capítulo 2, basado en el movimiento del ganado en pastoreo dentro de la ecorregión del Chaco Árido (Conegliano et al., 2022) y en la experiencia de técnicos locales vinculados al cálculo del balance forrajero (Blanco, 2020). En función de estos antecedentes, las distancias a las fuentes de agua se agruparon en tres categorías: rango cercano (0–1000 m), rango medio (1001–2000 m) y rango lejano (>2000 m).

Los sitios muestreados correspondieron a puestos ganaderos en uso, sin exclusión del pastoreo. Si bien al momento del muestreo no se observaron signos evidentes de pastoreo reciente, no puede descartarse la existencia de pastoreo previo. La instalación de exclusiones o lotes alambrados habría permitido un mayor control experimental, pero no fue factible por razones logísticas y económicas. Por ello, se optó por un diseño observacional bajo condiciones reales, asumiendo esta limitación. Los resultados, en consecuencia, deben interpretarse como patrones asociados al gradiente de uso dentro de puestos activos.

Unidad muestral y estructura del muestreo

La unidad muestral considerada en este estudio fue la transecta, ya que sobre ella se realizaron directamente las mediciones de vegetación y biomasa. En cada transecta se dispusieron diez submuestras, ubicadas sistemáticamente y separadas entre sí por 1 m. Los valores de cobertura y de estimación de biomasa obtenidos en esas diez submuestras fueron promediados, por lo que la unidad de análisis correspondió a la transecta.

Aunque se trabajó en puestos con distinta historia de uso, el objetivo del estudio fue evaluar la variación espacial de la vegetación en función de la distancia a la fuente de agua, más que compararlos entre sí. Por esta razón, las transectas distribuidas a lo largo del gradiente de distancia constituyeron las réplicas del estudio, mientras que el efecto de potrero fue contemplado en los análisis como una fuente de variación aleatoria.

Muestreo en el piedemonte

En el piedemonte se seleccionaron tres puestos ganaderos en los que fue posible establecer el rango completo de distancias propuesto. Dentro de cada puesto se reconocieron tres sectores de pastoreo definidos por su proximidad a la fuente de agua. Estas áreas no estuvieron delimitadas físicamente, sino que fueron establecidas en función del comportamiento de pastoreo del ganado vacuno (Conegliano et al., 2022), por lo que no constituyeron unidades independientes entre sí. Los rangos de distancia al agua dentro de cada puesto seleccionado se consideraron como los distintos niveles del efecto fijo distancia a la fuente de agua (Figura 1).

Se establecieron 102 transectas en total en el piedemonte: 34 ubicadas a menos de 1000 m de la fuente de agua, correspondientes al sector cercano del piedemonte (PMC), 34 entre 1000 y 2000 m, correspondientes al sector intermedio (PMI), y 34 a más de 2000 m, correspondientes al sector lejano (PML) (Figura 2; Tabla 1). La localización de las transectas fue registrada mediante Google Earth para su representación espacial.

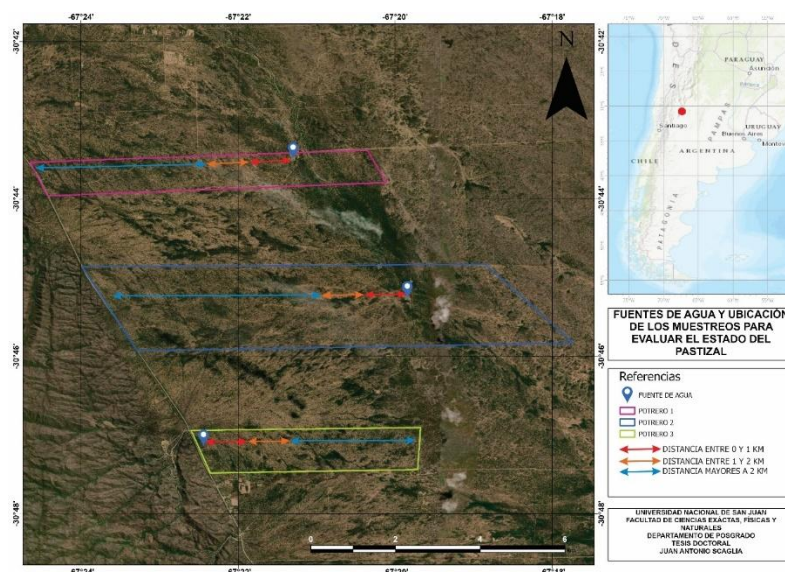


Figura 1. Ubicación de los puestos ganaderos y de los muestreos para evaluar el pastizal en el piedemonte.

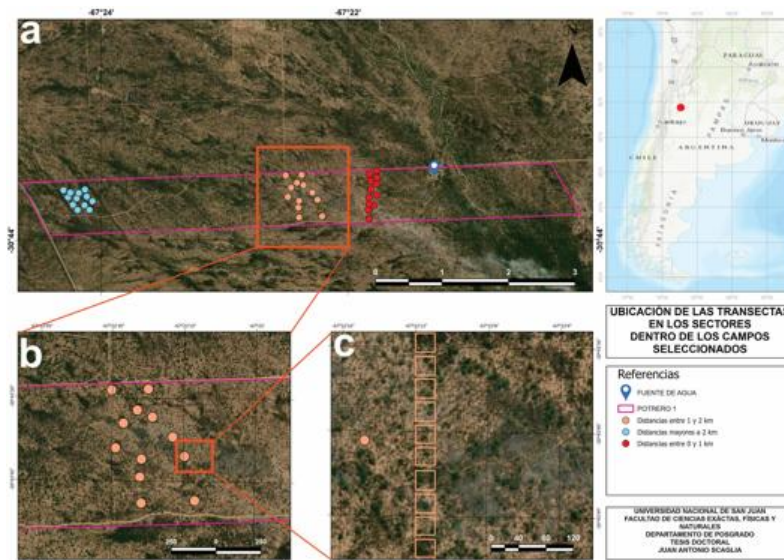


Figura 2. a) Los puntos rojo, naranja y celeste representan la ubicación de las transectas en cada sector dentro de uno de los tres puestos seleccionados para el muestreo; b) ubicación de las transectas en los sectores de distancias intermedias en el piedemonte; c) ubicación de las submuestras en cada transecta.

Tabla 1. Resumen del muestreo en el piedemonte con las distancias, el efecto fijo y el efecto aleatorio.

Unidad Geomorfológica	Niveles del Factor		Criterio de Agrupamiento	N° Submuestras	N° Muestras por sector en cada puesto	N° Total de muestras por nivel
	Rango de Distancia	Efecto Fijo	Puestos Muestreados / Efecto Aleatorio			
Piedemonte	600 - 800 m	PMC	1	120	12	34
	400 - 900 m		2	115	11	
	500 - 800 m		3	110	11	
	1800 - 1400 m	PMI	1	123	12	34
	1500 - 1800 m		2	110	11	
	1300 - 1700 m		3	110	11	
	4100 - 4700 m	PML	1	120	12	34
	3900 - 4200 m		2	114	11	
	3200 - 3800 m		3	116	11	

Muestreo en la planicie de inundación

En la planicie de inundación se seleccionaron cinco puestos como sitios de muestreo, lo que permitió abarcar el rango de distancias propuesto con respecto a las fuentes de agua (Figura 3). En esta unidad se relevaron 99 transectas, distribuidas en tres rangos de

distancia a la fuente de agua: planicie de inundación cerca de la fuente de agua (PLC), para distancias menores a 1000 m; planicie de inundación a distancia intermedia de la fuente de agua (PLI), para distancias entre 1000 y 2000 m; y planicie de inundación lejos de la fuente de agua (PLL), para distancias mayores a 2000 m (Figura 3, 4,5 y 6; Tabla 2).

En cada transecta se dispusieron diez submuestras separadas entre sí por 1 m, y los valores de cobertura y estimación de biomasa obtenidos en esas submuestras fueron promediados. Al igual que en el piedemonte, aunque se trabajó en varios puestos con distinta historia de uso, éstos se consideraron en los análisis como una fuente de variación aleatoria.

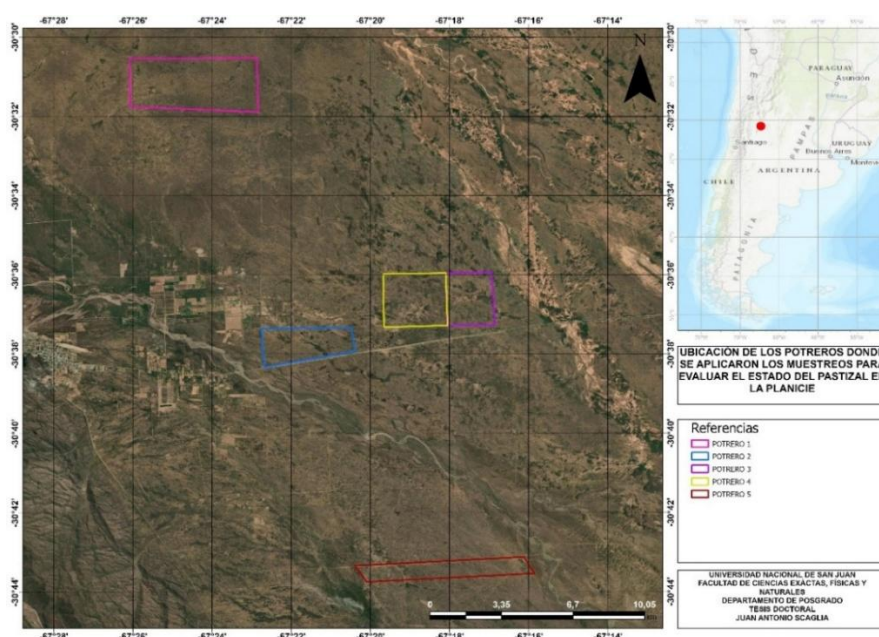


Figura 3. Ubicación de los puestos ganaderos en la planicie de inundación.

La Figura 4 muestra la ubicación de los sitios de muestreo en el puesto 1 de la planicie de inundación. Dado que la representación de las distancias medidas desde las dos fuentes de agua se superponía espacialmente, se tomó como referencia gráfica la trayectoria correspondiente a la fuente de agua 1.

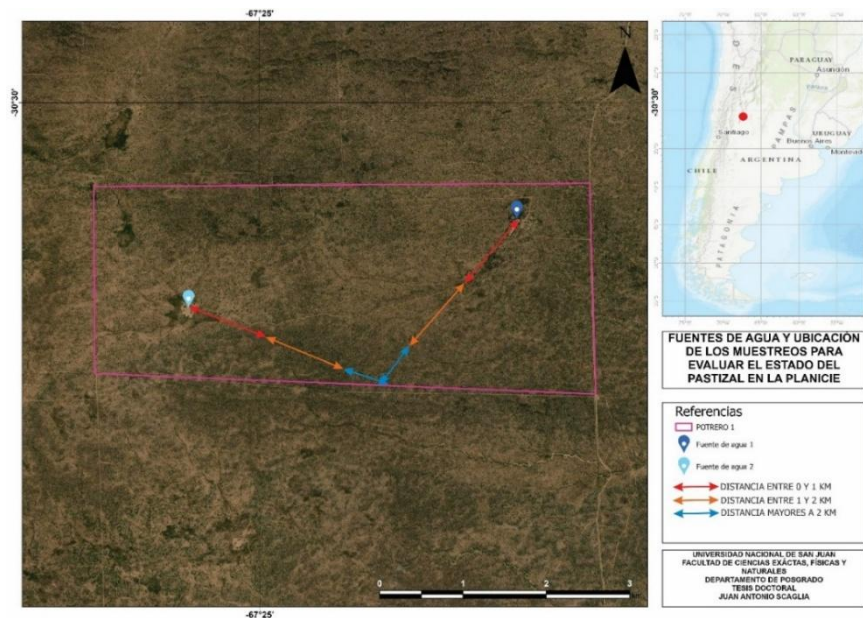


Figura 4. Ubicación de los sitios de muestreo en el potrero 1 en la planicie de inundación. Se utilizó como referencia la trayectoria de distancias respecto de la fuente de agua 1, debido a la superposición espacial con la fuente de agua 2.

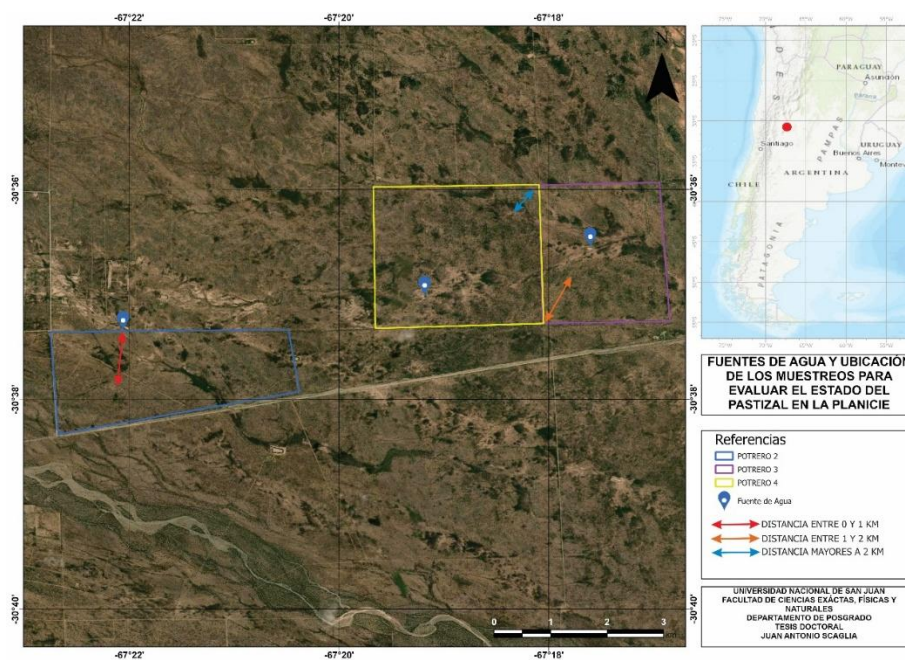


Figura 5. Ubicación de los sitios de muestreo en los potreros 2, 3 y 4 en la planicie de inundación.

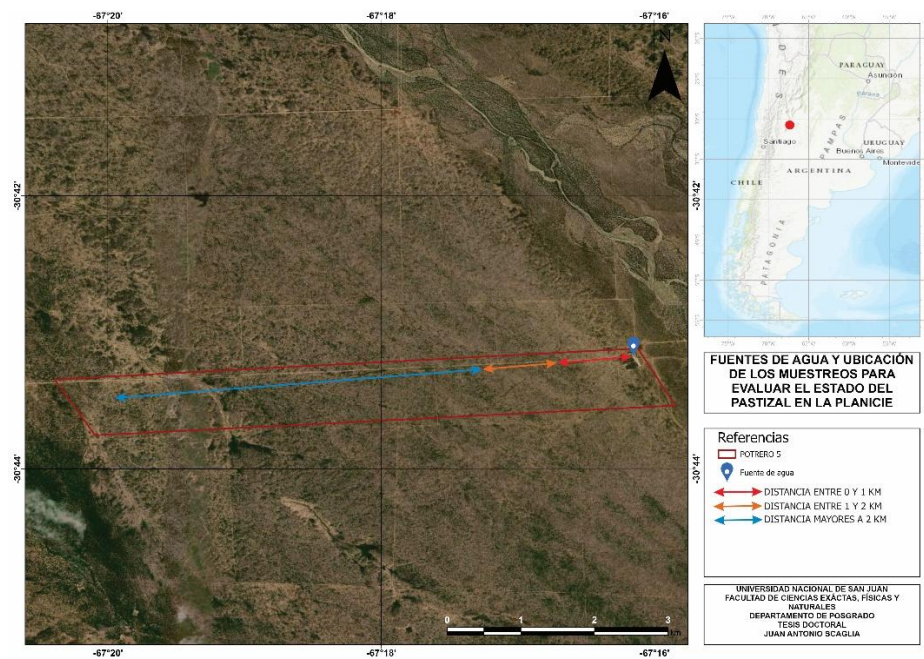


Figura 6. Ubicación de los sitios de muestreo en el puesto 5 en la planicie de inundación.

Tabla 2. Resumen del muestreo en la planicie de inundación con las distancias, el efecto fijo y el efecto aleatorio.

	Niveles del Factor		Criterio de Agrupamiento			
Unidad Geomorfológica	Rango de Distancia	Efecto Fijo	Puestos Muestreados / Efecto Aleatorio	Nº Submuestras	Nº Muestras por sector en cada puesto	Nº Total de muestras por nivel
Planicie de Inundación	300 - 800 m	PLC	1	116	11	35
	600 - 800 m		2	120	12	
	400 - 500 m		5	120	12	
	1300 - 1600 m	PLI	1	106	10	32
	1000 - 1400 m		3	105	10	
	1600 - 1800 m		5	120	12	
	2000 - 2200 m	PLL	1	104	10	32
	2000 - 2400 m		4	105	10	
	4600 - 4800 m		5	120	12	

Fechas de muestreo y contexto de precipitaciones

Las campañas de muestreo se realizaron durante el mes de mayo de 2022 y 2023. La selección de este período respondió a la dinámica estacional de la vegetación en sistemas áridos, donde la cobertura vegetal suele expresar la respuesta acumulada a las precipitaciones ocurridas durante el período estival y el inicio del otoño (Villagra et al., 2011). En estos ambientes, la cobertura vegetal se relaciona positivamente con la disponibilidad hídrica, por lo que su evaluación en mayo permitió registrar la expresión

de crecimiento posterior al período de lluvias más relevante para la vegetación (Tapia et al., 2020).

Las campañas de muestreo se realizaron en mayo de 2022 y 2023. Dado que la cobertura y la biomasa relevadas en ese período reflejan la respuesta acumulada a las precipitaciones del ciclo de crecimiento previo, se incorporó la información pluviométrica correspondiente a cada campaña con el fin de contextualizar los resultados. Las diferencias interanuales de precipitación no se analizaron como factor experimental, sino como parte del contexto ambiental del muestreo (Tabla 3).

Tabla 3. Cálculos de precipitación correspondientes al período de muestreo (Harris et al., 2025).

Unidad geomorfológica	Potrero / Sitio	Año de muestreo	Precipitación Acumulada Período Muestreo	Precipitación anual (mm)
Planicie de Inundación	Puesto 1	2022	313.4 mm (sep2021/mayo 2022)	332.3
Planicie de Inundación	Puesto 2	2023	312.4 mm (sep2022/mayo2023)	241.7
Planicie de Inundación	Puesto 3	2023	312.4 mm (sep2022/mayo2023)	241.7
Planicie de Inundación	Puesto 4	2023	312.4 mm (sep2022/mayo2023)	241.7
Planicie de Inundación	Puesto 5	2023	312.4 mm (sep2022/mayo2023)	241.7
Piedemonte	Puesto 1	2022	313.4 mm (sep2021/mayo 2022)	332.3
Piedemonte	Puesto 2	2023	312.4 mm (sep2022/mayo2023)	241.7
Piedemonte	Puesto 3	2023	312.4 mm (sep2022/mayo2023)	241.7

Metodologías de muestreo

Estimación de biomasa de las gramíneas mediante doble muestreo

En general, el método del doble muestreo consiste en aplicar cuadros de muestreo y estimar visualmente la cantidad de materia seca contenida en cada uno de ellos. Luego, se realiza la cosecha de la biomasa en solo algunos cuadros, para ajustar una ecuación de regresión lineal (Haydock y Shaw, 1975; Mannetje, L. T., y Haydock, K. P. 1963). En la región del Chaco Árido, la observación se realiza en un rectángulo de 1 × 0,5 metros (Figura 7) (Blanco, 2020).



Figura 7: Ejemplo de marco de 1 x 0,5 metros contruidos con hierro para doble propósito: calcular cobertura y cosechar biomasa. Se pintan de blanco los rangos de cobertura considerados para facilitar la estimación mediante el método de Daubenmire (1959).

Calibración del observador y cuadros de referencia

Para calibrar la estimación visual de biomasa, se estableció previamente una escala numérica de referencia destinada a representar la variación de la muestra en términos de materia seca. Algunos de los cuadros estimados visualmente fueron cosechados, embolsados de manera individual, secados y pesados, con el fin de obtener el peso seco real correspondiente a cada uno. Posteriormente, esa escala visual se vinculó con el peso seco real, lo que permitió transformar las estimaciones visuales en valores de materia seca.

Un cuadro de referencia correspondió a una unidad de $0,5 \text{ m}^2$ en la que se determinó la biomasa seca aérea mediante corte, secado y pesado. A partir de esos cuadros se definieron los distintos patrones de visualización que posteriormente se utilizaron como referencia para asignar visualmente la biomasa de los cuadros evaluados en campo. Los cinco cuadros de referencia se establecieron con el fin de abarcar el rango de biomasa observado, desde los valores más bajos hasta los más altos. En el Anexo se incluyen las fotografías de cada cuadro de referencia y los pesos secos correspondientes (Tabla 4; Figura 8) (Haydock y Shaw, 1975; Mannetje et al., 1963; Blanco, 2020). En el **Anexo Capítulo 3(Figura A3.1)** se adjuntan las imágenes correspondientes a los patrones de biomasa calculados.

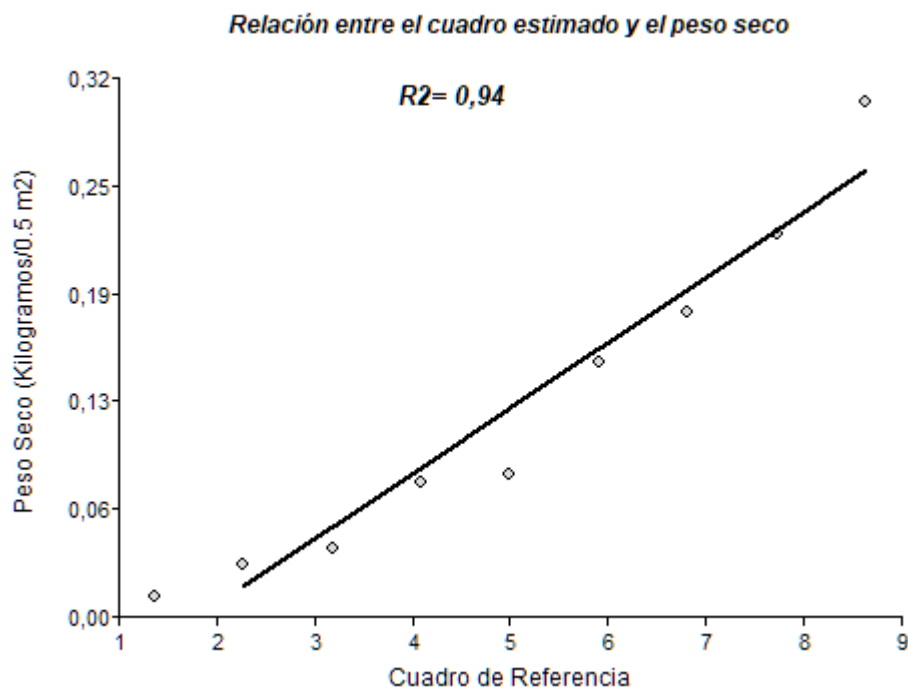


Figura 8. Relación entre las estimaciones visuales de los cuadros de referencia y los pesos secos reales.

Tabla 4. Valores promedio de cada patrón de visualización de biomasa definidos a partir del entrenamiento visual.

Patrón	Rango del Patrón (Kg)	Promedio
1	$0 \leq 0.06$	0.028
2	$0.061 \leq 0.12$	0.081
3	$0.121 \leq 0.18$	0.164
4	$0.181 \leq 0.24$	0.224
5	$0.241 \leq 0.301$	0.301

Estimación de la cobertura y composición botánica

La composición botánica de la cobertura se determinó mediante el método de Daubenmire (1959), ampliamente utilizado en el muestreo de pastizales para estimar cobertura específica de manera rápida y estandarizada. El método se basó en el uso del mismo cuadrante empleado para la estimación de biomasa, con el objetivo de cuantificar el porcentaje del suelo cubierto por la proyección vertical de la biomasa aérea de cada especie dentro del rectángulo.

En cada submuestra se identificaron todas las especies vegetales presentes y se estimó visualmente su porcentaje de cobertura. La cobertura se consideró como la proyección vertical del dosel de cada planta sobre la superficie del suelo, independientemente de la posición de su base. En lugar de asignar porcentajes exactos, se utilizaron clases de cobertura para reducir la subjetividad y acelerar el relevamiento. Las clases consideradas fueron: 0–5 %, 5–25 %, 25–50 %, 50–75 %, 75–95 % y 95–100 % (Figura 9).

Una vez recolectados los datos, los parámetros de cobertura se calcularon para cada transecta. La **cobertura media** por especie se estimó como la cobertura total registrada para esa especie dividida por el número de submuestras relevadas en la transecta. La **cobertura total** de la transecta se obtuvo como la sumatoria de las coberturas medias de todas las especies registradas. Finalmente, la **composición botánica** se calculó como la relación entre la cobertura media de cada especie y la cobertura total de la transecta.

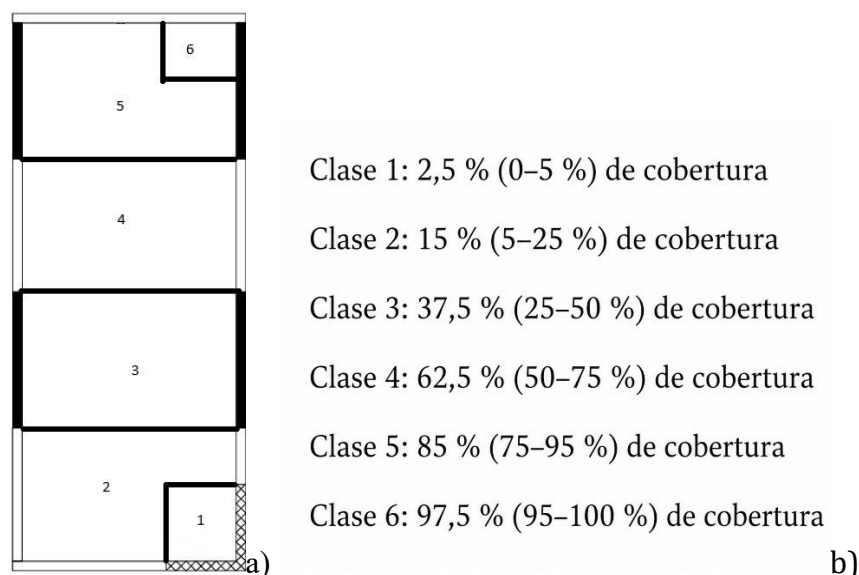


Figura 9. a) Cuadros de referencia visual del método de Daubenmire, que representan coberturas equivalentes al 5, 25, 50, 75, 95 y 100 % de la superficie de la parcela. b) Clases de cobertura.

Determinación de la condición utilitaria

Para estimar la condición utilitaria del pastizal se tomó como referencia el esquema general propuesto por Díaz (2007). En este estudio el procedimiento se aplicó exclusivamente con fines forrajeros, utilizando como criterio central la cobertura de

especies deseables para ganado vacuno registrada en las transectas. Por lo tanto, los resultados obtenidos deben interpretarse como una estimación de condición utilitaria.

El método original se basa en la relación entre los recursos forrajeros actuales y la máxima expresión forrajera que puede alcanzar el pastizal natural en un sitio determinado (Díaz, 2007). Las especies fueron clasificadas según su respuesta al uso ganadero en deseables, intermedias e indeseables. No obstante, debido a la dificultad para diferenciar claramente entre especies deseables e intermedias en los ambientes estudiados, en este trabajo se adoptó una clasificación simplificada entre especies deseables e indeseables. Esta clasificación se realizó considerando como referencia al ganado vacuno, por ser el tipo de ganado predominante en la producción histórica y actual del área de estudio (Municipalidad de Valle Fértil, 2018).

En este estudio, la cobertura se utilizó para caracterizar la composición de la vegetación en los mismos sectores donde se estimó la biomasa. A su vez, como referencia de máxima expresión de biomasa se consideró el valor máximo registrado en los relevamientos efectuados en el área de estudio. De este modo, la condición utilitaria de cada sector se interpretó en relación con la biomasa observada dentro del gradiente muestreado. La condición de las gramíneas se estimó a partir del porcentaje de cobertura de especies deseables registrado en las transectas evaluadas (Tabla 5). Esta clasificación se realizó considerando como referencia al **ganado vacuno**, por ser el tipo de ganado predominante en la producción histórica y actual del área de estudio. Se consideraron **especies deseables** aquellas consumidas por el ganado sin una selección marcada, mientras que las **indeseables** correspondieron, en general, a especies anuales y/o perennes de muy baja altura y calidad forrajera que no son consumidas o raramente consumidas por el ganado. La asignación se corroboró con base en **Díaz (2007)** y **Passera y Borsetto (1983)**.

Tabla 5. Clases de condición utilitaria del pastizal según el porcentaje de cobertura de especies deseables para ganado vacuno.

% de Sp. deseables	Clase de condición
100 - 76	Excelente
75 - 51	Buena
50 - 26	Regular
25 - 0	Pobre

Análisis Estadístico

Análisis estadístico de la biomasa aérea y la cobertura según la distancia a las fuentes de agua

La distancia a la fuente de agua se consideró un indicador indirecto de la intensidad de pastoreo dentro del efecto piósfera. Como la respuesta de la vegetación a este gradiente no es lineal, se utilizaron modelos lineales generalizados mixtos con distribución Gamma y enlace logarítmico.

En estos modelos, la distancia a la fuente de agua se estableció como efecto fijo, mientras que los potreros muestreados se incluyeron como efecto aleatorio. Para el procesamiento de los datos se utilizó la versión 2020 de InfoStat (Di Rienzo et al., 2020). InfoStat se conecta con R y permite ejecutar scripts en R sin salir del entorno de trabajo de InfoStat, mediante el desarrollo de aplicaciones que utilizan el motor de cálculo de R. Este es el caso de la inclusión de modelos lineales mixtos en InfoStat.

3.4. Resultados

Biomasa del Piedemonte y Planicie de Inundación

Piedemonte

La biomasa aérea del pastizal varió significativamente en función de la distancia a la fuente de agua, evidenciando un efecto significativo del sitio sobre la biomasa aérea (F de Wald = 21,54; $p < 0,0001$). El modelo presentó valores de AIC = 1544,71 y BIC = 1557,88, con una varianza residual de 0,48 y un desvío estándar residual de 0,69. Los valores de biomasa aumentaron con el incremento de la distancia a la fuente de agua: los sitios más lejanos (PML) alcanzaron 1980,28 kgMS/ha, los intermedios (PMI) 967,56 kgMS/ha y los más cercanos (PMC) 494,47 kgMS/ha. Las diferencias entre categorías fueron significativas, ya que los tres niveles de distancia se diferenciaron entre sí según la comparación a posteriori LSD de Fisher ($p < 0,05$) (Figura 10).

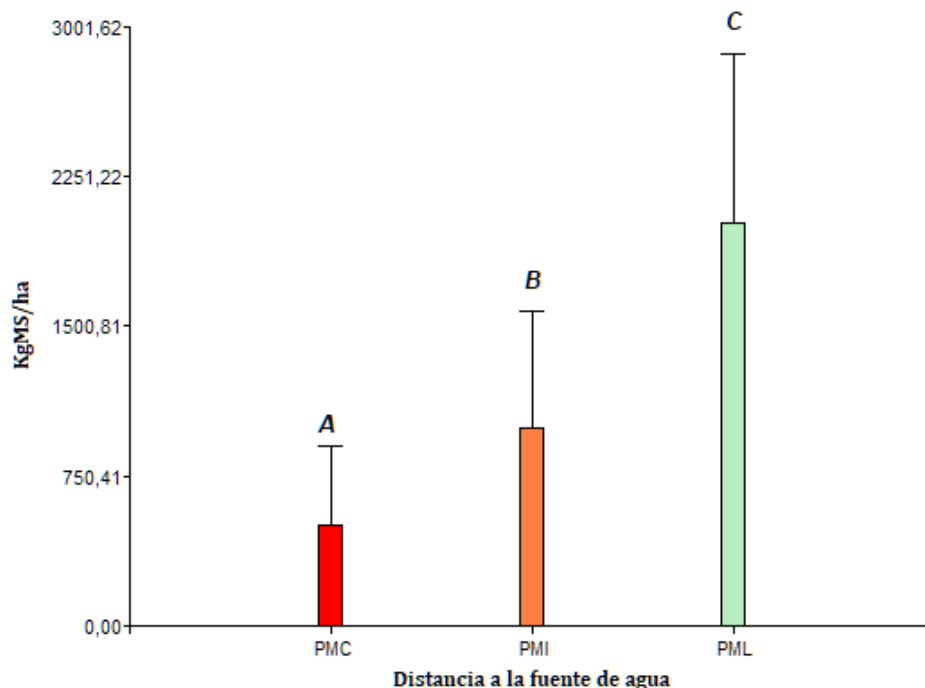


Figura 10: Biomasa del pastizal en diferentes distancias de la fuente de agua para el ganado en el piedemonte: PMC menos de 1000 m en el Piedemonte; PMI distancia entre 1000 y 2000 m en el Piedemonte y PML distancias mayores a 2000 m en el Piedemonte. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Planicie de Inundación

La biomasa aérea del pastizal varió significativamente en función de la distancia a la fuente de agua, evidenciando un efecto significativo del sitio sobre la biomasa aérea (F de Wald = 18,56; $p < 0,0001$). El modelo presentó valores de AIC = 1495,41 y BIC = 1508,38, y una varianza residual de 0,19 y un desvío estándar residual de 0,43. Los valores de biomasa aumentaron con el incremento de la distancia a la fuente de agua: los sitios más lejanos (PLL) alcanzaron 1552,3 kg MS/ha, los intermedios (PLI) 1312,4 kg MS/ha y los más cercanos (PLC) 511,1 kg MS/ha. Las diferencias entre categorías fueron significativas, ya que los sitios lejanos e intermedios no difirieron significativamente entre sí, pero ambos presentaron valores de biomasa superiores a los registrados en los sitios cercanos a la fuente de agua, según la comparación a posteriori LSD de Fisher ($p < 0,05$) (Figura 11).

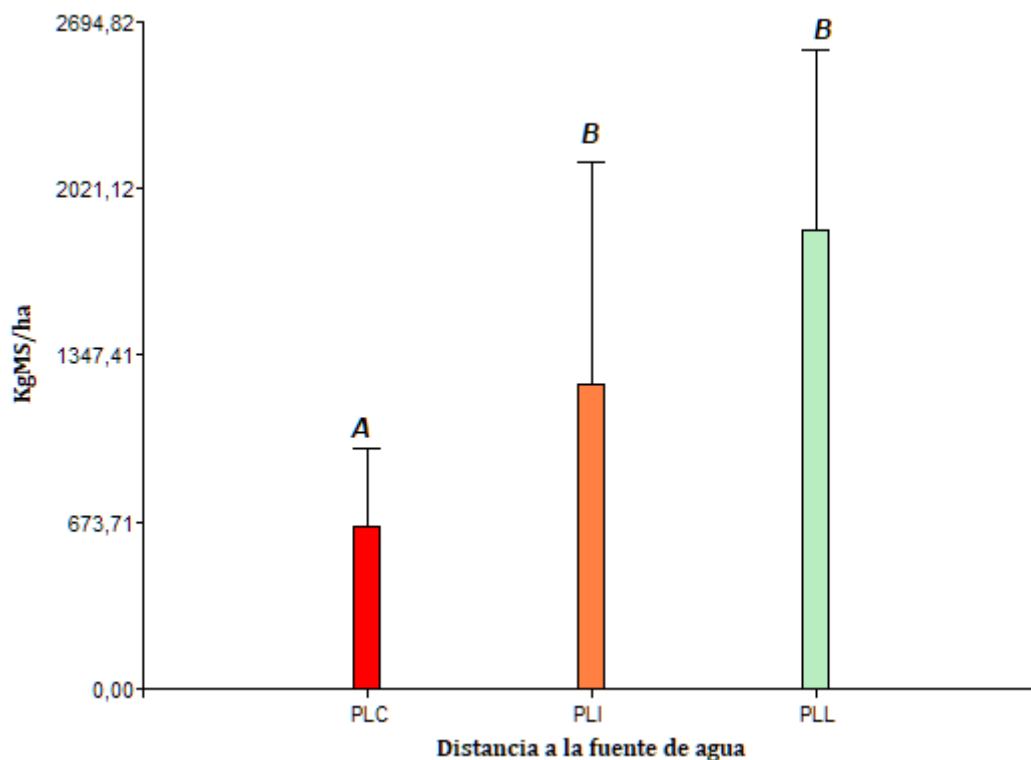


Figura 11: Biomasa del pastizal en diferentes distancias de la fuente de agua para el ganado en la planicie de inundación: PLC menos de 1000 m en la planicie de inundación; PLI distancia entre 1000 y 2000 m en la planicie de inundación y PLL distancias mayores a 2000 m en la planicie de inundación. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Cobertura total, y composición botánica de la cobertura del Piedemonte y Planicie de Inundación

Cobertura y Composición Botánica de la Cobertura en el Piedemonte

La cobertura varió en función de la distancia a las fuentes de agua, con valores significativamente menores en los sitios cercanos (PMC: 3,5) y mayores en los sitios intermedios y lejanos (PMI: 19,24; PML: 19,62), sin diferencias significativas entre estas dos últimas categorías. A nivel específico, las especies deseables tendieron a presentar mayores coberturas en los sectores intermedios y lejanos del gradiente. En este grupo, *Gouinia paraguayensis*, *Aristida mendocina*, *Pappophorum philippianum* y *Leptochloa pluriflora* mostraron sus mayores valores en los sitios más alejados de la fuente de agua, mientras que *Digitaria californica* y *Setaria lachnea* registraron valores altos en los extremos del gradiente. En contraste, varias especies indeseables presentaron mayor cobertura en los sectores cercanos a la fuente de agua, como *Cottea pappophoroides*, *Eragrostis cilianensis* y *Neobouteloua lophostachia*. Otras especies indeseables, como

Bouteloua aristoides y *Sporobolus pyramidatus*, alcanzaron sus mayores coberturas en los sitios intermedios.

Los resultados de los GLMM para las especies evaluadas se presentan en la tabla 6, donde se muestran las diferencias significativas entre categorías de distancia a la fuente de agua, obtenidas a partir del test a posteriori LSD Fisher e indicadas con letras diferentes. El detalle de los modelos evaluados, incluyendo AIC, BIC, F de Wald (Sitio), p valor, varianza residual y desvío estándar residual, se adjunta en el **Anexo Capítulo 3 (Tabla A3.1)**.

Tabla 6: Composición botánica de la cobertura del pastizal en el Piedemonte. Letras distintas indican diferencias significativas ($P < 0.05$, LSD Fisher) de la contribución de cada especie en cada sector del Piedemonte: PMC menos de 1000 m en el Piedemonte; PMI distancia entre 1000 y 2000 m en el Piedemonte y PML distancias mayores a 2000 m en el Piedemonte. Se agrega la clasificación forrajera (CF) en deseables (D) e indeseables (I).

CF	Cobertura	Distancias a las fuentes de agua		
		PMC	PMI	PML
		3,5 a	19,24 b	19,62 b
D	<i>Gouinia paraguayensis</i>		2,08 a	4,7 b
I	<i>Cottea pappophoroides</i>	27,99 a	0,12 b	1,72 b
D	<i>Aristida mendocina</i>		9,44 a	3,35 b
I	<i>Eragrostis cilianensis</i>	7,7 a		1,62 b
I	<i>Bouteloua aristoides</i>	9,03 b	24,96 a	12,26 b
I	<i>Sporobolus pyramidatus</i>	2,48 ab	5,79 a	0,31 b
D	<i>Digitaria californica</i>	1,54 a	0,24 b	2,23 a
I	<i>Aristida adscensionis</i>	2,92 b	0,33 a	0,47 a
I	<i>Neobouteloua lophostachia</i>	25,32 a	5 b	1,79 b
D	<i>Setaria lachnea</i>	8,05 a	1,46 b	11,08 a
D	<i>Setaria leucopila</i>	10,44 a	8,41 ab	3,18 b
D	<i>Leptochloa crinita</i>	0,04	21,57 b	10,42 c
D	<i>Leptochloa pluriflora</i>		6,88 a	29,55 b
D	<i>Digitaria insularis</i>			0,48
D	<i>Chloris parvispicula</i>			1,47
D	<i>Pappophorum philippianum</i>	3,53 a	13,73 b	15,28 b
D	<i>Jaraba ichu</i>			0,11

En el piedemonte se registró un reemplazo progresivo de especies indeseables por especies deseables a medida que aumentó la distancia a la fuente de agua. En PMC predominaron las especies indeseables (76%), mientras que en PMI y PML dominaron las deseables, con 64% y 81%, respectivamente. En sentido opuesto, la proporción de especies indeseables disminuyó desde 76% en PMC a 35% en PMI y 18% en PML. Estos

resultados evidencian una mejora de la condición forrajera hacia los sectores más alejados de la fuente de agua (Figura 12).

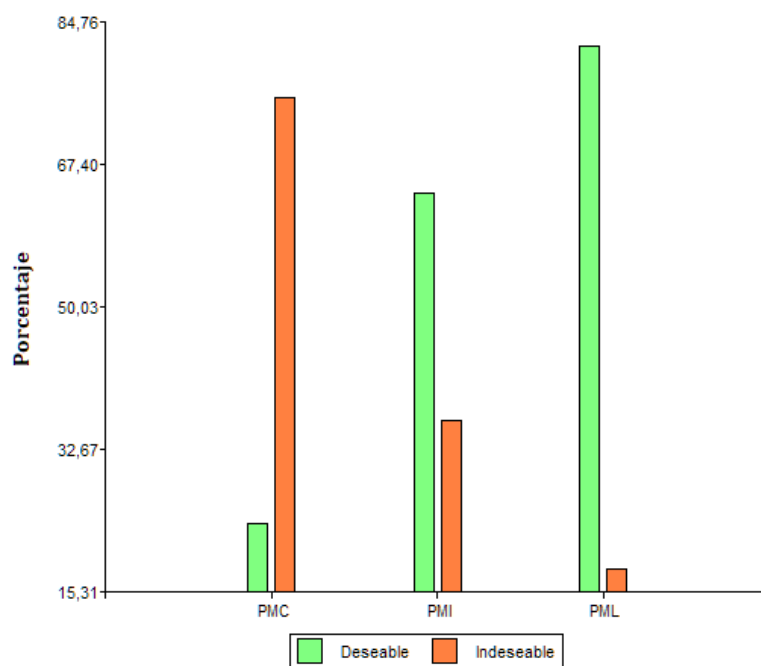


Figura 12: Proporción de especies deseables e indeseables en cada sector del Piedemonte: PMC menos de 1000 metros en el Piedemonte; PMI distancia entre 1000 y 2000 metros en el Piedemonte y PML distancias mayores a 2000 metros en el Piedemonte.

Cobertura y Composición Botánica de la Cobertura en la Planicie de Inundación

En la planicie de inundación, la cobertura total no presentó diferencias significativas entre distancias a la fuente de agua, con valores de 16,62 en PLC, 12,52 en PLI y 21,27 en PLL. A nivel específico, varias especies deseables mantuvieron coberturas similares a lo largo del gradiente, como *Gouinia paraguayensis*, *Digitaria californica*, *Setaria leucopila* y *Pappophorum philippianum*. Sin embargo, algunas especies mostraron variaciones asociadas a la distancia: *Aristida mendocina* alcanzó su mayor cobertura en PLI, mientras que *Setaria lachnea* y *Leptochloa pluriflora* aumentaron hacia los sectores más alejados, con mayores valores en PLL.

Entre las especies indeseables también se registraron respuestas diferentes. *Bouteloua aristoides* presentó su mayor cobertura en PLC y disminuyó hacia PLI y PLL, mientras que *Neobouteloua lophostachia* alcanzó su máximo en PLI. En cambio, *Leptochloa crinita* incrementó marcadamente su cobertura en PLL. En conjunto, los resultados muestran que, aunque la cobertura total no varió entre distancias, sí se produjo un recambio en la

composición específica de especies deseables e indeseables a lo largo del gradiente de pastoreo.

Los resultados de los GLMM para las especies evaluadas se presentan en la tabla 7, donde se muestran las diferencias significativas entre categorías de distancia a la fuente de agua, obtenidas a partir del test a posteriori LSD Fisher e indicadas con letras diferentes. El detalle de los modelos evaluados, incluyendo AIC, BIC, F de Wald (Sitio), p valor, varianza residual y desvío estándar residual, se adjunta en el **Anexo Capítulo 3 (Tabla 3A.2)**.

Tabla 7: Composición botánica del pastizal en la Planicie de inundación. Letras distintas indican diferencias significativas ($P < 0.05$, LSD Fisher) de la contribución de cada especie en cada sector: **PLC** menos de 1000 metros en la Planicie de Inundación; **PLI** distancia entre 1000 y 2000 metros en la Planicie de Inundación y **PLL** distancias mayores a 2000 metros en la Planicie de Inundación. Se agrega la clasificación forrajera (CF) en deseables (D) e indeseables (I).

		Distancias a las fuentes de agua		
		PLC	PLI	PLL
CF	Cobertura	16,62 a	12,52 a	21,27 a
D	<i>Gouinia paraguayensis</i>	17,59 a	21,75 a	22,31 a
I	<i>Cottea pappophoroides</i>	2,46 ab	4,41 a	1,32 b
I	<i>Chloris virgatum</i>	1,4 a		1,48 a
D	<i>Aristida mendocina</i>	21,69 ab	34,23 a	11,75 b
I	<i>Eragrostis cilianensis</i>	4,34 a	2,31 a	
I	<i>Bouteloua aristoides</i>	24,79 a	9,43 b	3,7 b
I	<i>Sporobolus pyramidatus</i>	0,74 a	0,5 ab	0,35 b
D	<i>Digitaria californica</i>	18,4 a	6,44 a	5,92 a
I	<i>Aristida adscensionis</i>	2,8 a	1,5 a	
I	<i>Neobouteloua lophostachia</i>	0,36 b	8,78 a	0,8 b
D	<i>Setaria lachnea</i>	0,8 b	5,77 ab	12,89 a
D	<i>Setaria leucopila</i>	2,55 a	0,71 a	1,94 a
I	<i>Leptochloa crinita</i>	0,58 b	0,32 b	8,83 a
D	<i>Leptochloa pluriflora</i>		0,3 a	2,78 b
I	<i>Eragrostis mexicana</i> var. v.,	0,1 a	0,84 a	1,7 a
D	<i>Digitaria insularis</i>			1,86
D	<i>Setaria condobensis</i>			0,16
D	<i>Chloris parvispicula</i>	0,15 a		1,84 a
D	<i>Pappophorum philippianum</i>	2,77 a	3,73 a	2,94 a
D	<i>Chloris castilloniana</i>	0,56 a	0,16 a	
D	<i>Setaria pampeana</i>			0,68

En la planicie de inundación predominaron las especies deseables en las tres categorías de distancia a la fuente de agua. En PLC, las especies deseables representaron

aproximadamente el 64% de la cobertura, mientras que las indeseables alcanzaron cerca del 29%. Hacia las distancias intermedias (PLI), la proporción de especies deseables aumentó hasta alrededor del 74%, en tanto que las indeseables descendieron a aproximadamente el 11%. Este patrón se acentuó en los sitios más alejados (PLL), donde las especies deseables mantuvieron valores cercanos al 74% y las indeseables se redujeron a alrededor del 7%. En conjunto, estos resultados indican que, aunque las especies deseables dominaron a lo largo de todo el gradiente, la participación de especies indeseables fue mayor en los sectores más cercanos a la fuente de agua y disminuyó hacia sitios más alejados de la fuente de agua (Figura 13).

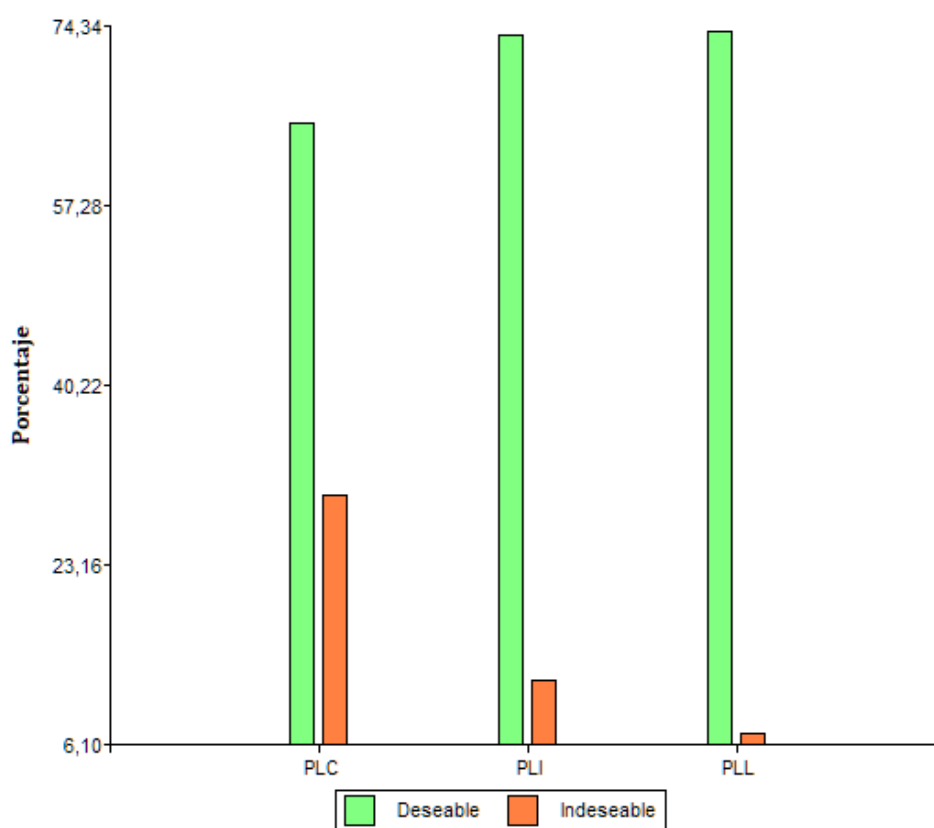


Figura 13: Proporción de especies deseables e indeseables en cada sector de la Planicie de Inundación: PLC menos de 1000 m en la Planicie de Inundación; PLI distancia entre 1000 y 2000 m en la Planicie de Inundación y PLL distancias mayores a 2000 m en la Planicie de Inundación.

3.5. Discusión

Relación entre biomasa aérea y distancia a las fuentes de agua

Los resultados de este capítulo mostraron un patrón espacial claro en ambas unidades geomorfológicas: la biomasa aérea del estrato de gramíneas aumentó a medida que se incrementó la distancia a las fuentes de agua. En el piedemonte, los tres sectores definidos a lo largo del gradiente se diferenciaron entre sí, con valores de 494,47 kg MS/ha en el sector cercano (PMC), 967,56 kg MS/ha en el sector intermedio (PMI) y 1980,28 kg MS/ha en el sector lejano (PML). En la planicie de inundación también se registró un incremento de la biomasa con la distancia a las aguadas, aunque con un patrón menos escalonado, ya que los valores fueron de 511,1 kg MS/ha en el sector cercano (PLC), 1312,4 kg MS/ha en el sector intermedio (PLI) y 1552,3 kg MS/ha en el sector lejano (PLL), sin diferencias significativas entre los sectores intermedio y lejano. En conjunto, estos resultados indican que la proximidad a las fuentes de agua se asoció con una menor biomasa instantánea de gramíneas, y que este patrón se mantuvo en las dos geomorfologías analizadas.

Este patrón fue consistente con el efecto piósfera descrito para sistemas áridos y semiáridos, donde la cercanía a las fuentes de agua concentra la permanencia y el tránsito del ganado, generando gradientes espaciales de uso que disminuyen con la distancia. En estos gradientes, los sectores más próximos al agua suelen presentar menor biomasa, menor cobertura y cambios en la composición de la vegetación en comparación con los sectores más alejados (Thrash y Derry, 1999; Macchi y Grau, 2012; Morici et al., 2003). En ambientes semiáridos, además, resultados recientes muestran que la presión de pastoreo acumulada actúa en interacción con la geomorfología, afectando tanto la composición florística como la receptividad ganadera (Zhao et al., 2025).

En el piedemonte se distinguió un gradiente más marcado, con tres niveles de biomasa claramente diferenciados, mientras que en la planicie de inundación la principal separación ocurrió entre el sector cercano y los dos más alejados. Esta diferencia sugiere que la relación entre distancia al agua y biomasa no depende sólo de la distribución espacial del ganado, sino también de las características del ambiente donde esa presión se expresa. Dicho de otro modo, la geomorfología no reemplaza el efecto de la distancia a la fuente de agua, pero sí parece modular su intensidad y su forma espacial. Esto coincide con antecedentes recientes que subrayan que los efectos del pastoreo sobre la vegetación son fuertemente dependientes del contexto ambiental y que la aridez y las condiciones del sitio modifican la magnitud de la respuesta estructural y funcional de los pastizales (Török et al., 2024).

En el piedemonte, la biomasa del sector cercano representó aproximadamente una cuarta parte de la registrada en el sector lejano, y el sector intermedio alcanzó alrededor de la mitad de ese valor máximo. En la planicie de inundación, la biomasa del sector cercano correspondió a cerca de un tercio de la observada en el sector lejano. Estos contrastes indican que la distancia al agua permitió diferenciar sectores con distinta biomasa de gramíneas, dentro de cada unidad geomorfológica, sin asumir necesariamente homogeneidad interna dentro de cada sector. En este sentido, la distancia al agua no sólo ordena espacialmente la biomasa, sino que también ayuda a reconocer ambientes forrajeros contrastantes dentro de un mismo establecimiento.

Esta interpretación puede vincularse con lo observado por Blanco (2004) para el Chaco Árido, quien mostró que el efecto del pastoreo sobre la productividad primaria neta aérea fue más marcado en los sectores de menor precipitación media anual. En su estudio, el pastoreo se expresó con mayor claridad sobre la cantidad de vegetación producida en los ambientes más secos, mientras que en años más lluviosos las diferencias entre sectores cercanos y lejanos a la aguada tendieron a reducirse. En el presente capítulo no se evaluó productividad anual, sino biomasa aérea de gramíneas al momento del muestreo; por lo tanto, la comparación debe tomarse de manera conceptual. Aun así, ambos resultados coinciden en señalar que la respuesta de la vegetación al gradiente de uso ganadero no depende sólo de la distancia al agua, sino también del contexto hídrico en el que ese gradiente se expresa.

Desde el punto de vista forrajero, el patrón registrado sugiere que la distribución espacial del uso ganadero influye fuertemente sobre la distribución de la biomasa de las gramíneas disponible en ambos ambientes. En consecuencia, la estimación de la oferta forrajera y el ajuste de la carga ganadera no deberían basarse en valores promedio únicos para todo el potrero, sino considerar la heterogeneidad espacial asociada a la cercanía a las aguadas. Esta interpretación coincide con trabajos que destacan la importancia de reconocer gradientes de uso dentro de los pastizales para mejorar el diagnóstico y el manejo en sistemas extensivos (Holechek et al., 1989; Piipponen et al., 2022).

Condición utilitaria y composición botánica a lo largo del gradiente

En el piedemonte, la cobertura total de gramíneas fue significativamente menor en el sector cercano a la fuente de agua que en los sectores intermedio y lejano. Los valores de cobertura pasaron de 3,5 en PMC a 19,24 en PMI y 19,62 en PML, sin diferencias

significativas entre estos dos últimos. Junto con ese incremento de la cobertura total, se registró un reemplazo progresivo en la composición botánica: en PMC predominaron especies indeseables, mientras que en PMI y PML aumentó la participación relativa de especies deseables. La proporción de especies deseables pasó de valores bajos en el sector cercano a 64% en el intermedio y 81% en el lejano, mientras que la participación de las indeseables disminuyó en el mismo sentido. Entre las especies deseables, *Leptochloa pluriflora*, *Pappophorum philippianum*, *Gouinia paraguayensis* y, en menor medida, *Setaria lachnea* y *Aristida mendocina* alcanzaron mayores coberturas en los sectores más alejados. En cambio, especies indeseables, como *Cottea pappophoroides*, *Neobouteloua lophostachia* y *Eragrostis cilianensis*, presentaron mayores coberturas en los sectores cercanos o intermedios.

En la planicie de inundación, el patrón fue distinto en términos estructurales, pero mantuvo la misma dirección general desde el punto de vista forrajero. La cobertura total no presentó diferencias significativas entre sectores, con valores de 16,62 en PLC, 12,52 en PLI y 21,27 en PLL. Sin embargo, la composición botánica sí mostró variaciones a lo largo del gradiente. Las especies deseables predominaron en los tres sectores, pero la participación de las indeseables fue mayor en el sector cercano y disminuyó hacia los sectores más alejados. Las deseables representaron aproximadamente 64% de la cobertura en PLC y cerca de 74% en PLI y PLL, mientras que las indeseables descendieron desde aproximadamente 29% en PLC hasta 11% en PLI y 7% en PLL. Algunas especies deseables, como *Setaria lachnea* y *Leptochloa pluriflora*, aumentaron su cobertura hacia PLL, mientras que ciertas indeseables, como *Bouteloua aristoides*, alcanzaron sus mayores valores en PLC.

Tomados en conjunto, estos resultados indican que la condición utilitaria de las gramíneas no varió únicamente por cambios en la cantidad de biomasa, sino también por modificaciones en la composición botánica de la cobertura. En el piedemonte, la respuesta al gradiente incluyó una disminución de la cobertura total y un recambio florístico marcado. En la planicie de inundación, en cambio, la cobertura total se mantuvo relativamente estable, pero cambió la proporción entre especies deseables e indeseables. Esto muestra que la condición utilitaria puede deteriorarse aun cuando la cobertura total no cambie significativamente, si esa cobertura pasa a estar sostenida por especies de menor valor para el ganado. En términos más generales, estudios recientes remarcan que los efectos del pastoreo sobre la vegetación no se expresan siempre del mismo modo en

todos los atributos, y que la composición suele ser más sensible que otros descriptores agregados de la comunidad (Török et al., 2024).

Este tipo de reemplazo florístico a lo largo de gradientes de pastoreo ha sido señalado en otras comunidades de gramíneas áridas y semiáridas. Diversos trabajos muestran que la presión de uso más intensa cerca de las aguadas suele asociarse con menor representación de especies forrajeras preferidas y mayor frecuencia de especies menos palatables o más tolerantes al disturbio (Landsberg et al., 2003; Morici et al., 2003; Macchi y Grau, 2012).

La interpretación de estos resultados puede discutirse parcialmente con lo planteado por Blanco (2004) para el Chaco Árido. En su síntesis, el autor propuso que en los sectores más secos del gradiente regional el pastoreo se expresa principalmente sobre la productividad primaria neta aérea, mientras que en los sectores relativamente más húmedos adquieren mayor importancia los cambios en la composición botánica y el reemplazo de especies. Los resultados del presente capítulo coinciden sólo en parte con este esquema. En el Piedemonte, el gradiente de distancia a las fuentes de agua no sólo se expresó en la biomasa, sino también en un recambio considerable de especies de gramíneas. En cambio, en la Planicie de Inundación, si bien se observó un aumento relativo de especies indeseables hacia los sectores más afectados por el uso ganadero, el patrón no estuvo acompañado por un reemplazo florístico tan marcado como en el Piedemonte. Esto sugiere que, a escala local, la respuesta al pastoreo no depende únicamente del nivel regional de aridez, sino también de la unidad geomorfológica considerada y de la forma en que el uso ganadero se expresa dentro de cada ambiente.

En el piedemonte el sector intermedio la cobertura total ya se aproximó a la del sector lejano, pero la composición botánica todavía difirió de éste por una mayor participación de especies indeseables y una menor representación de algunas especies deseables dominantes del sector lejano. Esto sugiere que el mejoramiento de la oferta forrajera no ocurre necesariamente de manera simultánea en todos los atributos de la comunidad. Es posible que la recuperación de cobertura total preceda al restablecimiento de una composición botánica más favorable, o bien que ambos procesos respondan de manera distinta al gradiente de uso. Con los datos disponibles no es posible definir una secuencia temporal, pero sí reconocer que la biomasa, la cobertura total y la composición específica no respondieron exactamente del mismo modo en todos los sectores.

Expresión fisonómica y alcance interpretativo del gradiente de uso

En el piedemonte, las fisonomías de las gramíneas muestran una secuencia coherente con los resultados: en el sector cercano a la fuente de agua (PMC) se observa una fisonomía más abierta, con escasa cobertura herbácea; en el sector intermedio (PMI) aparece una situación transicional; y en el sector lejano (PML) se registra una mayor continuidad del estrato herbáceo y una mayor presencia de gramíneas forrajeras (Figuras 14). Del mismo modo, en la planicie de inundación las fisonomías reflejan el mismo ordenamiento general del gradiente, aunque con diferencias menos marcadas en la cobertura total: el sector cercano (PLC) presenta una fisonomía empobrecida en términos forrajeros, mientras que en los sectores intermedio (PLI) y lejano (PLL) aumenta la expresión del estrato de gramíneas y mejora la proporción relativa de especies deseables. En este sentido, la fisonomía registrada en las fotografías acompaña y refuerza la interpretación derivada de la biomasa y de la composición botánica, mostrando que la distancia al agua no sólo se asocia con diferencias cuantitativas en la biomasa, sino también con cambios visibles en la estructura de las gramíneas (Figura 15).

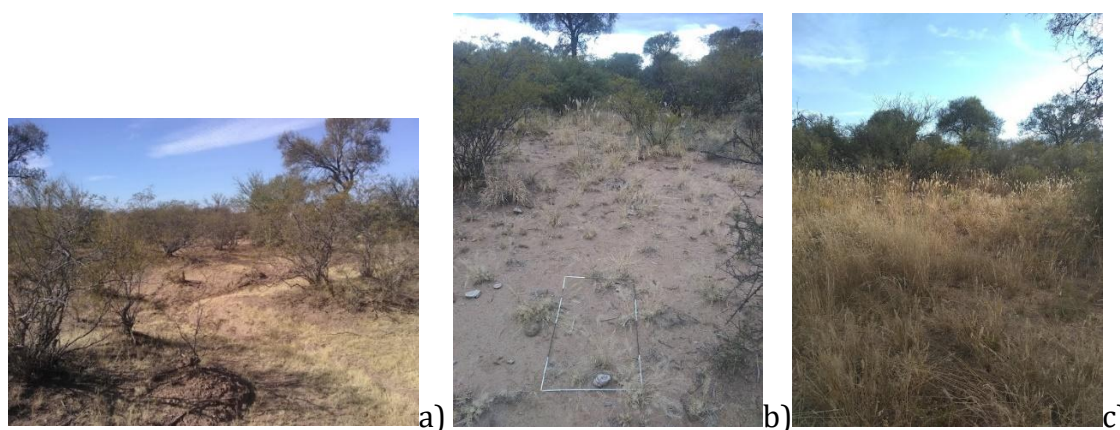


Figura 14: Fisonomía del pastizal en el Piedemonte: a) PMC menos de 1000 m en el Piedemonte; b) PMI distancia entre 1000 y 2000 m en el Piedemonte y c) PML distancias mayores a 2000 m en el Piedemonte.

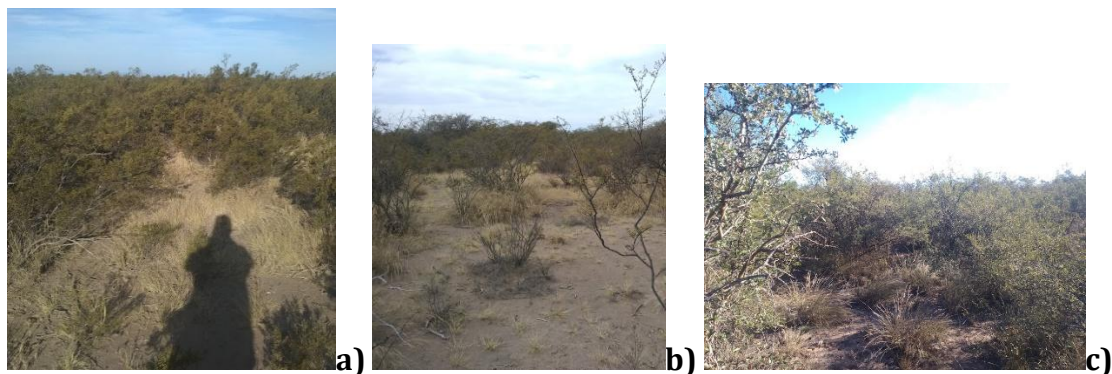


Figura 15: Fisonomía del pastizal en la Planicie de Inundación; a) PLC menos de 1000 m en la planicie de inundación; b) PLI distancia entre 1000 y 2000 m en la planicie de inundación y c) PLL distancias mayores a 2000 m en la planicie de inundación.

Aunque el gradiente registrado es consistente con un efecto acumulado del pastoreo, el diseño no permite aislar experimentalmente ese mecanismo ni separar por completo su influencia de otras fuentes de heterogeneidad entre sitios. Por tal motivo, estos patrones pueden interpretarse como condiciones utilitarias contrastantes dentro de un gradiente espacial de uso, en el que la composición y estructura de la vegetación reflejan respuestas diferenciales frente a la perturbación ganadera acumulada, configurando situaciones contrastantes dentro de una misma trayectoria de uso del pastizal (Westoby et al., 1989; Stringham et al., 2003; Török et al., 2024).

La presión ganadera acumulada, inferida a partir de la cercanía a las aguadas, se asocia con una estructuración espacial de la oferta y de la calidad forrajera de las gramineas. En línea con esto, trabajos recientes en sistemas áridos subrayan que el manejo sostenible requiere reconocer explícitamente cómo la presión de pastoreo interactúa con la aridez y con la heterogeneidad ambiental para modificar cobertura, composición y funcionamiento de las comunidades vegetales (Ren et al., 2018; Zhang et al., 2023).

3.6. Conclusiones

En ambas geomorfologías, los sectores cercanos a las fuentes de agua para el ganado presentaron la menor biomasa de gramíneas, mientras que los sectores más alejados concentraron los mayores valores. Este patrón fue especialmente marcado en el piedemonte, donde se distinguieron claramente tres niveles de biomasa a lo largo del gradiente, mientras que en la planicie de inundación la principal diferenciación se produjo entre el sector cercano y los restantes.

También se corroboró que la condición utilitaria presenta un patrón de variación asociado a la distancia a las fuentes de agua. Sin embargo, este patrón no se expresó de igual modo en ambas unidades geomorfológicas. En el piedemonte, la condición utilitaria mejoró hacia los sectores más alejados mediante una respuesta unida de mayor biomasa, mayor cobertura total y mayor participación de especies deseables. En la planicie de inundación, en cambio, la cobertura total se mantuvo relativamente estable, pero la condición utilitaria igualmente mejoró con la distancia por efecto del recambio florístico y de la disminución relativa de especies indeseables. En consecuencia, la condición utilitaria no depende únicamente de la cantidad de gramíneas presente, sino también de su composición botánica y de su valor para el ganado.

Considerando la proporción de especies deseables como criterio de clasificación, el piedemonte mostró la variación más marcada de la condición utilitaria a lo largo del gradiente: el sector cercano presentó una condición pobre, el sector intermedio una condición buena y el sector lejano una condición excelente. En la planicie de inundación, la condición utilitaria fue buena en los tres sectores, aunque con una mejora relativa hacia las distancias intermedias y lejanas por el aumento de especies deseables y la disminución de especies indeseables.

3.7. Bibliografía

Anderson, D. L., Águila, J. A., Marchi, A., Vera, J. C., Oriente, E. L., y Bernardon, A. E. (1980). Manejo racional de un campo en la región árida de los Llanos de La Rioja (República Argentina). Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).

Arami, S., y Heshmati, G. (2016). The assessment of management practices on rangelands exploitation using state and transition model in central arid regions of Iran. *Journal of the Faculty of Forestry Istanbul University*, 67, 85–92.
<https://doi.org/10.17099/JFFIU.37625>

Bestelmeyer, B., Ash, A., Brown, J., Densambuu, B., Fernández-Giménez, M., Johanson, J., Levi, M., López, D., Peinetti, R., Rumpff, L., y Shaver, P. (2017). State and transition models: Theory, applications, and challenges. In *Rangeland systems* (pp. 303–345). Springer.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_9

Bestelmeyer, B., Brown, J., Havstad, K., Alexander, R., Chavez, G., y Herrick, J. (2003). Development and use of state-and-transition models for rangelands. *Journal of Range Management*, 56, 114–126. https://doi.org/10.2458/AZU_JRM_V56I2_BESTELMEYER

Bestelmeyer, B., Herrick, J., Brown, J., Trujillo, D., y Havstad, K. (2004). Land management in the American Southwest: A state-and-transition approach. *Rangeland Ecology & Management*, 57, 530–538.

Blanco, L. J. (2020). Manual para evaluación de pastizales naturales del Chaco Árido con fines ganaderos.

Blanco, L., Durante, M., Ferrante, D., Quiroga, R. E., Demarías, M., y Di Bella, C. M. (2019). Red nacional de monitoreo de pastizales naturales de Argentina: Productividad forrajera de la vegetación extrapampeana. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 45(1), 89–108.

Blanco, L. J. 2004. Efectos del pastoreo sobre la estructura y funcionamiento de la vegetación en un gradiente regional de aridez. Tesis de Magister Scientiae, Área Recursos Naturales, Escuela para Graduados Alberto Soriano, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

Blanco, L. J. (2017). Patrones espaciales y temporales de la productividad primaria neta aérea herbácea y leñosa en el Chaco Árido (Argentina). Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía.

Borrelli, P., y Oliva, G. (2001). Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral: Tecnología de manejo intensivo. INTA.

Burkhard, B., Fath, B., Jørgensen, S., y Li, B. (2015). Uso de indicadores ecológicos en modelos. *Ecological Modelling*, 295, 1–4.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.10.016>

Calella, H. F., y Corzo, R. R. (2006). El Chaco árido de La Rioja: Vegetación y suelos. Pastizales naturales.

Cingolani, A. M., Renison, D., Tecco, P. A., Gurvich, D. E., y Cabido, M. (2008). Predicting cover types in a mountain range with long evolutionary grazing history: A GIS approach. *Journal of Biogeography*, 35(3), 538–551.

Conegliano, O. A. H., Blanco, L. J., Utsumi, S. A., Cibils, A. F., Cendoya, M. G., Jaimes, F., y Ricci, P. (2022). Foraging behavior of Argentine Criolla and Angus cows grazing on semi-desert grasslands in the arid region of the Argentine Gran Chaco. *Journal of Arid Environments*, 206, 104827. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104827>

Daubenmire, R. F. (1959). A canopy-coverage method of vegetational analysis. *Northwest Science*, 33, 43–64.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C. W. (2020). InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. <http://www.infostat.com.ar>

Díaz, R. O. (2007). Utilización de pastizales naturales. Editorial Brujas.

Dyksterhuis, E. J. (1949). Condition and management of range land based on quantitative ecology. *Journal of Range Management*, 2(3), 104–115.

Frank, T., Da Silva, C., Teodoro, P., De Oliveira-Júnior, J., Bennett, J., y Guo, X. (2024). Using the dry matter productivity model as an estimator of biomass production in native

- grassland communities. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 36, 101441. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2024.101441>
- Guo, Q. 2007. The diversity–biomass–productivity relationships in grassland management and restoration. *Basic and Applied Ecology*, 8(3), 199–208.
- Han, D., Wang, G., Xue, B., Liu, T., A, Y., y Xu, X. (2018). Evaluation of semiarid grassland degradation in North China from multiple perspectives. *Ecological Engineering*, 112, 41–50. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.011>
- Harris, I. C., Jones, P. D., y Osborn, T. (2025). CRU TS4.09: Climatic Research Unit (CRU) Time-Series (TS) version 4.09 of high-resolution gridded data of month-by-month variation in climate (Jan. 1901–Dec. 2024). NERC EDS Centre for Environmental Data Analysis.
- Haydock, K., y Shaw, N. (1975). The comparative yield method for estimating dry matter yield of pasture. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 15, 663–670. <https://doi.org/10.1071/EA9750663C>
- He, D., Jin, B., Zhao, X., Cheng, H., Chen, C., Wang, H., Zhang, J., Zhang, Y., Yang, Q., Liu, K., Han, M., Li, Z., y Peng, J. (2023). Karst grassland forage quality and its determinants in Guizhou Province of Southwest China. *PeerJ*, 11, e15323. <https://doi.org/10.7717/peerj.15323>
- Holechek, J. L., Pieper, R. D., y Herbel, C. H. (1989). Range management: Principles and practices.
- Howison, R., Tiftonell, P., Garibaldi, L., Trinco, F., y Rusch, V. (2021). Implications of landscape configuration on understory forage productivity: A remote sensing assessment of native forest openings. *Agroforestry Systems*, 95, 1675–1688. <https://doi.org/10.1007/s10457-021-00676-w>
- Jordan, S., Palmquist, K., Burke, I., y Lauenroth, W. (2022). Small effects of livestock grazing intensification on diversity, abundance, and composition in a dryland plant community. *Ecological Applications*, 32, e2693. <https://doi.org/10.1002/eap.2693>

Landsberg, J., James, C. D., Morton, S. R., Müller, W. J., y Stol, J. (2003). Abundance and composition of plant species along grazing gradients in Australian rangelands. *Journal of Applied Ecology*, 40, 1008–1024.

Lü, X., Liu, Z., Sistla, S., Yang, G., Hu, Y., Zhang, Z., Hou, S., & Ding, C. 2021. Linking changes of forage production and digestibility with grassland community assembly under nitrogen enrichment. *Ecological Processes*, 10, 1–8. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00308-2>

Macchi, L., y Grau, H. R. (2012). Piospheres in the dry Chaco: Contrasting effects of livestock puestos on forest vegetation and bird communities. *Journal of Arid Environments*, 87, 176–187.

Mannetje, L. T., y Haydock, K. P. (1963). The dry-weight-rank method for the botanical analysis of pasture. *Grass and Forage Science*, 18(4), 268–275.

Márquez-Hernández, R., Bobadilla-Hernández, A., García-Chávez, F., Galindo, F., Vargas-Bello-Pérez, E., y Ángeles-Campos, S. (2025). Long-term synergies and trade-offs among ecosystem services for silvopasture management in temperate forests of Chapa de Mota (Mexico). *Agroforestry Systems*, 99, 123–136. <https://doi.org/10.1007/s10457-024-01107-2>

Morici, E., Ernst, R., Kin, A., Mazzola, M., Poey, S., y Estelrich, D. (2003). Efecto del pastoreo en un pastizal semiárido de Argentina según la distancia a la aguada. *Archivos de Zootecnia*, 52(197), 59–66.

Municipalidad de Valle Fértil. (2018). Plan Estratégico de Desarrollo Local Valle Fértil: Documento general final. <https://planestrategico.sanjuan.gob.ar/wp-content/uploads/2018/06/Plan-Estrategico-de-Desarrollo-Local-Valle-Fertil.pdf>

Passera, C. B. y Borsetto, O. (1983). Determinación del “Índice de Calidad Específico”. En *Actas del Taller de Arbustos Forrajeros*. Grupo Regional FAO–IADIZA.

Piipponen, J., Jalava, M., De Leeuw, J., Rizayeva, A., Godde, C., Cramer, G., Herrero, M., & Kummu, M. (2022). Tendencias globales en la capacidad de carga de pastizales y la densidad relativa de ganado. *Global Change Biology*, 28, 3902–3919. <https://doi.org/10.1111/gcb.16174>

- Psyllos, G., Hadjigeorgiou, I., Dimitrakopoulos, P., y Kizos, T. (2022). Grazing Land Productivity, Floral Diversity, and Management in a Semi-Arid Mediterranean Landscape. Sustainability. <https://doi.org/10.3390/su14084623>
- Quiroga, E., Blanco, L., y Oriente, E. (2009). Evaluación de estrategias de rehabilitación de pastizales áridos. *Ecología Austral*, 19(2), 107–117.
- Quiroga, R., Blanco, L., y Ferrando, C. (2009). A case study evaluating economic implications of two grazing strategies for cattle ranches in northwest Argentina. *Rangeland Ecology & Management*, 62, 435–444. <https://doi.org/10.2111/08-044.1>
- Quiroga, R., Blanco, L., y Namur, P. (2018). Defoliation intensity and simulated grazing strategy effects on three C4 rangeland bunchgrasses. *Rangeland Ecology & Management*, 71, 321–330. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2017.09.002>
- Rahmanian, S., Hejda, M., Ejtehadi, H., Farzam, M., Memariani, F., y Pyšek, P. (2019). Effects of livestock grazing on soil, plant functional diversity, and ecological traits vary between regions with different climates in northeastern Iran. *Ecology and Evolution*, 9, 8225–8237. <https://doi.org/10.1002/ece3.5396>
- Ren, H., Eviner, V., Gui, W., Wilson, G., Cobb, A., Yang, G., Zhang, Y., Hu, S., & Bai, Y. (2018). Livestock grazing regulates ecosystem multifunctionality in semi-arid grassland. *Functional Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13215>
- Stringham, T. K., Krueger, W. C., y Shaver, P. L. (2003). State and transition modeling: An ecological process approach. *Journal of Range Management*, 56, 106–113.
- Tapia, R., Carmona Crocco, J., y Martinelli, M. (2020). Técnicas de percepción remota para identificar y caracterizar comunidades forrajeras en un sistema ganadero del desierto hiperárido de San Juan (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 55(4), 1–10.
- Thrash, I., y Derry, J. F. (1999). The nature and modelling of piospheres: A review. *Koedoe*, 42(2), 73–94.
- Török, P., Lindborg, R., Eldridge, D., y Pakeman, R. (2024). Grazing effects on vegetation: biodiversity, management, and restoration. *Applied Vegetation Science*, 27(3), e12794.

Villagra, P. E., Giordano, C., Alvarez, J. A., Cavagnaro, J. B., Guevara, A., Sartor, C., Passera, C. B., y Greco, S. (2011). Ser planta en el desierto: estrategias de uso de agua y resistencia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. *Ecología Austral*, 21(1), 29–42.

Westoby, M., Walker, B., y Noy-Meir, I. (1989). Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management*, 42(4), 266–274.

Zhang, M., Delgado-Baquerizo, M., Li, G., Isbell, F., Wang, Y., Hautier, Y., Wang, Y., Xiao, Y., Cai, J., Pan, X., y Wang, L. (2023). Experimental impacts of grazing on grassland biodiversity and function are explained by aridity. *Nature Communications*, 14. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-40809-6>

Zhao, Y., Kéfi, S., Guirado, E., Berdugo, M., Eldridge, D., Gross, N., Bagousse-Pinguet, Y., Saiz, H., Asensio, S., Ochoa, V., Gozalo, B., Martínez-Valderrama, J., Plaza, C., Valencia, E., y Maestre, F. (2025). La relación entre la presión del pastoreo y los factores ambientales impulsa la fragmentación de la vegetación en las zonas áridas globales. *Global Ecology and Biogeography*. <https://doi.org/10.1111/geb.70098>

Capítulo 4

Efecto del pastoreo y la cobertura arbustiva sobre el banco de semillas del suelo

4.1. Introducción

El banco de semillas del suelo (BSS), definido como el conjunto de semillas viables capaces de germinar y establecer nuevas plantas, constituye la base del potencial de regeneración de las comunidades vegetales y desempeña un rol clave en la restauración de ambientes degradados (Kiss et al., 2018). La composición y abundancia de este reservorio se ven influenciadas por la frecuencia e intensidad de los disturbios. En este sentido, diversos autores destacan la importancia de caracterizar el BSS para anticipar la dinámica futura de los ecosistemas, señalando además que la densidad de propágulos en el BSS puede funcionar como un indicador confiable tanto del nivel de disturbio sufrido como de la capacidad de recuperación del sistema (Zylberberg et al., 2023).

En zonas áridas, las islas de vegetación y el efecto nodriza de arbustos generan parches de mayor fertilidad y favorecen la acumulación y diversidad de semillas en el suelo bajo sus copas, en comparación con los espacios abiertos (Varela et al., 2021; Reynolds et al., 1999). En ambientes semiáridos, este contraste tiende a ser menos marcado, ya que las diferencias en el balance hídrico y la fertilidad entre parches e interparches son menores (DeMalach et al., 2023).

Diversos estudios indican que el pastoreo tiende a reducir la densidad total del banco de semillas, particularmente cuando es intenso y prolongado, siendo sus efectos más pronunciados en zonas áridas y sobre especies perennes. Por otro lado, niveles bajos de pastoreo pueden incrementar la riqueza de especies en el banco de semillas, mientras que un pastoreo de intensidad moderada no siempre muestra impactos claros (Mi et al., 2024).

El entorno asociado a la degradación inducida por el pastoreo no sólo puede alterar las condiciones microambientales por efecto del pisoteo, sino también modificar la estructura y la dinámica espacio-temporal de la vegetación. En este contexto, la reducción de la cobertura continua, el aislamiento de los parches vegetados y el aumento de las zonas abiertas pueden limitar la retención de semillas y disminuir la disponibilidad de

micrositios favorables para su germinación e incorporación al banco de semillas del suelo (Cheli et al., 2016).

En ambientes semiáridos degradados por el pastoreo, las especies forrajeras perennes suelen conservarse bajo la protección de los arbustos leñosos. Sin embargo, la dominancia en la composición botánica aérea del pastizal puede estar representada por especies anuales y/o no forrajeras, con rasgos adaptativos que les permiten persistir frente a la presión de pastoreo a largo plazo en áreas abiertas sin cobertura arbustiva (Zhang et al., 2023).

La reducción de la cobertura vegetal, en particular de las especies herbáceas perennes, tiene consecuencias directas sobre el funcionamiento hidrológico del sistema, al promover mayores niveles de escorrentía y erosión del suelo (Sanou et al., 2018). De manera conjunta, estos procesos limitan la capacidad del ecosistema para conservar un banco de semillas que facilite la regeneración de la vegetación (Sanou et al., 2018).

Aunque la vegetación esté dominada por especies no forrajeras, la composición del banco de semillas del suelo no necesariamente refleja esa estructura, ya que las especies forrajeras protegidas bajo los arbustos también producen semillas y contribuyen a la reserva del suelo (Al-Huqail et al., 2025). En este contexto, resulta importante conocer la composición botánica del banco de semillas del suelo, dado que constituye un indicador para estimar las posibles trayectorias de la comunidad vegetal ante una eventual reducción o eliminación de la presión de pastoreo (Girmay et al., 2022).

En el área de estudio, la siembra no es una práctica de restauración habitualmente aplicada, precisamente porque su implementación suele verse limitada por restricciones operativas y por la baja disponibilidad de material vegetal nativo adaptado a las condiciones locales. En ese marco, es importante conocer en el banco de semillas como componente clave para evaluar el potencial de regeneración.

En este capítulo, el análisis se enfocó en el banco de semillas germinables de gramíneas del pastizal. Esta delimitación responde al interés de evaluar el componente graminoso, por su importancia en la estructura y recuperación de los pastizales naturales bajo uso ganadero. En este sentido, el banco germinable de gramíneas se considera una fracción funcional del banco de semillas del suelo, constituida por las semillas capaces de germinar bajo las condiciones del ensayo. A partir de este enfoque, se planteó lo siguiente:

4.2. Hipótesis y predicciones:

La composición y densidad del banco de semillas germinables de gramíneas está determinada por la interacción entre la estructura del pastizal, la presencia de arbustos y la presión de pastoreo, influenciadas por la proximidad a las fuentes de agua para el ganado.

Predicción 1.

Existe una asociación entre la composición del banco de semillas germinables y la composición botánica de la vegetación aérea.

Predicción 2.

La presencia de arbustos influye en la distribución del banco de semillas germinable de las especies forrajeras y no forrajeras.

Predicción 3.

La distancia a la fuente de agua para el ganado influye en la distribución del banco de semillas germinable de especies forrajeras y no forrajeras.

4.3. Materiales y Métodos

Categorización de Distancias a Fuentes de Agua

Para determinar los rangos de distancia a las fuentes de agua, se siguió el mismo criterio general utilizado en el Capítulo 2 y 3: El movimiento del ganado en pastoreo dentro de la ecorregión del Chaco Árido (Conegliano et al., 2022), y la experiencia de técnicos locales en el cálculo del balance forrajero (Blanco, 2020).

Considerando estos puntos, las distancias a las fuentes de agua se agruparon en tres categorías principales: Rango Cercano (de 0 a 1000 metros), Rango Medio (de 1001 a 2000 metros) y Rango Lejano (más de 2001 metros).

Diseño del Muestreo

Con el objetivo de evaluar la relación entre el banco de semillas del suelo y la composición botánica de las gramíneas, la extracción de muestras de suelo se llevó a cabo en asociación con las transectas utilizadas para estimar la biomasa y la cobertura del estrato de gramíneas, en dos puestos, cada uno en diferentes unidades geomorfológicas: el puesto 1, ubicado en el piedemonte, y el puesto 5, correspondiente a la planicie de inundación

(Figura 1). Se obtuvieron 40 muestras de suelo para cada distancia respecto de la fuente de agua, distribuidas equitativamente entre dos micrositios: 20 bajo la cobertura de arbustos y 20 en sectores de suelo desnudo adyacente. La extracción de estas muestras se realizó en asociación con las transectas establecidas para relevar la cobertura y la biomasa del pastizal en esos puestos. Dado que en el puesto 1 se dispusieron 12 transectas por cada distancia a la fuente de agua (Tabla 1, Capítulo 3), y en el puesto 5 se establecieron 11 y 10 transectas según la distancia considerada (Tabla 2, Capítulo 3), en algunos casos una misma transecta se asoció con más de una muestra de suelo para la determinación del banco de semillas del suelo (BSS).

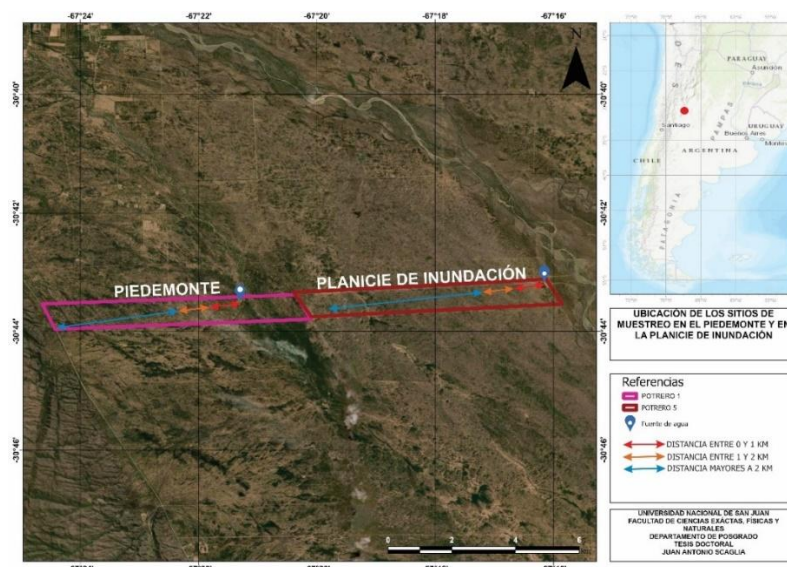


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo asociado a los relevamientos del pastizal, de acuerdo con la ubicación geomorfológica y las fuentes de agua.

En ambos puestos se establecieron 120 unidades de muestreo cada uno, totalizando 240 unidades. En el puesto del Piedemonte, las unidades se distribuyeron en tres categorías de distancia a la fuente de agua: 40 a menos de 1000 m (PMC), 40 entre 1000 y 2000 m (PMI) y 40 a más de 2000 m (PML). De manera equivalente, en el puesto de la Planicie de Inundación se definieron 40 unidades a menos de 1000 m (PLC), 40 entre 1000 y 2000 m (PLI) y 40 a más de 2000 m (PLL). En cada una de estas categorías, las unidades de muestreo se dividieron en partes iguales entre dos micrositios: 20 bajo la cobertura de arbustos y 20 en los espacios abiertos adyacentes (Tabla 1).

Tabla 1. Resumen del diseño de muestreo para el banco de semillas germinable, con las categorías de distancia a la fuente de agua, los micrositios evaluados, el número de muestras y la

unidad de muestreo considerada como efecto aleatorio. La distancia a la fuente de agua y el micrositio fueron considerados efectos fijos en los modelos.

		Efecto Fijo	Nº Muestras	Efecto Aleatorio*	Nº Puesto
Piedemonte	PMC	Bajo los Arbustos	20	1 – 20	1
		Entre los Arbustos	20		
	PMI	Bajo los Arbustos	20	21 – 40	
		Entre los Arbustos	20		
	PML	Bajo los Arbustos	20	41 - 60	
		Entre los Arbustos	20		
Planicie de Inundación	PLC	Bajo los Arbustos	20	1 - 20	5
		Entre los Arbustos	20		
	PLI	Bajo los Arbustos	20	21 - 40	
		Entre los Arbustos	20		
	PLL	Bajo los Arbustos	20	41 -60	
		Entre los Arbustos	20		

*Efecto aleatorio: unidad de muestreo apareada, definida por cada arbusto y su espacio abierto adyacente. Este efecto se incluyó para contemplar la no independencia entre las observaciones tomadas bajo arbusto y en suelo desnudo adyacente.

Muestreo de suelo

La unidad muestral correspondió a cada sitio de muestreo, donde se asoció una transecta (Figura 2a) de vegetación con su muestra compuesta de suelo (Figura 2b), dentro de cada nivel de pastoreo. Las muestras de suelo se extrajeron utilizando un cilindro (3 cm de diámetro x 5 cm de profundidad). Se recolectaron los primeros 5 cm del suelo, ya que en la mayoría de los desiertos el 80% de las reservas de semillas se concentran en los primeros 2 o 3 cm (Varela et al., 2021). En cada unidad se extrajeron 3 submuestras del área bajo la copa de los arbustos y 3 submuestras del suelo desnudo adyacente, las cuales luego se unieron en una única muestra compuesta para cada micrositio (Bajo los arbustos y Entre los arbustos). La recolección se realizó entre 20 y 120 cm del tallo del arbusto o del centro de los espacios abiertos (Figura 2b y c). No se tuvo en cuenta la especie de arbusto, sino únicamente la condición de estar bajo cobertura arbustiva.

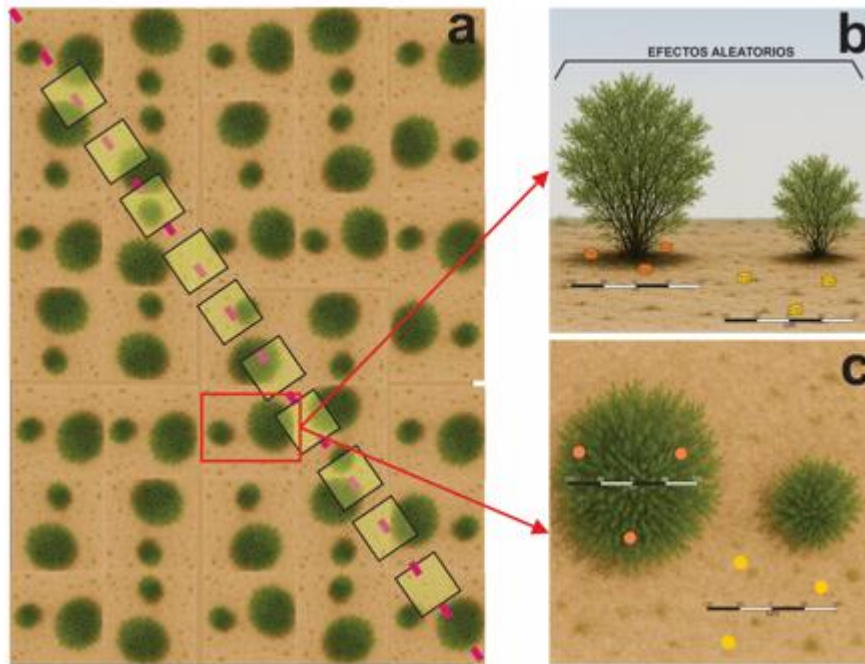


Figura 2. a) transectas utilizadas para estimar la biomasa y la cobertura del pastizal, b) ubicación de la extracción de la muestra asociado a un arbusto, y al suelo desnudo, c) ubicación de la extracción de las muestras vistas desde arriba.

Las muestras de suelo, previamente secadas al aire, se esparcieron superficialmente en macetas que contenían arena esterilizada mediante solarización (Rossetti et al., 2021). Para favorecer la germinación, el sustrato de las macetas se mantuvo a capacidad de campo mediante riegos periódicos (Etherington & Evans, 1986). El registro de la emergencia de plántulas se efectuó durante tres meses, finalizando el monitoreo cuando cesó la germinación (Figura 3). Adicionalmente, se establecieron 20 macetas con arena esterilizada como control, a fin de verificar la ausencia de semillas viables en el sustrato.



Figura 3. a) Esterilización de la arena mediante solarización, b) emergencia de las plántulas.

Identificación y Clasificación de Especies

La identificación de plántulas se realizó utilizando la descripción de propágulos de especies forrajeras nativas y cultivadas megatérmicas perennes de San Luis (Terenti et al., 2012). En los casos en que no se pudo identificar el propágulo se continuó con el ensayo hasta poder identificar las especies (Figura 4).



Figura 4. Individuos adultos del banco de semilla germinable utilizados para la identificación de especies.

Para definir la calidad forrajera de las especies se siguieron los criterios de Passera y Borsetto (1983) y Karlin (2013). Se consideraron como **forrajeras** las especies consumidas habitualmente por el ganado bovino sin mostrar selectividad, y como **no forrajeras** aquellas que rara vez son consumidas.

Análisis Estadístico

Existe asociación entre el banco de semillas germinables y la composición botánica del estrato de gramíneas

La relación entre la composición de la vegetación aérea y el banco de semillas del suelo se evaluó mediante el análisis multivariado Procrustes Generalizado (APG). Es una técnica multivariada muy útil cuando se tienen múltiples matrices de datos que describen el mismo conjunto de objetos, pero a través de diferentes perspectivas o conjuntos de variables (Gower, 1975). En este caso, estas perspectivas fueron la composición botánica de la cobertura y la composición botánica del banco de semillas del suelo. Ambas son medidas de la composición botánica, pero pueden mostrar patrones diferentes. El APG

permite evaluar y visualizar el consenso o disimilitud entre estas dos representaciones del estrato de gramíneas.

En el análisis de la relación entre la cobertura y el banco de semillas del suelo (BSS) se utilizaron datos absolutos. Para el BSS se calculó la densidad promedio de semillas considerando los dos micrositios muestreados (bajo arbustos y entre arbustos) en cada categoría de distancia a la fuente de agua. El uso de datos absolutos permite conservar la información sobre la magnitud real tanto del BSS como de la cobertura estimada. De este modo, APG puede detectar patrones de cambio y variabilidad asociados a dichas diferencias de magnitud. Además, la interpretación de los resultados es más directa, ya que los consensos o formas medias resultantes se expresan en las mismas unidades de las mediciones originales (% de cobertura en el caso de la vegetación y número de semillas por metro cuadrado para el BSS).

La concordancia mide qué tan similares o consistentes son las configuraciones o muestras. Cuando los valores están cerca de 1, eso indica un alto acuerdo. Unos valores mayores a 0.8 muestran una fuerte similitud, entre 0.5 y 0.8 indican una concordancia moderada, y menos de 0.5 significa poca o ninguna relación significativa.

Los arbustos y la distancia a la fuente de agua influyen en el BSS del estrato de gramíneas

Se analizó la variación del banco de semillas del suelo (BSS) de especies forrajeras y no forrajeras en ambas unidades geomorfológicas mediante modelos lineales mixtos. Para el análisis del banco de semillas se utilizaron los conteos originales de plántulas germinadas por unidad de muestreo, conservando los valores cero tal como fueron registrados. Estos ceros reflejan la ausencia de propágulos en sectores donde la disponibilidad de semillas es baja o muy irregular. Los datos se analizaron mediante modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) con distribución Poisson. En los modelos se incorporaron como efectos fijos la distancia a la fuente de agua, el micrositio y su interacción. Se incluyó como efecto aleatorio la unidad de muestreo definida por cada arbusto y su espacio abierto adyacente (Figura 2b), a fin de contemplar la no independencia entre las observaciones correspondientes a ambos micrositios dentro de una misma unidad de muestreo. En los modelos se incorporaron como efectos fijos la distancia a la fuente de agua, el micrositio y su interacción. Una vez obtenidos los resultados, los conteos se expresaron como densidad del banco de semillas germinables (plántulas/m²) para facilitar la interpretación de los patrones espaciales del banco de semillas.

4.4 Resultados

Relación entre la composición botánica de la cobertura y el banco de semilla del suelo.

A continuación, se presentan los resultados del análisis de Procrustes generalizado, utilizado para evaluar la relación entre la composición botánica de la cobertura del pastizal y la composición del banco de semillas germinable del suelo. Las tablas completas con los datos de cobertura de las especies y densidad del banco de semillas germinable, discriminadas por unidad geomorfológica, distancia a la fuente de agua, micrositio y clasificación forrajera, se presentan en el **Anexo del Capítulo 4 (Tabla A4.1, Tabla A4.2, Tabla A4.3 y Tabla A4.4)**.

Piedemonte

El análisis de Procrustes generalizado en el Piedemonte mostró un ajuste moderado con una proporción de consenso del 0,68 entre la estructura de la composición florística de la cobertura de las especies y el banco de semilla del suelo.

Tabla 2. Proporción de consenso entre la cobertura de las diferentes especies y el banco de semilla del suelo en el Piedemonte. Se indica además la clasificación forrajera (CF), diferenciando entre especies forrajeras (F) y no forrajeras (NF).

	Proporción Consenso	CF
<i>Cottea pappophoroides</i>	0.974	NF
<i>Aristida adscensionis</i>	0.945	NF
<i>Jaraba ichu</i>	0.808	F
<i>Chloris virgatum</i>	0.806	NF
<i>Chloris parvispicula</i>	0.802	F
<i>Pappophorum philippianum</i>	0.799	F
<i>Gouinia paraguayensis</i>	0.798	F
<i>Aristida mendocina</i>	0.797	F
<i>Leptochloa pluriflora</i>	0.768	F
<i>Eragrostis cilianensis</i>	0.704	NF
<i>Digitaria californica</i>	0.683	F
<i>Leptochloa crinita</i>	0.625	F
<i>Bouteloua aristoides</i>	0.601	NF
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	0.587	NF
<i>Setaria lachnea</i>	0.466	F
<i>Setaria leucopila</i>	0.403	F

Planicie de Inundación

El análisis de Procrusters generalizado en la planicie de inundación mostró un ajuste de fuerte similitud con una proporción de consenso del 0,82 entre la estructura de la composición florística de la cobertura de las especies y el banco de semilla del suelo.

Tabla 3: Proporción de consenso entre la cobertura de las diferentes especies y el banco de semilla del suelo en la Planicie de Inundación. Se indica además la clasificación forrajera (CF), diferenciando entre especies forrajeras (F) y no forrajeras (NF).

	Proporción Consenso	CF
<i>Bouteloua aristoides</i>	0.989	NF
<i>Leptochloa crinita</i>	0.976	F
<i>Chloris parvispicula</i>	0.959	F
<i>Setaria leucopila</i>	0.958	F
<i>Aristida mendocina</i>	0.952	F
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	0.914	NF
<i>Setaria condobensis</i>	0.911	F
<i>Aristida adscensionis</i>	0.85	NF
<i>Digitaria insularis</i>	0.816	F
<i>Chloris virgatum</i>	0.733	NF
<i>Leptochloa pluriflora</i>	0.672	F
<i>Setaria lachnea</i>	0.635	F
<i>Sporobolus pyramidatus</i>	0.632	NF
<i>Cottea pappophoroides</i>	0.616	NF
<i>Gouinia paraguayensis</i>	0.508	F
<i>Eragrostis cilianensis</i>	0.456	NF
<i>Digitaria californica</i>	0.384	F

Banco de semillas germinable en función de la distancia a las fuentes de agua y los micrositios.

Piedemonte

En el Piedemonte el modelo correspondiente a las gramíneas forrajeras no mostró efectos significativos de la ubicación ($p=0,82$) ni de los micrositios ($p \Rightarrow 0,99$) sobre la densidad de semillas en el banco de suelo. Asimismo, la interacción ubicación $\times$ micrositios no resultó significativa ($p=0,77$), lo que indica que el efecto de los micrositios fue similar entre las distintas ubicaciones evaluadas. Estos resultados sugieren una distribución espacial homogénea del banco de semillas de gramíneas forrajeras, sin variaciones detectables asociadas a la ubicación respecto de la distancia a las fuentes de agua o a las condiciones micro ambientales influenciados por los arbustos (Tabla 4).

En cambio, el modelo correspondiente a las gramíneas no forrajeras evidenció un efecto significativo de la distancia a la fuente de agua sobre la densidad del banco de semillas ($p = 0.0007$), mientras que el micrositio no mostró diferencias significativas ($p = 0.6805$). La interacción entre distancia y micrositio tampoco resultó significativa ($p = 0.1722$), lo que indica que la variación en la densidad de semillas germinables de este grupo respondió principalmente a la distancia a la fuente de agua y no difirió entre micrositios (Tabla 4). En el Anexo Capítulo 4 (Tabla A4.5) se resumen los resultados de los modelos para las variables forrajeras y no forrajeras, incluyendo los valores de AIC, BIC y F de Wald para los factores ubicación, micrositio y su interacción.

Tabla 4: Valores de probabilidad para factores ubicación (PML, PMI y PMC), micrositio (Bajo los arbustos y entre los arbustos) y sus interacciones para las variables banco de semillas germinables del suelo de gramíneas forrajeras y no forrajera.

	Forrajera	No Forrajera
Ubicación	0.8218	0.0007
Micrositio	>0.9999	0.6805
Ubicación * Micrositio	0.7736	0.1722

Las medias de la densidad de semillas indicaron que las unidades cercanas a la fuente de agua (<1000 m, PMC) presentaron la mayor densidad de semillas, mientras que las unidades intermedias (1000–2000 m, PMI) y lejanas (>2000 m, PML) mostraron densidades significativamente menores, sin diferencias entre sí. El ajuste del modelo presentó valores de AIC = 474,18 y BIC = 493,7, y mostró un efecto significativo de la ubicación sobre la variable analizada (F de Wald = 94,11; $p < 0,0001$). Letras distintas indican diferencias significativas entre categorías según la prueba a posteriori LSD de Fisher ($p < 0,05$) (Figura 5).

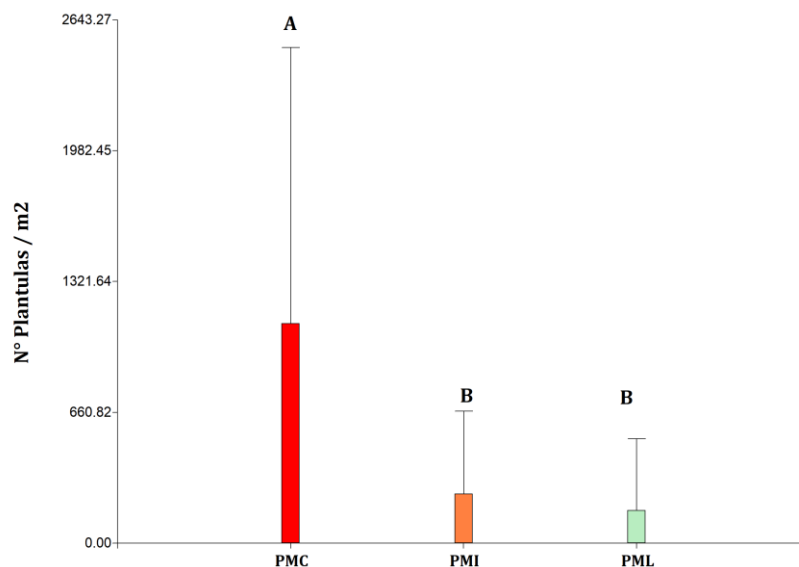


Figura 5. Densidad de semillas germinables de especies no forrajeras en función de la distancia a las fuentes de agua en el Piedemonte (PML, PMI y PMC).

Planicie de Inundación

Los resultados del modelo indican que ninguna de las variables evaluadas tuvo un efecto significativo sobre la densidad del banco de semillas germinables de gramíneas forrajeras en el suelo. No fueron significativos los efectos de Ubicación ($p = 0,9297$), Micrositio ($p = 0,7685$) ni la interacción Ubicación $\times$ Micrositio ($p = 0,5793$). Estos resultados indican que el banco de semillas germinables de gramíneas forrajeras en la planicie de inundación presentó una distribución espacial uniforme, sin diferencias apreciables relacionadas con la distancia a la fuente de agua ni con las condiciones microambientales asociadas a la presencia de arbustos (Tabla 5).

Por su parte, el modelo indicó un efecto significativo de la ubicación sobre la densidad del banco de semillas germinables de gramíneas no forrajeras ($p = 0,0003$), mientras que el micrositio no mostró un efecto significativo ($p > 0,9999$). La interacción Ubicación $\times$ Micrositio también resultó significativa ($p = 0,0346$), lo que sugiere que la densidad de semillas no forrajeras varió en función de la combinación entre la ubicación respecto de la fuente de agua y el micrositio considerado (Tabla 5). En el Anexo Capítulo 4 (Tabla A4.6) se resumen los resultados de los modelos para las variables forrajeras y no forrajeras, incluyendo AIC, BIC y F de Wald para ubicación, micrositios y su interacción.

Tabla 5: Valores de probabilidad para factores ubicación (PLL, PLI y PLC), micrositio (Bajo los arbustos y entre los arbustos) y sus interacciones para las variables banco de semillas germinables del suelo de gramíneas forrajeras y no forrajera.

	Forrajera	No Forrajera
Ubicación	0.9297	0.0003
Micrositio	0.7685	> 0.9999
Ubicación * Micrositio	0.5793	0.0346

Los resultados indican que la ubicación tuvo un efecto significativo sobre la densidad del banco de semillas de gramíneas no forrajeras ($p = 0.0003$). Las medias ajustadas muestran que la densidad fue mayor en PLI (653.25 plántulas/m²) y menor en PLL (62.21plántulas/m²), mientras que PLC presentó un valor intermedio (165.9 plántulas/m²). La prueba LSD de Fisher revela que PLI y PLC no difieren significativamente entre sí, pero PLL presenta una densidad significativamente menor que PLI. Las medias muestran que la densidad fue mayor en PLI, intermedia en PLC y menor en PLL, indicando un patrón no lineal a lo largo del gradiente de distancia a la fuente de agua. El ajuste del modelo presentó valores de AIC = 366,5 y BIC = 386,01, y mostró un efecto significativo de la ubicación sobre la variable analizada (F de Wald = 34,16; $p < 0,0001$). Letras distintas indican diferencias significativas entre categorías según la prueba a posteriori LSD de Fisher ($p < 0,05$) (Figura 6).

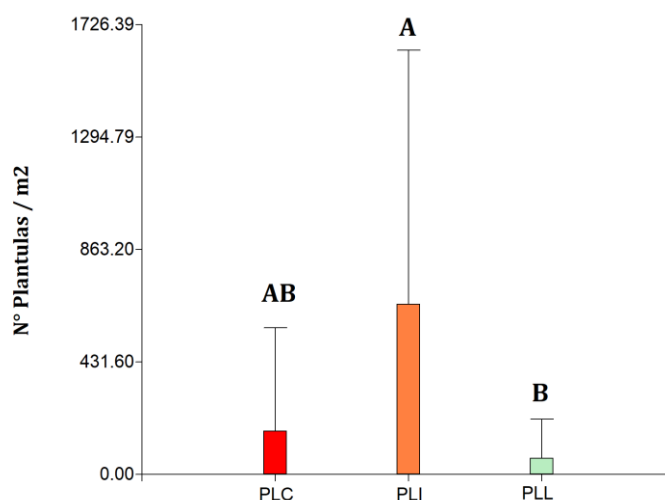


Figura 6. Número de plántulas de especies no forrajeras en función de la distancia a las fuentes de agua en la Planicie de Inundación (PLL, PLI y PLC).

Respecto de la interacción, sólo se observaron diferencias significativas entre micrositios en la ubicación intermedia (PLI). En este sector, el micrositio bajo arbustos (BC) presentó valores más altos de densidad de semillas germinables de gramíneas no forrajeras que el

suelo desnudo (SD) ($p = 0,0415$). En cambio, en las demás ubicaciones no se registraron diferencias significativas entre micrositios, lo que indica que el efecto del micrositio sobre este grupo fue puntual y dependiente de la ubicación respecto de la fuente de agua (Figura 7). Sólo en la ubicación intermedia (PLI) se registraron diferencias detectables entre micrositios, mientras que en las restantes ubicaciones el banco de semillas de gramíneas no forrajeras se mantuvo estable (Figura 7).

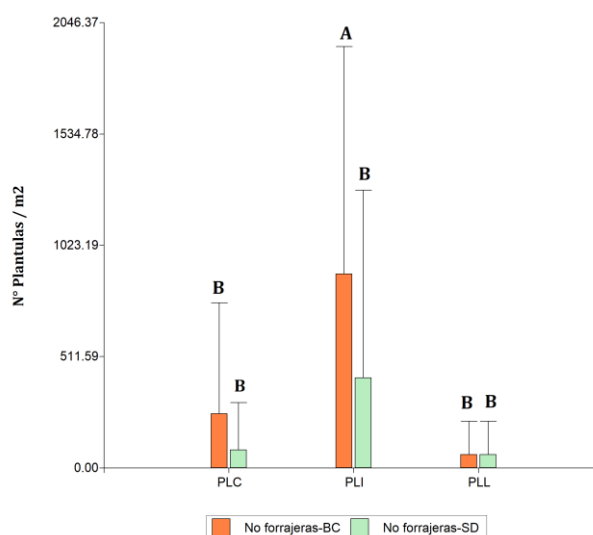


Figura 7. Número de semillas germinables de especies no forrajeras en función de la distancia a las fuentes de agua y la interacción con los micrositios (BC= Bajo los arbustos y SD= Entre los arbustos) en la Planicie de Inundación.

4.5. Discusión

Relación entre la composición botánica de la cobertura y el banco de semillas del suelo

Los resultados muestran que la correspondencia entre la cobertura vegetal y el banco de semillas del suelo no fue uniforme entre los puestos ubicados en las diferentes geomorfologías. En el Piedemonte, el ajuste general fue moderado, mientras que en la Planicie de Inundación fue mayor. Esto quiere decir que la relación entre lo que se ve en la composición botánica y lo que quedó en el banco de semillas germinables no fue igual en todos los ambientes, sino que cambió según el lugar donde se desarrolló la comunidad. Esta interpretación coincide con trabajos que muestran que la similitud entre vegetación y banco de semillas varía ampliamente entre ecosistemas y puede modificarse con el tipo de disturbio, la productividad, la composición funcional, la historia de uso y la persistencia de las semillas en el suelo (Hopfensperger, 2007; Osem et al., 2006; Funk et al., 2019; Kushbokov et al., 2025).

En el Piedemonte, el ajuste moderado sugiere una correspondencia parcial entre la cobertura y el banco de semilla germinable, pero no una equivalencia directa entre ambos compartimentos. A escala de especie, los valores altos de consenso en *Cottea pappophoroides* y *Aristida adscensionis* indican que, en este ambiente, algunas anuales no forrajeras estuvieron representadas de manera relativamente similar en la vegetación y en el banco de semilla germinable. Dado que este tipo de especies suele asociarse a ciclos de vida cortos, elevada producción de semillas (Kiesling, 2009; Instituto de Botánica Darwinion, s. f.) y buen desempeño en ambientes perturbados, una interpretación posible es que su mayor correspondencia refleje una contribución más sostenida al banco germinable que la de varias perennes (Shi et al., 2022). En cambio, el menor consenso de algunas gramíneas forrajeras, especialmente *Setaria lachnea* y *Setaria leucopila*, sugiere que su representación en la cobertura no se trasladó de manera equivalente al banco de semillas. En pastizales sometidos a pastoreo, esta falta de correspondencia ya fue documentada y suele vincularse con diferencias entre especies en producción de semillas, persistencia en el suelo y reclutamiento (Márquez et al., 2002; Funk et al., 2019; Hazhir et al., 2024).

Si se consideran por separado las especies forrajeras y no forrajeras. Las gramíneas forrajeras del Piedemonte mostraron una correspondencia heterogénea. *Pappophorum philippianum*, *Gouinia paraguayensis* y *Aristida mendocina* presentaron consensos relativamente altos, mientras que *Leptochloa crinita*, *Setaria lachnea* y *Setaria leucopila* mostraron consensos bajos. Esto sugiere que, aun dentro del grupo forrajero, no todas las especies aportan de la misma manera a la fracción germinable del suelo. Una posible explicación es que algunas forrajeras dependan más del aporte reciente de semillas o del mantenimiento de poblaciones adultas que de un banco persistente. Las no forrajeras, en cambio, tendieron a mostrar una representación más consistente en el banco, especialmente aquellas que también fueron importantes en los sectores más próximos a la aguada. Esto indica que en el Piedemonte el banco de semillas podría estar reteniendo con mayor fidelidad la señal de especies oportunistas asociadas al disturbio que la de varias gramíneas forrajeras perennes (Hopfensperger, 2007; Márquez et al., 2002; Hazhir et al., 2024; Kushbokov et al., 2025).

En la Planicie de Inundación, la mayor proporción de consenso indica una mayor coincidencia entre lo que se observa en la cobertura y lo que aparece en el banco de semillas germinable. Sin embargo, este resultado conviene interpretarlo con cuidado: no

implica que todas las especies respondan del mismo modo, sino que una fracción importante de las especies presentes en la cobertura también estuvo representada en el banco germinable. Esa mayor correspondencia fue particularmente marcada en varias forrajeras (*Leptochloa crinita*, *Chloris parvispicula*, *Setaria leucopila*, *Aristida mendocina*) y también en algunas no forrajeras (*Bouteloua aristoides*, *Neobouteloua lophostachia*). En estos casos, el banco podría funcionar como una reserva de regeneración para especies ya presentes en la comunidad, especialmente frente a perturbaciones o a la variación interanual de las precipitaciones; aun así, la magnitud real de esa contribución sólo puede inferirse como potencial a partir de la composición del banco, no como garantía de recuperación de la cobertura (Hopfensperger, 2007; Osem et al., 2006; Wellstein et al., 2024; Kushbokov et al., 2025).

También en la Planicie de Inundación, la correspondencia no fue uniforme entre especies. El alto consenso de *Bouteloua aristoides* se diferencia con el bajo consenso de *Digitaria californica* y *Gouinia paraguayensis*. Ese contraste sugiere que la similitud global entre cobertura y banco estuvo sostenida por algunas especies más que por una correspondencia homogénea de toda la comunidad. En especies con consenso bajo, una interpretación posible es que haya diferencias entre su abundancia aérea y su representación subterránea por variación en la lluvia de semillas, en la persistencia de las semillas o en su redistribución entre sectores y micrositios. Por eso, aun cuando la planicie mostró el mayor ajuste general, el banco no reprodujo de manera exacta la estructura de la vegetación, sino solo una parte de ella. (Hopfensperger, 2007; Funk et al., 2019; Khenfer et al., 2025).

En conjunto, la comparación entre puestos ubicados en dos geomorfologías diferentes sugiere que la correspondencia entre cobertura y banco de semillas cambia con la estructura del estrato de gramíneas y con la composición de especies dominantes. En el Piedemonte, donde la cobertura cercana a la aguada fue baja y el banco estuvo fuertemente representado por no forrajeras en los sectores más próximos, la relación fue más débil. En la Planicie de Inundación, en cambio, la transición observada en la cobertura vegetal, desde sectores cercanos dominados por no forrajeras hacia sectores más alejados con mayor participación de gramíneas forrajeras, coincidió con una mayor correspondencia global entre cobertura y banco. Sin embargo, el banco de semillas germinable no reprodujo exactamente ese mismo patrón espacial, ya que la mayor densidad de especies no forrajeras se concentró en la posición intermedia del gradiente.

Por lo tanto, la mayor similitud general entre cobertura y banco en esta unidad no implica una equivalencia directa entre ambos compartimentos, sino una correspondencia parcial.

A la escala de este estudio, esto sugiere que la ubicación del puesto y el gradiente espacial asociado a la distancia a las aguadas influyen en qué porción de la vegetación queda representada en el banco y, por lo tanto, en el tipo de regeneración potencial que el pastizal puede sostener luego del disturbio (Hopfensperger, 2007; Osem et al., 2006; Kushbokov et al., 2025; Romig et al., 2025).

Banco de semillas germinable en función de la distancia a las fuentes de agua y los micrositios

Los resultados del banco de semilla germinable mostraron un patrón consistente entre unidades geomorfológicas: las gramíneas forrajeras no presentaron efectos significativos de ubicación, micrositio ni de la interacción entre ambos factores, mientras que las gramíneas no forrajeras sí respondieron a la ubicación en ambas unidades y, en la Planicie de Inundación, además mostraron una interacción significativa entre ubicación y micrositio. Las diferencias entre grupos sugieren que la estructura espacial del banco no respondió solo a la distancia a la aguada o a la presencia de arbustos, sino también a la manera en que cada grupo de especies respondió al disturbio y al contexto ambiental (Márquez et al., 2002; Osem et al., 2006; Hazhir et al., 2024; Kushbokov et al., 2025).

Si bien las especies forrajeras y no forrajeras coexistieron en el banco de semillas germinable, y en algunos sectores alcanzaron valores relativamente similares, los modelos no detectaron efectos significativos de ubicación ni micrositio sobre la densidad de semillas de las forrajeras. En cambio, las no forrajeras fueron el componente que explicó la mayor variación espacial del banco de semillas total, con aumentos marcados cerca de la aguada en el Piedemonte y en la posición intermedia de la Planicie de Inundación. Esto indica que la diferencia principal fue la variabilidad espacial más marcada de las no forrajeras frente al gradiente de uso.

En el Piedemonte, la ausencia de diferencias detectables en el banco de semillas de gramíneas forrajeras sugiere que este componente no presentó una estructuración espacial clara ni en relación con la distancia a la fuente de agua ni entre micrositios bajo y entre arbustos. Dado que la composición de la cobertura sí varió a lo largo del gradiente, la falta de correspondencia del banco forrajero indica que la distribución de semillas germinables no acompañó linealmente los cambios observados en la vegetación aérea. Esto podría ser consistente con un banco relativamente difuso, influido por pulsos interanuales de producción y pérdida de semillas o por

procesos posdispersivos que desacoplan parcialmente la vegetación del reservorio del suelo. En ambientes áridos del Monte argentino se ha señalado que la remoción por granívoros y la redistribución secundaria (por el traslado posterior de las semillas luego de su caída al suelo) pueden alterar marcadamente la densidad de semillas, especialmente en gramíneas y en micrositios abiertos (Marone et al., 2004). Por su parte, en la Patagonia semiárida también se observó que la respuesta del banco de semillas al pastoreo y sequía no siempre sigue de manera directa los patrones de la vegetación aérea (Funk et al., 2019).

En contraste, el banco de semillas de gramíneas no forrajeras del Piedemonte sí mostró un efecto claro de la ubicación: las mayores densidades se registraron en los sectores cercanos a la aguada y disminuyeron hacia las posiciones intermedias y lejanas. Como este patrón coincidió con altas densidades de especies como *Bouteloua aristoides* y *Cottea pappophoroides* en el piedemonte cerca de la aguada, una interpretación razonable es que el sector más cercano concentró una señal más marcada de disturbio reciente o recurrente. Este tipo de respuesta fue documentado en pastizales sometidos a pastoreo, donde la composición del banco de semillas cambia más por el reemplazo de especies particulares que por modificaciones uniformes de toda la comunidad (Márquez et al., 2002; Osem et al., 2006; Li et al., 2024; Hazhir et al., 2024).

La ausencia de efecto de micrositio en el Piedemonte, tanto para forrajeras como para no forrajeras, tampoco respalda un efecto nodriza generalizado. En ambientes áridos y semiáridos suele registrarse una mayor acumulación de semillas bajo arbustos, pero ese patrón no es universal, ya que depende de la arquitectura de la planta nodriza, del tipo de dispersión, de la redistribución superficial. En el Monte argentino, por ejemplo, se detectaron diferencias en composición entre microhábitats aun cuando la densidad total de semillas no siempre cambió en la misma dirección (Marone et al., 2004), mientras que en el norte del Monte se mostró además que los arbustos pueden modificar la diversidad y densidad del banco de semillas según la especie leñosa considerada (Varela et al., 2021). En este estudio, la falta de diferencias entre micrositios bajo y entre arbustos sugiere que la heterogeneidad generada por los arbustos fue menor que la inducida por el gradiente de uso asociado a la aguada.

En la Planicie de Inundación, el banco de semillas de gramíneas forrajeras tampoco mostró efectos significativos de ubicación, micrositio ni interacción. Igual que en el Piedemonte, esto indica ausencia de un patrón espacial detectable a la escala del muestreo, pero no ausencia de semillas ni falta de importancia ecológica del componente forrajero. De hecho, la cobertura forrajera aumentó hacia los sectores más alejados en esta unidad, aunque esa variación no se expresó como cambios significativos en la densidad del banco germinable. Una posibilidad es

que la representación de varias forrajeras en el banco sea suficiente para sostener cierta continuidad florística, aunque sin una respuesta espacial tan marcada como la observada en la cobertura o en el grupo no forrajero. Esto sugiere que el banco de semillas germinable puede favorecer la regeneración, aunque su aporte sería parcial y no suficiente para reconstruir toda la composición de las gramíneas (Hopfensperger, 2007; Wellstein et al., 2024; Kushbokov et al., 2025).

El patrón más claro en la Planicie de Inundación correspondió a las no forrajeras. En este caso hubo efecto de ubicación y también de la interacción ubicación $\times$ micrositio, con densidades máximas en la franja intermedia (PLI), tanto bajo arbustos como entre arbustos, y valores mucho menores en la posición lejana (PLL). Esto indica que la respuesta no podría resumirse como un simple aumento o disminución lineal con la distancia a la aguada, porque la mayor acumulación se concentró en una posición intermedia del gradiente. Este tipo de variación espacial en la similitud entre vegetación y banco de semillas a lo largo de gradientes ambientales ya fue señalado para comunidades semiáridas (Osem et al., 2006; Khenfer et al., 2025; Romig et al., 2025).

La interacción significativa en la Planicie de Inundación tampoco respalda un efecto nodriza simple. Si el arbusto actuara de manera general como concentrador de semillas, cabría esperar un efecto principal de micrositio, pero ese efecto no fue significativo. En cambio, el aumento se concentró en PLI y ocurrió con distinta magnitud en ambos micrositos. Por eso, más que un efecto directo y uniforme de la cobertura arbustiva, los resultados sugieren que la influencia de los micrositos dependió del contexto espacial más amplio. En ambientes áridos o semiáridos, el banco de semillas parece armarse por la combinación de varios procesos al mismo tiempo: dónde hay vegetación, dónde y cuánto se perturba el suelo, cómo llegan las semillas y en qué lugares quedan atrapadas o retenidas. O sea, no habría un único mecanismo, sino una interacción entre factores que definen dónde se acumulan las semillas y qué especies quedan representadas (Marone et al., 2004; Varela et al., 2021; Kushbokov et al., 2025).

En conjunto, los resultados indican que el banco de semillas del suelo constituye una reserva de regeneración parcial y selectiva, cuya contribución potencial a la recuperación del estrato de gramíneas depende de la ubicación en el potrero y de las especies consideradas. La respuesta espacial más marcada de las no forrajeras, especialmente cerca o a distancia intermedia de las aguadas, indica que la regeneración desde el banco de semillas podría favorecer primero a especies oportunistas antes que a varias gramíneas forrajeras perennes. Por lo tanto, el banco de semillas puede contribuir a la resiliencia del sistema, pero estos resultados no permiten

asumir que, por sí solo, restablecerá una composición forrajera deseable. La recuperación de las gramíneas probablemente dependa también del manejo del disturbio, de la conservación de sectores que aún mantienen una buena composición de especies forrajeras y del incremento de esas especies en aquellos sitios donde actualmente no dominan (Hopfensperger, 2007; Márquez et al., 2002; Osem et al., 2006; Guo et al., 2023; Wellstein et al., 2024; Chen et al., 2025).

4.6. Conclusiones

Las conclusiones de este capítulo deben interpretarse en una escala local, circunscrita al puesto evaluado, ya que el estudio se realizó en un área de pastoreo específica y bajo las condiciones particulares de uso y estructura del pastizal allí presentes. En este sentido, los resultados aportan evidencia situada sobre cómo la cobertura de las gramíneas, los arbustos y la distancia a las fuentes de agua se vinculan con la composición y distribución del banco de semillas germinables del suelo en el área de estudio.

La comparación entre la vegetación y el banco de semillas germinable del suelo revela un grado variable de correspondencia. Esto sugiere que la relación entre la vegetación actual y el banco de semillas está modulada por la geomorfología y el nivel de perturbación

Los arbustos no modificaron por sí solos la distribución del banco de semillas en la mayoría de las situaciones analizadas. Así, la cobertura arbustiva no actuó como un efecto nodriza uniforme para la acumulación de semillas, sino que su influencia fue débil y dependiente del contexto espacial.

La distancia a las fuentes de agua, como indicador del gradiente de pastoreo, influyó significativamente en la densidad de semillas de gramíneas no forrajeras, tanto en el Piedemonte como en la Planicie de Inundación. Las áreas cercanas o intermedias a las aguadas presentaron un aumento en las densidades de especies anuales no forrajeras. En cambio, las gramíneas forrajeras mantuvieron una distribución relativamente homogénea a lo largo del gradiente. Estos resultados sugieren que el gradiente de uso asociado a las fuentes de agua se vincula con una mayor acumulación de semillas de gramíneas no forrajeras en el banco del suelo, especialmente en los sectores cercanos del Piedemonte y en la posición intermedia de la Planicie de Inundación.

4.7. Bibliografía

- Al-Huqail, A., Al-Harbi, H., Alowaifeer, A., El-Sheikh, M., Assaeed, A., Alsaleem, T., Kassem, H., Azab, O., Dar, B., Malik, J., & Abd ElGawad, A. (2025). Correlation between aboveground vegetation composition and soil seed bank of Raudhat desert habitat: A case study of Raudhat Alkhafs, Saudi Arabia. *BMC Plant Biology*, 25. <https://doi.org/10.1186/s12870-025-06162-0>
- Blanco, L. J. (2020). Manual para evaluación de pastizales naturales del Chaco Árido con fines ganaderos.
- Cheli, G. H., Pazos, G. E., Flores, G. E., & Corley, J. C. (2016). Efecto de los gradientes de pastoreo ovino sobre la vegetación y el suelo en Península Valdés, Patagonia, Argentina. *Ecología Austral*, 26(2), 200–201.
- Chen, C., Fraser, M. D., Pakeman, R. J., Vesk, P. A., et al. (2025). The importance of soil seed bank function in studies on the degradation and sustainable management of grasslands. *Diversity*, 17(1), 42.
- Conegliano, O. A. H., Blanco, L. J., Utsumi, S. A., Cibils, A. F., Cendoya, M. G., Jaimes, F., & Ricci, P. (2022). Foraging behavior of Argentine Criolla and Angus cows grazing on semi-desert grasslands in the arid region of the Argentine Gran Chaco. *Journal of Arid Environments*, 206, 104827.
- DeMalach, N., Kigel, J., & Sternberg, M. (2023). Contrasting dynamics of seed banks and standing vegetation of annuals and perennials along a rainfall gradient. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 61, 125718. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2023.125718>
- Etherington, J., & Evans, C. (1986). Technique for ecological studies of seed germination in relation to soil water potential. *Plant and Soil*, 95, 285–288. <https://doi.org/10.1007/BF02375080>
- Funk, F. A., Loydi, A., Peter, G., & Distel, R. A. (2019). Effect of grazing and drought on seed bank in semiarid patchy rangelands of northern Patagonia, Argentina. *International Journal of Plant Sciences*, 180(4), 337–344.

Girmay, M., Bekele, T., Lulekal, E., & Demissew, S. (2022). Soil seedbank study of Hirmi woodland vegetation: Implications for restoration and conservation of natural vegetation in Tigray, northern Ethiopia. *Trees, Forests and People*, 10, 100249. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100249>

Gower, J. C. (1975). Generalized Procrustes analysis. *Psychometrika*, 40(1), 33–51.

Guo, N., Wang, R., Li, Y., et al. (2023). Long-term active restoration of degraded grasslands enhances vegetation resilience by altering the soil seed bank. *Agronomy for Sustainable Development*, 43, 62.

Hazhir, S., Ejtehadi, H., Khoshnevis, M., et al. (2024). Effects of livestock grazing on soil seed banks vary across climates and grazing intensities in rangelands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 361, 108792.

Hopfensperger, K. N. (2007). A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos*, 116, 1438–1448.

Instituto de Botánica Darwinion. s. f. *Flora del Conosur. Catálogo de las plantas vasculares del Cono Sur*. Instituto de Botánica Darwinion, San Isidro. Fichas de *Aristida adscensionis* y *Cottea pappophoroides*.

Karlin, M. S. (2013). Relaciones suelo-planta en el ecosistema Salinas Grandes, Provincia de Catamarca (Argentina) [Tesis doctoral, Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias].

Khenfer, B., Medrouh, B., Chehma, A., Bouragba, M., & Huguenin, J. (2025). Relationship between soil seed bank and standing vegetation in the Saharan rangelands of southeastern Algeria. *Journal of Arid Environments*, 229, 105377.

Kiesling, R. (dir.). 2009. *Flora de San Juan, República Argentina. Volumen IV. Monocotiledóneas*. Editorial Fundación Universidad Nacional de San Juan, San Juan. ISBN 978-987-9126-59-2.

Kiss, R., Deák, B., Török, P., Tóthmérész, B., & Valkó, O. (2018). Grassland seed bank and community resilience in a changing climate. *Restoration Ecology*, 26(S2), S159–S167. <https://doi.org/10.1111/rec.12694>

- Kushbokov, A., Deák, B., & Valkó, O. (2025). Characteristics of soil seed bank in global drylands: A review. *Arid Land Research and Management*, 39(3), 289–310.
- Li, Y., Wang, H., Wang, Y., Wu, L., Ma, Z., Liu, D., & Li, F. Y. (2024). Adaptive grazing enhances plant species richness and density in the soil seed bank in a semi-arid grassland. *Ecological Indicators*, 163, 112113.
- Márquez, S., Funes, G., Cabido, M., & Pucheta, E. (2002). Efectos del pastoreo sobre el banco de semillas germinable y la vegetación establecida en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 75, 327–337.
- Marone, L., Cueto, V. R., Milesi, F. A., & López de Casenave, J. (2004). Soil seed bank composition over desert microhabitats: Patterns and plausible mechanisms. *Canadian Journal of Botany*, 82, 1809–1816.
- Mi, W., Ren, W., Chi, Y., Zheng, H., Fry, E., Yuan, F., & Liu, Y. (2024). Heavy grazing reduces the potential for grassland restoration: A global meta-analysis. *Environmental Research Letters*, 19, 054007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad703f>
- Osem, Y., Perevolotsky, A., & Kigel, J. (2006). Similarity between seed bank and vegetation in a semi-arid annual plant community: The role of productivity and grazing. *Journal of Vegetation Science*, 17, 29–37.
- Passera, C. B., & Borsetto, O. (1983). Determinación del “Índice de Calidad Específico”. *Actas del Taller de Arbustos Forrajeros, Grupo Regional FAO-IADIZA, Mendoza*.
- Reynolds, J., Virginia, R., Kemp, P., Soyza, A., & Tremmel, D. 1999. Impact of drought on desert shrubs: Effects of seasonality and degree of resource island development. *Ecological Monographs*, 69(1), 69–106. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0069:IODODS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0069:IODODS]2.0.CO;2)
- Romig, K. B., James, D., Maxwell, C. J., et al. (2025). Dryland soil seed banks across ecological sites and states. *Journal of Arid Environments*, 227, 105307.
- Rossetti, C., Madruga, N., Da Conceição de Ávila, N., Figueiredo, J., Saraiva, C., Madruga, F., Da Rosa Bersch, I., Medeiros, L., & Tunes, L. (2021). Alternative methodology for the

germination test in chemically treated corn hybrid seeds. *Research, Society and Development*, 10(13), e21457. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i13.21457>

Sanou, L., Zida, D., Savadogo, P., & Thiombiano, A. (2018). Comparison of aboveground vegetation and soil seed bank composition at sites of different grazing intensity around a savanna-woodland watering point in West Africa. *Journal of Plant Research*, 131(5), 773–788. <https://doi.org/10.1007/s10265-018-1048-3>

Shi, Y., Wang, Z., Xu, B., Huo, J., Hu, R., Zhao, Y., & Zhang, Z. (2022). Rainfall amount determines annual herb controls over soil seed bank and its similarity with vegetation in the Tengger Desert. *Ecological Processes*, 11, 1-11. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00346-w>

Terenti, O. A., Morbidelli, M. E., Pallavicini, Y. A., Funes, O. M., & Giuliatti, D. J. (2012). Descripción de propágulos de especies forrajeras nativas y cultivadas megatérmicas perennes de San Luis. Informe Técnico N°185. Proyecto Regional Ganadero del Oeste, Proyecto Nacional Ecofisiología de Semillas, INTA EEA San Luis.

Varela, O., Ordano, M., Toledo, G., Lizardo, G., Rotger, S., Montero, A., & Cisneros, M. (2021). Diversity and density of the desert seed bank: Interplays between cacti and nurse shrub species. *Journal of Arid Environments*, 191, 104536. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104536>

Wellstein, C., Mitterrutzner, E., Tasser, E., & Tappeiner, U. (2024). The role of the soil seed bank for the restoration potential of degraded grasslands. *Restoration Ecology*, 32(2), e14035.

Zhang, Y., Jin, B., Zhang, X., Wei, H., Chang, Q., Huang, F., Liu, W., Lv, Y., Xu, Q., Sun, G., & Cheng, H. (2023). Grazing alters the relationships between species diversity and biomass during community succession in a semiarid grassland. *Science of the Total Environment*, 901, 164155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164155>

Zylberberg, T., Rotem, G., & Ziv, Y. (2023). Evaluating soil seed banks of phosphate mining restoration in the hyper-arid Negev desert. *Restoration Ecology*, 32, e13938. <https://doi.org/10.1111/rec.13938>

Capítulo 5

Percepción remota de las comunidades vegetales del Chaco Árido en el bajo oriental del departamento Valle Fértil

5.1. Introducción

El desarrollo tecnológico ha facilitado la obtención de imágenes satelitales con una resolución cada vez mayor, tanto en escalas espaciales como temporales. La integración de estas imágenes con técnicas de teledetección ha mejorado la forma en que se analizan y gestionan los datos provenientes de satélites, permitiendo su uso en la evaluación del estado de conservación y el monitoreo de los recursos naturales (Sawaya et al., 2003; Luque et al., 2018; Boyle et al., 2014). Entre sus principales ventajas, el empleo de imágenes satelitales agiliza y mejora la precisión en la elaboración de cartografía temática y en la realización de mapeos periódicos, gracias a la disponibilidad de plataformas como Landsat, que ofrecen ciclos de revisita regulares y cobertura global (Sawaya et al., 2003; Boyle et al., 2014). Además, estas imágenes posibilitan el análisis visual integral de grandes extensiones, la identificación de patrones espaciales de distribución y el estudio detallado de características morfológicas del paisaje, como el relieve, cuerpos de agua, vegetación y suelos (Sawaya et al., 2003; Gray et al., 2018).

El monitoreo de pastizales a gran escala enfrenta desafíos logísticos y económicos significativos, especialmente cuando se depende exclusivamente de muestras de campo. En este contexto, las imágenes satelitales han surgido como una herramienta clave, permitiendo la generación de mapas detallados y continuos en el espacio y el tiempo para evaluar el estado y las tendencias de la vegetación. En la actualidad, existe un interés creciente en combinar puntos de monitoreo terrestres y tecnología espacial para obtener una visión más completa y precisa de las condiciones y tendencias ambientales a gran escala. Esta integración permite superar las limitaciones de cada método por separado y facilita el monitoreo continuo a escala de paisaje (Zhou et al., 2021; Blanco et al., 2016).

En este sentido, antecedentes recientes desarrollados en Patagonia muestran el valor de integrar monitoreo de campo y herramientas espaciales para evaluar la condición y tendencia de los pastizales naturales a escala regional. Un ejemplo es la red MARAS (Monitoreo Ambiental para Regiones Áridas y Semiáridas), un sistema de monitoreo de largo plazo que combina mediciones directas de vegetación y suelo con bases de datos

espaciales y cartografía regional, permitiendo analizar cambios en cobertura, diversidad, estructura de la vegetación y propiedades edáficas en distintos ambientes patagónicos. Este tipo de enfoque mejora la interpretación de los procesos de degradación y recuperación, y fortalece el seguimiento ambiental a escalas mayores que las del sitio puntual (Oliva et al., 2019; Oliva et al., 2020).

Los avances en la determinación de la cobertura vegetal absoluta a partir de imágenes satelitales han mejorado significativamente. Sin embargo, la aplicación de los datos obtenidos por teledetección a los modelos de estados y transiciones (STM) en pastizales naturales de zonas semiáridas en un contexto espacial sigue siendo limitada, y las representaciones espacialmente explícitas de los STM a menudo se crean manualmente para áreas más pequeñas (Van Der Leeuw et al., 2024). Uno de los principales desafíos en la aplicación de la biomasa vegetal obtenida mediante teledetección al manejo de pastizales consiste en garantizar una correspondencia espacial precisa entre esa información y el sitio ecológico considerado (Zhou et al., 2023).

Muchos índices de vegetación derivados de imágenes satelitales, especialmente aquellos basados en la diferencia entre las bandas del rojo y el infrarrojo cercano, como el NDVI, son herramientas eficaces para estimar la biomasa verde en vegetación densa, con alta cobertura (Ren y Zhou, 2019). Sin embargo, estos mismos índices presentan limitaciones notables en ambientes áridos o con vegetación escasa, como las zonas semiáridas, donde la señal espectral de la vegetación se ve afectada por la presencia de suelo desnudo, materia muerta y tejidos no fotosintéticos, lo que reduce su precisión para detectar biomasa verde en estados senescentes o con baja cobertura foliar (Ren y Zhou, 2019).

El análisis de zonas áridas y semiáridas debe enfocarse en generar variables indicadoras que reflejen componentes clave del paisaje, como vegetación, sustrato y humedad superficial. Una técnica muy utilizada para este propósito es la transformación Tasseled Cap. Esta transformación actúa como una forma especializada de análisis de componentes principales, donde el primer componente refleja la variabilidad dominante del brillo, el segundo está relacionado con la presencia de vegetación verde y el tercero capta características vinculadas al contenido de humedad. Estos tres ejes suelen concentrar cerca del 97 % de la información relevante en una escena. Esta simplificación no solo mejora la eficiencia computacional al reducir el volumen de datos, sino que también

facilita su aplicación en monitoreo ambiental, detección de cambios y clasificación del uso del suelo (Tapia et al., 2020; Rahman y Mesev, 2019).

En ambientes áridos y semiáridos, la degradación ecológica asociada al uso del pastizal suele expresarse no solo en cambios de cobertura y composición de la vegetación, sino también en alteraciones del funcionamiento hídrico del continuo suelo-planta. La reducción de la cobertura vegetal, la disminución del mantillo y el deterioro de la estructura superficial del suelo pueden afectar la infiltración, el almacenamiento y la disponibilidad de agua, con consecuencias directas sobre la respuesta de la vegetación (Van der Westhuizen et al., 2022). En este sentido, se ha documentado que la degradación en pastizales semiáridos puede reducir la calidad física del suelo y su contenido de humedad y la eficiencia en el uso del agua por parte de las plantas (Snyman y du Preez, 2005; Snyman, 2005; Van der Westhuizen et al., 2022). Del mismo modo, en pastizales semiáridos pastoreados de Patagonia se observó que la degradación del suelo se asoció con menores tasas de infiltración (Chartier et al., 2011), mientras que en zonas semiáridas de Brasil se registraron alteraciones en los flujos de agua y carbono bajo condiciones de degradación inducida por el uso del suelo (de Oliveira et al., 2021). En conjunto, estos antecedentes indican que el deterioro ecológico en estos sistemas también se manifiesta en modificaciones del funcionamiento hídrico del espacio suelo-planta.

En este marco, las herramientas de teledetección resultan útiles para detectar la heterogeneidad espacial de la vegetación y su relación con la disponibilidad hídrica. La transformación Tasseled Cap permite sintetizar la información espectral en componentes con interpretación física asociada al brillo, el verdor y la humedad (Crist y Cicone, 1984; Crist, 1985), y para Landsat 8 cuenta con coeficientes específicos desarrollados para el sensor OLI (Baig et al., 2014). Entre estos componentes, el índice de humedad ha mostrado especial interés para caracterizar variaciones en el sistema suelo-vegetación, ya que es sensible a cambios en la humedad del suelo y en la condición de la cobertura vegetal (Crist y Cicone, 1984; Sivanpillai et al., 2008). A su vez, en pastizales semiáridos se ha señalado una relación estrecha entre la respuesta espectral de la vegetación y las anomalías de humedad del suelo derivadas de sensores remotos (Martín-Sotoca et al., 2024). Por ello, en sistemas donde la presión ganadera se organiza espacialmente en torno a fuentes de agua permanentes, es esperable que la transformación Tasseled Cap permita detectar la heterogeneidad espacial del ambiente y de la vegetación en relación con ese gradiente de uso.

5.2. Hipótesis del capítulo

La transformación Tasseled Cap, permite detectar con claridad la heterogeneidad espacial del ambiente y de la vegetación en el área de estudio, y se relaciona con el gradiente de uso ganadero representado por la distancia a la fuente de agua.

Predicciones

1. Entre los componentes derivados de Tasseled Cap, el índice de humedad presenta buen desempeño para discriminar clases espectrales asociadas a variaciones de la vegetación y del ambiente.
2. Los valores del índice de humedad, varían significativamente de forma positiva en relación con la distancia a la fuente de agua, salvo en las topografías bajas.

5.3. Materiales y Métodos

Adquisición y preprocesamiento de la imagen satelital

Se empleó una imagen del sensor Operational Land Imager (OLI) a bordo del satélite Landsat 8, con una resolución espacial de 30 m. La calibración radiométrica se realizó utilizando el módulo de conversión a Top-Of-Atmosphere (TOA) reflectance disponible en QGIS, lo que permitió transformar los valores de nivel digital (DN) primero en radiancia y luego en reflectancia (formato de 32 bits). Esta conversión se efectuó utilizando los coeficientes de recalibración incluidos en los metadatos del archivo según los estándares definidos para Landsat 8 OLI (Czapla-Myers et al., 2015).

La imagen de abril de 2020 se seleccionó porque el análisis estuvo orientado a describir la heterogeneidad espacial de la vegetación, y no a evaluar cambios interanuales. En sistemas áridos y semiáridos, la respuesta de la vegetación está fuertemente condicionada por los pulsos de precipitación y por la disponibilidad hídrica antecedente, por lo que la señal espectral puede variar en distintas escalas temporales según la dinámica de las lluvias. Del mismo modo, en el Monte árido argentino, la estructura y el funcionamiento de la vegetación dependen marcadamente de la disponibilidad de agua y de las estrategias de resistencia al estrés hídrico (Villagra et al., 2011). En este marco, la imagen fue utilizada como una referencia espacial para analizar patrones y estructura de la vegetación, y no para inferir cambios temporales entre años.

Aplicación de realces espectrales

Se optó por generar variables indicadoras que representaran de manera integrada la vegetación, el sustrato y la humedad superficial. Para ello se aplicó la transformación Tasseled Cap, una combinación lineal de las bandas reflectivas del sensor Landsat 8 que resume la información espectral en componentes con significado biofísico, a partir de coeficientes específicos desarrollados para este sensor (Baig et al., 2014). Esta transformación permite sintetizar la variabilidad de la escena en ejes asociados principalmente al brillo del suelo, la vegetación verde y la humedad del sistema suelo-vegetación.

Los tres índices derivados de esta transformación son:

- **Índice de Brillantez de Suelo (IBS):** representa principalmente el brillo general de la superficie, con alta influencia de suelos desnudos o poco cubiertos. Se obtiene a partir de una combinación ponderada de las bandas reflectivas visibles, del infrarrojo cercano y del infrarrojo de onda corta, por lo que resulta útil para discriminar sectores con mayor exposición de suelo.
- **Índice Verde (IV):** expresa el contraste espectral asociado a la vegetación fotosintéticamente activa. Surge de una combinación lineal de bandas que resalta la respuesta de la vegetación en el visible y el infrarrojo cercano, por lo que aporta información sobre la presencia y el vigor relativo de la cobertura vegetal.
- **Índice de Humedad (IH):** representa variaciones en la humedad del sistema suelo-vegetación, más que una medida directa y exclusiva de la humedad del suelo. Su cálculo incorpora especialmente la respuesta espectral del infrarrojo medio o de onda corta, sensible al contenido de agua en la vegetación y en la superficie del suelo, por lo que resulta útil para detectar diferencias relativas en la condición hídrica superficial del ambiente.

Evaluación de la Predicción 1

Se aplicó una clasificación no supervisada sobre los índices de brillo del suelo, vegetación y humedad, utilizando el algoritmo de agrupamiento k-means en el software de acceso libre QGIS.

Las clases resultantes fueron evaluadas mediante un análisis de separabilidad. En los casos en que se detectó superposición entre clases, se eliminó aquella que presentó el mayor valor de dispersión interna. Para esta evaluación se utilizó la distancia euclidiana como medida de similitud, dado que constituye un criterio ampliamente empleado en la validación de resultados obtenidos a partir de clasificaciones basadas en distancia mínima.

La distancia euclidiana es 0 cuando las firmas son idénticas y se incrementa según aumenta la distancia espectral entre las firmas.

Evaluación de la clasificación digital

Para ser considerada como válida, toda clasificación debe ser sometida a un riguroso proceso de evaluación. En ese sentido, cabe destacar que uno de los métodos más usados para estimar la precisión, es el análisis de la matriz de confusión. Éste es un arreglo cuadrado de números dispuestos en filas y columnas que expresan el número de muestras asignadas a una categoría particular relativa a una verificada en el campo. La matriz de error describe la precisión total y las precisiones individuales de cada categoría y es un medio muy efectivo para evaluar la exactitud de un mapa (Congalton, 1991, Richards, 2022). La precisión total es la suma de la diagonal mayor de la matriz (las muestras correctamente clasificadas) dividida por el número total de las muestras de referencia. La precisión del productor se refiere al número de muestras correctamente clasificadas en una categoría dividido por el número total de las muestras de referencia. La precisión del usuario hace referencia al número de muestras correctamente clasificadas en una categoría, dividido por el número total de las muestras clasificadas en esa categoría (Richards, 2022).

La precisión del productor indica la proporción de muestras de referencia de una categoría que fueron correctamente clasificadas en el mapa, y expresa la probabilidad de que una clase real del terreno haya sido representada correctamente. En cambio, la precisión del usuario indica la proporción de muestras clasificadas en una categoría del mapa que efectivamente corresponden a esa categoría en el terreno, y expresa la confiabilidad de esa clase cartografiada (Olofsson et al., 2014).

Para el presente trabajo, la precisión de la clasificación fue evaluada en dos etapas. Durante la primera se asignaron, con apoyo del software SAGA GIS 2.3.2, los puntos de control para cada una de las clases. De forma aleatoria, se distribuyeron un total de 30 puntos por cada una de las clases obtenidas. La segunda etapa consistió en el cálculo y

evaluación de la matriz de error, mediante el uso del software SAGA GIS 2.3.2. En cuanto al criterio para evaluar la calidad de los resultados obtenidos, se asume el desarrollado por Congalton y Green (2019), quienes definen como clasificación aceptable a aquella que presenta valores entre el 40 y el 80%, como clasificación pobre cuya precisión toma valores menores al 40%, y como excelente cuando la precisión está por encima del 80%. Finalmente, para tomar los elementos fuera de la diagonal de la matriz y dar cuenta de la contribución del azar, se calculó el coeficiente Kappa (Rosenfield y Fitzpatrick-Lins, 1986). En ese sentido, Congalton y Green (2019) sugieren que un $K = 0,60$ (Índice Kappa) representa el límite de aceptación de la clasificación (Richards, 2022).

Integración de relevamientos de vegetación con capas ráster

Se eligió la banda del Índice de Humedad (IH) para la clasificación porque, en las pruebas exploratorias realizadas con cada banda por separado, fue la que mostró un patrón de distribución espacial de clases más claro.

Se utilizó la herramienta de muestreo puntual (Point Sampling Tool) de QGIS para identificar la clase espectral correspondiente a cada uno de los puntos donde se realizaron los relevamientos de vegetación, a partir de la clasificación generada sobre el índice de humedad. Las clases obtenidas mediante la clasificación no supervisada no fueron definidas previamente como comunidades vegetales ni como unidades ecológicas cerradas, sino como clases espectrales derivadas del índice de humedad. Su interpretación se realizó posteriormente, a partir de la superposición con los relevamientos de campo y del análisis de la composición vegetal registrada en cada punto.

En total se consideraron 96 relevamientos, 48 en el Piedemonte y 48 en la Planicie de Inundación. Esta integración permitió asociar los relevamientos de campo con las clases espectrales obtenidas y contrastarlas con la composición taxonómica y funcional registrada en cada sitio (Capítulo 2), a fin de interpretar su correspondencia en el área de estudio.

Análisis estadístico

A partir de esta superposición, cada transecta fue asociada con la clase espectral correspondiente, identificada según el color de la clasificación. Posteriormente, se construyó una tabla de contingencia entre las categorías de distancia a la fuente de agua permanente y las clases espectrales del ráster. La asociación entre ambas variables categóricas fue evaluada mediante una prueba de Chi-cuadrado de independencia.

Este análisis se utilizó como una aproximación complementaria para evaluar si la distribución de las transectas a lo largo del gradiente de distancia a la fuente de agua presentaba correspondencia con el patrón espacial detectado por la clasificación no supervisada del índice de humedad.

Cuantificación espacial de clases espectrales y su correspondencia con unidades de vegetación

Tras la clasificación de las imágenes satelitales y su integración con los relevamientos de vegetación en campo, se procedió a cuantificar la proporción espacial de las clases obtenidas mediante la herramienta de reportes de QGIS. Este conteo se realizó a partir de los polígonos generados por el algoritmo de clasificación, lo que permitió estimar la representatividad espacial de cada clase identificada y analizar su correspondencia con las unidades de vegetación relevadas en el área de estudio.

Evaluación de la Predicción 2

La extracción de los píxeles correspondientes al índice de humedad se realizó utilizando los mismos puestos ganaderos considerados en el Capítulo 3 para la estimación de la biomasa del pastizal, y manteniendo los mismos criterios de clasificación en función de la distancia a la fuente de agua y de la ubicación topográfica.

Muestreo en el piedemonte

En el piedemonte se seleccionaron tres puestos ganaderos en los que se estimó la biomasa del estrato de gramíneas en el capítulo 3. Dentro de cada puesto se reconocieron tres sectores de pastoreo definidos por su proximidad a la fuente de agua. Estas áreas no estuvieron delimitadas físicamente, sino que fueron establecidas en función del comportamiento de pastoreo del ganado vacuno (Conegliano et al., 2022), por lo que no constituyeron unidades independientes entre sí. Los rangos de distancia al agua dentro de cada potrero seleccionado se consideraron como los distintos niveles del **efecto fijo** distancia a la fuente de agua (Figura 1 y Tabla 1).

Una vez seleccionada la clasificación basada en el índice de humedad, sus valores ráster fueron utilizados para evaluar si el patrón espacial observado en la imagen se correspondía con el gradiente de uso ganadero considerado en el estudio. Para ello se

utilizó la herramienta Point Sampling Tool de QGIS, mediante la cual se extrajeron los valores de los píxeles correspondientes al índice de humedad.

La extracción de valores del índice de humedad se realizó considerando las tres categorías de distancia a la fuente de agua definidas para el estudio: **cercano** (<1000 m), **intermedio** (1000–2000 m) y **lejano** (>2000 m). Estas categorías fueron las mismas que se utilizaron en los capítulos previos, lo que permitió mantener la coherencia del diseño de análisis y evaluar si la respuesta espectral del índice de humedad acompañaba el patrón esperado a lo largo del gradiente de distancia al agua.

Dado que las varianzas fueron bajas, no fue necesario trabajar con un número excesivo de píxeles. Por ello, se consideró adecuado utilizar 40 píxeles por nivel de distancia al agua. El análisis se enfocó en detectar diferencias con posible sentido ecológico, evitando interpretar como relevantes diferencias muy pequeñas que podrían resultar significativas únicamente por aumentar el número de píxeles.

De manera complementaria, se extrajeron también valores del índice de humedad en sectores de topografía baja, con el fin de evaluar si esta condición topográfica presentaba un comportamiento diferente respecto del gradiente general asociado a la distancia a la aguada. Para ello se seleccionaron 40 puntos ubicados en topografías bajas, sin aplicar en este caso un criterio previo de distancia a la fuente de agua.

Cada puesto fue considerado como **efecto aleatorio**, con el fin de contemplar la estructura de agrupamiento de los datos y la no independencia entre observaciones tomadas dentro de una misma unidad de manejo.

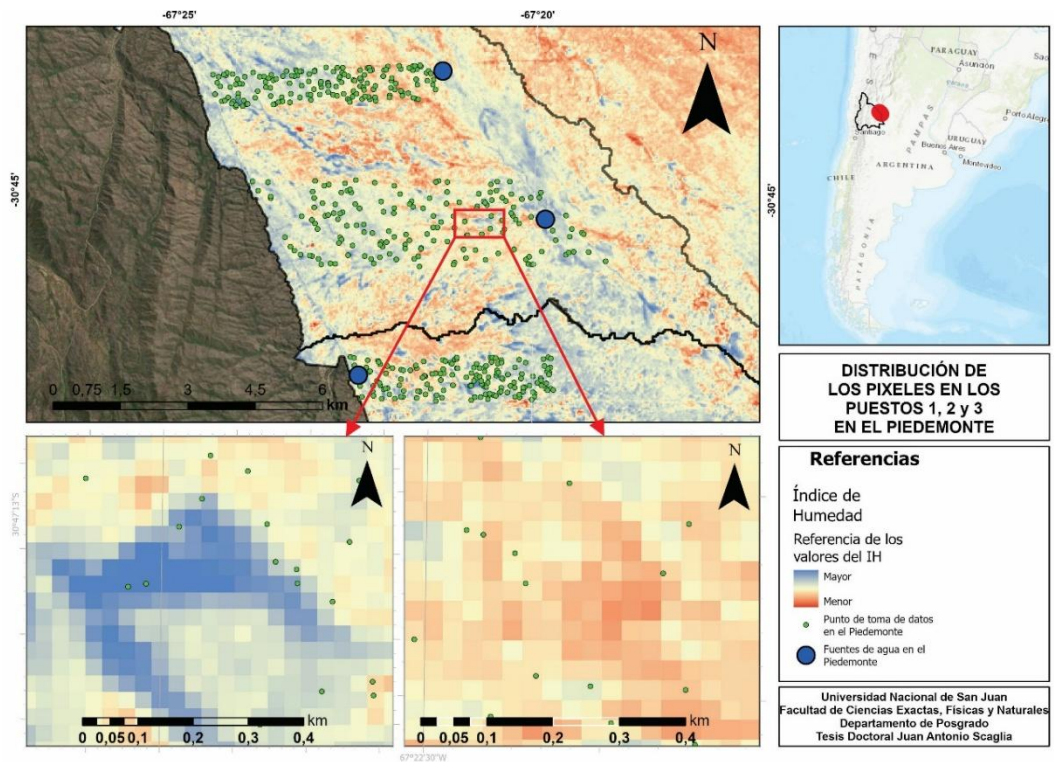


Figura 1: Representación de la distribución del muestreo de los pixeles en los puestos del Piedemonte. En el panel de abajo a la izquierda de la imagen índices de humedad asociado a topografías bajas. A la derecha de la imagen índices de humedad de topografías altas a menos de 1000 metros de la fuente de agua para el ganado.

Tabla 1. Resumen del muestreo de pixeles en el Piedemonte con las distancias, el efecto fijo y el efecto aleatorio. PMC: piedemonte cercano (0-1000 m); PMI: piedemonte intermedio (1001-2000 m); PML: piedemonte lejano (>2001 m); TB: topografía baja.

Unidad Geomorfológica	Niveles del Factor		Criterio de Agrupamiento		
	Rango de Distancia	Efecto Fijo	Puestos Muestreados / Efecto Aleatorio	Nº Pixeles por sector en cada puesto	Nº Total de muestras por nivel
Piedemonte	0 - 1000 m	PMC	1	40	120
			2	40	
			3	40	
	1001 - 2000 m	PMI	1	40	120
			2	40	
			3	40	
	>2001 m	PML	1	40	120
			2	40	
			3	40	
	0 - 7000 m	TBPM	1	40	120
			2	40	
			3	40	

Muestreo en la planicie de inundación

En la planicie de inundación se seleccionaron cinco puestos como sitios de muestreo, lo que permitió representar el rango de distancias establecido respecto de las fuentes de agua. Además, estos mismos puestos fueron utilizados previamente en los muestreos de biomasa de las gramíneas (Figura 2 y Tabla 2).

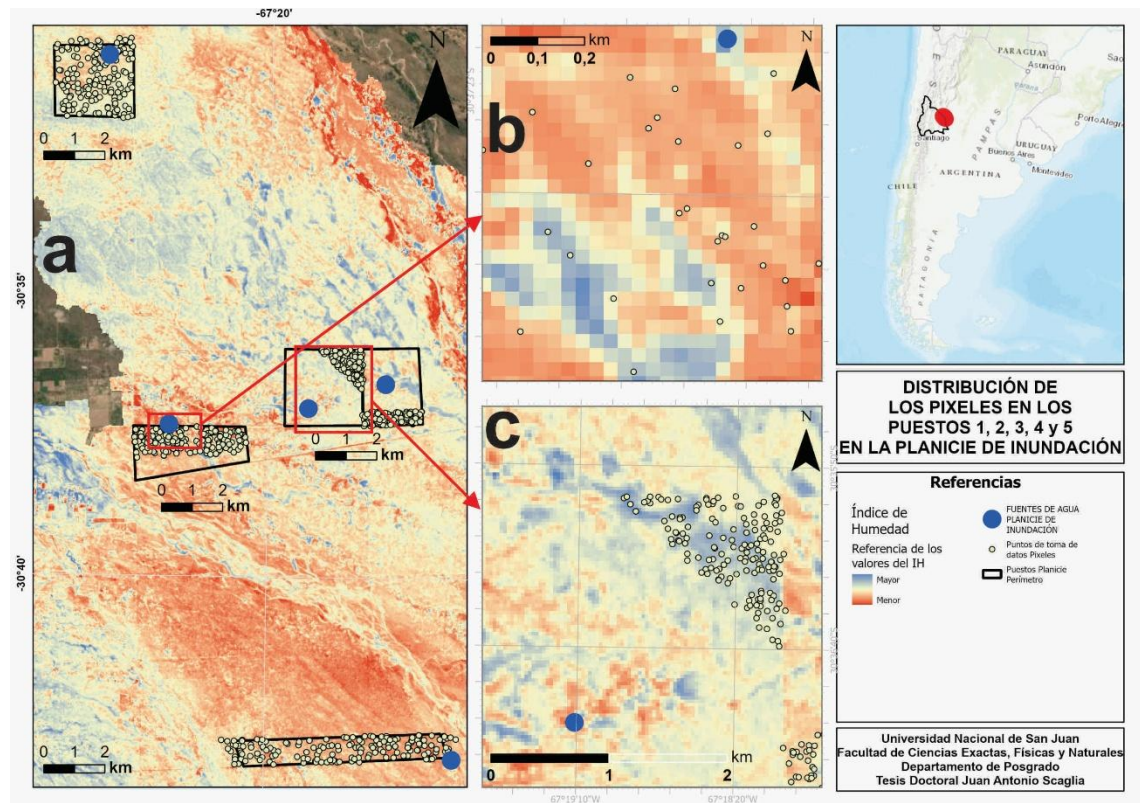


Figura 2. Distribución espacial de los puntos utilizados para la extracción de valores de píxeles del índice de humedad en los puestos ganaderos muestreados de la Planicie de Inundación. a) Ubicación general de los puestos muestreados y distribución de los puntos de extracción de valores de píxeles del índice de humedad. Los círculos azules indican las fuentes de agua permanentes y los puntos claros corresponden a los píxeles seleccionados para el análisis. b) Detalle de la distribución de los puntos de extracción ubicados a menos de 1000 m de la fuente de agua. En este sector se observa la presencia de píxeles con valores altos del índice de humedad, representados en azul, asociados principalmente a sectores de topografía baja. c) Detalle de la distribución de los puntos de extracción de valores de píxeles ubicados a más de 2000 m de la fuente de agua. En este sector se muestra la variación espacial del índice de humedad en los sectores más alejados del gradiente de uso ganadero.

Tabla 2: Resumen del muestreo de píxeles: PLC = Planicie de Inundación cercana (0–1000 m); PLI = planicie de inundación intermedia (1001–2000 m); PLL = planicie de inundación lejana (>2001 m); TBPL = topografía baja. Los códigos corresponden a los niveles del efecto fijo considerados en el análisis, mientras que los puestos muestreados fueron incorporados como efecto aleatorio.

	Niveles del Factor		Criterio de Agrupamiento		
Unidad Geomorfológica	Rango de Distancia	Efecto Fijo	Puestos Muestreados / Efecto Aleatorio	N° Píxeles por sector en cada puesto	N° Total de muestras por nivel
Planicie de Inundación	0 - 1000 m	PLC	1	40	120
			2	40	
			5	40	
	1001 - 2000 m	PLI	1	40	120
			4	40	
			5	40	
	>2001 m	PLL	1	40	120
			3	40	
			5	40	
	0 - 7000 m	TBPL	1	40	120
			2	13	
			3	13	
			4	14	
			5	40	

Análisis estadístico de los valores del índice de humedad

Los valores del índice de humedad extraídos en los puntos de muestreo fueron analizados estadísticamente con el propósito de evaluar su variación en función de la distancia a la fuente de agua. Previamente, se verificó el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas mediante el análisis de residuos, la inspección del gráfico Q-Q y la evaluación de los valores predichos. Dado que los datos cumplieron con dichos supuestos, se ajustó un modelo lineal mixto. Los gráficos diagnósticos correspondientes se presentan en los Anexos Capítulo 5 (Figura A5.1, Figura A5.2).

En este modelo se consideró como **efecto fijo** la categoría de distancia a la fuente de agua, mientras que los **puestos ganaderos** de los cuales se extrajeron los valores de los píxeles fueron incorporados como **efecto aleatorio**.

Los valores extraídos en sectores de topografía baja fueron analizados de manera complementaria para contrastar si estas posiciones del terreno presentaban valores diferentes del índice respecto del patrón general detectado en el gradiente de distancia al agua.

5.4. Resultados

Transformación Tasseled Cap

Los tres componentes derivados de la transformación Tasseled Cap mostraron patrones espaciales diferenciados en el área de estudio (Figuras 3, 4 y 5). El Índice de Brillance de Suelo presentó una mayor respuesta en sectores con mayor exposición superficial, mientras que el Índice de Verdor destacó áreas con mayor expresión de vegetación fotosintéticamente activa. Por su parte, el Índice de Humedad mostró un patrón espacial más definido y con mayor contraste entre sectores, permitiendo distinguir con mayor claridad la heterogeneidad ambiental del área de estudio. En conjunto, los tres índices captaron componentes distintos de la variabilidad del paisaje.

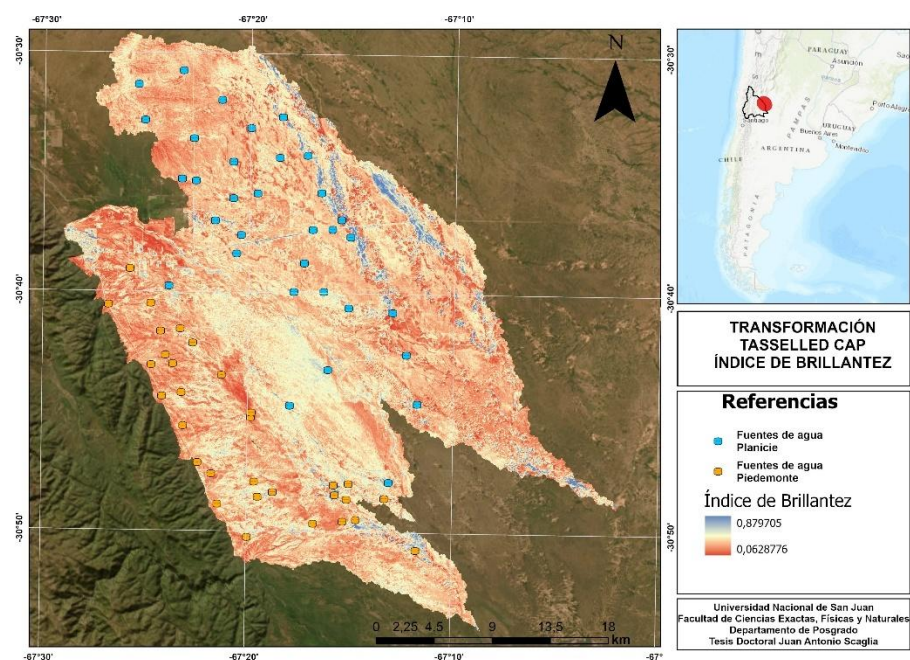


Figura 3: Transformación Tasseled Cap, Índice de Brillance de Suelo.

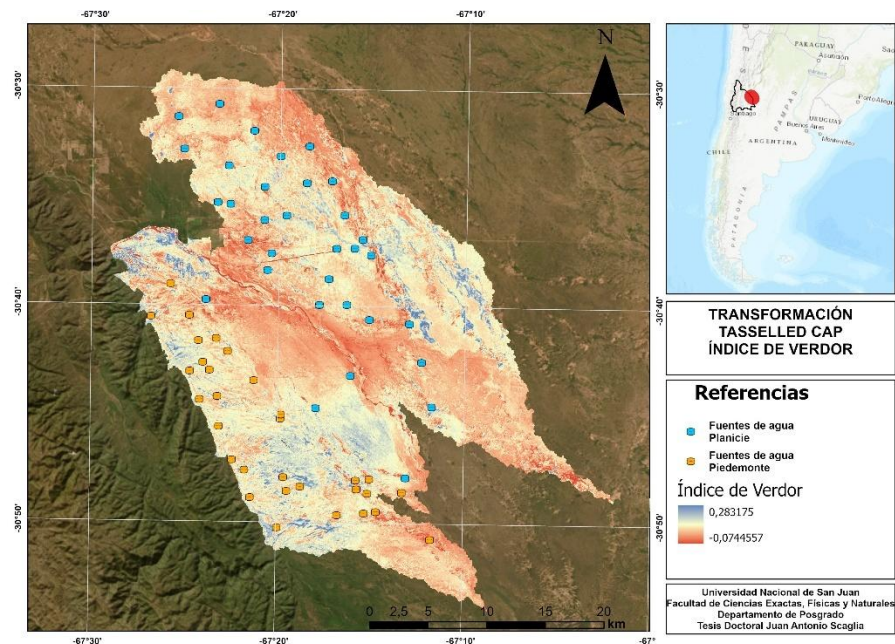


Figura 4: Transformación Tasselled Cap, Índice de Verdor.

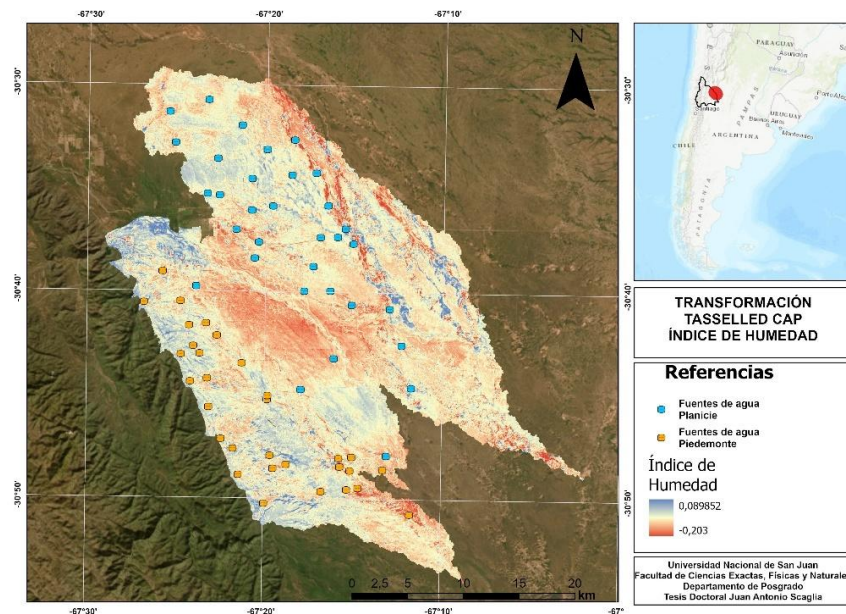


Figura 5: Transformación Tasselled Cap, Índice de Humedad.

Clasificación no supervisada de los índices Tasseled Cap

Precisión del Índice de Brillo del Suelo

A partir de la clasificación no supervisada mediante el algoritmo K-means se establecieron cuatro clases de agrupamiento para el índice de brillo de suelo. La evaluación de la precisión mostró un desempeño moderado de la clasificación, con una precisión general de 62,5 % y un coeficiente Kappa de 0,4998 (Tablas 3 y 4). Las precisiones del productor variaron entre 54,84 % y 66,67 %, mientras que las precisiones del usuario oscilaron

entre 46,51 % y 82,61 %, evidenciando una mayor variabilidad en la confiabilidad de las clases asignadas. En la matriz de confusión, si bien la mayor parte de los valores se concentró sobre la diagonal principal, también se observaron errores de clasificación entre varias clases, particularmente en la clase 2.

Tabla 3: Precisión de la clasificación realizada a partir del índice de brillantez de suelo.

Coeficiente Kappa = 0.4998		
Clase	Precisión Productor %	Precisión del Usuario %
Clase 1	63.333	70.370
Clase 2	66.667	46.512
Clase 3	54.839	62.963
Clase 4	65.517	82.609

Tabla 4: Matriz de confusión para la clasificación obtenida.

	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Correctos	Total
Clase 1	19	7	1	0	19	27
Clase 2	8	20	10	5	20	43
Clase 3	3	2	17	5	17	27
Clase 4	0	1	3	19	19	23
					62,5	

Precisión del Índice de Verdor

A partir de la clasificación no supervisada mediante el algoritmo K-means se establecieron cuatro clases de agrupamiento para el índice de verdor. La evaluación de la precisión mostró un desempeño intermedio de la clasificación, con una precisión general de 71,67 % y un coeficiente Kappa de 0,6222 (Tablas 5 y 6). Las precisiones del productor variaron entre 63,33 % y 80,00 %, mientras que las precisiones del usuario oscilaron entre 58,33 % y 80,00 %. En la matriz de confusión, la mayor parte de los registros se concentró sobre la diagonal principal, aunque también se observaron errores de asignación entre algunas clases, principalmente en la clase 2.

Tabla 5: Precisión de la clasificación realizada a partir del índice de verdor.

Coefficiente Kappa = 0.6222		
Clase	Precisión Productor %	Precisión del Usuario %
Clase 1	63.333	76.000
Clase 2	70.000	58.333
Clase 3	73.333	75.862
Clase 4	80.000	80.000

Tabla 6: Matriz de confusión para la clasificación obtenida.

	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Correctos	Total
Clase 1	19	6	0	0	19	25
Clase 2	10	21	2	3	21	36
Clase 3	1	3	22	3	22	29
Clase 4	0	0	6	24	24	30
					71.67	

Precisión del Índice de Humedad

A partir de la clasificación no supervisada mediante el algoritmo K-means se establecieron cuatro clases de agrupamiento para el índice de humedad. La evaluación de la precisión mostró un desempeño alto de la clasificación, con una precisión general de 90,91 % y un coeficiente Kappa de 0,8417 (Tablas 7 y 8). Las precisiones del productor variaron entre 86,66 % y 90 %, mientras que las precisiones del usuario oscilaron entre 81,25 % y 92,85 %, lo que indicó una buena correspondencia entre las clases asignadas y las de referencia. En la matriz de confusión, la mayor parte de los valores se concentró sobre la diagonal principal, evidenciando una baja proporción de errores de asignación entre clases.

Tabla 7: Precisión de la clasificación realizada a partir del índice de humedad.

Coefficiente Kappa = 0.8417		
Clase	Precisión Productor %	Precisión del Usuario %
Clase 1	86.666	92.857
Clase 2	86.666	81.25
Clase 3	90	87.09
Clase 4	89.28	92.592

Tabla 8: Matriz de confusión para la clasificación obtenida partir del índice de humedad.

	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Precisión General	
					Correctos	Total
Clase 1	28	2	0	0	28	30
Clase 2	2	27	2	0	27	31
Clase 3	0	1	25	1	25	27
Clase 4	0	0	3	29	29	32
					90.91	

Cuantificación espacial de clases espectrales y su correspondencia con unidades de vegetación

Piedemonte

La distribución de la ubicación de las transectas (capítulo 2) con clases espectrales presentó una asociación significativa con las categorías de distancia a las fuentes de agua y topografía baja ($\chi^2 = 44,05$; gl = 9; $p < 0,0001$). Las categorías más cercanas e intermedias estuvieron asociadas principalmente con la clase naranja, mientras que a distancias mayores a 2000 m predominó la clase celeste. La categoría topografía baja (TB) presentó una fuerte asociación con la clase azul, lo que indica un patrón espectral diferenciado respecto del gradiente general de distancia (Tabla 9).

Tabla 9. Asociación entre los relevamientos de vegetación en las diferentes distancias desde la fuente de agua y las clases espectrales obtenidas mediante la clasificación no supervisada del índice de humedad en el Piedemonte.

Distancia \ Clasificación	Rojo	Naranja	Celeste	Azul	Total
0 - 1000	1	7	4	0	12
1000 - 2000	2	7	3	0	12
>2000	0	3	9	0	12
TB	0	0	3	9	12
Total	3	17	19	9	48

Aunque la clasificación se generó únicamente a partir de la información espectral, la comparación espacial con los puntos de muestreo permitió interpretar las clases resultantes en función de diferencias en la vegetación y en la heterogeneidad de las unidades geomorfológicas estudiadas.

Las clases 1 (rojo) y 2 (naranja) correspondieron, en el Piedemonte, a un bosque abierto dominado por *Aspidosperma quebracho-blanco*, *Bulnesia retama* y *Parkinsonia praecox*

var. *praecox*, acompañado por un estrato arbustivo dominado por *Larrea divaricata* y *Mimozgyanthus carinatus*. El estrato herbáceo estuvo representado principalmente por *Bouteloua aristidoides*, *Pappophorum philippianum* y *Neobouteloua lophostachia* (Figuras 6 y 7).



Figura 6: Fisonomía de la comunidad vegetal asociada a la Clase 1 (color rojo).



Figura 7: Fisonomía de la comunidad vegetal asociada a la Clase 2 (color naranja).

La clase 3 (celeste) correspondió, en el Piedemonte, a un bosque abierto de *Neltuma flexuosa* y *Parkinsonia praecox* var. *praecox*, acompañado por un estrato arbustivo compuesto

principalmente por *Larrea divaricata* y *Justicia gilliesii*. El estrato herbáceo estuvo dominado por *Leptochloa crinita* y *Leptochloa pluriflora* (Figura 8).



Figura 8: Fisonomía de la comunidad vegetal asociada a la Clase 3 (color celeste).

La Clase 4 (color azul) se asoció principalmente con los relevamientos ubicados en topografías bajas del Piedemonte. Estas clases en el Piedemonte corresponden a un bosque cerrado y/o abierto de *Celtis tala* - *Neltuma flexuosa* - *Geoffroea decorticans* con un matorral de *Larrea divaricata* - *Aloysia ovatifolia* y un estrato herbáceo dominado por *Leptochloa pluriflora* y *Setaria lachnea* (Figura 9).



Figura 9: Fisonomía de la comunidad vegetal asociada a la Clase 4 (color azul).

Cuantificación de las unidades de vegetación en el Piedemonte

La clasificación no supervisada permitió identificar cuatro clases espectrales con distinta representatividad espacial. La Clase 2 fue la de mayor extensión, con 10.165,23 ha (39,6%), seguida por la Clase 3 con 9.990,27 ha (38,9%). En conjunto, ambas abarcaron

cerca del 80% de la superficie clasificada. La Clase 1 ocupó 3.097,62 ha (12,1%), mientras que la Clase 4 presentó la menor superficie, con 2.426,4 ha (9,4%) (Tabla 10, Figura 10). La interpretación de estas clases se realizó a partir de su correspondencia con los relevamientos de campo. Aunque la clasificación se generó únicamente a partir del índice de humedad, la superposición con los sitios relevados permitió asociar las clases espectrales con distintas fisonomías de la vegetación presentes en el área de estudio. De este modo, las clases no fueron definidas previamente por la vegetación, sino interpretadas después en función de su coincidencia con las unidades registradas en campo.

Tabla 10: cuantificación en porcentaje y en hectáreas de las clases de las clases espectrales clasificadas e interpretación florística asociada; su relación con las especies dominantes de las comunidades vegetales en el Piedemonte.

	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Porcentaje %	12	40	39	9
Hectáreas	3098	10165	9990	2426
Especies dominantes del estrato herbáceo	<i>B aristioides</i> - <i>N lophostachia</i>	<i>B aristioides</i> - <i>S leucopila</i>	<i>L crinita</i> - <i>L pluriflora</i>	<i>L pluriflora</i> y <i>S lachnea</i>
Especies dominantes del estrato arbustivo	<i>L divaricata</i> - <i>M carinatus</i>	<i>L divaricata</i> - <i>S aphylla</i>	<i>L divaricata</i> - <i>J gilliesii</i>	<i>L divaricata</i> - <i>A ovatifolia</i>
Especies dominantes del estrato forestal	<i>P praecox</i> - <i>N flexuosa</i>	<i>B retama</i> - <i>A quebracho-blanco</i>	<i>N flexuosa</i> y <i>P praecox</i>	<i>C tala</i> - <i>N flexuosa</i> - <i>G decorticans</i>

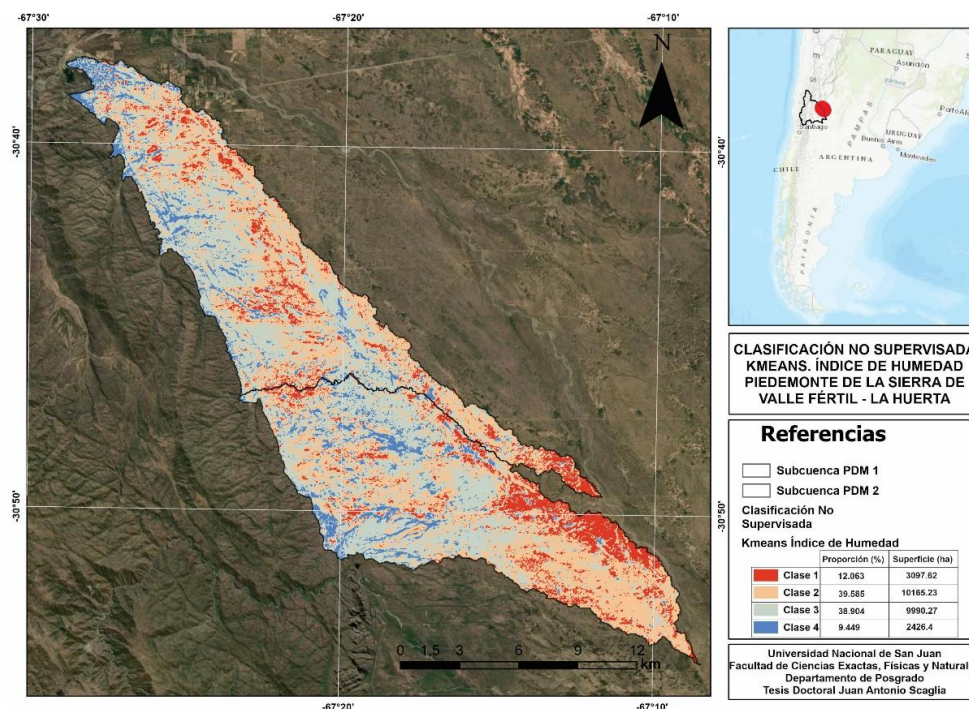


Figura 10: Clasificación no supervisada Kmeans de índice de humedad (IH) en el Piedemonte.

Planicie de Inundación

La distribución de la ubicación de las transectas (capítulo 2) con clases espectrales presentó una asociación significativa con las categorías de distancia a la fuente de agua y topografía baja ($\chi^2 = 45,77$; gl = 9; $p < 0,0001$). En las distancias de 0-1000 m y 1000-2000 m predominó la clase naranja, aunque en el sector cercano también se observó una alta representación de la clase roja. A distancias mayores a 2000 m aumentó la representación de la clase celeste, mientras que la categoría topografías bajas (TB) estuvo asociada principalmente con la clase azul (Tabla 11).

Tabla 11. Asociación entre los relevamientos de vegetación en las diferentes distancias desde la fuente de agua y las clases espectrales obtenidas mediante la clasificación no supervisada del índice de humedad en la Planicie de Inundación.

Distancia / Clase	Rojo	Naranja	Celeste	Azul	Total
0 - 1000	5	6	1	0	12
1000 - 2000	3	8	1	0	12
>2000	0	5	7	0	12
TB	0	1	3	8	12
Total	8	20	12	8	48

La clase 1 (rojo) coincidió con relevamientos correspondientes a comunidades de bosque abierto y degradado de *Neltuma flexuosa*, caracterizadas por la presencia de individuos emergentes aislados y renovales con porte arbustivo. El estrato arbustivo estuvo conformado por *Larrea divaricata*, *Strombocarpa torquata* y *Cordobia argéntea*, esta última trepando entre las ramas. El estrato herbáceo se compuso principalmente de *Neobouteloua lophostachia* y *Aristida mendocina*, restringidas a micrositios protegidos bajo la cobertura de las especies leñosas. Además, se registraron evidencias de pérdida de suelo por erosión eólica e hídrica, con formación de pedestales en torno al estrato arbustivo (Figura 11).



Figura 11: Fisonomía de la comunidad vegetal asociada a la Clase 1 (color rojo).

La clase 2 (naranja) correspondió a sectores donde el estrato forestal estuvo dominado por *Neltuma flexuosa*, mientras que la comunidad presentó una alta participación de *Larrea divaricata*, *Strombocarpa torquata*, *Tricomaria usillo* y *Cordobia argentea*, esta última trepando entre las ramas. El estrato herbáceo estuvo compuesto principalmente por *Leptochloa pluriflora* y *Setaria leucopila*. Se observaron dos fisonomías alternativas: 1) estepas arbustivas con presencia de gramíneas forrajeras, con un aumento significativo de su cobertura respecto de la clase 1 (rojo); y 2) estepas arbustivas donde las gramíneas forrajeras se encontraron principalmente bajo la cobertura de las leñosas. No se registró pérdida de suelo por erosión (Figura 12).

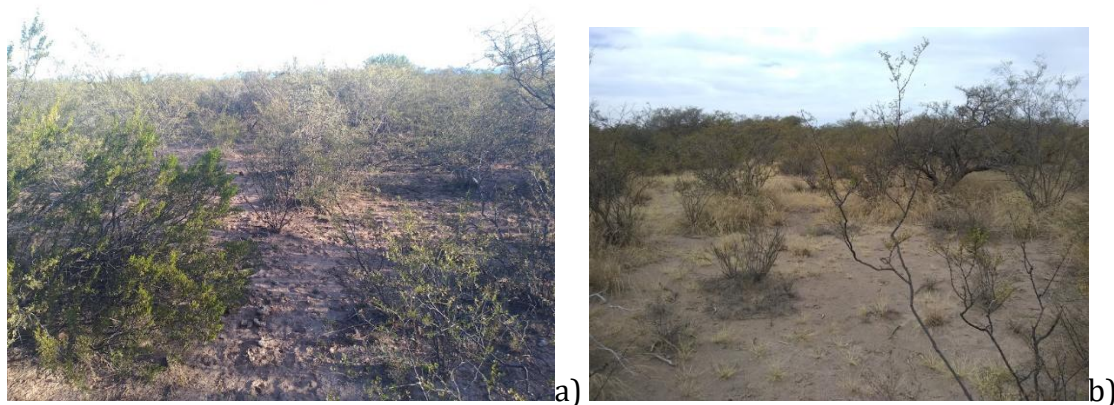


Figura 12: Fisonomías de las comunidades vegetales asociada a la Clase 2 (color naranja).

La clase 3 (celeste) correspondió, en la Planicie de Inundación, a una estepa arbustiva con elementos emergentes de *Geoffroea decorticans* y *Neltum flexuosa*. El estrato arbustivo estuvo dominado por *Larrea divaricata*, acompañada por *Tricomaria usillo*, mientras que el estrato herbáceo estuvo dominado por *Leptochloa pluriflora* y *Aristida mendocina* (Figura 13).



Figura 13: Fisonomías de las comunidades vegetales asociada a la Clase 3 (color celeste).

La clase 4 (azul) corresponde a los relevamientos realizados en las topografías bajas (Bajos), dentro de la planicie de inundación. Estos sectores se caracterizan por la presencia de un matorral dominado por *Neltuma flexuosa*, *Geoffroea decorticans* y *Larrea divaricata*, acompañado por un estrato herbáceo de escasa cobertura, integrado principalmente por *Leptochloa crinita*, *Setaria leucopila* y *Gouinia paraguayensis* (Figura 14).



Figura 14: Fisonomías de las comunidades vegetales asociada a la Clase 4 (color azul).

Cuantificación de las unidades de vegetación en la Planicie de Inundación

La clasificación permitió identificar cuatro clases espectrales con diferente extensión y composición florística asociada. La Clase 2 representó la mayor superficie del área de estudio (46,3%, 30.151,6 ha), seguida por la Clase 3 (24,6%, 16.003,6 ha), la Clase 1 (23,5%, 15.329,7 ha) y, en menor proporción, la Clase 4 (5,6%, 3.620,0 ha) (Tabla 12, Figura 15). Al contrastar estas clases con los relevamientos de campo, se observaron diferencias en la composición florística asociada a cada una de ellas.

Tabla 12: cuantificación en porcentaje y en hectáreas de las clases de las clases espectrales clasificadas e interpretación florística asociada; su relación con las especies dominantes de las comunidades vegetales en la Planicie de Inundación.

	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Porcentaje %	24	46	25	6
Hectáreas	15330	30152	16004	3620
Especies dominantes del estrato herbáceo	<i>N lophostachia</i> - <i>G paraguayensis</i>	<i>L pluriflora</i> - <i>S leucopila</i>	<i>L pluriflora</i> - <i>S leucopila</i>	<i>L crinita</i> - <i>S leucopila</i>
Especies dominantes del estrato arbustivo	<i>L divaricata</i> - <i>S torquata</i>	<i>L divaricata</i> - <i>P torquata</i>	<i>L divaricata</i> - <i>M carinatus</i>	<i>L divaricata</i> - <i>S torquata</i>
Especies dominantes del estrato forestal	<i>N flexuosa</i> - <i>G decorticans</i>	<i>N flexuosa</i> - <i>P praecox</i> var <i>praecox</i>	<i>G decorticans</i> - <i>N flexuosa</i>	<i>N flexuosa</i> - <i>G decorticans</i>

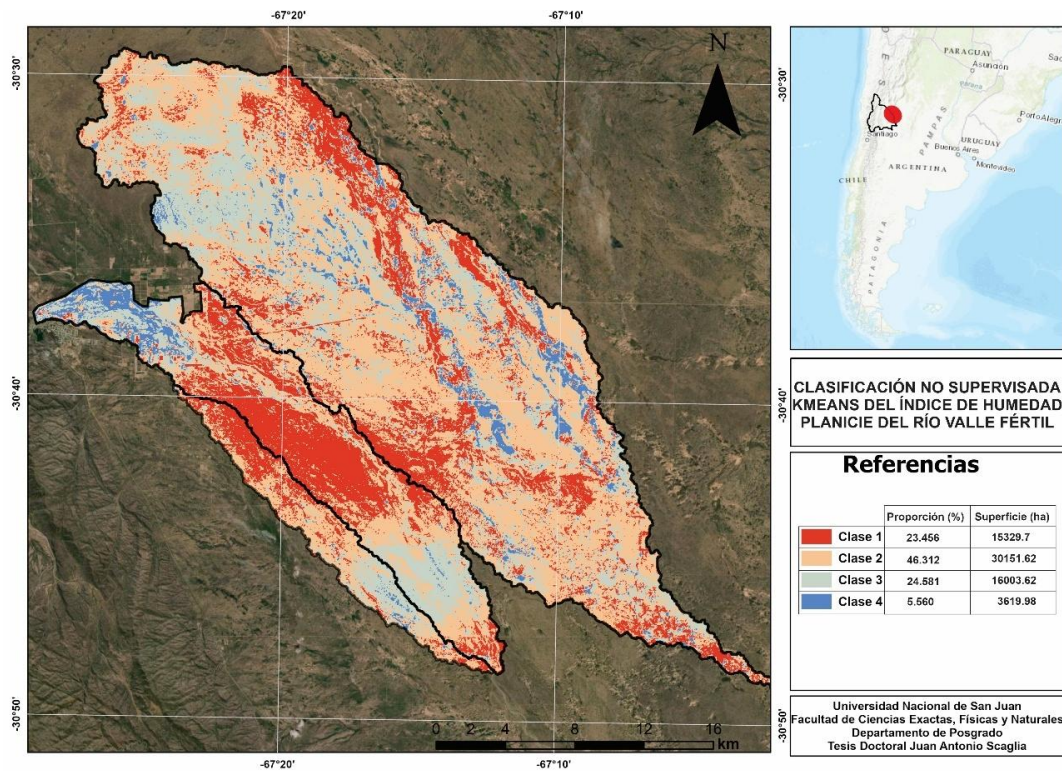


Figura 15: Clasificación no supervisada Kmeans de índice de humedad (IH) en la Planicie de Inundación.

Valores del índice de humedad en relación con la distancia a la fuente de agua y en las topografías bajas.

Piedemonte

El índice de humedad presentó diferencias significativas entre las ubicaciones evaluadas en el Piedemonte ($F = 679,71$; $p < 0,0001$). El modelo lineal mixto, con puesto como efecto aleatorio, presentó valores de $AIC = -3088,66$, $BIC = -3063,67$ y $R^2 = 0,81$. Los valores medios ajustados de IH fueron menores en PMC ($-0,09 \pm 9,10E-04$) y PMI ($-0,09 \pm 9,10E-04$), y mayores en PML ($-0,07 \pm 9,10E-04$) y TB ($-0,05 \pm 9,10E-04$). La prueba LSD de Fisher ($\alpha = 0,05$) indicó diferencias significativas entre todas las ubicaciones evaluadas. En conjunto, los resultados muestran un aumento del índice de humedad desde los sectores cercanos a la fuente de agua hacia los sectores más alejados y las topografías bajas (Figura 16).

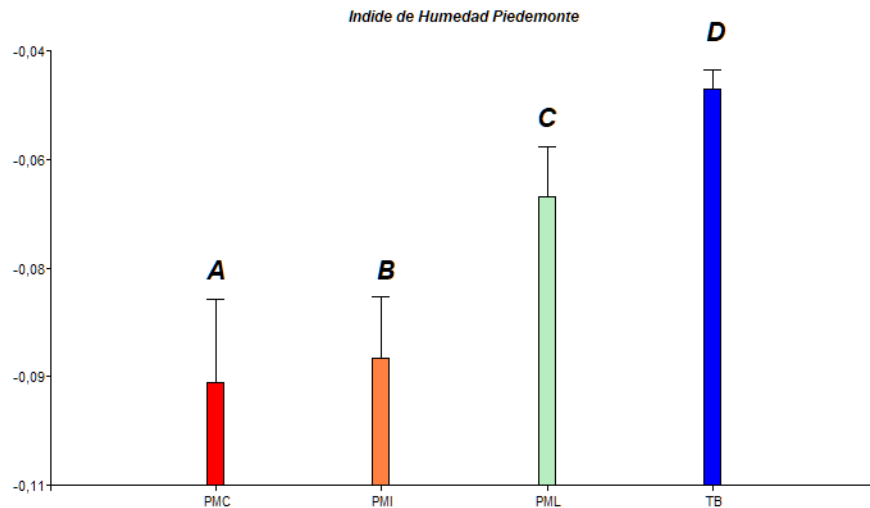


Figura 16. Valores medios del índice de humedad (IH) para las distintas ubicaciones evaluadas en el piedemonte. PMC: piedemonte cercano; PMI: piedemonte intermedio; PML: piedemonte lejano; TBPM: topografía baja del piedemonte. Las barras indican el error estándar. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre ubicaciones según la prueba LSD de Fisher ($\alpha = 0,05$).

Planicie de Inundación

El índice de humedad presentó diferencias significativas entre las ubicaciones evaluadas en la Planicie de Inundación ($F = 1341,00$; $p < 0,0001$). El modelo lineal mixto, con la estructura de muestreo como efecto aleatorio, presentó valores de $AIC = -3291,43$, $BIC = -3266,44$ y $R^2 = 0,89$. Los valores medios ajustados de IH fueron menores en PLC ($-0,11 \pm 3,10E-03$), seguidos por PLI ($-0,10 \pm 3,10E-03$), PLL ($-0,08 \pm 3,10E-03$) y TB ($-0,05 \pm 3,10E-03$). La prueba LSD de Fisher ($\alpha = 0,05$) indicó diferencias significativas entre todas las ubicaciones evaluadas. En conjunto, los resultados muestran un aumento del índice de humedad desde los sectores cercanos a la fuente de agua hacia los sectores más alejados y las topografías bajas (Figura 17).

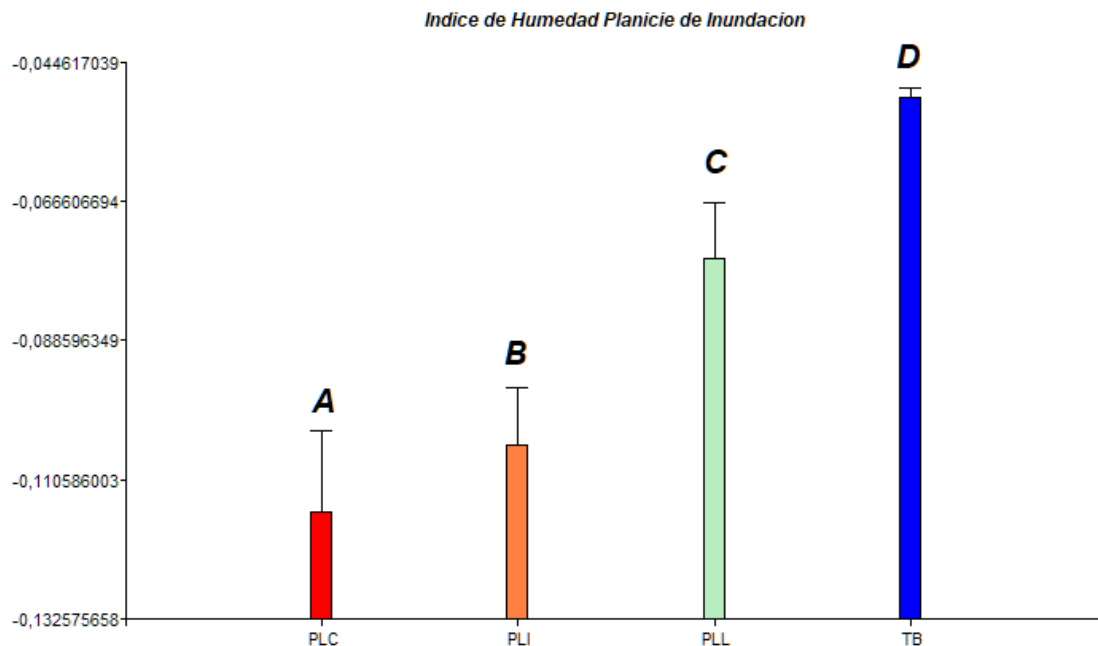


Figura 17. Valores medios del índice de humedad (IH) para las distintas ubicaciones evaluadas en la planicie de inundación. PLC: planicie de inundación cercana; PLI: planicie de inundación intermedia; PLL: planicie de inundación lejana; TBPL: topografía baja de la planicie de inundación. Las barras indican el error estándar. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre ubicaciones según la prueba LSD de Fisher ($\alpha = 0,05$).

En el Piedemonte, la distribución espacial del índice de humedad mostró un patrón visual coherente con el gradiente de distancia a la fuente de agua (Figura 18). En los tres puestos analizados, los sectores cercanos a la aguada tendieron a presentar valores más bajos del índice, mientras que hacia los sectores intermedios, lejanos y las topografías bajas se observó un incremento del IH. Este patrón fue posteriormente evaluado mediante los análisis estadísticos realizados sobre los valores de píxeles extraídos para cada ubicación.

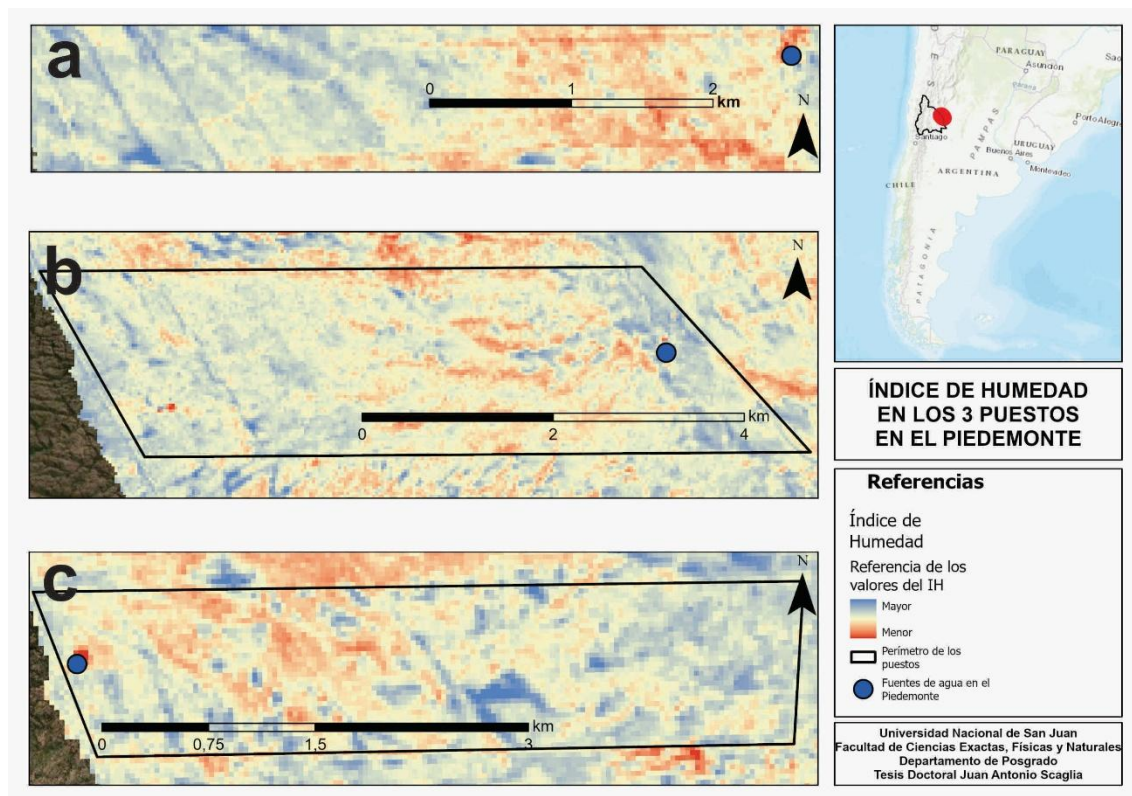


Figura 18. Representación espacial del índice de humedad en los tres puestos ganaderos del Piedemonte utilizados para la extracción de valores de píxeles. a), b) y c) corresponden a los tres puestos analizados dentro del Piedemonte. En cada panel se muestra la distribución espacial de los valores del índice de humedad y la ubicación de la fuente de agua permanente, indicada con un círculo azul. El perímetro de cada puesto se representa mediante una línea negra. La escala cromática indica valores relativos del índice de humedad, desde menores valores en tonos rojizos hasta mayores valores en tonos azulados.

En la Planicie de Inundación, la distribución espacial del índice de humedad también mostró un patrón visual coherente con el gradiente de distancia a la fuente de agua (Figura 19). En los cinco puestos analizados, los sectores cercanos a la aguada tendieron a presentar valores más bajos del índice, mientras que hacia los sectores intermedios, lejanos y las topografías bajas se observó un incremento progresivo del IH. Esta representación permite visualizar espacialmente la tendencia general que luego fue evaluada mediante los análisis estadísticos realizados sobre los valores de píxeles extraídos en cada puesto.

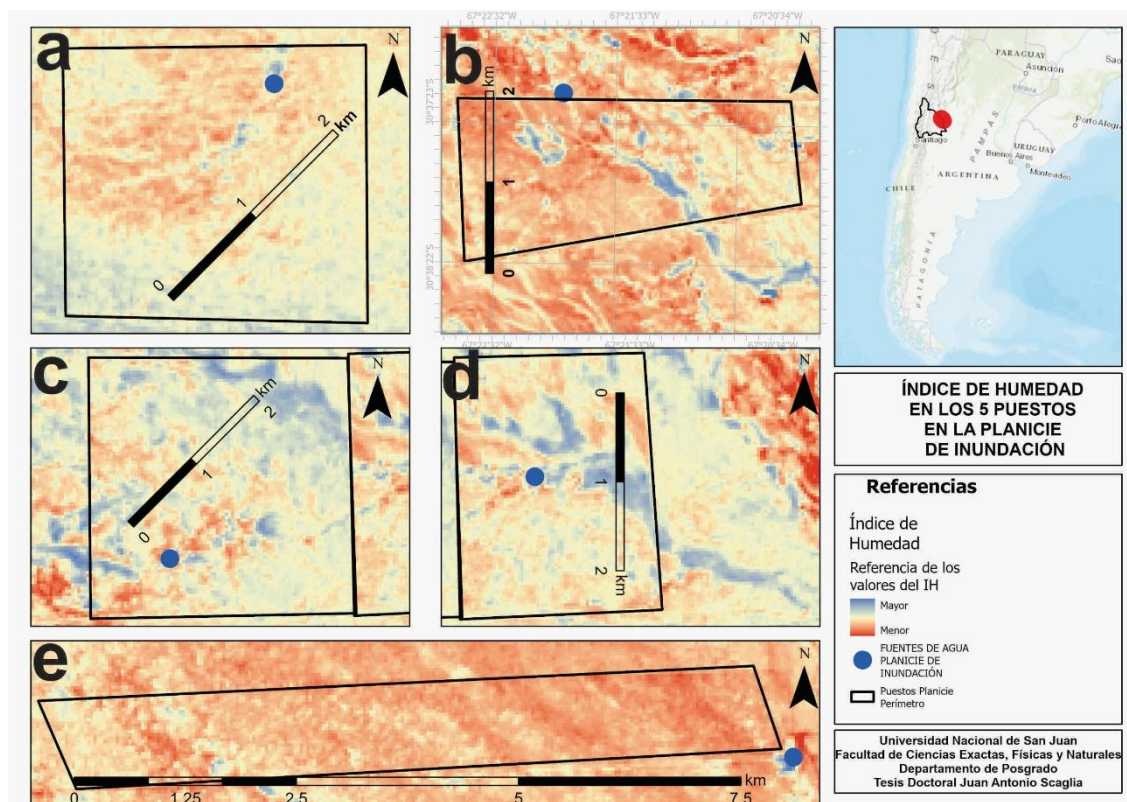


Figura 19. Representación espacial del índice de humedad en los cinco puestos ganaderos de la Planicie de Inundación utilizados para la extracción de valores de píxeles. a), b), c), d) y e) corresponden a los cinco puestos analizados dentro de la Planicie de Inundación. En cada panel se muestra la distribución espacial de los valores del índice de humedad y la ubicación de la fuente de agua permanente, indicada con un círculo azul. El perímetro de cada puesto se representa mediante una línea negra. La escala cromática indica valores relativos del índice de humedad, desde menores valores en tonos rojizos hasta mayores valores en tonos azulados.

5.5. Discusión

La transformación Tasseled Cap permitió captar heterogeneidad espacial del sistema suelo-vegetación, ecológicamente relevante dentro del área de estudio. En ese marco, el componente de humedad habría resultado el indicador más útil, ya que mostró una mejor capacidad de discriminación que los componentes de verdor y de brillantez de suelo. Esto sugiere que, en este sistema particular, la señal asociada a humedad integraría con mayor sensibilidad variaciones espaciales vinculadas con la cobertura y la condición superficial.

Que el IH haya mostrado el mejor desempeño en Valle Fértil podría leerse como un resultado ecológicamente razonable. Más que remitir a la humedad del suelo en un sentido estricto, este componente parecería estar integrando variaciones en humedad superficial, cobertura vegetal y, posiblemente, también algunos rasgos de la estructura del dosel y del mantillo. Que el índice haya tenido una mejor capacidad de discriminación

no significa necesariamente que exista una correspondencia directa entre las clases espectrales y distintos estados ecológicos. Más bien, indica que este índice tuvo mayor capacidad para captar contrastes espaciales dentro del paisaje analizado. Esta interpretación resulta razonable en pastizales heterogéneos, donde la clasificación basada en imágenes multiespectrales puede verse afectada por la superposición espectral entre distintos tipos de cobertura, la resolución del sensor y la influencia de la topografía. Distintos trabajos señalan que la capacidad de discriminación puede mejorar cuando la información espectral se complementa con variables del terreno u otras transformaciones que permitan ordenar mejor la heterogeneidad espacial observada (Crist, 1985; Sivanpillai et al., 2008; Aghababaei et al., 2025).

Este resultado va en la misma línea de otros estudios en pastizales áridos y semiáridos, donde los índices ligados a la humedad suelen captar mejor las diferencias del ambiente cuando hay poca cobertura vegetal, mucho suelo desnudo y biomasa seca. En esos casos, el verdor por sí solo puede ser menos claro, porque la mezcla entre suelo y vegetación dificulta separar bien las clases. Por eso, la teledetección sirve como apoyo para reconocer patrones espaciales y cambios del pastizal, pero necesita complementarse con datos de campo para interpretar mejor la heterogeneidad ecológica del sistema (Reeves et al., 2024; Martín-Sotoca et al., 2024).

Para esta escena Landsat 8, el componente de humedad de Tasseled Cap fue el que mejor permitió diferenciar patrones espaciales dentro del área de estudio. Esos patrones se relacionaron en general con la distancia a la aguada, aunque las topografías bajas mostraron una señal propia que complejiza esa interpretación. Por eso, las clases espectrales no deberían leerse como comunidades forrajeras o estados ecológicos directos, sino como contrastes biofísicos útiles para ordenar la heterogeneidad del paisaje. (Crist y Cicone, 1984; Baig et al., 2014; Reeves et al., 2024).

En este sentido, la clasificación satelital puede considerarse una herramienta útil para apoyar la estratificación y el diagnóstico ecológico del pastizal, siempre que se complemente con relevamientos de campo. Esta interpretación coincide con Tapia et al. (2020), quienes destacaron que las clasificaciones no supervisadas permiten reconocer patrones de cobertura y comunidades forrajeras en ambientes áridos, aunque su significado ecológico depende de la validación y caracterización en terreno.

La relación entre el índice de humedad y la distancia al agua mostró una tendencia general de aumento, pero no puede explicarse solo por la distancia a la aguada. Las topografías bajas tuvieron los valores más altos de IH, lo que sugiere que el patrón también está influido por la posición topográfica y la geomorfología. En conjunto, el índice de humedad parece estar integrando varias señales del paisaje, como disponibilidad de agua, cobertura vegetal y condiciones del terreno (Crist y Cicone, 1984; Baig et al., 2014; Martín-Sotoca et al., 2024).

El aumento del IH con la distancia al agua puede interpretarse como parte del gradiente de pastoreo alrededor de las aguadas: cerca del agua suele haber mayor concentración animal y, hacia sectores más alejados, un uso más moderado. Sin embargo, este patrón no depende solo de la distancia, sino también de la topografía, la humedad local, la historia de uso y la distribución del ganado. Por eso, el IH parece reflejar una señal espacial compatible con el uso ganadero, pero modulada por las condiciones geomorfológicas y topográficas de cada unidad ambiental (Snyman y du Preez, 2005; Chartier et al., 2011; de Oliveira et al., 2021; Reeves et al., 2024).

La relación positiva entre el IH y la distancia al agua coincide, en parte, con Blanco et al. (2016), quienes encontraron mayor productividad herbácea a medida que aumentaba la distancia a la aguada en el Chaco Árido. Sin embargo, la comparación debe hacerse con cuidado, porque ese trabajo estimó productividad con series MODIS, mientras que este capítulo analiza una imagen Landsat con Tasseled Cap. Por eso, estos resultados no prueban mayor productividad, pero sí muestran una diferenciación espectral compatible con el gradiente de uso ganadero.

Por otro lado, al observar la distribución espacial de la clase roja en la planicie de inundación (Figura 15), se detecta que el patrón no responde exclusivamente a la presencia de fuentes de agua actualmente activas. Si bien, en términos generales, el índice de humedad mostró una relación consistente con el gradiente de uso ganadero asociado a la distancia a las aguadas, la presencia de una superficie roja de 5000 – 6000 hectáreas aproximadamente cercano al cauce del río, donde no existen puestos ni fuentes de agua activas en la actualidad, indica que el patrón debe interpretarse de otra forma. En ese sector, la señal espectral podría estar reflejando condiciones de degradación previa o persistente en el paisaje, y no necesariamente una presión ganadera actual. En este caso, la clase roja podría estar expresando condiciones degradadas heredadas, vinculadas con

usos pasados, antiguos puntos de concentración animal, tránsito histórico, o procesos de erosión y pérdida de cobertura que persisten en el paisaje aun cuando la fuente de presión actual ya no esté activa. Esta interpretación es relacionada con la caracterización de campo de la clase roja en la planicie de inundación, donde se registraron comunidades abiertas y degradadas y evidencias de pérdida de suelo por erosión eólica e hídrica. Además, resulta consistente con antecedentes que muestran que los asentamientos ganaderos y la degradación en ambientes áridos y semiáridos pueden dejar efectos espaciales persistentes sobre la cobertura vegetal, el suelo y el funcionamiento hídrico del sistema (Goirán et al., 2012; Snyman y du Preez, 2005; Chartier et al., 2011).

5.6. Conclusiones

El índice de humedad fue el componente que mejor permitió diferenciar la heterogeneidad espacial del área de estudio. En comparación con los índices de verdor y brillo de suelo, mostró una mayor capacidad para discriminar clases espectrales y una correspondencia más clara con las variaciones de la vegetación y del ambiente. Esto sugiere que, en este sistema, la señal asociada a la humedad del continuo suelo–vegetación resulta más sensible para captar diferencias relevantes del paisaje. Por tal motivo, el índice de humedad aparece como una herramienta útil para reconocer y monitorear patrones espaciales en pastizales del Chaco Árido.

Los valores del índice de humedad aumentaron con la distancia a la fuente de agua tanto en el piedemonte como en la planicie de inundación. Este patrón coincide con un gradiente de uso ganadero, en el que los sectores más próximos a la aguada presentan una condición menos favorable del sistema suelo–vegetación que los sectores más alejados. Sin embargo, las topografías bajas mostraron los valores más altos del índice, lo que indica que la posición topográfica también influye de manera significativa sobre la señal espectral observada. En conjunto, estos resultados muestran que el índice de humedad permite captar el efecto del gradiente de uso, aunque ese patrón está modulado por la heterogeneidad geomorfológica y topográfica del paisaje.

5.7. Bibliografía

- Aghababaei, M., Ebrahimi, A., Naghipour, A. A., Asadi, E., y Verrelst, J. (2025). Enhancing Plant Ecological Unit Mapping Accuracy with Auxiliary Data from Landsat-8 in a Heterogeneous Rangeland. *Remote Sensing*, 17(24), 4025.
- Baig, M. H. A., Zhang, L., Shuai, T., y Tong, Q. (2014). Derivation of a tasseled cap transformation based on Landsat 8 at-satellite reflectance. *Remote Sensing Letters*, 5(5), 423–431. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2014.915434>
- Blanco, L. J., Paruelo, J. M., Oesterheld, M. y Biurrun, F. N. 2016. Spatial and temporal patterns of herbaceous primary production in semi-arid shrublands: a remote sensing approach. *Journal of Vegetation Science*, 27, 716–727.
- Boyle, S., Kennedy, C., Torres, J., Colman, K., Pérez-Estigarribia, P., y De La Sancha, N. (2014). High-resolution satellite imagery is an important yet underutilized resource in conservation biology. *PLoS ONE*, 9(1), e86908. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086908>
- Chartier, M. P., Rostagno, C. M., y Pazos, G. E. (2011). Effects of soil degradation on infiltration rates in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 75(7), 656–661. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.02.007>
- Conegliano, O. A. H., Blanco, L. J., Utsumi, S. A., Cibils, A. F., Cendoya, M. G., Jaimes, F. y Ricci, P. (2022). Foraging behavior of Argentine Criolla and Angus cows grazing on semi-desert grasslands in the arid region of the Argentine Gran Chaco. *Journal of Arid Environments*, 206, 104827.
- Congalton, R. G. (1991). A review assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37(1), 35–46. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)
- Congalton, R. G., y Green, K. (2019). Evaluación de la precisión de los datos obtenidos de forma remota: principios y prácticas. CRC Press.

- Crist, E. P. (1985). A TM Tasseled Cap equivalent transformation for reflectance factor data. *Remote Sensing of Environment*, 17(3), 301–306.
- Crist, E. P., y Cicone, R. C. (1984). A physically-based transformation of Thematic Mapper data—The TM Tasseled Cap. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, GE-22(3), 256–263.
- Czapla-Myers, J., McCorkel, J., Anderson, N., Thome, K., Biggar, S., Helder, D., Aaron, D., Leigh, L., y Mishra, N. (2015). The ground-based absolute radiometric calibration of Landsat 8 OLI. *Remote Sensing*, 7(1), 600–626. <https://doi.org/10.3390/rs70100600>
- de Oliveira, M. L., dos Santos, C. A. C., de Oliveira, G., Perez-Marin, A. M., y Santos, C. A. G. (2021). Effects of human-induced land degradation on water and carbon fluxes in two different Brazilian dryland soil covers. *Science of the Total Environment*, 792, 148458. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148458>
- Goirán, S. B., Aranibar, J. N., y Gómez, M. L. (2012). Distribución espacial heterogénea de asentamientos ganaderos tradicionales y sus efectos sobre la cobertura vegetal en ecosistemas áridos acoplados a aguas subterráneas en el Desierto de Monte (Argentina). *Journal of Arid Environments*, 87, 188–197. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.07.001>
- Gray, P., Ridge, J., Poulin, S., Seymour, A., Schwantes, A., Swenson, J., y Johnston, D. (2018). Integrating drone imagery into high-resolution satellite remote sensing assessments of estuarine environments. *Remote Sensing*, 10(8), 1257. <https://doi.org/10.3390/rs10081257>
- Luque, S., Pettorelli, N., Vihervaara, P., y Wegmann, M. (2018). Improving biodiversity monitoring using satellite remote sensing to provide solutions towards the 2020 conservation targets. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(3), 883–898. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13057>
- Martín-Sotoca, J. J., Sanz, E., Saa-Requejo, A., Almeida-Ñauñay, A. F., Moratiel, R., y Tarquis, A. M. (2024). Relationship between vegetation and soil moisture anomalies based on remote sensing data: A semiarid rangeland case. *Remote Sensing*, 16(18), 3369. <https://doi.org/10.3390/rs16183369>

Oliva, G., Bran, D., Gaitán, J., Ferrante, D., Massara, V., García Martínez, G., Adema, E., Enrique, M., Domínguez, E., dos Santos, E., Umaña, F., Caruso, C., Paredes, P., Echevarría, D., Fantozzi, A., Butti, L., Ciari, G., Salomone, J., Buono, G., Celdrán, M., Nakamatsu, V., Irazoqui, H., Siffredi, G., Cibils, A., Bran, M. A., y Maestre, F. T. (2019). Monitoring drylands: The MARAS system. *Journal of Arid Environments*, 161, 55–63. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.10.004>

Oliva, G., dos Santos, E., Osiris, S., Umaña, F., Massara Paletto, V., García Martínez, G. C., Caruso, C. A., Cariac, G., Echevarría, D. C., Fantozzi, A. G., Butti, L. R., Bran, D. E., Gaitán, J. J., Ferrante, D., Paredes, P. N., Domínguez, E., y Maestre, F. T. (2020). The MARAS dataset, vegetation and soil characteristics of dryland rangelands across Patagonia. *Scientific Data*, 7, 327. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00658-0>

Olofsson, P., Foody, G., Herold, M., Stehman, S., Woodcock, C., & Wulder, M. (2014). Buenas prácticas para estimar el área y evaluar la precisión del cambio de uso del suelo. *Remote Sensing of Environment*, 148, 42–57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>.

Rahman, S., y Mesev, V. (2019). Change vector analysis, tasseled cap, and NDVI-NDMI for measuring land use/cover changes caused by a sudden short-term severe drought: 2011 Texas event. *Remote Sensing*, 11(19), 2217. <https://doi.org/10.3390/rs11192217>

Reeves, M., Washington-Allen, R. A., Angerer, J., Hunt, E. R., Kulawardhana, W., Kumar, L., Loboda, T., Loveland, T., Metternicht, G., Ramsey, R. D., Hall, J. V., Benedict, T. D., Millikan, P., Retallack, A., Meddens, A. J. H., Smith, W. K., y Zhang, W. (2024). A global view of remote sensing of rangelands: Evolution, applications, future pathways. En P. S. Thenkabail (Ed.), *Remote Sensing Handbook, Volume III* (pp. 361–418). CRC Press.

Ren, H., y Zhou, G. (2019). Estimating green biomass ratio with remote sensing in arid grasslands. *Ecological Indicators*, 98, 568–575. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.043>

Richards, J. A. (2022). *Remote sensing digital image analysis* (Vol. 5). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-78459-8>

Rosenfield, G. H., y Fitzpatrick-Lins, K. (1986). A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52(2), 223–227.

Sawaya, K., Olmanson, L., Heinert, N., Brezonik, P., y Bauer, M. (2003). Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, 88(1-2), 144–156.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.04.006>

Sivanpillai, R., Smith, C. T., Srinivasan, R., Messina, M. G., y Wu, X. B. (2008). Characterizing rangeland vegetation using Landsat and 1-m images. *Geocarto International*, 23(5), 353–368.

Snyman, H. A. (2005). Rangeland degradation in a semi-arid South Africa—I: influence on seasonal root distribution, root/shoot ratios and water-use efficiency. *Journal of Arid Environments*, 60(3), 457–481. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.06.006>

Snyman, H. A., y du Preez, C. C. (2005). Rangeland degradation in a semi-arid South Africa—II: influence on soil quality. *Journal of Arid Environments*, 60(3), 483–507.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.06.005>

Tapia, R., Carmona Crocco, J., y Martinelli, M. (2020). Técnicas de percepción remota para identificar y caracterizar comunidades forrajeras en un sistema ganadero del desierto hiperárido de San Juan (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 55(4), 1–10.

Van Der Leeuw, E., Van Leeuwen, W., Marsh, S., y Archer, S. (2024). Using fine-resolution remotely sensed data-derived land cover to inform dryland state and transition models. *Rangeland Ecology & Management*, 96, 128–142.
<https://doi.org/10.1016/j.rama.2024.06.003>

Van Der Westhuizen, H., Preez, C., y Snyman, H. (2022). Rangeland Degradation Impacts on Vegetation Cover, Soil Properties and Ecosystem Functioning in an Arid and Semi-Arid Climate, South Africa. *Journal of Geoscience and Environment Protection*.
<https://doi.org/10.4236/gep.2022.102002>

Villagra, P. E., Giordano, C., Alvarez, J. A., Bruno Cavagnaro, J., Guevara, A., Sartor, C., y Greco, S. (2011). Ser planta en el desierto: estrategias de uso de agua y resistencia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. *Ecología Austral*, 21(1), 29–42.

Zhou, B., Zhang, S., Xue, R., Li, J., y Wang, S. (2021). A review of space-air-ground integrated remote sensing techniques for atmospheric monitoring. *Journal of Environmental Sciences*, 123, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.12.008>

Zhou, Y., Liu, T., Batelaan, O., Duan, L., Wang, Y., Li, X., y Li, M. (2023). Spatiotemporal fusion of multi-source remote sensing data for estimating aboveground biomass of grassland. *Ecological Indicators*, 150, 109892. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109892>

Capítulo 6

6.1. CONCLUSIONES GENERALES

En este capítulo final se realiza una integración general de los resultados obtenidos a lo largo de la tesis, tomando como eje central la pregunta de investigación: ¿cómo influye la presión ganadera asociada a fuentes de agua permanentes, en interacción con la geomorfología, sobre la estructura y el funcionamiento de los pastizales naturales del Chaco Árido?

6.1.1. Papel de la geomorfología y la topografía en la respuesta del pastizal

La delimitación de las unidades geomorfológicas permitió establecer una base espacial para interpretar la variación de los pastizales. La diferenciación entre el Piedemonte y la Planicie de Inundación fue necesaria, ya que el área de estudio no constituye una unidad homogénea, sino un paisaje organizado por diferencias en relieve, drenaje, dinámica sedimentaria y acumulación de agua. Estas diferencias condicionan la distribución de la vegetación y modulan la forma en que se expresa la presión ganadera y perturbaciones en general. Esta interpretación se relaciona con enfoques recientes que muestran que, en zonas áridas, los efectos del pastoreo sobre la vegetación y los servicios ecosistémicos dependen no solo de la intensidad de uso, sino también del contexto ambiental, climático, edáfico y biológico en el que ese uso ocurre (Maestre et al., 2022).

Las topografías bajas agregaron otro nivel de complejidad. Estos sectores no siempre respondieron al gradiente de distancia de la misma manera que las topografías altas, ya que presentan condiciones propias de acumulación de agua, sedimentos y posiblemente diferencias en la disponibilidad de recursos. Por eso, las topografías bajas no deben interpretarse únicamente según su distancia a la fuente de agua para el ganado, sino como ambientes con funcionamiento particular dentro de cada unidad geomorfológica. Esta diferenciación fue importante en el análisis espacial y espectral, donde las topografías bajas presentaron una señal propia.

La geomorfología no reemplaza el efecto de la distancia a las fuentes de agua para el ganado, pero sí modula su intensidad, su expresión espacial y sus consecuencias ecológicas. Por lo tanto, la interpretación de la presión ganadera en estos pastizales requiere considerar simultáneamente el gradiente de uso y el marco geomorfológico donde ese gradiente se desarrolla.

6.1.2. Gradiente de distancia a las fuentes de agua y distribución de la vegetación

La distancia a las fuentes de agua permanentes permitió ordenar una parte importante de la variación observada en los pastizales naturales estudiados. Este patrón fue consistente con la existencia de un gradiente espacial de uso ganadero, en el cual los sectores más próximos a las aguadas presentaron, en general, señales más marcadas de presión acumulada. Estas señales se expresaron en cambios en la composición botánica, en la distribución de los grupos funcionales de plantas, en la biomasa aérea de gramíneas y en la condición utilitaria del pastizal natural.

En la composición taxonómica y funcional, los sectores cercanos a las fuentes de agua se asociaron con una mayor participación de especies y grupos funcionales menos favorables desde el punto de vista forrajero. En cambio, los sectores más alejados tuvieron una mayor contribución de gramíneas forrajeras. Este patrón fue observado tanto en el Piedemonte como en la Planicie de Inundación, aunque con diferencias en la intensidad y en la forma de respuesta de cada unidad geomorfológica. De este modo, la distancia a la aguada no debe interpretarse como una causa única, sino como un organizador espacial del uso ganadero dentro de sistemas con manejo de pastoreo continuo.

En ambas unidades geomorfológicas, los sectores cercanos a las fuentes de agua presentaron los menores valores de biomasa aérea de gramíneas. En el Piedemonte, este patrón fue más marcado y permitió diferenciar claramente los tres niveles del gradiente: cercano, intermedio y lejano. En la Planicie de Inundación, en cambio, la principal diferencia se registró entre el sector cercano y los sectores intermedio y lejano. Esto indica que la presión ganadera asociada a la cercanía al agua afecta la disponibilidad de biomasa, aunque la magnitud de esa respuesta depende del contexto geomorfológico en el que se expresa. La condición utilitaria mostró un comportamiento similar al de la biomasa, aunque no completamente equivalente, ya que su variación no dependió únicamente de la cantidad de gramíneas presentes, sino también de la composición del pastizal y del valor forrajero de las especies dominantes.

6.1.3. Banco de semillas germinable de gramíneas y potencial de regeneración

Las conclusiones deben interpretarse en una escala local, circunscrita al puesto evaluado, ya que el estudio se realizó en un área de pastoreo específica y bajo las condiciones particulares de uso y estructura del pastizal allí presentes.

La relación entre la vegetación y el banco de semillas del suelo no fue uniforme entre unidades geomorfológicas; el banco de semillas no reproduce de manera directa la vegetación actual, sino que refleja parcialmente la estructura de la comunidad.

El banco de semillas de gramíneas forrajeras no presentó una estructuración espacial marcada en relación con la distancia a las fuentes de agua ni con los micrositios bajo arbustos o en espacios abiertos. En cambio, el banco de semillas de gramíneas no forrajeras mostró una respuesta más asociada a la ubicación dentro del gradiente, con mayores densidades en algunos sectores cercanos o intermedios a las aguadas. Por lo tanto, la presión ganadera acumulada parece favorecer localmente a algunas gramíneas no forrajeras, pero sin eliminar la representación del componente forrajero dentro del banco de semillas germinable.

La regeneración potencial del pastizal no depende de la cobertura arbustiva, sino de la combinación entre composición de la vegetación, distancia a las fuentes de agua, geomorfología y condiciones locales del sitio.

Estos resultados deben interpretarse con prudencia, ya que el estudio se centró en el banco de semillas germinables de gramíneas y no en la totalidad del banco de semillas del suelo. Sin embargo, aporta evidencia sobre la capacidad de regeneración del componente gramíneo y muestra que los sectores más afectados por el uso ganadero pueden presentar un banco de semillas del suelo dominado por especies no forrajeras.

6.1.4. Aporte de la teledetección para interpretar la heterogeneidad espacial

El análisis mediante teledetección permitió ampliar la interpretación de los patrones observados en campo hacia una escala espacial mayor. Entre los componentes de la transformación Tasseled Cap, el índice de humedad fue el que mostró el mejor desempeño para discriminar clases espectrales asociadas con diferencias en la vegetación y el ambiente. El uso de este componente se apoya en la transformación Tasseled Cap, que

sintetiza la información espectral en dimensiones biofísicas interpretables como brillo, verdor y humedad; para Landsat 8 OLI, (Baig et al. 2014). La clasificación basada en este índice presentó una precisión general elevada, lo que permitió considerar la clasificación como una herramienta útil para reconocer contrastes espaciales dentro del área de estudio.

La asociación entre las clases espectrales y las categorías de distancia a la fuente de agua fue significativa tanto en el Piedemonte como en la Planicie de Inundación. En términos generales, las clases asociadas a sectores cercanos e intermedios se diferenciaron de aquellas vinculadas con sectores más alejados y con topografías bajas. Sin embargo, las clases espectrales no deben interpretarse como equivalentes directos de comunidades forrajeras o estados ecológicos definidos. Más bien, representan contrastes biofísicos del paisaje que, al ser integrados con la información de campo, permiten ordenar la heterogeneidad ambiental y reconocer patrones espaciales que coincide con el gradiente de uso ganadero y con la geomorfología.

El índice de humedad y su relación con la distancia a las fuentes de agua no es lineal ni exclusiva. Las topografías bajas, por ejemplo, presentaron una señal espectral propia, lo que confirma que la interpretación del índice debe realizarse considerando el contexto geomorfológico y topográfico. En este sentido, la teledetección no reemplaza los relevamientos de campo, pero constituye una herramienta complementaria valiosa para estratificar ambientes, detectar sectores contrastantes y orientar el monitoreo de grandes superficies. Este uso integrado de sensores remotos y relevamientos de campo coincide con revisiones recientes que destacan la utilidad de la teledetección para monitorear indicadores de estructura, composición y funcionamiento en pastizales extensivos y regiones de difícil acceso (Retallack et al., 2023).

6.2. Implicancias para el manejo, monitoreo y restauración del estrato de gramíneas

Los resultados de esta tesis muestran que la planificación del uso ganadero no debería basarse únicamente en la distancia a las fuentes de agua, sino también en la unidad geomorfológica y en la posición topográfica donde se expresa ese gradiente. El Piedemonte, la Planicie de Inundación y las topografías bajas presentaron respuestas diferentes, por lo que el manejo debería contemplar esta heterogeneidad espacial al momento de definir cargas ganaderas, períodos de descanso, ubicación de aguadas o

sectores prioritarios para conservación. Esta recomendación se vincula con la necesidad de interpretar el pastoreo en zonas áridas como un proceso dependiente del contexto ambiental, donde las respuestas del sistema varían según las condiciones locales de suelo, clima, biodiversidad y presión de uso (Maestre et al., 2022).

La integración entre biomasa, condición utilitaria, composición vegetal, banco de semillas germinable y teledetección permite identificar sectores con distinto grado de deterioro y diferente potencial de recuperación. Los sectores cercanos a las aguadas, caracterizados por menor biomasa y peor condición utilitaria, deberían considerarse áreas prioritarias para aplicar medidas de manejo adaptativo y evaluar acciones de restauración. En cambio, los sectores alejados o con mejor condición del estrato de gramíneas pueden funcionar como áreas de referencia para conservar unidades de paisaje que mantienen una mayor funcionalidad ecológica, asociada con mayor cobertura vegetal, mejor oferta forrajera y mayor potencial de regeneración natural. En estos sectores, el manejo debería orientarse a mantener una baja intensidad de uso, ajustada a la capacidad de carga del sistema.

La estimación de la condición utilitaria por unidad geomorfológica también aporta una referencia operativa para la toma de decisiones. Al diferenciar la condición del pastizal en el Piedemonte y la Planicie de Inundación, es posible establecer objetivos de recuperación más realistas para cada ambiente, en lugar de aplicar una única meta de manejo para todo el paisaje. Esta referencia permite aproximar la pérdida relativa de bienes y servicios ecosistémicos vinculados con la disponibilidad de biomasa forrajera en pie, la cobertura protectora del suelo y el potencial de regeneración, y contrastarla con los costos de intervención. De este modo, el manejo y la restauración pueden pensarse desde una lógica de costo-beneficio, priorizando aquellos sectores donde la recuperación sea ecológicamente viable y donde los beneficios esperados compensen el esfuerzo de remediación.

Aunque los costos de restauración pueden ser elevados, tanto en términos económicos como temporales, estos deben evaluarse considerando horizontes de amortización de largo plazo, ya que la recuperación del pastizal contribuye a sostener bienes y servicios ecosistémicos que permanecen en el tiempo si el recurso es manejado adecuadamente. En este sentido, las estrategias de restauración pueden articular esfuerzos privados y públicos, dado que sus beneficios no se limitan al establecimiento ganadero individual, sino que también alcanzan funciones de interés colectivo, como la conservación del suelo,

la regulación hídrica, la persistencia de la biodiversidad y la estabilidad productiva del paisaje. Esta perspectiva coincide con los principios internacionales de restauración ecológica, que recomiendan definir intervenciones según el diagnóstico del sitio, su potencial de recuperación, la escala temporal del proceso y los beneficios ecológicos y sociales esperados (Gann et al., 2019), así como con enfoques que destacan la necesidad de evaluar la restauración como una inversión de largo plazo en capital natural y servicios ecosistémicos (de Groot et al., 2013).

En este marco, la teledetección aparece como una herramienta complementaria para ampliar el monitoreo a escala de paisaje, detectar cambios espaciales en el tiempo y orientar decisiones de manejo en sistemas ganaderos extensivos. La combinación de información satelital con relevamientos de campo permitiría reconocer áreas con mayor presión de uso, sectores con mejor condición relativa y zonas donde los cambios en la cobertura o en la respuesta espectral podrían indicar procesos de deterioro o recuperación. Por lo tanto, el monitoreo de los pastizales debería integrar indicadores de campo y herramientas espaciales, evitando depender de una única variable para definir el estado del sistema.

Restauración de pastizales

Los resultados vinculados al banco de semillas germinable sugieren que la recuperación del componente gramíneo forrajero no siempre puede asumirse como un proceso rápido o espontáneo, especialmente en sectores donde predominan especies no forrajeras en el banco germinable. Por ello, las acciones de restauración deberían considerar tanto el estado actual de la vegetación aérea como la capacidad regenerativa del suelo. En este sentido, la restauración no debería basarse sólo en la condición actual del sitio, sino también en su potencial de recuperación y en los objetivos de manejo definidos para cada contexto, tal como proponen los principios actuales de restauración ecológica (Gann et al., 2019).

En ambientes áridos y semiáridos, la interpretación del banco de semillas germinable debe realizarse considerando no sólo su composición botánica, sino también la variabilidad climática interanual que regula los pulsos de germinación y establecimiento (Zogas et al., 2020). La presencia de semillas de gramíneas forrajeras en el suelo indica un potencial de recuperación del pastizal, pero ese potencial sólo puede expresarse bajo

condiciones ambientales favorables, especialmente durante años húmedos o luego de eventos de precipitación suficientes para sostener la emergencia y supervivencia inicial de las plántulas (Zogas et al., 2020). Por ello, las prácticas de remediación no deberían basarse únicamente en la existencia de semillas en el banco, sino también en la oportunidad climática para intervenir.

Por tal motivo la recuperación de sectores degradados o cercanos a las fuentes de agua requiere integrar la información del banco de semillas con decisiones de manejo ajustadas al año climático (Farrell et al., 2023). En años húmedos, el banco de semillas puede tener mayor capacidad de expresar su potencial regenerativo, por lo que medidas como descansos temporales, reducción de la carga ganadera o exclusión estratégica del pastoreo podrían favorecer el reclutamiento natural de especies forrajeras. En cambio, en años secos o cuando el banco de semillas presenta baja densidad de especies deseables, la recuperación espontánea puede ser limitada, aun cuando existan semillas viables en el suelo.

Las acciones de remediación deberían considerar estrategias complementarias, como la siembra o resiembra con materiales vegetales adecuados para las condiciones locales. La selección de especies debe priorizar gramíneas nativas o adaptadas al ambiente árido, con tolerancia a sequía, capacidad de establecimiento bajo pulsos de lluvia (Quiroga, 2022), valor forrajero y compatibilidad con la geomorfología y los micrositios disponibles. Estas intervenciones serían especialmente relevantes en sectores donde el banco de semillas está dominado por especies no forrajeras o donde el componente forrajero aparece con baja densidad o distribución discontinua.

Además, en sectores degradados o con evidencias de pérdida de cobertura, las prácticas de restauración deberían considerar la disposición del relieve y la organización del flujo superficial de agua en el paisaje. La planificación de intervenciones siguiendo curvas de nivel, o mediante estructuras simples de retención y redistribución del escurrimiento, podría favorecer la permanencia del agua en el sitio, reducir la pérdida de suelo y aumentar las oportunidades de establecimiento de plántulas. Esta estrategia sería especialmente relevante en ambientes áridos y semiáridos, donde pequeños cambios en la captación y permanencia del agua pueden modificar la eficacia de las acciones de restauración (Smanis et al., 2021).

Así, la restauración del pastizal no depende sólo de qué semillas hay en el suelo, sino también de cuándo se aplican las prácticas de manejo, dónde se interviene dentro del paisaje y con qué especies se complementa la regeneración natural. En conjunto, los resultados de esta tesis sugieren que las acciones de manejo, monitoreo y restauración deberían planificarse de manera diferenciada según la geomorfología, la topografía, la distancia a la fuente de agua y el potencial regenerativo de cada sector del pastizal.

6.3. Limitaciones metodológicas

El diseño de la tesis fue observacional y se desarrolló en campos ganaderos activos, sin exclusión experimental del pastoreo. Por lo tanto, los resultados permiten interpretar patrones asociados a la distancia a las fuentes de agua y a la geomorfología, pero no demostrar causalidad directa en sentido experimental.

La distancia a las fuentes de agua fue utilizada como indicador indirecto de presión ganadera acumulada. Aunque este criterio es adecuado para sistemas extensivos con pastoreo continuo, no reemplaza mediciones directas de carga animal, tiempo de permanencia, frecuencia de uso, tránsito del ganado o historia detallada de manejo de cada puesto.

Los puestos ganaderos presentaron historias de uso propias, que no pudieron ser reconstruidas. La inclusión del puesto como efecto aleatorio permitió contemplar parte de esta variabilidad, pero no elimina por completo la influencia de diferencias históricas en carga ganadera y manejo.

Las campañas de campo se realizaron durante años y momentos del ciclo de crecimiento específicos. Si bien se consideró la precipitación como contexto ambiental, las diferencias interanuales no fueron evaluadas como factor experimental.

El análisis del banco de semillas se realizó en puestos específicos dentro de cada unidad geomorfológica, por lo que sus resultados deben interpretarse como evidencia local. Lo que no permite generalizar a todos los puestos ganaderos ni a toda el área de estudio sin nuevas repeticiones espaciales.

6.4. Conclusión general de la tesis

En conjunto, esta tesis muestra que los pastizales naturales del Chaco Árido no pueden interpretarse a partir de una única variable, sino desde la integración de distintos niveles

de información. La combinación de relevamientos de campo, análisis geomorfológico, biomasa, condición utilitaria, banco de semillas germinable y teledetección permitió reconocer con mayor claridad cómo se organiza la vegetación actual, cómo se expresa la presión ganadera asociada a las fuentes de agua y qué sectores del paisaje presentan mayores restricciones o posibilidades de recuperación.

Desde esta perspectiva, el trabajo aporta una base metodológica para evaluar procesos de degradación en ambientes áridos y semiáridos, considerando tanto la heterogeneidad del paisaje como las condiciones locales de uso. Los resultados obtenidos pueden llegar a constituir una herramienta útil para identificar y jerarquizar estados de degradación, orientar el monitoreo ecológico y aportar información aplicable al manejo sustentable de los sistemas ganaderos extensivos, al ordenamiento territorial y a futuras acciones de restauración en regiones áridas y semiáridas.

6.5. Futuras líneas de investigación

- Establecer clausuras o parcelas de exclusión en sectores con diferente condición utilitaria del estrato de gramíneas, dentro de cada unidad geomorfológica. Este tipo de diseño permitiría evaluar con mayor control la capacidad de recuperación y diferenciar mejor los efectos del pastoreo actual (Hou et al., 2024; Cabral et al., 2018).
- Evaluar la dinámica espacial de la productividad del pastizal bajo gradientes de presión ganadera, considerando la distancia a las fuentes de agua, la condición del pastizal, la heterogeneidad geomorfológica y topográfica del Chaco Árido (Hou et al., 2024; Cabral et al., 2018)
- Analizar la relación entre productividad del pastizal y carbono orgánico del suelo, evaluando cómo los cambios en cobertura vegetal, biomasa y condición utilitaria modulan las entradas de carbono al suelo y sus stocks (Throop et al., 2021).
- Integración de información de campo, suelo y teledetección para el monitoreo de pastizales áridos y semiáridos, orientada a identificar estados funcionales del paisaje y generar herramientas aplicables al manejo sustentable, la restauración y la evaluación de servicios ecosistémicos (Duarte y Hernandez, 2024; Safaei et al., 2023)
- Desarrollar áreas de producción de semillas de gramíneas nativas perennes, a partir de poblaciones seleccionadas por su valor forrajero, tolerancia al estrés y potencial de

restauración, con el fin de abastecer programas de remediación y conservar la diversidad genética de los pastizales áridos y semiáridos (Quiroga, 2022, Veneciano et al., 2005).

- Evaluar técnicas de restauración mediante siembra de gramíneas nativas, incorporando el acondicionamiento de cariopses y su peletizado como herramientas para mejorar la germinación, el establecimiento y la manipulación de las semillas en campo (Meglioli et al., 2024; Meglioli et al., 2026).

6.6. Bibliografía

- Baig, M. H. A., Zhang, L., Shuai, T., y Tong, Q. (2014). Derivation of a tasselled cap transformation based on Landsat 8 at-satellite reflectance. *Remote Sensing Letters*, 5(5), 423–431. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2014.915434>
- Cabral, D. R., Cabral, D. L., Anderson, D. L., y Oriente, E. L. (2018) Balde El Tala. Medio siglo de manejo ganadero sustentable en pastizales de árido riojano. Visiones, vivencias y decisiones de un productor. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/17561>
- de Groot, R. S., Blignaut, J., van der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T., y Farley, J. (2013). Benefits of investing in ecosystem restoration. *Conservation Biology*, 27(6), 1286–1293. <https://doi.org/10.1111/cobi.12158>
- Duarte, E., y Hernandez, A. (2024). A Review on Soil Moisture Dynamics Monitoring in Semi-Arid Ecosystems: Methods, Techniques, and Tools Applied at Different Scales. *Applied Sciences*. <https://doi.org/10.3390/app14177677>.
- Farrell, H., Munson, S., Butterfield, B., Duniway, M., Faist, A., Gornish, E., Havrilla, C., Larios, L., Reed, S., Rowe, H., Laushman, K., y McCormick, M. (2023). Soil surface treatments and precipitation timing determine seedling development across southwestern US restoration sites.. *Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America*, e2834 . <https://doi.org/10.1002/eap.2834>.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., y Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(S1), S1–S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>.
- Hopfensperger, K. N. (2007). A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos*, 116(9), 1438–1448. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15818.x>
- Hou, D., Liu, J., Li, N., Han, B., Liu, C., y Wang, Z. (2024). Grazing exclusion is more effective for vegetation restoration and nutrient transfer in the heavily degraded desert steppe. *BMC Plant Biology*, 24. <https://doi.org/10.1186/s12870-024-05127-z>.

Maestre, F. T., Le Bagousse-Pinguet, Y., Delgado-Baquerizo, M., Eldridge, D. J., Saiz, H., Berdugo, M., Gozalo, B., Ochoa, V., Guirado, E., García-Gómez, M., et al. (2022). Grazing and ecosystem service delivery in global drylands. *Science*, 378(6622), 915–920. <https://doi.org/10.1126/science.abq4062>

Meglioli, C., Scaglia, J. A., & Parera, C. A. (2024). Factores que afectan la germinación de tres pastos de zonas áridas: *Leptochloa crinita*, *Pappophorum caespitosum* y *Digitaria californica* (Poaceae). *Acta Botanica Mexicana*, (131). <https://doi.org/10.21829/abm131.2024.2329>

Meglioli, C., Kuchen, B., Ormeño, L., Vazquez, F., & Parera, C. A. (2026). Statistical optimization of seed coating in arid-zone grass species used as cover crops in woody agroecosystems. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCuyo*, 58(1), e8966. <https://doi.org/10.48162/rev.39.189>

Quiroga, R. E. (2022). Variabilidad intraespecífica regional y continental en *Trichloris crinita* (Poaceae): aspectos de su nicho ecológico y diferenciación genética relevantes para la restauración de pastizales. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía.

Retallack, A., Finlayson, G., Ostendorf, B., y Lewis, M. M. (2023). Remote sensing for monitoring rangeland condition: Current status and development of methods. *Current Research in Environmental Sustainability*, 5, 100285. <https://doi.org/10.1016/j.crsust.2023.100285>

Safaei, M., Bashari, H., Kleinebecker, T., Fakheran, S., Jafari, R., y Große-Stoltenberg, A. (2023). Mapping terrestrial ecosystem health in drylands: Comparison of field-based information with remotely sensed data at watershed level. *Landscape Ecology*, 38, 705–724. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01454-4>

Smanis, A., Fuentes, D., Fuente, P., y Valdecantos, A. (2021). How far surface water fluxes determine restoration success in Mediterranean degraded areas? Implications for dryland precision restoration. *Journal of Arid Environments*, 187, 104445. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104445>

Throop, H., Munson, S., Hornslein, N., y McClaran, M. (2021). Shrub influence on soil carbon and nitrogen in a semi-arid grassland is mediated by precipitation and largely

insensitive to livestock grazing. *Arid Land Research and Management*, 36, 27 - 46.
<https://doi.org/10.1080/15324982.2021.1952660>.

Veneciano, J. H., Kraus, T. A., y Bianco, C. A. (2005). *Domesticación de especies forrajeras*. 1.^a ed. Córdoba, Argentina: Universidad Nacional de Río Cuarto.

Zogas, A., Kosman, E., y Sternberg, M. (2020). Estrategias de germinación bajo escenarios de cambio climático a lo largo de un gradiente de aridez. *Journal of Plant Ecology*, 13, 470-477. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtaa035>.

ANEXO Capítulo 2

Tabla A2.1: Composición botánica del Piedemonte. Detalle de los modelos evaluados, incluyendo AIC, BIC, F de Wald (Sitio), p valor, varianza residual y desvío estándar residual

Especie	AIC	BIC	F de Wald (Sitio)	p valor	Var residual	SD residual
<i>Leptochloa pluriflora</i>	-0.91	7.01	253.17	<0.0001	0.34	0.58
<i>Bouteloua aristoides</i>	279.98	287.9	6.18	0.0052	0.29	0.54
<i>Lycium chilensis</i> var <i>filifolium</i>	37.8	45.72	5.05	0.0123	0.33	0.58
<i>Eragrostis mexicana</i> var <i>virescens</i>	-117.19	-109.27	102.34	<0.0001	0.56	0.75
<i>Bidens subalternans</i>	-134.71	-126.79	130.81	<0.0001	0.33	0.57
<i>Justicia gilliesii</i>	-77.69	-69.77	180.09	<0.0001	0.33	0.58
<i>Mimozyanthus carinatus</i>	134.4	142.32	14.56	<0.0001	0.33	0.57
<i>Gouinia paraguayensis</i>	77.2	85.12	6.32	0.0048	0.48	0.69
<i>Setaria lachnea</i>	111.75	119.67	21.02	<0.0001	0.54	0.73
<i>Cordobia argentea</i>	15.43	23.35	3.01	0.048	0.59	0.77
<i>Parkinsonia praecox</i> var <i>praecox</i>	159.61	167.53	0.41	0.6677	0.31	0.56
<i>Setaria leucopila</i>	167.03	174.94	5.36	0.0096	0.11	0.34
<i>Tripogon spicatus</i>	-229.73	-221.81	229.6	<0.0001	0.24	0.49
<i>Neltuma flexuosa</i>	110.21	118.13	22.55	<0.0001	0.46	0.68
<i>Pseudabutilon virgatum</i>	7.15	15.07	3.7	0.0355	0.67	0.82
<i>Aristida adscensionis</i>	29.56	37.47	4.07	0.0263	0.82	0.9
<i>Setaria cordobensis</i>	-271.21	-263.3	436.09	<0.0001	0.15	0.39
<i>Zinnia pruviana</i>	-148.6	-140.68	123.86	<0.0001	0.36	0.6
<i>Capparis atamisquea</i>	-265.33	-257.42	182.23	<0.0001	0.25	0.5
<i>Senna aphylla</i>	118.43	126.35	46.93	<0.0001	0.2	0.44
<i>Pithecoctenium cynanchoides</i>	-256.53	-248.62	200.15	<0.0001	0.19	0.44
<i>Lantana fucata</i>	-82.99	-75.08	212.82	<0.0001	0.3	0.55
<i>Celtis tala</i>	-126.55	-118.63	99.69	<0.0001	0.54	0.73
<i>Digitaria californica</i>	94.01	101.93	5.64	0.0078	0.44	0.66
<i>Talinum polygaloides</i>	-290.19	-282.27	155.63	<0.0001	0.24	0.49
<i>Setaria hunzikeri</i>	-246.06	-238.15	613.58	<0.0001	0.07	0.26
<i>A quebracho blanco</i>	-100.72	-92.8	118.45	<0.0001	0.51	0.72
<i>Gaya parvifolia</i>	-137.44	-129.52	134.22	<0.0001	0.36	0.6
<i>Lippia integrifolia</i>	-65.37	-57.45	279.2	<0.0001	0.23	0.48
<i>Amaranto</i>	-279.25	-271.33	166.24	<0.0001	0.24	0.49
<i>Gomphrena spp</i>	-143.09	-135.17	93.53	<0.0001	0.45	0.67
<i>Leptochloa crinita</i>	141.93	149.85	66.57	<0.0001	0.27	0.52
<i>Ximenia americana</i>	-110.79	-102.87	257.05	<0.0001	0.18	0.43
<i>Aloysia gratissima</i>	-117.13	-109.21	153.28	<0.0001	0.4	0.63
<i>Pappophorum philippianum</i>	184.71	192.63	14.63	<0.0001	0.36	0.6
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	135.92	143.83	5.25	0.0105	0.36	0.6
<i>Tribulus terrestris</i>	-284.27	-276.36	149.43	<0.0001	0.43	0.66
<i>Parthenium hysterophorus</i>	-162.54	-154.62	85.55	<0.0001	0.46	0.68
<i>Bulnesia retama</i>	53.49	61.41	16.99	<0.0001	0.7	0.84
<i>Euphorbia catamarcensis</i>	-255.43	-247.51	202.06	<0.0001	0.18	0.42
<i>Sphaeralcea miniata</i>	83.98	91.9	2.88	0.0405	0.59	0.77
<i>Condalia microphylla</i>	-263.76	-255.84	188.87	<0.0001	0.21	0.46

<i>Leptochloa dubia</i>	-273.56	-265.64	179.84	<0.0001	0.18	0.43
<i>Sporobolus pyramidatus</i>	-153.04	-145.12	90.43	<0.0001	0.43	0.66
<i>Allionia incarnata</i>	52.07	59.98	9.66	0.0005	0.63	0.79
<i>Tillandsia spp</i>	-156.69	-148.77	84.36	<0.0001	0.64	0.8
<i>Chloris parvispicula</i>	-250.29	-242.37	201.34	<0.0001	0.24	0.49
<i>Lantana grisebachii</i>	-27.58	-19.66	610.61	<0.0001	0.12	0.35
<i>Prosopis torquata</i>	-79.24	-71.33	174.32	<0.0001	0.36	0.6
<i>Heliotropium mendocinum</i>	-288.82	-280.9	161.22	<0.0001	0.2	0.44
<i>Porophyllum lanceolatum</i>	-286.2	-278.28	155.22	<0.0001	0.28	0.53
<i>Portulaca grandiflora</i>	-290.37	-282.46	154.75	<0.0001	0.25	0.5
<i>Lantana xenica</i>	-289.32	-281.4	159	<0.0001	0.22	0.47
<i>Aristida medocina</i>	-287.74	-279.83	162.03	<0.0001	0.2	0.45
<i>Tricomaria usillo</i>	-290.36	-282.44	154.63	<0.0001	0.25	0.5
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	-290.01	-282.09	156.63	<0.0001	0.23	0.48
<i>Larrea divaricata</i>	249.1	257.02	2.92	0.045	0.27	0.52

Tabla A2.2: Composición botánica de la Planicie de Inundación. Detalle de los modelos evaluados, incluyendo AIC, BIC, F de Wald (Sitio), p valor, varianza residual y desvío estándar residual

Especie	AIC	BIC	F de Wald (Sitio)	p valor	Var residual	SD residual
<i>Leptochloa pluriflora</i>	93.35	101.27	193.83	<0.0001	0.37	0.61
<i>Larrea divaricata</i>	282.02	289.94	21.9	<0.0001	0.05	0.22
<i>Lycium chilensis var filifolium</i>	-185.08	-177.17	99.83	<0.0001	0.18	0.43
<i>Mimozyanthus carinatus</i>	-122.68	-114.76	502.82	<0.0001	0.06	0.24
<i>Gouinia paraguayensis</i>	103.53	111.44	8.74	0.0009	0.16	0.4
<i>Setaria lachnea</i>	-36.42	-28.51	71.13	<0.0001	0.51	0.71
<i>Cordobia argentea</i>	207.75	215.67	20.45	<0.0001	0.14	0.37
<i>Parkinsonia praecox var praecox</i>	-30.55	-22.63	109.69	<0.0001	0.42	0.65
<i>Setaria leucopila</i>	61.01	68.92	174.84	<0.0001	0.4	0.63
<i>Neltuma flexuosa</i>	147.02	154.94	0.77	0.4723	0.3	0.55
<i>Aristida adscensionis</i>	-30.23	-22.31	83.51	<0.0001	0.42	0.65
<i>Senna aphyla</i>	111.59	119.51	14.19	<0.0001	0.58	0.76
<i>Digitaria californica</i>	-52.79	-44.87	63.49	<0.0001	0.49	0.7
<i>Geoffroea decorticans</i>	120.4	128.32	23.99	<0.0001	0.4	0.63
<i>Gaya parvifolia</i>	-50.77	-42.86	65.85	<0.0001	0.46	0.68
<i>Lippia integrifolia</i>	-133.58	-125.66	146.93	<0.0001	0.22	0.47
<i>Leptochloa crinita</i>	-14.06	-6.14	180.11	<0.0001	0.22	0.47
<i>Ximania americana</i>	-212.05	-204.13	5662.21	<0.0001	0.02	0.13
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	161.02	168.94	15.55	<0.0001	0.46	0.68
<i>Condalia microphylla</i>	-156.98	-149.07	118.2	<0.0001	0.24	0.49
<i>Sporobolus pyramidatus</i>	-41.94	-34.02	33225.82	<0.0001	0.46	0.68
<i>Prosopis torquata</i>	151.57	159.49	56.14	<0.0001	0.16	0.4
<i>Lantana xenica</i>	-27	-19.08	145.34	<0.0001	0.28	0.53
<i>Aristida medocina</i>	152.52	160.44	16.86	<0.0001	0.24	0.49
<i>Tricomaria usillo</i>	120.99	128.91	4.54	0.0181	0.59	0.77
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	-159.68	-151.77	113.3	<0.0001	0.27	0.52

<i>Setaria sp</i>	-146.76	-138.84	128.99	<0.0001	0.25	0.5
<i>Salvia gilliesii</i>	-183.93	-176.01	101.84	<0.0001	0.17	0.42
<i>Cereus aethiops</i>	-185.33	-177.41	99.1	<0.0001	0.19	0.43
<i>Ephedra triandra</i>	-178.15	-170.23	96.3	<0.0001	0.26	0.51

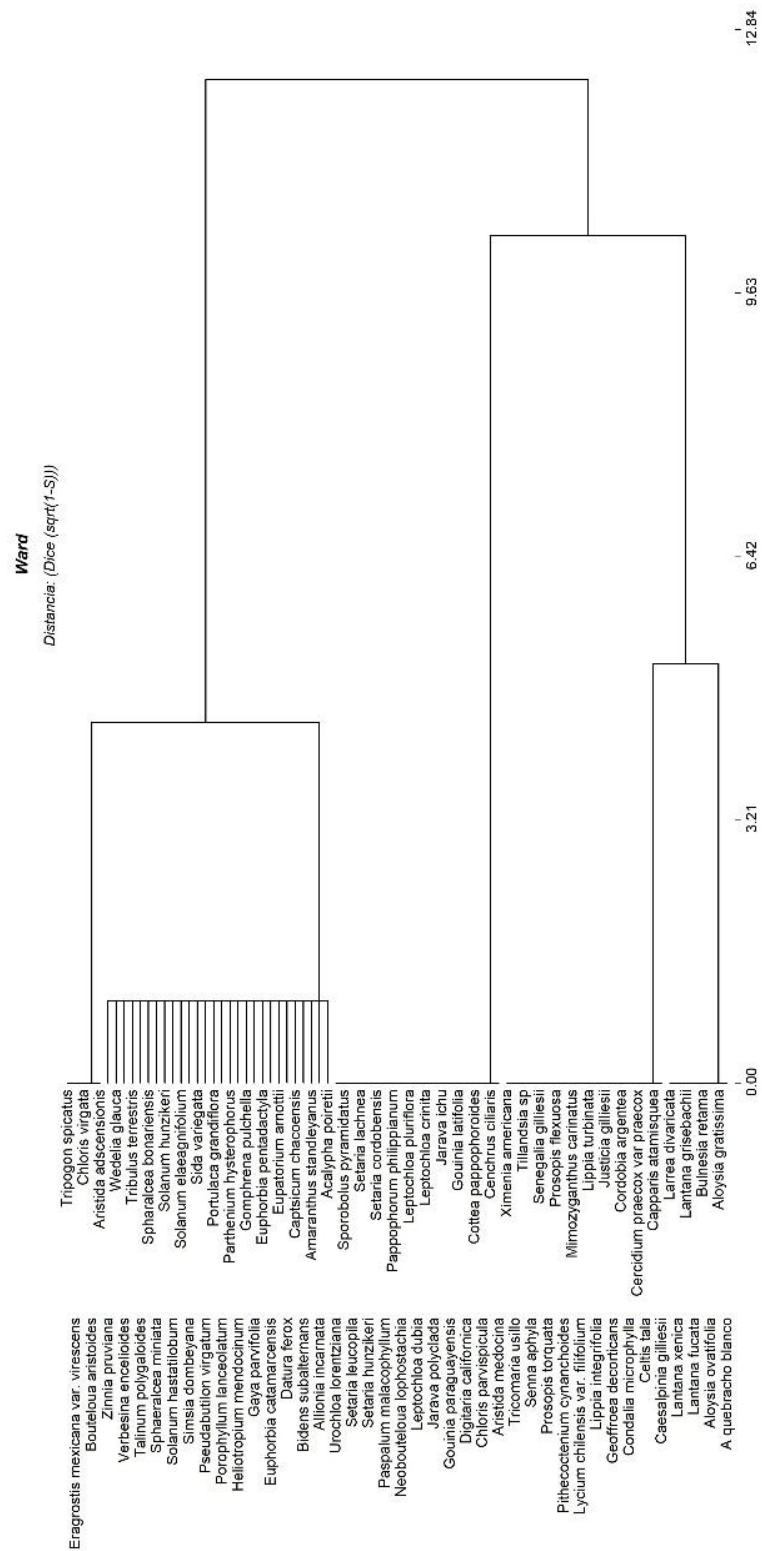


Figura A2.1: Analisis de Conglomerados Prediccion 2

Tabla A2.3. Valores medios estimados de la contribución de los grupos funcionales de plantas en la planicie de inundación y el piedemonte. Detalle de los modelos evaluados, incluyendo AIC, BIC, F de Wald (Sitio), p valor, varianza residual y desvío estándar residual.

	Grupo Funcional	AIC	BIC	F de Wald (Sitio)	p valor	Var residual	SD residual
Piedemonte	Leñosas forrajeras	217.88	225.8	28.61	<0.0001	0.08	0.28
	Gramíneas forrajeras	271.29	279.21	18.31	<0.0001	0.09	0.3
	Herbáceas perennes no forrajeras	170.29	178.21	0.61	0.5497	0.41	0.64
	Herbáceas anuales no forrajeras	275.84	283.76	14.04	<0.0001	0.1	0.31
	Leñosas no forrajeras	209.91	217.83	45.87	<0.0001	0.03	0.16
Planicie de Inundación	Leñosas forrajeras	283.5	291.42	8.38	0.0011	0.19	0.44
	Gramíneas forrajeras	275.58	283.5	15.1	<0.0001	0.27	0.52
	Herbáceas perennes no forrajeras	165.13	173.05	11.17	0.0002	0.46	0.68
	Herbáceas anuales no forrajeras	6.9	14.82	201.58	<0.0001	0.23	0.48
	Leñosas no forrajeras	317.27	325.19	6.04	0.0058	0.11	0.34

Tabla A2.4: Composición botánica de las topografías altas (TAPM) y bajas (TBPM) en el Piedemonte. Detalle de los modelos evaluados, incluyendo AIC, BIC, F de Wald (Sitio), p valor, varianza residual y desvío estándar residual.

	Especie	AIC	BIC	F de Wald (Sitio)	p valor	Var residual	SD residual
	<i>Leptochloa pluriflora</i>	146.29	151	12.46	0.0019	1.05	1.03
	<i>Larrea divaricata</i>	154.01	158.72	0.4	0.5341	0.16	0.4
	<i>Lippia turbinata</i>	34.17	38.88	12.29	0.002	1.5	1.22
	<i>Simsia dombeyana</i>	-66.7	-61.99	327.4	<0.0001	0.16	0.4
	<i>Bouteloua aristoides</i>	136.21	140.92	23.41	0.0001	0.83	0.91
	<i>Acalypha poiretii</i>	-47.63	-42.92	357.42	<0.0001	0.18	0.42
	<i>Lycium chilensis</i> var <i>filifolium</i>	49.33	54.05	18.58	0.0003	0.31	0.55
	<i>Sida variegata</i>	-85.47	-80.75	104.84	<0.0001	0.33	0.58
	<i>Eragrostis mexicana</i> var <i>virescens</i>	-8.7	-3.99	0.48	0.4963	2.08	1.44
	<i>Bidens subalternans</i>	37.98	42.69	41.01	<0.0001	0.82	0.91
	<i>Justicia gilliesii</i>	33.36	38.07	0.44	0.5146	0.67	0.82
	<i>Mimozyanthus carinatus</i>	79.45	84.16	8.36	0.0085	0.7	0.84
	<i>Gouinia paraguayensis</i>	57.23	61.94	1.16	0.2927	1.22	1.11
	<i>Setaria lachnea</i>	124.22	128.93	3.56	0.0424	0.93	0.96
	<i>Cordobia argentea</i>	37.06	41.77	0.56	0.4632	0.67	0.82
	<i>Parkinsonia praecox</i> var <i>praecox</i>	95.92	100.63	0.99	0.3298	0.52	0.72
	<i>Setaria leucopila</i>	120.83	125.54	4.37	0.0484	0.4	0.63
	<i>Spharalcea bonariensis</i>	-89.24	-84.52	95.99	<0.0001	0.4	0.63
	<i>Verbesina encelioides</i>	-81.26	-76.55	269.09	<0.0001	0.16	0.4
	<i>Solanum hastatilobum</i>	-88.8	-84.08	97.73	<0.0001	0.38	0.62
	<i>Tripogon spicatus</i>	11.24	15.95	0.01	0.9397	3.11	1.76

<i>Neltuma flexuosa</i>	114.58	119.3	0.38	0.542	1.11	1.05
<i>Pseudabutilon virgatum</i>	2.28	6.99	0.28	0.6002	1.1	1.05
<i>Aristida adscensionis</i>	37.26	41.97	0.01	0.9233	0.95	0.98
<i>Setaria cordobensis</i>	45.12	49.83	16.61	0.0005	1.44	1.2
<i>Zinnia pruviana</i>	20.26	24.97	25.29	<0.0001	0.64	0.8
<i>Capparis atamisquea</i>	22.14	26.85	18.01	0.0003	1.8	1.34
<i>Senna aphylla</i>	64.18	68.9	12.14	0.0021	0.93	0.96
<i>Pithecoctenium cynanchoides</i>	-38.26	-33.55	2.51	0.1274	1.3	1.14
<i>Lantana fucata</i>	65.59	70.31	2.35	0.1395	1.03	1.01
<i>Capsicum chacoensis</i>	-81.23	-76.52	269.52	<0.0001	0.16	0.4
<i>Celtis tala</i>	69.79	74.5	22.74	0.0001	0.96	0.98
<i>Digitaria californica</i>	69.47	74.18	2.08	0.1632	0.48	0.69
<i>Talinum polygaloides</i>	-33.45	-28.73	8.69	0.0074	1.31	1.15
<i>Senegalia gilliesii</i>	-5.71	-1	4.24	0.0515	1.45	1.2
<i>Cenchrus ciliaris</i>	32.55	37.26	121337.49	<0.0001	1.3	1.14
<i>Cottea pappophoroides</i>	41.09	45.8	11.81	0.0024	0.51	0.71
<i>Aloysia ovatifolia</i>	-34.88	-30.17	435.76	<0.0001	0.13	0.36
<i>Setaria hunzikeri</i>	54.32	59.03	1.72	0.2033	1.18	1.09
<i>Geoffroea decorticans</i>	-35.35	-30.64	167.83	<0.0001	0.32	0.57
<i>A quebracho blanco</i>	42	46.71	12.7	0.0017	1	1
<i>Gaya parvifolia</i>	-12.48	-7.76	0.88	0.3587	0.88	0.94
<i>Lippia integrifolia</i>	5.84	10.55	5.33	0.0307	1.43	1.19
<i>Amaranto</i>	-13.41	-8.7	5.36	0.0303	0.93	0.97
<i>Euphorbia pentadactyla</i>	-69.81	-65.09	126.39	<0.0001	0.28	0.53
<i>Gomphrena</i>	-40.8	-36.09	3.06	0.0942	1.03	1.01
<i>Gouinia latifolia</i>	-108.52	-103.81	266.44	<0.0001	0.09	0.31
<i>Leptochloa crinita</i>	116.48	121.19	8.85	0.007	1.19	1.09
<i>Ximenia americana</i>	-6.25	-1.53	1.58	0.2218	0.9	0.95
<i>Aloysia gratissima</i>	-74.75	-70.04	60.3	<0.0001	1.22	1.11
<i>Pappophorum philippianum</i>	61.03	65.74	110547.65	<0.0001	0.98	0.99
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	-27.21	-22.5	203.29	<0.0001	0.69	0.83
<i>Tribulus terrestris</i>	-123.83	-119.12	3.27	0.0843	1.23	1.11
<i>Solanum hunzikeri</i>	-44.28	-39.57	150.53	<0.0001	0.37	0.61
<i>Jarava ichu</i>	-80.31	-75.6	108.62	<0.0001	0.35	0.59
<i>Wedelia glauca</i>	-89.94	-85.23	46.25	<0.0001	0.45	0.67
<i>Paspalum malacophyllum</i>	-85.9	-81.19	36.84	<0.0001	0.44	0.67
<i>Datura ferox</i>	-89.9	-85.19	44.17	<0.0001	0.45	0.67
<i>Urochloa lorentziana</i>	-67.75	-63.04	122.18	<0.0001	0.33	0.57
<i>Parthenium hysterophorus</i>	9.35	14.06	17.53	0.0004	0.97	0.98
<i>Eupatorium arnottii</i>	-81.15	-76.44	105.55	<0.0001	0.39	0.62
<i>Chloris virgata</i>	-90.4	-85.69	44.45	<0.0001	0.46	0.68
<i>Caesalpinia gilliesii</i>	-90.37	-85.66	45.25	<0.0001	0.46	0.68
<i>Jarava polyclada</i>	-84.04	-79.32	29.39	<0.0001	0.49	0.7
<i>Bulnesia retama</i>	-40.44	-35.73	101.1	<0.0001	1.6	1.26
<i>Euphorbia catamarcensis</i>	-109.96	-105.25	21	0.0001	1.21	1.1
<i>Sphaeralcea miniata</i>	-44.39	-39.67	115.71	<0.0001	0.67	0.82
<i>Condalia microphylla</i>	-114.95	-110.24	20.15	0.0002	1.14	1.07
<i>Sporobolus pyramidatus</i>	-94.12	-89.41	41.9	<0.0001	1.24	1.12

<i>Allionia incarnata</i>	-49.26	-44.55	118.14	<0.0001	0.77	0.88
<i>Tillandsia</i>	-101.19	-96.48	38.36	<0.0001	0.91	0.95
<i>Chloris parvispicula</i>	-87.97	-83.25	61.11	<0.0001	0.89	0.94
<i>Lantana grisebachii</i>	-32.35	-27.64	138.38	<0.0001	0.33	0.58
<i>Prosopis torquata</i>	-54.95	-50.24	79.9	<0.0001	0.98	0.99
<i>Heliotropium mendocinum</i>	-120.67	-115.96	12.45	0.0019	0.93	0.96
<i>Porophyllum lanceolatum</i>	-112.16	-107.45	9.33	0.0058	1.21	1.1
<i>Portulaca grandiflora</i>	-111.54	-106.83	8	0.0098	0.9	0.95
<i>Lantana xenica</i>	-111.54	-106.83	8	0.0098	0.9	0.95
<i>Aristida medocina</i>	-111.54	-106.83	8	0.0098	0.9	0.95
<i>Tricomaria usillo</i>	-111.54	-106.83	8	0.0098	0.9	0.95
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	-111.54	-106.83	8	0.0098	0.9	0.95

Tabla A2.5: Composición botánica de las topografías altas (TAPL) y bajas (TBPL) en la planicie de inundación. Detalle de los modelos evaluados, incluyendo AIC, BIC, F de Wald (Sitio), p valor, varianza residual y desvío estándar residual.

Especie	AIC	BIC	F de Wald (Sitio)	p valor	Var residual	SD residual
<i>Leptochloa pluriflora</i>	36.2	40.91	62.86	<0.0001	0.68	0.83
<i>Larrea divaricata</i>	193.32	198.03	0.8	0.3802	0.04	0.2
<i>Gouinia paraguayensis</i>	71.68	76.4	0.15	0.6988	0.08	0.28
<i>Setaria lachnea</i>	-15.67	-10.95	71.68	<0.0001	0.53	0.73
<i>Cordobia argentea</i>	128.18	132.89	14.62	0.0009	0.17	0.41
<i>Parkinsonia praecox var praecox</i>	-16.19	-11.48	38.18	<0.0001	0.63	0.79
<i>Setaria leucopila</i>	45.24	49.96	95.89	<0.0001	0.65	0.81
<i>Neltuma flexuosa</i>	127.09	131.81	7.94	0.01	0.31	0.56
<i>Aristida adscensionis</i>	50.27	54.98	64.84	<0.0001	0.41	0.64
<i>Senna aphylla</i>	88.2	92.91	0.22	0.6448	0.52	0.72
<i>Digitaria californica</i>	-69.45	-64.73	31.89	<0.0001	0.63	0.79
<i>Geoffroea decorticans</i>	70.58	75.29	49.88	<0.0001	0.34	0.58
<i>Gaya parvifolia</i>	6.5	11.21	3.05	0.0947	0.61	0.78
<i>Leptochloa crinita</i>	67.04	71.75	8037.11	<0.0001	1.48	1.21
<i>Ximenia americana</i>	-68.84	-64.13	42532.22	<0.0001	1.39	1.18
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	95.07	99.78	17.45	0.0004	0.78	0.89
<i>Condalia microphylla</i>	-114.45	-109.73	33073.43	<0.0001	0.59	0.77
<i>Sporobolus pyramidatus</i>	-66.45	-61.74	864494.63	<0.0001	0.49	0.7
<i>Prosopis torquata</i>	141.04	145.76	1.51	0.2326	0.1	0.32
<i>Lantana xenica</i>	101.77	106.48	1.30E-03	0.9715	0.6	0.77
<i>Aristida medocina</i>	94.68	99.39	0.41	0.5282	0.51	0.71
<i>Tricomaria usillo</i>	116.88	121.59	15.45	0.0007	0.72	0.85
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	-76.07	-71.35	40.02	<0.0001	0.58	0.76
<i>Schinus bumelioides</i>	-114.88	-110.17	577.04	<0.0001	0.13	0.36

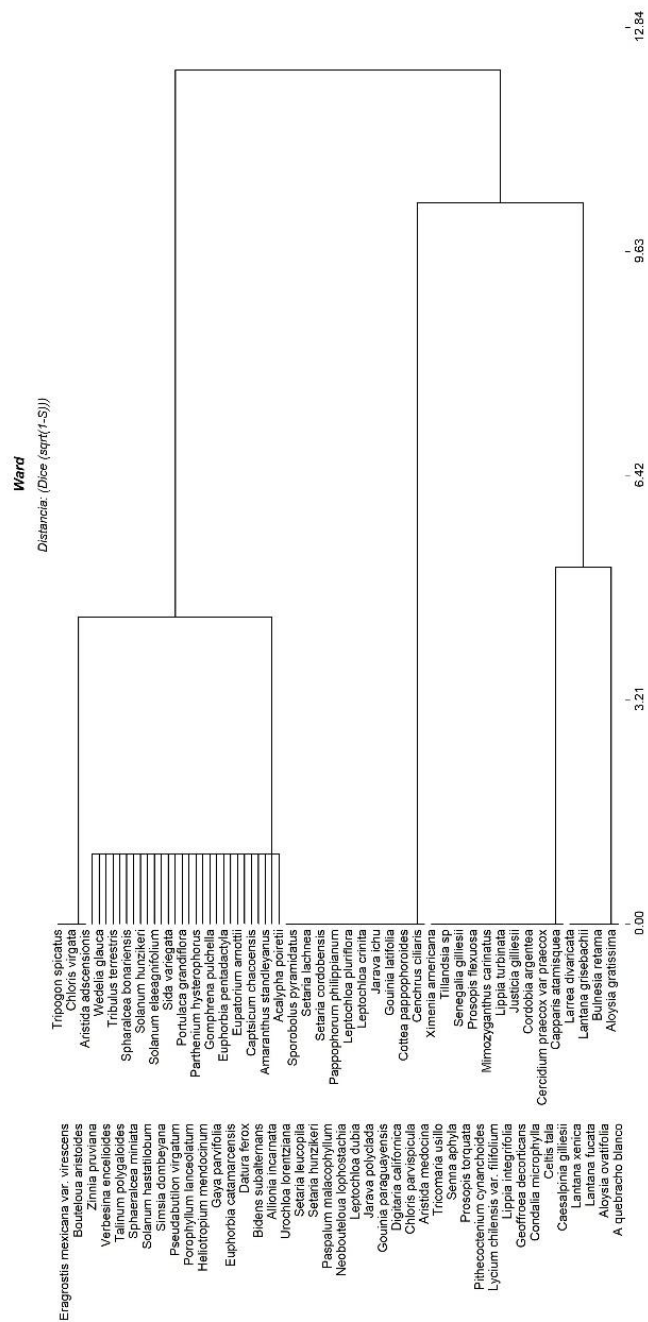


Figura A 2.2: Analisis de Conglomerados Prediccion 3

Tabla A2.6. Contribución de los grupos funcionales de plantas en la planicie de inundación y el piedemonte según la posición topográfica, Detalle de los modelos evaluados, incluyendo AIC, BIC, F de Wald (Sitio), p valor, varianza residual y desvío estándar residual.

	GFP	AIC	BIC	F de Wald (Sitio)	p valor	Var residual	SD residual
Piedemonte	Herbáceas anuales no forrajeras	152.68	157.39	12.13	0.0021	0.65	0.81
	Herbáceas no forrajeras	136.97	141.68	10.74	0.0034	0.25	0.5
	Gramíneas forrajeras	222.04	226.75	2.56	0.0459	0.15	0.39
	Leñosas forrajeras	184.36	189.07	0.21	0.6485	0.17	0.41
	leñosas no forrajeras	150.35	155.07	4.63	0.0426	0.06	0.24
Planicie de Inundación	Gramíneas anuales	50.27	54.98	64.84	<0.0001	0.41	0.64
	Herbáceas no forrajeras	22.57	27.28	0.39	0.5388	0.68	0.83
	Gramíneas forrajeras	168.28	172.99	3.17	0.0891	0.31	0.56
	leñosas forrajeras	195.95	200.67	3.3	0.0831	0.12	0.35
	leñosas no forrajeras	198.58	203.3	0.47	0.4987	0.04	0.21

ANEXO Capítulo 3

Tabla A3.1: Composición botánica de la cobertura del pastizal en el Piedemonte. Detalle de los modelos evaluados, incluyendo AIC, BIC, F de Wald (Sitio), p valor, varianza residual y desvío estándar residual

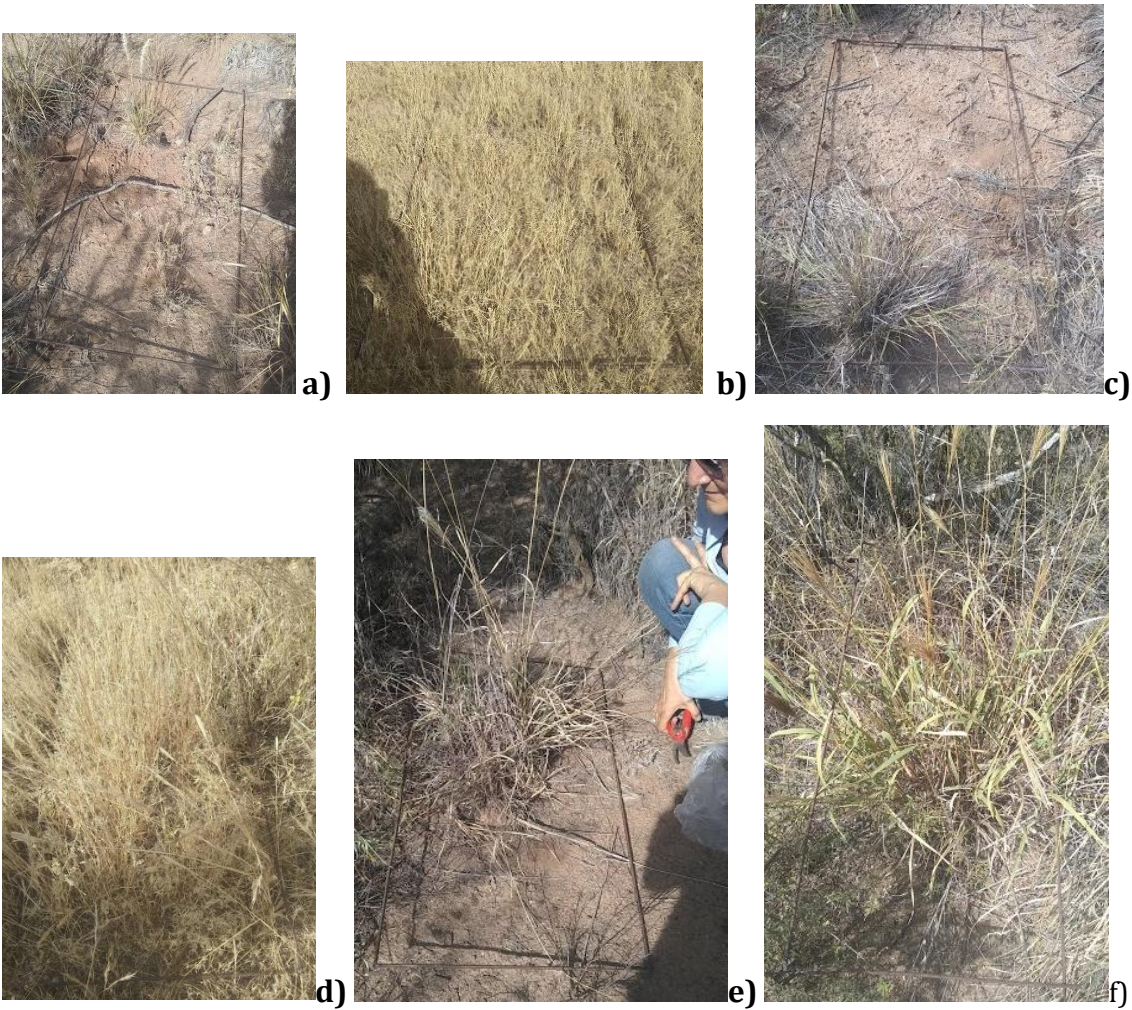
Especie	AIC	BIC	F de Wald (Sitio)	p valor	Var residual	SD residual
<i>Gouinia paraguayensis</i>	30,98	44,15	243,35	<0,0001	2,22	1,49
<i>Cottea pappophoroides</i>	290,78	303,95	104,35	<0,0001	2,07	1,44
<i>Aristida mendocina</i>	73,23	86,41	170,67	<0,0001	0,86	0,93
<i>Eragrostis ciliarensis</i>	10,25	23,42	33,06	<0,0001	1,21	1,1
<i>Bouteloua aristoides</i>	620,57	633,74	5,51	0,0054	1,05	1,03
<i>Sporobolus pyramidatus</i>	8,05	21,22	12,2	<0,0001	2,44	1,56
<i>Digitaria californica</i>	161,92	175,09	18,17	<0,0001	2,21	1,49
<i>Aristida adscensionis</i>	103,37	116,55	20,08	<0,0001	1,86	1,36
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	451,66	464,83	25,34	<0,0001	1,78	1,33
<i>Setaria lachnea</i>	358,31	371,49	17,15	<0,0001	3,47	1,86
<i>Setaria leucopila</i>	519,04	532,21	7,3	0,0011	1,07	1,03
<i>Leptochloa crinita</i>	491,65	504,82	34,16	<0,0001	1,85	1,36
<i>Leptochloa pluriflora</i>	239,67	252,85	622,9	<0,0001	0,34	0,59
<i>Digitaria insularis</i>	-468,55	-455,37	92,35	<0,0001	2,58	1,61
<i>Chloris parvispicula</i>	-404,6	-391,43	231,65	<0,0001	0,34	0,58
<i>Pappophorum philippianum</i>	631,77	644,94	13,57	<0,0001	0,93	0,96
<i>Jaraba ichu</i>	-510,26	-497,09	25340,72	<0,0001	0,62	0,78
Cobertura	641,82	654,99	4749,08	<0,0001	0,23	0,48

Tabla 3A.2: Composición botánica del pastizal en la Planicie de inundación. Detalle de los modelos evaluados, incluyendo AIC, BIC, F de Wald (Sitio), p valor, varianza residual y desvío estándar residual.

Especie	AIC	BIC	F de Wald (Sitio)	p valor	Var residual	SD residual
<i>Gouinia paraguayensis</i>	647,88	660,85	4,58	0,0125	1,36	1,17
<i>Cottea pappophoroides</i>	235,51	248,48	0,18	0,8322	1,68	1,3
<i>Chloris virgatum</i>	-284,54	-271,56	79	<0,0001	5,21	2,28
<i>Aristida mendocina</i>	690,09	703,07	3,78	0,0263	1,31	1,14
<i>Eragrostis ciliarensis</i>	-119,75	-106,77	83,2	<0,0001	1,72	1,31
<i>Bouteloua aristoides</i>	283,01	295,98	5,3	0,0065	2,42	1,56
<i>Sporobolus pyramidatus</i>	-303,18	-290,2	3,66	0,0294	2,2	1,48
<i>Digitaria californica</i>	360,25	373,22	9,78	0,0001	3,87	1,97
<i>Aristida adscensionis</i>	-148,84	-135,86	97,23	<0,0001	2,36	1,54
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	-9,62	3,36	24,01	<0,0001	4,59	2,14
<i>Setaria lachnea</i>	65,18	78,15	68,48	<0,0001	2,16	1,47
<i>Setaria leucopila</i>	-126,88	-113,9	63,03	<0,0001	2,03	1,42
<i>Leptochloa crinita</i>	-152,42	-139,45	8	0,0006	2,82	1,68
<i>Leptochloa pluriflora</i>	-190,61	-177,64	90,1	<0,0001	1,76	1,33
<i>Eragrostis mexicana</i> var. <i>virescens</i>	-283,17	-270,19	4,09	0,0198	1	1

<i>Digitaria insularis</i>	-455,53	-442,56	74,12	<0,0001	2,14	1,46
<i>Setaria condobensis</i>	-548,75	-535,77	39,18	<0,0001	2,82	1,68
<i>Chloris parvispicula</i>	-341,87	-328,9	65,83	<0,0001	2,57	1,6
<i>Pappophorum philippianum</i>	-24,55	-11,57	0,43	0,6538	1,84	1,36
<i>Chloris castilloniana</i>	-399,26	-386,28	4,67	0,0116	2,49	1,58
<i>Setaria pampeana</i>	-627,4	-614,43	0,01	0,992	0,24	0,49
Cobertura	679,35	692,32	1,28	0,283	0,27	0,52

Calibración del observador y cuadros de referencia para estimar la biomasa, utilizados para la figura 8 que muestra la relación entre las estimaciones visuales de los cuadros de referencia y los pesos secos reales.



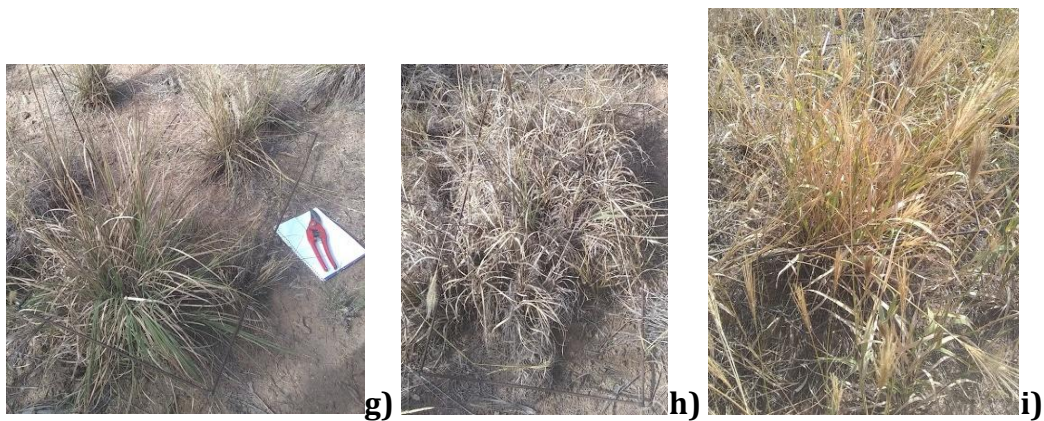


Figura A3.1: **a)** Cuadro de referencia 1, patrón 1, peso **0,01 kg**, **b)** Cuadro de referencia 2, patrón 1, peso **0,03 kg**, **c)** Cuadro de referencia 3, patrón 1, peso **0,04 kg**, **d)** Cuadro de referencia 4, patrón 2, peso **0,08 kg**, **e)** Cuadro de referencia 5, patrón 2, peso **0,08 kg**, **f)** Cuadro de referencia 6, patrón 2, peso **0,15 kg**, **g)** Cuadro de referencia 7, patrón 3, peso **0,18 kg**, **h)** Cuadro de referencia 8, patrón 4, peso **0,22 kg**, **i)** Cuadro de referencia 9, patrón 5, peso **0,3 kg**,

ANEXO Capítulo 4

Composición Botánica de la Cobertura del Pastizal

Planicie de Inundación

Tabla A4.1. Cobertura de la composición botánica del pastizal en la planicie de inundación. Las abreviaturas en las columnas indican la distancia a la fuente de agua: **PLC** (<1000 m), **PLI** (1000–2000 m) y **PLL** (>2000 m). Se indica además la clasificación forrajera (CF), diferenciando entre especies forrajeras (F) y no forrajeras (NF).

	CF	PLC	PLI	PLL
<i>Gouinia paraguayensis</i>	F	0.16	5.5	1.44
<i>Cottea pappophoroides</i>	NF	1.17	0.74	0.44
<i>Chloris virgatum</i>	NF	0.68		
<i>Aristida mendocina</i>	F	4.09	6.89	1.32
<i>Eragrostis cilianensis</i>	NF	2.07	0.12	
<i>Bouteloua aristoides</i>	NF	13.09	3.23	
<i>Sporobolus pyramidatus</i>	NF	0.25	0.03	0.21
<i>Digitaria californica</i>	F	0.06	1.66	0.33
<i>Aristida adscensionis</i>	NF	0.34	0.07	0
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	NF	0.04	0.17	0.06
<i>Setaria lachnea</i>	F		3.82	5.47
<i>Setaria leucopila</i>	F		0.36	1.05
<i>Leptochloa crinita</i>	F		0.22	1.38
<i>Leptochloa pluriflora</i>	F		0.02	10.01
<i>Digitaria insularis</i>	F			1.38
<i>Setaria condobensis</i>	F			0.07
<i>Chloris parvispicula</i>	F	0.05		1.34

Piedemonte

Tabla A4.2. Composición botánica de la cobertura del pastizal en el piedemonte. Se muestra la contribución de cada especie en los distintos sectores según la distancia a la fuente de agua: **PMC** (<1000 m), **PMI** (1000–2000 m) y **PML** (>2000 m). Se indica además la clasificación forrajera (CF), diferenciando entre especies forrajeras (F) y no forrajeras (NF).

	CF	PMC	PMI	PML
<i>Gouinia paraguayensis</i>	F		0,05	1,5
<i>Cottea pappophoroides</i>	NF	2,38		0,34
<i>Chloris virgatum</i>	NF			
<i>Aristida mendocina</i>	F		3,67	1,21
<i>Eragrostis cilianensis</i>	NF	0,55		0,7
<i>Bouteloua aristoides</i>	NF	0,46	0,06	1,67

<i>Digitaria californica</i>	<i>F</i>		0,04	0,83
<i>Aristida adscensionis</i>	<i>NF</i>	0,24	0,04	0,03
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	<i>NF</i>		1,56	
<i>Setaria lachnea</i>	<i>F</i>	0,65	0,5	3,6
<i>Setaria leucopila</i>	<i>F</i>	0,07	1,07	0,17
<i>Leptochloa crinita</i>	<i>F</i>		7,78	3,86
<i>Leptochloa pluriflora</i>	<i>F</i>		0,65	4,15
<i>Chloris parvispicula</i>	<i>F</i>			0,58
<i>Pappophorum philippianum</i>	<i>F</i>		4,21	5,62
<i>Jaraba ichu</i>	<i>F</i>			0,05

Composición Botánica del Banco de Semilla Germinable del Suelo

Planicie de Inundación

Tabla A4.3. Composición botánica del banco de semillas del suelo (BSS), expresada en densidad (plántulas/m²), en los distintos sectores de la Planicie de Inundación: PLC (<1000 m de la fuente de agua), PLI (1000–2000 m) y PLL (>2000 m); y en los micrositios bajo los arbustos (BA) y entre los arbustos (EA). Se indica además la clasificación forrajera (CF), diferenciando entre especies forrajeras (F) y no forrajeras (NF).

	LPL			PLI		PLC	
	CF	BA	EA	BA	EA	BA	EA
<i>Gouinia paraguayensis</i>	<i>F</i>			145.17		41.48	
<i>Cottea pappophoroides</i>	<i>NF</i>					41.48	20.74
<i>Chloris virgatum</i>	<i>NF</i>					20.74	41.48
<i>Aristida mendocina</i>	<i>F</i>			539.19		186.64	41.48
<i>Eragrostis cilianensis</i>	<i>NF</i>			41.48		41.48	
<i>Bouteloua aristoides</i>	<i>NF</i>			850.26	414.76	103.69	20.74
<i>Sporobolus pyramidatus</i>	<i>NF</i>	62.21	62.21			20.74	
<i>Digitaria californica</i>	<i>F</i>	41.48		165.9	705.09		20.74
<i>Aristida adscensionis</i>	<i>NF</i>			0		20.74	
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	<i>NF</i>			0	20.74		
<i>Setaria lachnea</i>	<i>F</i>	103.69		41.48	20.74		
<i>Setaria leucopila</i>	<i>F</i>		20.74	0			
<i>Leptochloa crinita</i>	<i>F</i>	20.74	20.74	20.74			
<i>Leptochloa pluriflora</i>	<i>F</i>	124.43		20.74			
<i>Digitaria insularis</i>	<i>F</i>	165.9					
<i>Chloris parvispicua</i>	<i>F</i>		20.74				

Piedemonte

Tabla A4.4. Composición botánica del banco de semillas del suelo (BSS), expresada en densidad (plántulas/m²), en los distintos sectores del Piedemonte: PMC (<1000 m de la fuente de agua), PMI (1000–2000 m) y PML (>2000 m); y en los micrositios bajo los arbustos (BA) y entre los arbustos (EA). Se indica además la clasificación forrajera (CF), diferenciando entre especies forrajeras (F) y no forrajeras (NF).

	CF	PML		PMI		PMC	
		BA	EA	BA	EA	BA	EA
<i>Gouinia paraguayensis</i>	F	62.21	20.74			62.21	
<i>Cottea pappophoroides</i>	NF			20.74		228.12	518.5
<i>Aristida mendocina</i>	F			62.21		41.48	
<i>Eragrostis cilianensis</i>	NF					20.74	20.74
<i>Bouteloua aristoides</i>	NF	248.86	82.95			435.5	912.5
<i>Digitaria californica</i>	F	41.48				20.74	
<i>Aristida adscensionis</i>	NF					82.95	124.4
<i>Neobouteloua lophostachia</i>	NF			269.59	207.4		
<i>Setaria lachnea</i>	F		20.74				
<i>Setaria leucopila</i>	F		20.74	82.95		20.74	
<i>Leptochloa crinita</i>	F	20.74	20.74	41.48	20.74		
<i>Leptochloa pluriflora</i>	F	62.21	20.74			145.17	62.21
<i>Pappophorum philippianum</i>	F	20.74	20.74	165.9	82.95		

Tabla A4.5: Valores de ajuste y pruebas de efectos fijos de los modelos lineales generalizados mixtos para las variables forrajeras y no forrajeras en el **Piedemonte**. Se presentan los valores de AIC, BIC y F de Wald para los efectos de ubicación, micrositios y su interacción.

Variable	Efecto	AIC	BIC	F de Wald
Forrajeras	Ubicacion	384,71	404,22	0,88
Forrajeras	Micrositios	384,71	404,22	0,03
Forrajeras	Ubicacion × Micrositios	384,71	404,22	0,35
No forrajeras	Ubicacion	474,18	493,7	94,11
No forrajeras	Micrositios	474,18	493,7	0,01
No forrajeras	Ubicacion × Micrositios	474,18	493,7	0,04

Tabla A4.6: Valores de ajuste y pruebas de efectos fijos de los modelos lineales generalizados mixtos para las variables forrajeras y no forrajeras en la **Planicie de Inundación**. Se presentan los valores de AIC, BIC y F de Wald para los efectos de ubicación, micrositios y su interacción.

Variable	Efecto	AIC	BIC	F de Wald (Sitio)
Forrajera	Ubicación	458,51	478,02	1,58
Forrajera	Micrositios	458,51	478,02	0,01
Forrajera	Ubicación × Micrositios	458,51	478,02	0,0028
No forrajeras	Ubicación	366,5	386,01	34,16
No forrajeras	Micrositios	366,5	386,01	1,8
No forrajeras	Ubicación × Micrositios	366,5	386,01	3,04

ANEXO Capítulo 5

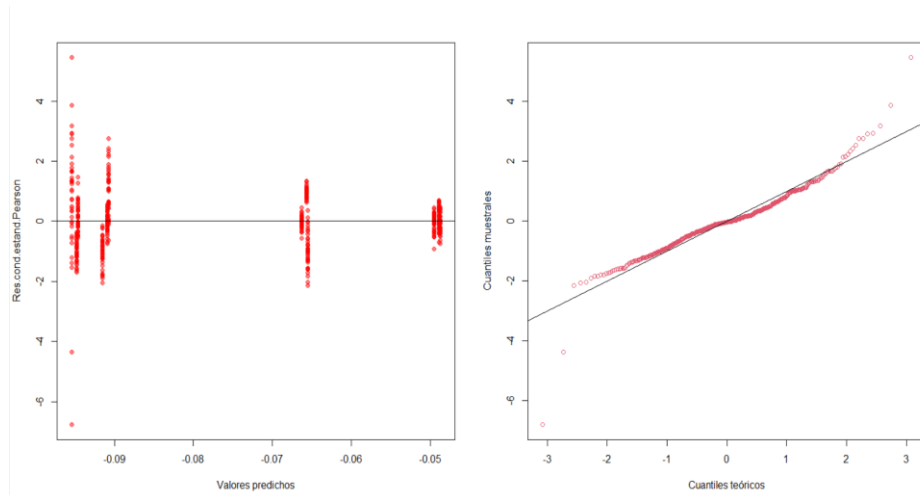


Figura A5.1: Gráficos de diagnóstico del modelo para los valores de píxeles del índice de humedad en el **piedemonte**. A la izquierda se muestran los residuos en función de los valores predichos y, a la derecha, el gráfico Q-Q de los residuos. Estos gráficos se utilizaron para evaluar el ajuste del modelo.

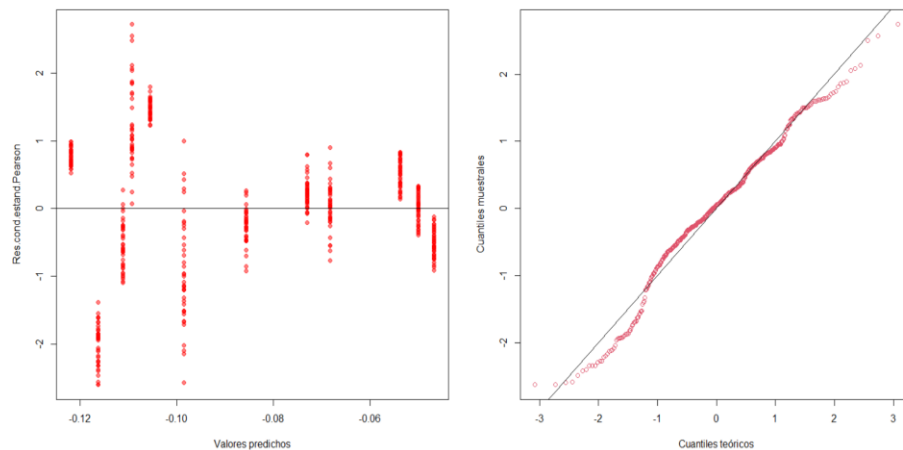


Figura A5.2: Gráficos de diagnóstico del modelo para los valores de píxeles del índice de humedad en la **planicie de inundación**. A la izquierda se muestran los residuos en función de los valores predichos y, a la derecha, el gráfico Q-Q de los residuos. Estos gráficos se utilizaron para evaluar el ajuste del modelo.