Ecología Austral 36:438-453 Diciembre 2026 *Trabajo Original*
Asociación Argentina de Ecología
https://doi.org/10.25260/EA.26.36.3.0.2707

Efectos de las prácticas de remoción de arbustos en sistemas ganaderos del Chaco Árido, Argentina

Luis M. Guzmán[1,✉]; Raúl E. Quiroga[2]; Lisandro J. Blanco[1]; María C. Fernández[1] & Pablo E. Villagra[3,4]

[1] Estación Experimental Agropecuaria (EEA) La Rioja, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). [2] EEA Catamarca, INTA. [3] Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA). [4] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo.

Resumen

1. El aumento de la abundancia de arbustos nativos, impulsado por factores como la tala intensiva y el sobrepastoreo, afecta a bosques y pastizales. En el Chaco Árido, este proceso reduce el forraje. Para compensar, se remueven los arbustos y se siembran pastos exóticos. Sin embargo, se conocen poco los efectos de estas prácticas sobre la estructura de la vegetación y la relación entre pastos y leñosas.

2. Evaluamos los efectos del rolado y del desarbustado manual sobre la cobertura de árboles, arbustos y pastos, la estructura poblacional de las leñosas y la relación entre su densidad y la cobertura de pastos. Consideramos cuatro tipos de cobertura del suelo: bosque de referencia, arbustal degradado, rolado y desarbustado manual (los dos últimos, sembrados con *Cenchrus ciliaris* L.).

3. El rolado y el desarbustado manual presentaron menor cobertura arbórea que el bosque de referencia y difirieron entre sí en arbustos y pastos. El desarbustado manual presentó menor cobertura arbustiva y mayor cobertura de pastos. El rolado presentó valores intermedios de pastos y cobertura arbustiva similar al bosque de referencia y al arbustal degradado. El bosque de referencia mostró mayor densidad de plántulas arbóreas y, junto con el arbustal degradado, mayor densidad de árboles adultos. Respecto de los arbustos, los adultos presentaron menor densidad bajo el desarbustado manual.

4. La cobertura de pastos disminuyó al aumentar la densidad de leñosas, que explicó el 61% de su variación. El modelo segmentado identificó un cambio de pendiente en 1527±314 individuos leñosos/ha, disminuyendo marcadamente por debajo de este valor. La relación fue más fuerte con los arbustos adultos (R^2=0.59) que con los árboles (R^2=0.30).

5. Implicancias. El desarbustado manual favorece los pastos, pero simplifica la vegetación leñosa. El rolado permite una mayor coexistencia entre ambos estratos, aunque sin recuperar el componente arbóreo.

[Palabras clave: bosque, ganadería, rolado, desarbustado manual, leñosas]

Abstract. Effects of shrub removal practices in livestock systems of the Arid Chaco, Argentina

1. The increasing abundance of native shrubs (shrub encroachment), driven by factors such as intensive logging and overgrazing, affects forests and grasslands. In the Arid Chaco, this process reduces forage availability, leading to the use of shrub-removal practices and the sowing of exotic grasses to compensate for this reduction. However, little is known about the effects of these practices on vegetation structure and the relationship between grasses and woody plants.

2. We evaluated the effects of roller-chopping and hand-cutting on tree, shrub and grass cover, the population structure of woody plants, and the relationship between woody plant density and grass cover. We considered four land-cover types: reference forest, degraded shrubland, roller-chopping areas and hand-cutting areas. The latter two were sown with *Cenchrus ciliaris* L. (buffel grass).

3. Roller-chopping and hand-cutting areas showed lower tree cover than the reference forest and differed from each other in shrub and grass cover. Hand-cutting areas showed lower shrub cover and higher grass cover, whereas roller-chopped areas showed intermediate grass cover and shrub cover similar to that of the reference forest and degraded shrubland. The reference forest had a higher density of tree seedlings and, together with the degraded shrubland, a higher density of adult trees. Among shrubs, adult density was lower under hand-cutting.

4. Grass cover decreased with increasing woody plant density, which explained 61% of its variation. The segmented model identified a breakpoint at 1527±314 woody individuals/ha, with a steeper decline below this value. The relationship was stronger with adult shrub density (R^2=0.59) than with tree density (R^2=0.30).

5. Implications. Hand-cutting favours grasses but simplifies woody vegetation, whereas roller-chopping allows greater coexistence between the woody and herbaceous layers, although without promoting the recovery of the tree component.

[Keywords: woodland, livestock production, roller-chopping, hand-cutting, woody plants]

Editora asociada: Vanessa Lencinas

Recibido: 10 de Marzo de 2026
Aceptado: 29 de Septiembre de 2026

✉ guzman.luism@inta.gob.ar

Introducción

En los últimos 150 años, el aumento en la densidad, la cobertura y la biomasa de arbustos nativos (shrub encroachment) avanzó sobre pastizales, sabanas y bosques húmedos (Archer et al. 2017). Más recientemente, se constató este avance también sobre bosques secos como los del centro de la Argentina (Adamoli et al. 1990). Este proceso responde a múltiples factores. A escala local puede ser favorecido por el sobrepastoreo, la tala intensiva, la dispersión de semillas por el ganado, la reducción de la frecuencia de incendios y la menor competencia con los pastos (Van Auken 2000). A escala regional también puede estar asociado con el aumento de la temperatura y la concentración atmosférica de CO_2 (Van Auken 2000; Eldridge et al. 2011). En zonas áridas y semiáridas, los árboles y los arbustos cumplen funciones ecológicas importantes, ya que promueven la heterogeneidad espacial y participan en la regulación de los ciclos del agua, los nutrientes y el carbono (Huxman et al. 2005; Magliano 2016; Pérez-Harguindeguy et al. 2022). Sin embargo, la formación de arbustales densos puede alterar la biodiversidad y limitar el establecimiento y la supervivencia de la regeneración arbórea, comprometiendo la dinámica temporal de este estrato. Además, puede reducir la productividad de los pastos y, en consecuencia, la receptividad ganadera (Zarovali et al. 2007; Sala and Maestre 2014; Ansley et al. 2018). Este último efecto resulta en especial relevante en regiones donde la ganadería extensiva constituye la principal actividad productiva y los pastos nativos representan la principal fuente de forraje (Maestre et al. 2016). Asimismo, una densidad elevada de arbustos muy ramificados —y, en algunos casos, provistos de estructuras defensivas como espinas— puede limitar el acceso del ganado al estrato herbáceo y dificultar su desplazamiento (Kunst et al. 2012; Guzmán et al. 2026).

Estos efectos promovieron una visión 'erradicadora de arbustos', que impulsa la aplicación de diversas prácticas de remoción o eliminación mecánica, manual o química (Eldridge et al. 2015). Estas prácticas, a menudo extrapoladas de otras regiones y aplicadas de forma deliberada sobre grandes superficies, incluyen programas implementados a escala regional (e.g., Plan buffel grass en La Rioja). La remoción suele ser parcial y afecta sobre todo a la biomasa aérea de los arbustos (Kunst et al. 2016; Eldridge and Ding 2021). En general, los métodos mecánicos son costosos y presentan una eficacia de corta duración —de 3 a 4 años—, debido a la recuperación de la cobertura leñosa (Archer et al. 2017; Eldridge and Ding 2021). En este contexto, la regeneración de la biomasa aérea arbustiva depende en gran medida del manejo que se lleve adelante y de las estrategias particulares de las especies arbustivas, como su mecanismo de recuperación (e.g., especies rebrotadoras o semilladoras) (Bellingham and Sparrow 2000; Barchuk et al. 2006a).

En el Chaco Árido, los usos intensivos del bosque nativo (e.g., la tala indiscriminada y el sobrepastoreo) provocaron su fragmentación y la dominancia de distintos tipos de arbustales, que continúan siendo utilizados para la ganadería y la extracción de leña (Natenzon and Olivera 1994; Calella and Corzo 2006; Zeballos et al. 2023). En la zona, para reducir la cobertura arbustiva y restablecer la capacidad forrajera, se aplican prácticas como el rolado y desarbustado manual. El rolado consiste en pasar, con la ayuda de un tractor, un implemento cilíndrico (rolo) provisto de cuchillas que realizan el volteo y corte de las plantas leñosas. El rolo posee un cajón sembrador que funciona en forma simultánea y se usa para la siembra de pasturas. Por lo general, el rolado se realiza en superficies extensas (cientos de hectáreas) y es más frecuente entre productores capitalizados, con campos cerrados y rodeos mayores a 50 vacas. El desarbustado manual se realiza con herramientas de mano, como pico, pala, hacha y machete, a menudo eliminando las plantas leñosas de raíz y dejando en pie solo los árboles adultos de mayor porte. Esta práctica se emplea en áreas más pequeñas (menos de 100 ha) y se asocia a productores familiares de campos comuneros con menos de 50 vacas (Villagrán 2009; Vera and Vera 2019; Guzmán 2024). Ambas prácticas de remoción de arbustos suelen complementarse con la siembra de *Cenchrus ciliaris*, cuya producción de forraje puede alcanzar entre 2000 y 3500 kg MS.ha^{-1} año^{-1}, lo que en algunos casos permite triplicar la receptividad ganadera respecto de un bosque degradado (Namur et al. 2014; Blanco et al. 2020). Sin embargo, dado que muchos bosques están dominados por arbustos con alta capacidad de rebrote, la 'vida útil' de estas prácticas varía entre 3 y 7 años (Kunst et al. 2012; Duarte et al. 2025; Filip et al. 2026). Por ejemplo, en parcelas roladas de La Rioja, la cobertura arbustiva puede

aumentar hasta un 7% anual, lo que reduce progresivamente la eficacia del tratamiento (Blanco et al. 2013).

Las prácticas de remoción de arbustos, como el rolado y el desarbustado manual, difieren en la intensidad (i.e., fuerza del factor disturbante) y en la severidad (i.e., efecto sobre los componentes del ecosistema), por lo que pueden generar respuestas contrastantes en la vegetación leñosa y en sus trayectorias post-disturbio (Sousa 1984; Kunst et al. 2008). Estas respuestas están condicionadas por el tamaño y el estado ontogenético de los individuos, por su capacidad de rebrote, por la competencia con otras bioformas y por las condiciones ambientales para el establecimiento y el manejo posterior del pastoreo (Barchuk and Díaz 1999; Páez and Marco 2000; Ferrenberg et al. 2025; Guzmán et al. 2026). El rolado daña la biomasa aérea, pero conserva las estructuras subterráneas y las reservas que permiten el rebrote, por lo que la densidad de arbustos no se suele modificar (Blanco et al. 2005; Rejžek et al. 2017; Guzmán et al. 2023).

Estudios realizados en parcelas roladas también evidenciaron estructuras poblacionales heterogéneas y baja densidad de renovales arbóreos (Meglioli et al. 2025). Dado que los renovales y los árboles juveniles forman parte del estrato bajo, pueden ser afectados directamente durante la remoción de arbustos, lo cual limita la regeneración natural del componente arbóreo (Rejžek et al. 2017). Además, la repetición de estas intervenciones podría intensificar sus efectos al eliminar periódicamente a los individuos juveniles antes de que se incorporen al estrato adulto (Peri et al. 2021). No obstante, algunas especies pueden persistir mediante la activación de mecanismos de rebrote. En *Neltuma flexuosa*, por ejemplo, la capacidad de rebrote de los renovales no disminuyó aun bajo aplicaciones reiteradas de rolado (Kerleng et al. 2024).

Las prácticas de remoción de arbustos pueden afectar etapas clave de la regeneración de las poblaciones de árboles y arbustos; en particular, el establecimiento y la supervivencia inicial de las plántulas. En los bosques del Chaco Semiárido, las plántulas de especies como *Parkinsonia praecox*, *Larrea divaricata*, *Neltuma* sp., *Atamisquea emarginata*, *Mimozyganthus carinatus* y *Aspidosperma quebracho-blanco* se encuentran asociadas a condiciones particulares de luz, humedad, disponibilidad de nutrientes y competencia, y difieren en su preferencia por micrositios abiertos o cerrados (Páez and Marco 2000). En este sentido, la remoción del estrato arbustivo puede reducir la disponibilidad de micrositios adecuados para que se establezcan las especies leñosas (Duarte et al. 2025), en especial de aquellas que dependen de plantas nodrizas durante las primeras etapas de su desarrollo (Barchuk et al. 2005). Por lo tanto, los efectos de estas prácticas sobre la regeneración temprana podrían desencadenar trayectorias post-disturbio diferentes entre las parcelas sometidas a rolado y aquellas desarbustadas manualmente (Guzmán et al. 2023).

En el contexto descripto, resulta necesario evaluar los efectos de las prácticas de remoción de arbustos a diferentes escalas espaciales y temporales en los sistemas ganaderos donde se aplican (Ding and Eldridge 2019). Es importante definir umbrales de conservación de la vegetación leñosa, dado que una reducción excesiva de su cobertura puede afectar procesos y servicios ecosistémicos clave (e.g., el almacenamiento de carbono) (Maestre et al. 2016; Steinaker et al. 2016; Fernández et al. 2024; Meglioli et al. 2025). Los modelos productivos tradicionales suelen ignorar estas contribuciones, manteniendo coberturas mínimas de leñosas (<5%) (Bregaglio et al. 2001). En contraste, los nuevos enfoques de manejo —como el ordenamiento forestal sustentable, la ganadería regenerativa y el manejo de bosques con ganadería integrada (MBGI)— promueven la conservación de árboles y una proporción de arbustos (Villagra and Alvarez 2019; Peri et al. 2022). Incorporar umbrales de cobertura leñosa en los planes de manejo permitiría mantener la productividad forrajera, reducir los costos de intervención y conservar servicios ecosistémicos (Peri et al. 2022). Por sus condiciones ambientales y su historia de uso del bosque nativo, el Chaco Árido constituye un escenario adecuado para evaluar cómo la intensidad de las prácticas de remoción de arbustos afecta la estructura de la vegetación y la oferta de pastos.

Nuestro objetivo fue evaluar los efectos, entre 5 y 10 años después de su aplicación, de dos prácticas de remoción de arbustos (rolado y desarbustado manual) sobre la cobertura y la densidad de especies leñosas, y analizar su relación con la cobertura de pastos. Hipotetizamos que las prácticas de remoción generan trayectorias post-disturbio contrastantes en la abundancia y la estructura poblacional de árboles y arbustos y que, al reducir el componente leñoso, favorecen el desarrollo de los pastos. En comparación con el

bosque de referencia y el arbustal degradado, predecimos que las parcelas sometidas a rolado y desarbustado manual presentarán: 1) menor cobertura leñosa y mayor cobertura de pastos, y 2) estructuras poblacionales diferentes de árboles y arbustos. En los árboles, esperamos una menor densidad de plántulas, juveniles y adultos en ambas prácticas; en los arbustos, una menor densidad de plántulas y adultos, sobre todo bajo desarbustado manual. Asimismo, predecimos que la cobertura de pastos disminuirá a medida que aumente la densidad de la vegetación leñosa. Finalmente, esperamos que la reducción de la cobertura y la densidad de arbustos, así como el aumento de la cobertura de pastos, sean más marcados bajo desarbustado manual que bajo rolado, debido a la mayor intensidad del primer método.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la región biogeográfica del Chaco Árido, en la provincia de La Rioja, Argentina (27°57′-33°49′ S - 65°50′-66°47′ O) (Figura 1). El área está dominada por bosques xerofíticos correspondientes al extremo más austral del Chaco Seco (Morello et al. 1985). El régimen de precipitaciones es monzónico, con una media de 429 mm/año para el período 1979-2025, concentrada ~80% entre noviembre y marzo, lo que determina la temporada de crecimiento de la vegetación (Blanco 2017). Todos los establecimientos ganaderos relevados se localizaron en el sitio ecológico Afloramientos de Cerrillos, correspondiente a una de las subregiones de vegetación y suelo delimitadas para el Chaco Árido de La Rioja (Calella and Corzo 2006) (Material Suplementario-Tabla S1). Estas subregiones fueron definidas como áreas ambientalmente homogéneas a partir del clima local, los procesos geomorfológicos, los sedimentos superficiales, los suelos y la vegetación, y fueron asimiladas por los autores a sitios de pastizal natural en la escala regional de trabajo. Por lo tanto, la pertenencia de todos los establecimientos a la subregión de Afloramientos de Cerrillos permite

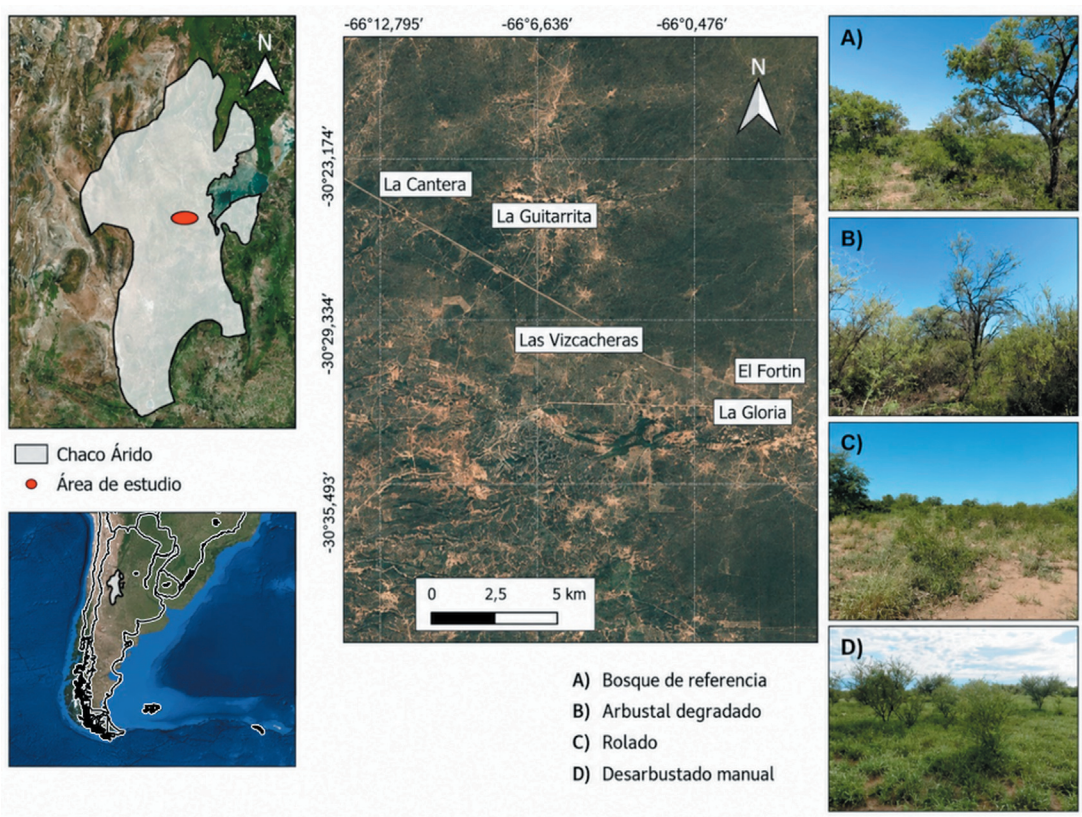


Figura 1. Ubicación del área de muestreo en el Chaco Arido (Argentina), localización de los establecimientos ganaderos donde se establecieron las parcelas de muestreo e imágenes representativas de los ambientes de bosque correspondientes a los distintos tipos de cobertura del suelo evaluados (A-D).

Figure 1. Location of the study area in the Arid Chaco (Argentina), location of the livestock farms where the sampling plots were established and representative images of the woodland environments corresponding to the different land-cover types evaluated (A-D).

considerarlos como parte de un mismo sitio ecológico. Este sitio se caracteriza por un relieve de cerrillos y lomadas de escasa altura, desarrollado sobre materiales geológicos antiguos, con pendientes suaves y suelos predominantemente franco-arenosos. Los suelos presentan una proporción importante de arena gruesa, bajo contenido de materia orgánica, reacción ligeramente alcalina y presencia de tosca calcárea a partir de los 50 cm de profundidad (Calella and Corzo 2006). La vegetación posee tres estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo; sus proporciones varían según el estado de conservación y la historia de uso. Los bosques mejor conservados están dominados por *Aspidosperma quebracho-blanco* Schltdl., *Neltuma flexuosa* DC. y *Strombocarpa torquata* (Cav. ex Lag.) DC. en el estrato arbóreo, *Larrea divaricata* Cav. y *Mimozyganthus carinatus* (Griseb.) Burkart en el estrato arbustivo, y *Leptochloa crinita* (Lag.) P.M. Peterson and N.W. Snow, *Gouinia paraguayensis* (Kuntze) Parodi, *Digitaria californica* (Benth.) Henrard y *Setaria pampeana* Parodi ex Nicora en el estrato herbáceo (Biurrun et al. 2015).

Diseño experimental y mediciones de campo

Se realizaron relevamientos en 5 establecimientos ganaderos ubicados en la subregión de Afloramientos de Cerillos (Calella and Corzo 2006). Debido a que todos pertenecían al mismo sitio ecológico, se interpretaron las diferencias actuales en la estructura y la composición de la vegetación como asociadas sobre todo a sus distintas historias de uso forestal y manejo ganadero. Se seleccionaron ambientes con diferente estado de conservación —producto de la tala y el pastoreo a los que fueron sometidos desde 1900— y a las prácticas de remoción de arbustos realizadas en los últimos años (Natenzon and Olivera 1994). Se consideraron 4 tratamientos para el análisis estadístico, definidos por el tipo de cobertura y manejo, que en adelante se denominan 'tipos de cobertura del suelo': bosque de referencia, arbustal degradado sin remoción de arbustos (arbustal degradado), arbustal degradado con remoción mecánica de arbustos mediante rolado (rolado) y arbustal degradado con remoción manual de arbustos (desarbustado manual). Los bosques de referencia correspondieron a las áreas mejor conservadas desde el punto de vista forestal, sin tala ni otros disturbios importantes, como incendios. Se seleccionaron 16 unidades de muestreo rectangulares de 10×250 m (2500 m^2), 4 por tipo de cobertura del suelo, en base a información provista por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria La Rioja y de la interpretación visual de imágenes satelitales, utilizada para identificar áreas homogéneas y representativas de cada tipo de cobertura del suelo. Tanto el rolado como el desarbustado manual incluyeron la implantación de *Cenchrus ciliaris* variedad Texas 4464, una gramínea perenne megatérmica y exótica utilizada como forrajera por su elevada producción y adaptación a ambientes áridos (Namur et al. 2014). El rolado se realizó en 2013 y el desarbustado manual entre 2009 y 2010; en este caso, con una 'limpieza' adicional de renovales de leñosas en 2013.

Los potreros donde se establecieron las unidades de muestreo tuvieron una superficie promedio de 320 ha en el bosque de referencia, 47 ha en el arbustal degradado, 43 ha en las áreas roladas y 18 ha en las áreas sometidas a desarbustado manual. Todos los potreros estuvieron destinados a la ganadería bovina extensiva. La carga ganadera se ajustó considerando un factor de uso del forraje del 50% en el bosque de referencia y el arbustal degradado, y del 80% en las áreas roladas y desarbustadas manualmente. La receptividad ganadera estimada fue 12-15 ha.UG^{-1}.año^{-1} en el bosque de referencia y el arbustal degradado y 3-5 ha.UG^{-1}.año^{-1} en los potreros con remoción de arbustos. El manejo del pastoreo siguió un esquema rotativo '6/6', en el que los potreros con *Cenchrus ciliaris* se pastorearon durante la temporada de crecimiento —entre octubre y marzo—, mientras que el resto del bosque permaneció en descanso.

Se realizaron mediciones de campo al final de la temporada de crecimiento 2018-2019, entre marzo y abril de 2019, para estimar la cobertura de pastos, árboles y arbustos, y la densidad de estos dos últimos. Para estimar la cobertura se utilizó el método de point-quadrat modificado (Passera et al. 1983). En cada unidad de muestreo se establecieron 3 transectas lineales de 50 m, distribuidas al inicio, en el centro y al final de su eje longitudinal. En cada transecta se registró la intercepción de árboles, arbustos y pastos mediante una varilla vertical de 2 m, colocada cada 0.5 m, totalizando 100 puntos. Para cada transecta, la cobertura de árboles, arbustos y pastos se calculó como el porcentaje de puntos interceptados por cada grupo. No se contabilizó la superposición entre estratos, por lo que la cobertura total máxima fue del 100%.

Para estimar la densidad de árboles y arbustos, dentro de cada unidad de muestreo se establecieron cuatro parcelas de 10×10 m, separadas entre sí por 15 m, en las que se contabilizaron todos los individuos. Se utilizó la base de datos del Instituto de Botánica Darwinion para corroborar el nombre científico de cada especie registrada en campo y asignar su hábito de crecimiento. Las especies fueron agrupadas según el hábito indicado en dicha base de datos, diferenciando árboles, arbustos y pastos. Para los individuos leñosos, el diámetro basal fue medido a 20 cm sobre el nivel del suelo. Entre los árboles, se consideró juveniles a los individuos con diámetro basal entre 3 y 7.5 cm, y adultos a aquellos con diámetro basal superior a 7.5 cm (Villagra et al. 2005). Tanto para árboles como para arbustos, se consideró como plántulas a los individuos con diámetro basal menor a 3 cm (Tálamo and Caziani 2003). En arbustos y árboles multifustales se midieron todas las ramas para calcular el diámetro basal equivalente (DBE) (Alvarez et al. 2006). A partir de esta información se estimó el número de individuos por hectárea para cada clase de tamaño.

Análisis de datos

La cobertura de árboles, arbustos y pastos (%) se analizó mediante modelos lineales mixtos, considerando el tipo de cobertura del suelo como efecto fijo y la parcela como efecto aleatorio. Debido a que se detectó heterogeneidad de varianzas entre tipos de cobertura del suelo, se ajustó un modelo con estructura de varianza específica por grupo (función varIdent). Los modelos se ajustaron con la función lme (paquete nlme). La significancia de los efectos se evaluó mediante ANOVA ($P<0.05$) y las comparaciones múltiples se realizaron a partir de medias marginales estimadas (paquete emmeans).

La densidad de árboles y arbustos se analizó mediante modelos lineales generalizados (GLM) con distribución binomial negativa, dado que los datos presentaron sobredispersión. Previamente, las densidades de las especies se sumaron dentro de cada parcela y estado de desarrollo, obteniéndose la densidad total de árboles y arbustos. Se consideraron como factores de efecto fijo el tipo de cobertura del suelo, estado de desarrollo (i.e., plántula, juvenil —solo en árboles— y adulto) y su interacción. La parcela se incluyó inicialmente como efecto aleatorio, pero se descartó debido a que no mejoró el ajuste del modelo. Los modelos se ajustaron con la función glmmTMB (paquete glmmTMB) y se analizó la sobre dispersión con el paquete DHARMa. Las pruebas de significancia se realizaron mediante ANOVA (paquete car), con un nivel de significancia de $P<0.05$. Las medias ajustadas y comparaciones múltiples se obtuvieron con el paquete emmeans.

La relación entre la cobertura de pastos y la densidad de árboles, arbustos y el total de leñosas (árboles+arbustos adultos) se analizó mediante regresión lineal. En el caso de leñosas, se aplicó un modelo segmentado. Los modelos se ajustaron con la función lm (paquete segmented), utilizando como variable dependiente la cobertura de pastos (%) y como predictor la densidad de árboles, arbustos y leñosas (individuos/ha). La incertidumbre asociada al punto de quiebre se estimó mediante bootstrap no paramétrico y se expresó como el desvío estándar de las estimaciones del punto de quiebre. La significancia de la pendiente y el coeficiente de determinación (R^2) se obtuvieron a partir del modelo lineal global. Todos los análisis y gráficos se realizaron con el software libre RStudio (versión 2025.9.0.387).

Resultados

Cobertura de árboles, arbustos y pastos según el tipo de cobertura del suelo

La cobertura de árboles, arbustos y pastos difirió significativamente entre tipos de cobertura del suelo (Figura 2). Con respecto a la cobertura de árboles, el bosque de referencia presentó los valores más altos, con una cobertura ~6 veces mayor que en el rolado y más de 10 veces mayor que en el desarbustado manual. Sin embargo, no difirió significativamente del arbustal degradado. Este último mostró valores intermedios y presentó una cobertura cerca de 7 veces mayor que el desarbustado manual, aunque no se diferenció del rolado. El rolado y el desarbustado manual registraron los valores más bajos y no difirieron significativamente entre sí.

Por otra parte, el desarbustado manual presentó una cobertura arbustiva significativamente menor que los demás tipos de cobertura del suelo. En comparación con este tratamiento, la cobertura fue ~5 veces mayor en el bosque de referencia y ~4 veces mayor en el arbustal degradado y el rolado. Sin embargo, no se observaron

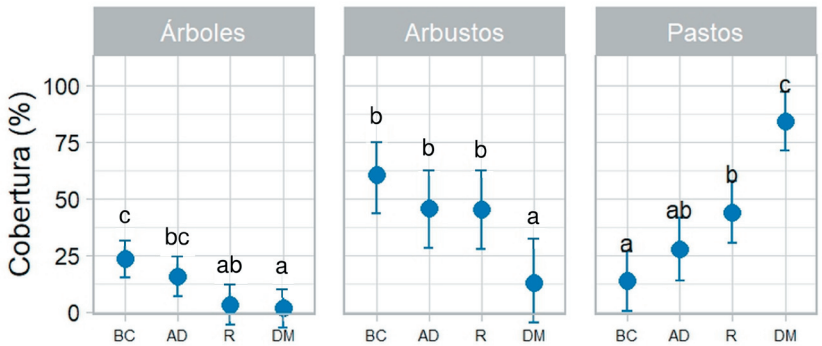


Figura 2. Cobertura de árboles, arbustos y pastos (%) en parcelas de bosque con distintos tipos de cobertura del suelo. BC: Bosque de referencia. AD: Arbustal degradado. R: Rolado. DM: Desarbustado manual. Los puntos representan las medias marginales estimadas del modelo lineal mixto y las barras indican los intervalos de confianza del 95%. Letras distintas indican diferencias significativas entre tipos de cobertura del suelo (P<0.05).

Figure 2. Tree, shrub and grass cover (%) in woodland plots under different land-cover types. BC: reference woodland. AD: Degraded shrubland. R: Roller-chopping areas. DM: Hand-cutting areas. Points represent the estimated marginal means from the linear mixed model and bars indicate 95% confidence intervals. Different letters indicate significant differences among land-cover types (P<0.05).

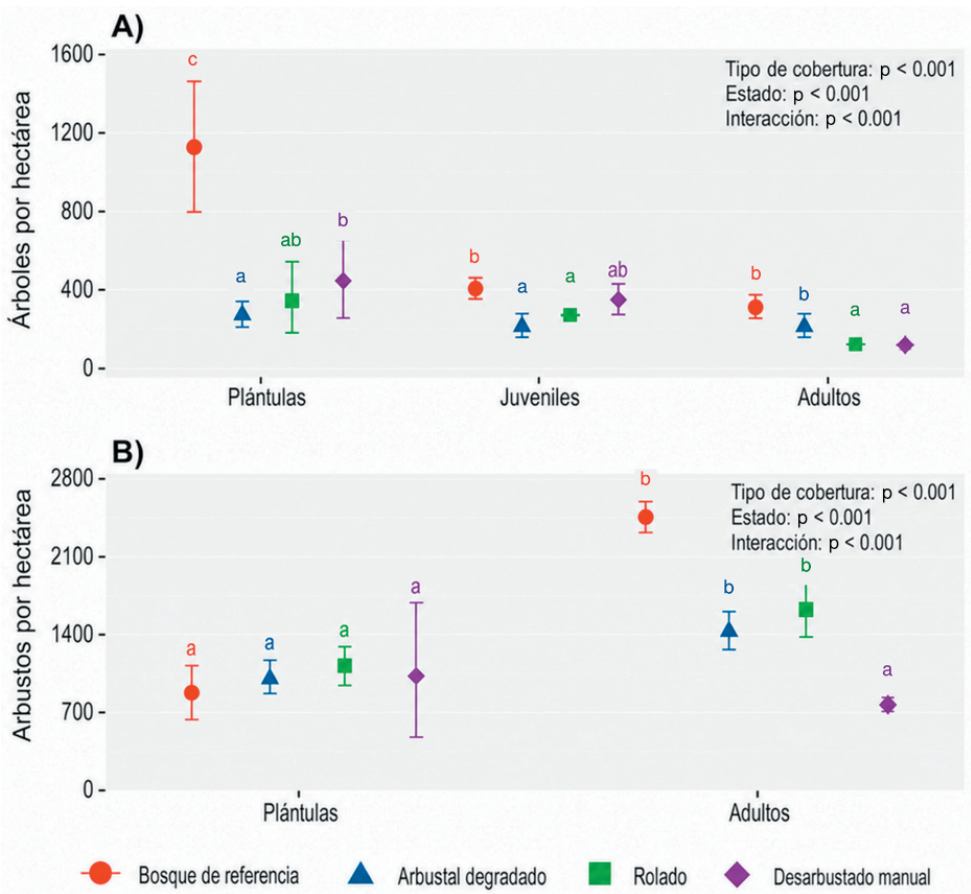


Figura 3. Densidad media (individuos/ha) de árboles (A) y arbustos (B) en distintos estados de desarrollo (i.e., plántula, juvenil y adulto) en sitios de bosque con distintos tipos de cobertura de suelo (i.e., bosque de referencia, arbustal degradado, rolado, desarbustado manual). Los puntos indican la media (±EE) y las letras representan grupos significativamente distintos (P<0.05, prueba de Tukey).

Figure 3. Mean density (individuals/ha) of trees (A) and shrubs (B) at different developmental stages (i.e., seedling, sapling and adult) in woodland sites under different land-cover types (i.e., reference woodland, degraded shrubland, roller-chopping areas and hand-cutting areas). Points indicate the mean (±SE), and letters represent significantly different groups (P<0.05, Tukey test).

diferencias significativas entre estos tres tipos de cobertura del suelo, aunque el bosque de referencia presentó el mayor valor medio.

La cobertura de pastos fue significativamente mayor en el desarbustado manual que en los demás tipos de cobertura del suelo. La mayor diferencia se observó respecto del bosque de referencia, ya que el desarbustado manual presentó una cobertura ~6 veces mayor. Asimismo, la cobertura fue cerca de 3 veces mayor que en el arbustal degradado y 2 veces mayor que en el rolado. Este último mostró valores intermedios, significativamente superiores a los del bosque de referencia, pero inferiores a los del desarbustado manual. El arbustal degradado también presentó una cobertura intermedia, sin diferencias significativas respecto del bosque de referencia ni del rolado.

Densidad de árboles y arbustos según tipo de cobertura y estado de desarrollo

La densidad de árboles y arbustos difirió significativamente entre los tipos de cobertura del suelo y los estados de desarrollo, y en ambos grupos se detectó una interacción significativa entre estos factores ($P<0.001$) (Figura 3A,B). En los árboles, las mayores diferencias entre tipos de cobertura del suelo se observaron en el estado de plántula, en el que el bosque de referencia presentó la densidad más alta, significativamente superior al resto. La densidad de plántulas de árboles en el bosque de referencia fue aproximadamente 5.0, 3.9 y 2.8 veces la registrada en el arbustal degradado, el rolado y el desarbustado manual, respectivamente. El arbustal degradado presentó menor densidad que el desarbustado manual, mientras que el rolado mostró valores intermedios y no difirió significativamente de ambos. En el estado juvenil, el bosque de referencia presentó una densidad significativamente mayor que el arbustal degradado y el rolado, mientras que el desarbustado manual mostró valores intermedios y no difirió significativamente de los demás tipos de cobertura del suelo. En el estado adulto, el bosque de referencia y el arbustal degradado presentaron densidades significativamente mayores que el rolado y el desarbustado manual, sin diferencias significativas dentro de cada uno de estos grupos. El bosque de referencia presentó aproximadamente 1.6 veces la densidad de árboles adultos del arbustal degradado y 6.0 y 7.1 veces la registrada en el rolado y el desarbustado manual, respectivamente. Por su parte, la densidad de arbustos también mostró una interacción significativa entre el tipo de cobertura del suelo y el estado de desarrollo ($P<0.001$) (Figura 3B). En el estado de plántula no se detectaron diferencias significativas entre tipos de cobertura del suelo. En cambio, en el estado adulto, el desarbustado manual presentó una densidad significativamente menor que el bosque de referencia, el arbustal degradado y el rolado, que no difirieron entre sí. La densidad de arbustos adultos fue aproximadamente 4.5, 2.7 y 3.2 veces la registrada en el desarbustado manual para el bosque de referencia, el arbustal degradado y el rolado, respectivamente.

Relación entre densidad de leñosas y porcentaje de cobertura de pastos

La cobertura de pastos disminuyó significativamente con el aumento de la densidad de leñosas (Figura 4A). La relación lineal global explicó el 61% de la variación en la cobertura de pastos ($R^2=0.61$; $P=0.00036$). El modelo segmentado identificó un cambio de pendiente en 1527±314 individuos leñosos/ha. Por debajo de este valor, el aumento de la densidad de leñosas se asoció a una disminución marcada de la cobertura de pastos; a densidades superiores, la cobertura continuó disminuyendo, aunque con una pendiente más suave. Los residuos del modelo segmentado mostraron un patrón diferente entre tipos de cobertura del suelo, indicando que la densidad de leñosas no explica por sí sola toda la variación observada. Asimismo, la cobertura de pastos se relacionó negativamente con la densidad total de árboles ($R^2=0.30$; $P=0.029$) y con la densidad de arbustos adultos ($R^2=0.59$; $P=0.00048$), siendo esta última relación más fuerte.

Discusión

Las prácticas de remoción de arbustos, junto con la siembra de pastos exóticos, determinaron distintas trayectorias de la cobertura de leñosas y pastos. Nuestra hipótesis fue parcialmente respaldada, ya que el rolado y el desarbustado manual generaron respuestas diferentes, en particular en la cobertura de pastos y arbustos. El bosque de referencia y el desarbustado manual presentaron los valores más contrastantes para todas las variables estudiadas. El primero mantuvo una alta cobertura leñosa y una baja cobertura de pastos, mientras que el segundo presentó el patrón opuesto. La elevada cobertura de pastos en el desarbustado manual, correspondiente

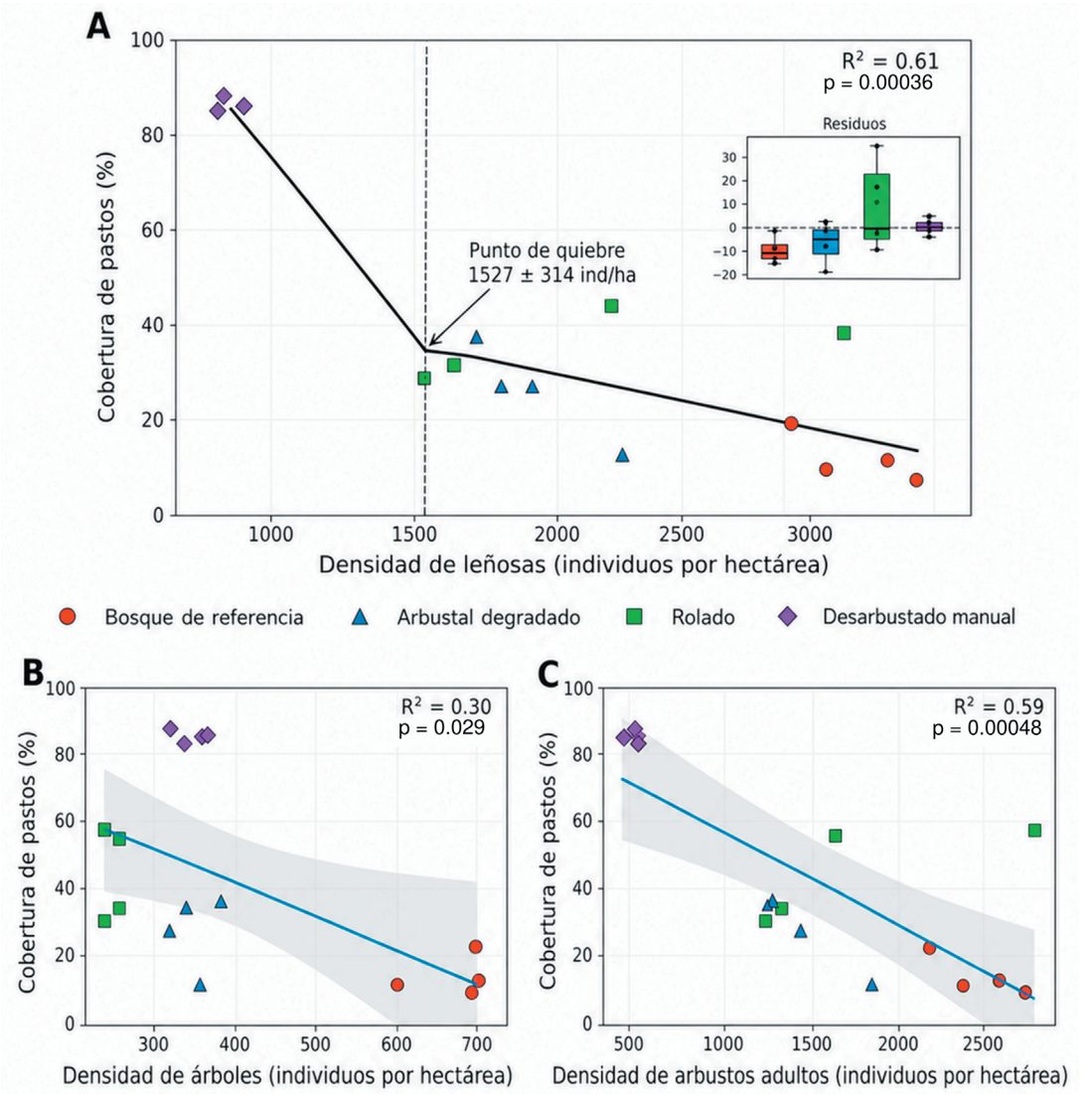


Figura 4. Relación entre la cobertura de pastos (%) y la densidad de vegetación leñosa total (A), árboles adultos (B) y arbustos adultos (C), en parcelas de bosque con distintos tipos de cobertura del suelo (i.e., bosque de referencia, arbustal degradado, rolado y desarbustado manual). En A, la línea negra representa el modelo de regresión segmentada y el recuadro muestra la distribución de sus residuos según el tipo de cobertura del suelo; la línea horizontal discontinua indica un residuo igual a cero. En B y C, las líneas azules representan los modelos de regresión lineal y las áreas grises, sus intervalos de confianza del 95%. En las parcelas con desarbustado manual, la cobertura de pastos corresponde en su totalidad a *Cenchrus ciliaris* (Guzmán et al. 2023).

Figure 4. Relationship between grass cover (%) and the density of total woody vegetation (A), adult trees (B) and adult shrubs (C) in woodland plots under different land-cover types (i.e., reference woodland, degraded shrubland, roller-chopping areas and hand-cutting areas). In A, the black line represents the segmented regression model and the inset shows the distribution of its residuals across land-cover types; the horizontal dashed line indicates a residual of zero. In B and C, the blue lines represent the linear regression models, and the grey shaded areas indicate their 95% confidence intervals. In the hand-cut plots, grass cover consisted entirely of *Cenchrus ciliaris* (Guzmán et al. 2023).

en su totalidad a *Cenchrus ciliaris* (Guzmán et al. 2023), estuvo asociada con una marcada simplificación de la estructura leñosa (Figura 5). En contraste, el bosque de referencia presentó una baja cobertura de pastos, lo que podría aumentar la presión por aplicar prácticas de remoción. Por su parte, el rolado mostró una mayor coexistencia entre pastos y leñosas, aunque, al igual que el desarbustado manual, no evidenció una recuperación del estrato arbóreo. Como esperábamos, la cobertura de pastos disminuyó con el aumento de la densidad de leñosas, especialmente de arbustos. Se debe tener en cuenta que el incremento en la cobertura de pastos en el desarbustado manual y el rolado no solo

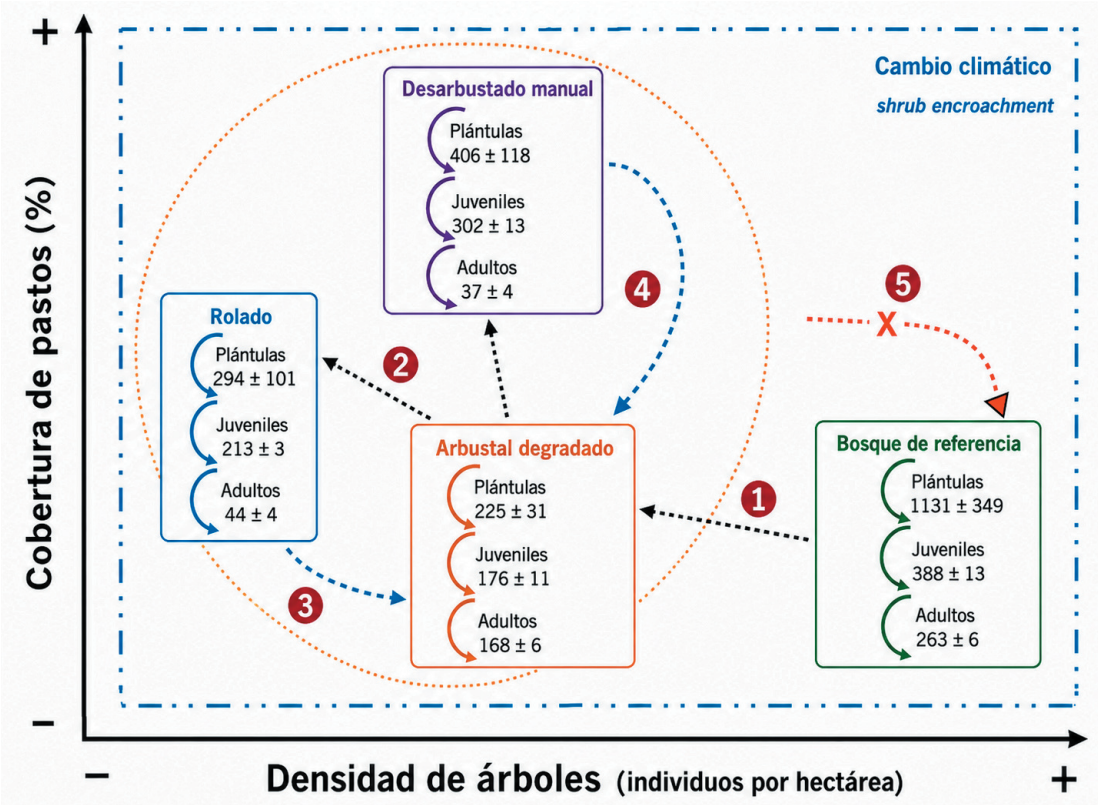


Figura 5. Esquema conceptual de la regeneración arbórea en sistemas ganaderos del Chaco Árido (La Rioja). Los recuadros representan los distintos tipos de cobertura del suelo evaluados (i.e., bosque de referencia, arbustal degradado, rolado y desarbustado manual). Dentro de cada recuadro se indican las densidades medias de árboles (individuos/ha±EE) para los tres estados de desarrollo: plántulas, juveniles y adultos. La posición relativa de los tipos de cobertura sobre el eje X se establece en función del promedio de la densidad de árboles juveniles y adultos, mientras que el eje Y representa, en términos cualitativos, la cobertura de pastos. El contorno circular naranja punteado representa el conjunto de estados y trayectorias vinculados al arbustal degradado y a las prácticas de remoción de arbustos aplicadas para recuperar la capacidad forrajera. El rectángulo azul de trazos y puntos delimita el contexto regional en el que se insertan estos estados, condicionado por procesos de cambio climático y arbustización, que favorecen la persistencia o expansión del componente leñoso y dificultan la recuperación del bosque de referencia. 1) Transición desde el bosque de referencia hacia el arbustal degradado como consecuencia de la tala intensiva y el sobrepastoreo ocurridos entre 1900 y 1960 (Adamoli et al. 1990; Natenzon and Olivera 1994). 2) Alternativas de manejo orientadas a recuperar la capacidad forrajera del arbustal degradado: rolado y desarbustado manual, ambos con siembra de *Cenchrus ciliaris* var. Texas 4464. 3) Transición desde el rolado hacia un estado de arbustal degradado, asociada a la recuperación del estrato arbustivo y a procesos de re-arbustización posteriores a la intervención. 4) Transición desde el desarbustado manual hacia un estado de arbustal degradado, asociada a la recuperación progresiva de los arbustos y a la persistencia de limitaciones para la regeneración arbórea. 5) Transición no realizada hacia el bosque de referencia, asociada a la interrupción de los procesos de regeneración arbórea y a la acción de factores regionales, como el cambio climático y la arbustización.

Figure 5. Conceptual diagram of tree regeneration in livestock systems of the Arid Chaco (La Rioja). The boxes represent the different land-cover types evaluated (i.e., reference woodland, degraded shrubland, roller-chopping areas and hand-cutting areas). Within each box, the mean tree densities (individuals/ha±SE) are shown for the three developmental stages: seedlings, juveniles and adults. The relative position of the land-cover types along the X-axis is based on the mean density of juvenile and adult trees, whereas the Y-axis qualitatively represents grass cover. The orange dotted circular outline represents the set of states and trajectories associated with degraded shrubland and with shrub-removal practices applied to restore forage capacity. The blue dash-dotted rectangle delineates the regional context within which these states occur, influenced by processes of climate change and shrub encroachment, which favour the persistence or expansion of woody vegetation and hinder recovery towards the reference woodland. 1) Transition from reference woodland to degraded shrubland as a consequence of intensive logging and overgrazing between 1900 and 1960 (Adamoli et al. 1990; Natenzon and Olivera 1994). 2) Management alternatives aimed at restoring the forage capacity of degraded shrubland: roller-chopping and hand-cutting, both combined with sowing of *Cenchrus ciliaris* var. Texas 4464. 3) Transition from roller-chopped areas towards a degraded shrubland state, associated with recovery of the shrub layer and post-treatment re-encroachment. 4) Transition from hand-cut areas towards a degraded shrubland state, associated with the progressive recovery of shrubs and the persistence of constraints on tree regeneration. 5) Unrealised transition towards the reference woodland, associated with the interruption of tree regeneration processes and the influence of regional factors such as climate change and shrub encroachment.

responde a un efecto puramente ecológico, sino también a la implantación de *Cenchrus ciliaris*.

Como predijimos, las prácticas de remoción alteraron la estructura poblacional de leñosas. Según nuestro modelo simplificado (Figura 5), la transición bosque-arbustal ocurrida en décadas pasadas por tala y sobrepastoreo (Adamoli et al. 1990; Natenzon and Olivera 1994) afectó la estructura de las poblaciones de árboles, con efectos de legado observados en este estudio, en especial en la densidad de plántulas. En este sentido, los arbustales mantienen una densidad significativamente menor de plántulas que los bosques mejor conservados, lo que refleja estados que podrían perdurar a largo plazo (Figura 5, punto 2). Por otro lado, la escasa cobertura de pastos en los arbustales degradados (Figura 5, punto 2) conduce a la aplicación de prácticas como el rolado y el desarbustado manual, donde la dinámica de recuperación arbustiva podría generar una transición hacia nuevos estados de arbustales (Figura 5, puntos 3 y 4). En el contexto de aplicación de prácticas como el rolado y el desarbustado manual, las especies arbustivas podrían verse favorecidas no solo por la liberación de recursos, sino también por fenómenos como el cambio climático. Como consecuencia de ello, a futuro se podría requerir un aumento de la frecuencia de intervenciones para controlar la capa arbustiva y mantener niveles de cobertura de pastos necesarios para la producción ganadera. Esto es particularmente importante en el rolado, que, para el tiempo transcurrido desde la intervención, mantiene niveles de cobertura de pastos apenas por encima de los arbustales degradados (Figura 5). Tal como se plantea en la actualidad, en las parcelas donde se aplicaron prácticas de remoción de arbustos (Guzmán 2024), la repetición continua del disturbio para controlar arbustos evitaría el avance de la regeneración arbórea temprana (muerte de plántulas) y, en consecuencia, una posible transición a estados boscosos (Figura 5, punto 5). En este sentido, nuestros resultados sugieren que las prácticas intensivas, como el desarbustado manual, favorecen la cobertura de la pastura implantada y mantienen altos niveles de producción forrajera y retrasan la sucesión arbustiva en comparación con el rolado, pero no conducirían a transiciones hacia estados boscosos.

En el bosque de referencia se observó una estructura poblacional más saludable, con una representación mayor de las etapas tempranas de la regeneración (Figura 5, punto 1). En bosques conservados y sin pastoreo, como los de la Reserva Forestal Chancaní, las distribuciones heterogéneas de tamaños reflejan pulsos de regeneración infrecuentes, pero ecológicamente relevantes (Barchuk and Díaz 1999). En nuestro caso, el bosque de referencia podría estar experimentando un proceso similar. Sin embargo, debe considerarse que una mayor densidad de plántulas no garantiza su incorporación a estadios superiores, ya que el estrés hídrico, las altas temperaturas y la herbivoría pueden eliminarlas o mantenerlas durante períodos prolongados en clases de menor tamaño y reducir su probabilidad de transición hacia estadios juveniles (Barchuk et al. 2006b).

Los disturbios intensos pueden acentuar las limitaciones de la regeneración al reducir el reclutamiento inicial y, en consecuencia, la incorporación de individuos a las clases juvenil y adulta (Szymañski et al. 2022; Duarte et al. 2025). En este sentido, nuestros resultados sugieren que el desarbustado manual y el rolado podrían seguir trayectorias cíclicas, con tendencia a retornar hacia un estado de arbustal degradado, proceso que parecería ser más rápido en el rolado (Figura 5, puntos 3 y 4). La menor disponibilidad de micrositios favorables podría explicar la limitada regeneración arbórea en las parcelas sometidas a rolado y desarbustado manual. En zonas áridas, los arbustos pueden actuar como refugios e islas de fertilidad al moderar las condiciones microclimáticas y favorecer el establecimiento de plántulas, en especial de especies dependientes de plantas nodriza, como *Aspidosperma quebracho-blanco* (Barchuk et al. 2008; Tálamo et al. 2015; Ferrenberg et al. 2025). Por lo tanto, su eliminación, sobre todo mediante desarbustado manual, podría reducir este efecto facilitador. Aunque el rolado conserva algunos parches leñosos y podría resultar menos limitante que una remoción completa, la compactación del suelo en los espacios abiertos y la competencia con la pastura implantada también pueden restringir el establecimiento (Monegi et al. 2022; Guzmán et al. 2025). En parcelas sembradas con *Cenchrus ciliaris*, por ejemplo, se observó una menor supervivencia de renovales de *Neltuma flexuosa*, atribuida a la competencia por recursos con la pastura (Cavallero et al. 2018). Estas evidencias sugieren que la conservación de arbustos nodriza, del banco de semillas y de la estructura física del suelo podría ser clave para sostener la regeneración natural (Barchuk et al. 2008).

Por otro lado, la cobertura arbustiva fue mucho menor en el desarbustado manual que en los demás tipos de cobertura del suelo, lo que destaca su mayor efectividad para controlar la capa arbustiva, en comparación con el rolado. Se sabe que el rolado modifica el tamaño y la arquitectura de los arbustos sin reducir de manera persistente su cobertura (Blanco et al. 2005; Rejžek et al. 2017; Eldridge and Ding 2021). La recuperación del estrato arbustivo se atribuye a la alta capacidad de rebrote de estas especies, que almacenan reservas en sus raíces (Bellingham and Sparrow 2000). Al dañar la biomasa aérea sin eliminar los sistemas radicales, el rolado favorece el desarrollo de múltiples tallos y la formación de fisonomías dominadas por individuos bajos, ramificados y espinosos que podrían generar arbustales aún más degradados desde el punto de vista ecológico y funcional (Guevara et al. 2024; Guzmán et al. 2026). Se sugirió que las prácticas que controlan solo la biomasa aérea pueden favorecer la recuperación del estrato arbustivo y, eventualmente, la rearbustización, ya que mantienen vivos los sistemas radicales y estimulan el rebrote de las leñosas (Eldridge and Ding 2021; Ledesma et al. 2025; Duarte et al. 2025). Un aspecto clave es comprender qué bioformas aprovechan mejor los recursos liberados tras el disturbio o disponibles durante períodos ambientalmente favorables. Las diferencias funcionales entre árboles y arbustos —en particular, en sus estrategias de adquisición de recursos y capacidad de rebrote— podrían contribuir a explicar sus distintas trayectorias de recuperación en el rolado y el desarbustado manual (Del Corro et al. 2026).

Como planteamos en nuestra hipótesis, la cobertura de pastos disminuyó a medida que aumentó la densidad de la vegetación leñosa en una relación marcada para los arbustos y consistente con una creciente competencia entre ambos estratos (Fernández and Maseda 2006; Sala and Maestre 2014; Maestre et al. 2016). El cambio de pendiente registrado alrededor de 1527±314 individuos leñosos/ha indica que la disminución de la cobertura de pastos fue más marcada a densidades inferiores a este valor y se hizo más gradual a densidades mayores. Este punto de quiebre no representa necesariamente un umbral ecológico irreversible, sino una referencia operativa local que describe un cambio en la forma de la relación entre ambos estratos y cuya magnitud puede variar con la identidad, la arquitectura y la distribución de las especies leñosas, así como con las condiciones ambientales y la presión de pastoreo. Niveles intermedios de vegetación leñosa pueden aumentar la heterogeneidad y generar islas de recursos, pero, al aumentar su abundancia, la superposición de las áreas de influencia de los arbustos puede intensificar la competencia y reducir el espacio disponible para los pastos (Soliveres et al. 2014; Eldridge and Soliveres 2015). Entre los mecanismos involucrados se encuentra la competencia por el agua, dado que las raíces de los arbustos se superponen con las de los pastos en los horizontes superficiales y, además, exploran capas más profundas del suelo (Ledesma et al. 2022). En el rolado, la conservación de los sistemas radicales permite que los individuos rebrotantes mantengan el acceso al agua y compitan con la pastura durante su establecimiento (Kunst et al. 2003; Ledesma et al. 2018); en cambio, el desarbustado manual reduce más intensamente esta competencia al extraer los arbustos de raíz (Guzmán et al. 2025). Si bien las densidades inferiores al punto de quiebre estuvieron asociadas con mayores coberturas de pastos, este patrón no implica que reducir la abundancia de leñosas por debajo de ese valor garantice su recuperación, ya que la respuesta también depende de los legados del suelo, la capacidad de rebrote, el tiempo transcurrido desde la intervención y la historia previa de manejo (Ding and Eldridge 2023).

Desde el punto de vista metodológico, la inclusión del bosque de referencia fue clave para interpretar los efectos de las prácticas en relación con un estado mejor conservado y más representativo del ecosistema original (Guzmán et al. 2023). Como se señaló para otras regiones áridas, contar con sistemas de referencia adecuados permite definir objetivos de restauración y manejo a largo plazo (Coria et al. 2023). No obstante, los resultados deben interpretarse considerando que las prácticas de remoción fueron aplicadas en momentos diferentes, que el número de réplicas independientes es reducido y que existen efectos de legado asociados al pastoreo y al uso forestal. Finalmente, al tratarse de una evaluación puntual, las trayectorias de la vegetación propuestas en el modelo conceptual (Figura 5) deberán reforzarse mediante el monitoreo a largo plazo y la incorporación de parcelas de observación en otros sitios ecológicos.

Desde una perspectiva de manejo, la eliminación generalizada de la vegetación leñosa difícilmente constituya una solución sostenible para los sistemas ganaderos del

Chaco Árido. Si bien una menor cobertura de arbustos puede favorecer la producción de pastos, las especies leñosas proveen múltiples servicios ecosistémicos que contribuyen a mantener la funcionalidad del sistema a largo plazo (Huxman et al. 2005; Magliano 2016; Pérez-Harguindeguy et al. 2022). Por ejemplo, estudios previos mostraron que las parcelas con mayor abundancia de leñosas presentaron una estación de crecimiento más prolongada, mayor riqueza y diversidad vegetal y mejores condiciones físicas del suelo que las sometidas a rolado y desarbustado manual (Steinaker et al. 2016; Guzmán et al. 2023; Guzmán et al. 2025). En este contexto, las estrategias selectivas orientadas a reducir la cobertura arbustiva y conservar árboles y parches de arbustos podrían ofrecer un mejor equilibrio entre los objetivos productivos y ambientales (Kunst et al. 2008). Enfoques como el MBGI favorecen la retención de árboles y el reclutamiento arbóreo en mayor medida que los sistemas silvopastoriles convencionales (Peri et al. 2022; Fernández et al. 2025; Filip et al. 2026). Estos enfoques, propuestos para áreas de categoría amarilla de la Ley 26331 de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos, enfrentan el desafío de recuperar procesos clave interrumpidos por disturbios antrópicos históricos y actuales que han dado lugar a una amplia variedad de arbustales (Natenzon and Olivera 1994; Zeballos et al. 2023). En este contexto, el rolado puede constituir una herramienta valiosa si se integra en estrategias de manejo selectivas y planificadas, evitando su aplicación reiterada sobre las mismas áreas. Intervenciones excesivamente intensas y frecuentes, en cambio, pueden reforzar la arbustización al favorecer el rebrote, el desarrollo de rasgos defensivos (e.g., espinescencia) y la persistencia de altas densidades de arbustos, alejando al sistema de estados boscosos (Duarte et al. 2025). Nuestros resultados respaldan la idea de que, en los extremos del proceso de arbustización, la alta cobertura de arbustos genera efectos negativos sobre la oferta de forraje para el ganado, mientras que niveles intermedios (~30%) pueden favorecer la provisión de múltiples servicios ecosistémicos (Maestre et al. 2016). Estos resultados subrayan la necesidad de políticas y planes de manejo que prioricen enfoques conservadores, orientados no solo a maximizar la producción forrajera a corto plazo, sino también a recuperar la funcionalidad del bosque, considerando la heterogeneidad espacial y el rol estructural y ecológico de las especies leñosas.

Referencias

Adamoli, J., E. Sennhauser, J. M. Acero, and A. Rescia. 1990. Stress and disturbance: vegetation dynamics in the dry Chaco region of Argentina. Journal of Biogeography 17:491-500. https://doi.org/10.2307/2845381.

Alvarez, J. A., P. E. Villagra, M. A. Cony, E. M. Cesca, and J. A. Boninsegna. 2006. Estructura y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* D.C. (Fabaceae, subfamilia: Mimosoideae) en el noreste de Mendoza (Argentina). Revista Chilena de Historia Natural 79:75-87. https://doi.org/10.4067/S0716-078X2006000100007.

Ansley, R. J., T. Zhang, and C. Cooper. 2018. Soil moisture, grass production and mesquite resprout architecture following mesquite above-ground mortality. Water 10:1243. https://doi.org/10.3390/w10091243.

Archer, S. R., E. M. Andersen, K. I. Predick, S. Schwinning, R. J. Steidl, and S. R. Woods. 2017. Woody plant encroachment: causes and consequences. Pp. 25-84 en D. D. Briske (eds.). Rangeland systems. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_2.

Barchuk, A. H., and M. del Pilar Díaz. 1999. Regeneration and structure of *Aspidosperma quebracho-blanco* Schl. in the Arid Chaco (Córdoba, Argentina). Forest Ecology and Management 118:31-36. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00484-8.

Barchuk, A. H., A. Valiente-Banuet, and M. del Pilar Díaz. 2005. Effect of shrubs and seasonal variability of rainfall on the establishment of *Aspidosperma quebracho-blanco* in two edaphically contrasting environments. Austral Ecology 30: 695-705. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01511.x.

Barchuk, A. H., E. B. Campos, C. Oviedo, and M. del Pilar Díaz. 2006a. Supervivencia y crecimiento de plántulas de especies leñosas del Chaco Árido sometidas a remoción de la biomasa aérea. Ecología Austral 16:47-61.

Barchuk, A. H., M. R. Iglesias, and C. Oviedo. 2006b. Rebrote basal de *Aspidosperma quebracho-blanco* en estado de plántula: mecanismo de persistencia en el Chaco Árido. Ecología Austral 16:197-205.

Barchuk, A. H., M. R. Iglesias, and M. N. Boetto. 2008. Spatial association of *Aspidosperma quebracho-blanco* juveniles with shrubs and conspecific adults in the Arid Chaco, Argentina. Austral Ecology 33:775-783. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01846.x.

Bellingham, P. J., and A. D. Sparrow. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. Oikos 89:409-416. https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.890224.x.

Biurrun, F. N., M. Cabido, and L. J. Blanco. 2015. Consideraciones sobre la vegetación de La Rioja y su estado de conservación. Pp. 485-503 en R. Casas y G. Albarracín (eds.). El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina.

FECIC-PROSA, Buenos Aires, Argentina.

Blanco, L. J., C. A. Ferrando, F. N. Biurrun, E. L. Orionte, P. Namur, D. J. Recalde, et al. 2005. Vegetation responses to roller chopping and buffelgrass seeding in Argentina. Rangeland Ecology and Management 58:219-224. https://doi.org/10.2111/1551-5028(2005)58[219:VRTRCA]2.0.CO;2.

Blanco, L., P. R. Namur, C. Ferrando, A. Rettore, P. Namur, R. Ávila, et al. 2013. Evolución de la vegetación después del rolado y siembra de pastos nativos en La Rioja. Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam 22 (Supl. 2):17-22. Congreso de Pastizales. Santa Rosa, La Pampa, 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, Buenos Aires, Argentina.

Blanco, L., P. R. Namur, A. Adaro, S. Pizarro, C. Ferrando, R. Ávila, J. Molina, E. Luna Toledo, et al. 2020. Respuesta forrajera del pastizal natural al ajuste de carga ganadera y al manejo rotativo con pasturas: caso "La Yesera" (La Rioja). Pp. 392-395 en M. F. Filippini and S. Greco (eds.). Actas del Primer Congreso Argentino de Agroecología. Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina.

Bregaglio, N., U. Karlin, and R. Coirini. 2001. Efecto del desmonte selectivo sobre la regeneración de la masa forestal y la producción de pasturas en el Chaco Árido de la provincia de Córdoba, Argentina. Multequina 10:17-24.

Calella, H. F., and R. R. Corzo. 2006. El Chaco Árido de La Rioja: vegetación y suelos. INTA, Buenos Aires, Argentina.

Cavallero, L., C. A. Carranza, M. Ledesma, and D. R. López. 2018. Dinámica de reclutamiento de algarrobo en bosques del Chaco Árido: relación entre etapas de regeneración y resiliencia ecológica. Pp. 494-507 en V. Rusch, G. Caballé, S. Varela and J. P. Diez (eds.). Actas del IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Ediciones INTA, San Carlos de Bariloche, Argentina.

Coria, D. R., C. R. Kunst, A. Anríquez, and S. J. Bravo. 2023. Management of grassland/savannas encroached by woody plants in the South American semiarid Chaco: ecological restoration vs. African grasses introduction. Ecología Austral 33:489-506. https://doi.org/10.25260/EA.23.33.2.0.2156.

Del Corro, F. I., L. Enrico, and S. Bravo. 2026. Effect of anthropogenic disturbances on leaf traits of woody species from a subtropical dry forest of Argentina. Forest Systems 35:21001. https://doi.org/10.5424/fs/2026351-21001.

Ding, J., and D. J. Eldridge. 2019. Contrasting global effects of woody plant removal on ecosystem structure, function and composition. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 39:125460. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2019.125460.

Ding, J., and D. J. Eldridge. 2023. The success of woody plant removal depends on encroachment stage and plant traits. Nature Plants 9:58-67. https://doi.org/10.1038/s41477-022-01307-7.

Duarte, Y. J., B. Guida-Johnson, L. M. Alvarez, M. A. Aranda, B. L. A. Ríos, and P. E. Villagra. 2025. Natural regeneration of native woodlands in drylands subjected to disturbances: a basis for their ecological restoration. Forest Ecology and Management 597:123142. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123142.

Eldridge, D. J., M. A. Bowker, F. T. Maestre, E. Roger, J. F. Reynolds, and W. G. Whitford. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. Ecology Letters 14:709-722. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01630.x.

Eldridge, D. J., and S. Soliveres. 2015. Are shrubs really a sign of declining ecosystem function? Disentangling the myths and truths of woody encroachment in Australia. Australian Journal of Botany 62:594-608. https://doi.org/10.1071/BT14137.

Eldridge, D. J., G. Beecham, and J. B. Grace. 2015. Do shrubs reduce the adverse effects of grazing on soil properties? Ecohydrology 8:1503-1513. https://doi.org/10.1002/eco.1600.

Eldridge, D. J., and J. Ding. 2021. Limited long-term effectiveness of roller-chopping for managing woody encroachment. Restoration Ecology 29:e13274. https://doi.org/10.1111/rec.13274.

Fernández, R. J., and P. H. Maseda. 2006. Ecofisiología de arbustivas: reconocimiento de síndromes para un mejor diagnóstico de la situación de arbustización. Pp. 47-55 en Jornadas de actualización técnica de control y manejo del renoval. INTA-CREA, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina.

Fernández, P. D., N. I. Gasparri, T. N. Rojas, N. R. Banegas, J. A. Nasca, E. G. Jobbágy, et al. 2024. Silvopastoral management for lowering trade-offs between beef production and carbon storage in tropical dry woodlands. Science of the Total Environment 912:168973. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168973.

Fernández, M. C., J. P. Molina, L. Guzmán, and P. E. Villagra. 2025. Efecto de diferentes intensidades de rolado sobre la regeneración de especies arbóreas del Chaco Árido. Póster. Pp. 178 en Libro de resúmenes del XI Congreso Internacional de Ecología-Argentina, Chile y Uruguay. Mendoza, Argentina.

Ferrenberg, S., M. Rabinowich, and S. R. Lee. 2025. Nurse plant shading is more important than soil fertility for dryland plant recruitment and diversity. Journal of Ecology 113:2639-2651. https://doi.org/10.1111/1365-2745.70119.

Filip, I. D., P. L. Peri, P. Fernández, D. Loto, S. Kees, N. R. Banegas, et al. 2026. Modelling woody carbon dynamics in tropical dry forests: a case study of the Dry Chaco Region. Ecological Modelling 512:111401. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2025.111401.

Guevara, A., I. Garzarón, S. A. Castrillo, E. J. Condori, G. S. Córdoba, M. Méndez, et al. 2024. Sustainable dry forest management for cattle ranching: effects of deschampado practices on the shrub layer and the light environment in comparison to roller chopping. Forest Ecology and Management 560:121826. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121826.

Guzmán, L. M., P. E. Villagra, R. E. Quiroga, D. I. Pereyra, M. E. Pelliza, A. R. Ricarte, and R. J. Blanco. 2023. In search of sustainable livestock management in the Dry Chaco: effect of different shrub-removal practices on vegetation. The

Rangeland Journal 44:193-202. https://doi.org/10.1071/RJ22040.

Guzmán, L. M. 2024. Efectos del control mecánico y manual de arbustos sobre la vegetación y el suelo en Los Llanos de La Rioja (Argentina). Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

Guzmán, L. M., P. E. Villagra, R. E. Quiroga, D. I. Pereyra, and E. Pelliza. 2025. Shrub removal practices in livestock environments of the Argentine Arid Chaco: changes on soil physicochemical properties. Rangeland Ecology and Management 103:319-328. https://doi.org/10.1016/j.rama.2025.09.008.

Guzmán, L. M., L. Enrico, N. Pérez-Harguindeguy, R. E. Quiroga, and P. E. Villagra. 2026. Functional diversity of woody plants as a response to shrub removal practices in degraded woodlands of central Argentina. Forest Ecology and Management 619:124082. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2026.124082.

Huxman, T. E., B. P. Wilcox, D. D. Breshears, R. L. Scott, K. A. Snyder, E. E. Small, et al. 2005. Ecohydrological implications of woody plant encroachment. Ecology 86:308-319. https://doi.org/10.1890/03-0583.

Instituto de Botánica Darwinion. 2026. Flora Argentina: Flora vascular de la República Argentina y del Cono Sur. CONICET-ANCEFN, Buenos Aires, Argentina. URL: buscador.floraargentina.edu.ar.

Kerleng Marin, R. N., L. Butti, and M. Álvarez Redondo. 2024. Efecto de distintas frecuencias de rolado selectivo sobre la capacidad de rebrote de *Neltuma flexuosa* (DC.) C. E. Hughes and G. P. Lewis en el ecotono Caldenal-Monte Occidental, región central de Argentina. Semiárida 34(1):27-34. https://doi.org/10.19137/semiarida.2024(1).27-34.

Kunst, C., R. Ledesma, M. Basán, G. Angella, D. Prieto, and J. Godoy. 2003. rolado de fachinales e infiltración de agua en el suelo en el Chaco occidental argentino. Revista de Investigaciones Agropecuarias 32:105-126.

Kunst, C., R. Ledesma, and M. Navall. 2008. rolado selectivo de baja intensidad. INTA, Santiago del Estero, Argentina.

Kunst, C., R. Ledesma, S. Bravo, A. Albanesi, A. Anríquez, H. van Meer, et al. 2012. Disrupting woody steady states in the Chaco region (Argentina): responses to combined disturbance treatments. Ecological Engineering 42:42-53. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.025.

Kunst, C. R. G., J. M. Navall, R. Ledesma, J. E. Silberman, A. L. Anríquez, R. D. Coria, et al. 2016. Silvopastoral systems in the western Chaco region, Argentina. Pp. 63-87 en P. L. Peri, F. Dube and A. Varella (eds.). Silvopastoral systems in Southern South America. Springer International Publishing, Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24109-8_4.

Ledesma, R., F. Saracco, J. G. Silvetti, G. Gerlero, E. Díaz Falú, U. I. Wolf Celoné, et al. 2025. Efecto y persistencia de tratamientos químicos y mecánico sobre arbustos de un sistema pastoril del sudeste de Santiago del Estero, Argentina. Semiárida 35(2):55-68. https://doi.org/10.19137/semiarida.2025(2).55-68.

Ledesma, R., S. Bravo, C. Kunst, A. Elías, J. Godoy, and V. Navarrete. 2022. Grass-shrub coexistence: understanding root distribution in ecological sites of the Semiarid Chaco, Argentina. Arid Land Research and Management 36:331-343. https://doi.org/10.1080/15324982.2021.2017074.

Ledesma, R., A. Elías, C. Kunst, V. Navarrete, and J. Godoy. 2018. Efecto del rolado de baja intensidad (RBI) sobre la distribución radical de pastos y arbustos en un bosque del Chaco occidental. Revista de Investigaciones Agropecuarias 44:121-128.

Maestre, F. T., D. J. Eldridge, and S. Soliveres. 2016. A multifaceted view on the impacts of shrub encroachment. Applied Vegetation Science 19:369-370. https://doi.org/10.1111/avsc.12254.

Magliano, P. N., R. J. Fernández, R. Giménez, V. A. Marchesini, R. A. Páez, and E. G. Jobbágy. 2016. Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido al reemplazar bosques por pasturas. Ecología Austral 26:95-106. https://doi.org/10.25260/EA.16.26.2.0.148.

Meglioli, P. A., M. A. Morsucci Labiano, S. Mora, L. M. Alvarez, G. Zalazar, P. L. Peri, et al. 2025. Fire and roller-chopping effects on forage production, plant diversity, and carbon storage in *Neltuma* woodlands of the Central Monte, Argentina. Agriculture, Ecosystems and Environment 394:109873. https://doi.org/10.1016/j.agee.2025.109873.

Monegi, P., N. R. Mkhize, T. J. Tjelele, D. Ward, and Z. Tsvuura. 2022. The impact of tree removal on standing grass biomass, seedling establishment and growth of woody species. The Rangeland Journal 44:25-32. https://doi.org/10.1071/RJ21003.

Morello, J., L. A. Sancholuz, and C. A. Blanco. 1985. Estudio macroecológico de los Llanos de La Rioja. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina.

Namur, P., J. M. Tessi, R. E. Ávila, H. A. Retore, and C. A. Ferrando. 2014. Buffel grass: generalidades, implantación y manejo para recuperación de áreas degradadas. Ediciones INTA, La Rioja, Argentina.

Natenzon, C. E., and G. Olivera. 1994. La tala del bosque en los Llanos de La Rioja (1900-1960). Desarrollo Económico 34:263-284. https://doi.org/10.2307/3467319.

Páez, S. A., and D. E. Marco. 2000. Seedling habitat structure in dry Chaco forest (Argentina). Journal of Arid Environments 46:57-68. https://doi.org/10.1006/jare.2000.0648.

Passera, C. B., A. D. Dalmaso, and O. Borsetto. 1983. Método del point quadrat modificado. Pp. 135-152 en Taller de arbustos forrajeros. Actas del II Taller de Arbustos Forrajeros. FAO-IADIZA, Mendoza, Argentina.

Pérez-Harguindeguy, N., A. M. Cingolani, L. Enrico, M. V. Vaieretti, M. A. Giorgis, M. L. Moreno, et al. 2022. How human-induced transitions from forest to treeless ecosystems affect litter decomposition. Ecología Austral 32:716-733. https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.1.1887.

Peri, P. L., G. Martínez-Pastur, and T. Schlichter. 2021. Uso sostenible del bosque: aportes desde la silvicultura argentina. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Buenos Aires, Argentina.

Peri, P. L., Y. M. Rosas, D. R. López, M. V. Lencinas, L. Cavallero, and G. Martínez-Pastur. 2022. Conceptual framework

to define strategies for silvopastoral systems in native forests. Ecología Austral 32:749-766. https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.1.1872.

Rejžek, M., R. D. Coria, C. R. Kunst, M. Svátek, J. Kvasnica, J. M. Navall, et al. 2017. To chop or not to chop? Tackling shrub encroachment by roller-chopping preserves woody plant diversity and composition in a dry subtropical forest. Forest Ecology and Management 402:29-36. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.032.

R Core Team. 2025. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: R-project.org.

Sala, O. E., and F. T. Maestre. 2014. Grass-woodland transitions: determinants and consequences for ecosystem functioning and provisioning of services. Journal of Ecology 102:1357-1362. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12326.

Soliveres, S., F. T. Maestre, D. J. Eldridge, M. Delgado-Baquerizo, J. L. Quero, M. A. Bowker, and A. Gallardo. 2014. Plant diversity and ecosystem multifunctionality peak at intermediate levels of woody cover in global drylands. Global Ecology and Biogeography 23:1408-1416. https://doi.org/10.1111/geb.12215.

Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. Annual Review of Ecology and Systematics 15: 353-391. https://doi.org/10.1146/annurev.es.15.110184.002033.

Steinaker, D. F., E. G. Jobbágy, J. P. Martini, D. N. Arroyo, J. L. Pacheco, and V. A. Marchesini. 2016. Vegetation composition and structure changes following roller-chopping deforestation in central Argentina woodlands. Journal of Arid Environments 133:19-24. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.05.005.

Szymañski, C. R., P. E. Villagra, V. Aschero, and J. A. Alvarez. 2022. Interactive effects of chronic anthropogenic disturbances on Prosopis woodland structure in the Central Monte, Argentina. Ecología Austral 32:108-121. https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.0.1800.

Tálamo, A., and S. M. Caziani. 2003. Variation in woody vegetation among sites with different disturbance histories in the Argentine Chaco. Forest Ecology and Management 184:79-92. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00150-6.

Tálamo, A., A. H. Barchuk, L. A. Garibaldi, C. E. Trucco, S. Cardozo, and F. Mohr. 2015. Disentangling the effects of shrubs and herbivores on tree regeneration in a dry Chaco forest (Argentina). Oecologia 178:847-854. https://doi.org/10.1007/s00442-015-3269-7.

Van Auken, O. W. 2000. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. Annual Review of Ecology and Systematics 31:197-215. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.197

Vera, G., and D. Vera. 2019. Actores sociales que componen el territorio del INTA EEA La Rioja. Tecnoárido 1:35-42.

Villagra, P. E., J. A. Boninsegna, J. A. Alvarez, M. A. Cony, E. M. Cesca, and R. Villalba. 2005. Dendroecology of *Prosopis flexuosa* woodlands in the Monte desert: implications for their management. Dendrochronologia 22:209-213. https://doi.org/10.1016/j.dendro.2005.05.005.

Villagra, P. E., and J. A. Alvarez. 2019. Determinantes ambientales y desafíos para el ordenamiento forestal sustentable en los algarrobales del Monte, Argentina. Ecología Austral 29:146-155. https://doi.org/10.25260/EA.19.29.1.0.752.

Villagrán, E. 2009. El proceso de innovación tecnológica en áreas productivas marginales. El caso de la pastura de buffel grass en los establecimientos ganaderos del Departamento Chamical en los Llanos de La Rioja. Tesis de maestría. FLACSO, Buenos Aires, Argentina.

Zarovali, M. P., M. D. Yiakoulaki, and V. P. Papanastasis. 2007. Effects of shrub encroachment on herbage production and nutritive value in semi-arid Mediterranean grasslands. Grass and Forage Science 62:355-363. https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2007.00590.x.

Zeballos, S. R., A. T. Acosta, W. D. Agüero, R. J. Ahumada, M. G. Almirón, D. S. Argibay, et al. 2023. Vegetation types of the Arid Chaco in central western Argentina. Vegetation Classification and Survey 4:167-188. https://doi.org/10.3897/VCS.100532.