

Rehabilitación del bosque nativo mediante pastoreo con descansos y uso complementario de pastura exótica en el Chaco Árido: estudio de caso en San Luis (Argentina)

Leibovich, T., Jacobo, E. J., Vega, D., Fernández, P. L. y Cotroneo, S. M.

DOI: 10.31047/1668.298x.v41.n2.41718

RESUMEN

La principal actividad de los pequeños productores del Valle del Conlara es la ganadería en bosques nativos degradados. En regiones similares, los descansos en la estación lluviosa mejoran la condición del estrato herbáceo. Complementar con pasturas implantadas posibilita dichos descansos. El objetivo fue evaluar el efecto del pastoreo con descansos estivales del bosque nativo (vs. continuo) y uso complementario de pastura exótica, sobre la biomasa y calidad forrajera, y el suelo. Durante dos años, húmedo (842 mm/año) y seco (521 mm/año), se monitorearon tres lotes con un tratamiento diferente: bosque con seis años de descansos estivales, bosque sin descansos y pastura de *Panicum coloratum* en un parche sin árboles. El lote con descansos vs. sin descansos, presentó 2,5 veces más cobertura de gramíneas nativas, 1,9 a 3,4 veces más Productividad Primaria Neta Aérea (año seco y húmedo, respectivamente) y cuatro veces más densidad de semillas en el banco. El suelo tuvo menor suelo desnudo, mayor capacidad de infiltración y porcentaje de C, P y N total. La productividad del *P. coloratum* duplicó la del pastizal del bosque descansado. Utilizarla en verano, permite descansar y diferir el estrato herbáceo del bosque al invierno, que mantiene mejor calidad que la pastura.

Palabras clave: clausura estacional, monte, campesino, agroecología

Leibovich, T., Jacobo, E. J., Vega, D., Fernández, P. L., and Cotroneo, S. M. (2024). Rehabilitation of native forest through grazing rest and complementary use of exotic pasture in the Arid Chaco: case study in San Luis (Argentina). *Agriscientia*, 41(2), 85-100

ABSTRACT

The main activity of peasants in the Valle de Conlara is cattle grazing in degraded native forests. In similar regions, excluding cattle during rainy seasons allows for better conditions of the herbaceous layer and soil in forests. Complementary use of implanted pastures makes this possible. The objective was to evaluate the effects of seasonal enclosure (vs. continuous) and complementary use of an exotic pasture, on forage biomass and quality, and soils. For two years, wet (842 mm/year) and dry (521 mm/year), three plots with a different treatment were monitored: forest with six years of summer enclosure, forest without enclosure, and *Panicum coloratum* pasture on a cleared site. The plot with enclosures vs. without enclosures had 2.5 times more native grass cover, 1.9 to 3.4 times more Aboveground Net Primary Production (dry and wet years, respectively), and four times more seed bank density. The soil had greater litter cover and infiltration capacity, lesser bare soil area, and higher percentage of C, P and N. The productivity of *P. coloratum* doubled native grasses in the rested forest. Using it during summer, allows the herbaceous layer of the forest to rest and defers it towards the winter, maintaining better quality than the pasture.

Keywords: seasonal closures, woodland, smallholder, agroecology

Leibovich, T. (ORCID: 0009-0005-5581-919X): Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. Cotroneo, S. M. (ORCID: 0000-0002-5636-9603), Jacobo, E. J. (ORCID: 0000-0002-5622-7963): Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Área de Agroecología. Vega, D. (ORCID: 0000-0002-9245-4602): Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Cátedra de Fitopatología. Fernández, P. L. (ORCID: 0009-0009-8535-365X): Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas (CONICET), Argentina.

Correspondence to: leibovich@agro.uba.ar

INTRODUCCIÓN

El Chaco Árido abarca aproximadamente diez millones de hectáreas en la porción suroeste y más seca del Gran Chaco Americano (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, 2020). Esta región ha sufrido un intenso cambio en el uso del suelo con el avance de la frontera agrícola y la deforestación de 300.000 ha entre 1996 y 2005 (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, 2007). Además de impactos ecológicos severos, como la pérdida de biodiversidad por destrucción de hábitat (Grau et al., 2005) y la emisión de gases de efecto invernadero por la quema de biomasa (Baumann et al., 2017), la expansión agrícola provocó el desplazamiento de la actividad ganadera hacia ambientes marginales. Como consecuencia, se incrementó la carga sobre bosques que ya se

encontraban degradados por una larga historia de pastoreo continuo, exacerbando el problema (Zak et al., 2008; Morello et al., 2012). La deforestación y la degradación impulsan el desplazamiento de pequeños productores, campesinos e indígenas que utilizan al bosque para su reproducción social (Teubal, 2006; Cotroneo, Walsh y Jacobo, 2021; Cotroneo et al., 2021). Además de su importancia ecológica, el bosque tiene un alto valor cultural para los pobladores de esas tierras.

En tierras áridas, la pérdida del estrato arbóreo y el sobrepastoreo del estrato herbáceo generan cambios en la estructura y los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos de los ecosistemas, en ocasiones muy difíciles de revertir (Bell, 1982; Asner et al., 2004). El pastoreo continuo y selectivo sobre las gramíneas de alto valor forrajero va reduciendo su vigor, el aporte de semillas al banco del suelo y el establecimiento de plántulas, y como consecuencia

la cobertura y la biomasa (O'Connor, 1991; O'Connor y Pickett, 1992; Milchunas y Lauenroth, 1989). La reducción de la competencia por la liberación de recursos, principalmente por el agua, favorece la proliferación de arbustos y gramíneas con baja aptitud forrajera (Adámoli et al., 1990). Estos cambios florísticos disminuyen la capacidad de carga ganadera del agroecosistema (Kunst et al., 2006; Morello et al., 2012). El pastoreo continuo también afecta las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos: la compactación por pisoteo, la reducción de la cobertura y el menor aporte de broza pueden reducir la capacidad de infiltración, el contenido hídrico, la actividad microbiana, los flujos de C y N y el contenido de materia orgánica total (Piñeiro et al., 2010; Rasa et al., 2012; Raiesi y Riahi, 2014).

En el Valle del río Conlara, ubicado al noreste de la provincia de San Luis (Argentina), los bosques fueron explotados desde inicios del siglo XX, primero para la expansión de los ferrocarriles y luego para la construcción de viviendas, muebles, carretas y otros. En décadas recientes, el ingreso de nuevos actores sociales ha provocado transformaciones aún más importantes: el avance de la frontera agrícola a partir de la utilización de riego por pivote central, principalmente por parte de empresas transnacionales, las cuales impulsaron fuertes procesos de deforestación y expulsión campesina (Trivi y Palacios, 2011; Vega et al., 2011). La Ley N.º IX-0697-2009, de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la provincia de San Luis, en adhesión a la Ley Nacional N.º 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (2007), clasifica al valle como área de bajo valor de conservación y permite la transformación parcial o total del bosque nativo, lo que agrava el potencial impacto de la expansión agrícola (Silvetti, 2011). Es remarcable que diferentes provincias han clasificado sus bosques según criterios antagónicos, priorizando en algunas áreas su valor de conservación y en otras el potencial productivo de su reemplazo (García Collazo y Paruelo, 2014). Actualmente, la superficie de bosque del Valle de Conlara es reducida y se encuentra rodeada por cultivos agrícolas, principalmente soja.

En áreas de bosque remanente del Valle de Conlara, los bosques originales de *Aspidosperma quebracho-blanco* Schltdl. (quebracho blanco) han sido transformados en bosques secundarios de quebracho blanco y *Neltuma flexuosa* (DC.) C. E. Hughes & G. P. Lewis var. *depressa* (F.A. Roig) C. E. Hughes & G. P. Lewis (algarrobo) (Cabido et al., 1992; Karlin et al., 2013). En los sitios con mayor degradación, los árboles han sido reemplazados

por especies arbustivas como *Larrea divaricata* Cav. (jarilla), que compite fuertemente con las especies forrajeras herbáceas (Karlin et al., 2013). La mayoría de estos bosques se encuentra habitada por campesinos, la tenencia de la tierra suele ser precaria y la producción es destinada en gran parte al autoconsumo (Churín, 2016). La actividad principal es la cría de bovinos sobre recursos forrajeros del bosque nativo (Girondo, 2012). Esta actividad está severamente afectada por la degradación, que agrava el déficit forrajero invernal asociado a la ausencia de precipitaciones entre abril y octubre (Morello y Adámoli, 1968; Boletta et al., 2006).

Además de las consecuencias mencionadas, la disminución de cobertura herbácea en estos sitios afecta severamente la estructura del suelo. El suelo de esta zona se caracteriza por tener un alto porcentaje de limo, que puede llegar a superar el 60 %. El limo posee una capacidad nula de expansión, y la agregación de este tipo de suelos depende de los factores bióticos (Oades, 1993). El carbono orgánico (C) cumple un rol en la estabilidad estructural como agente cementante, produciendo un aumento en la cohesión (Tisdall y Oades, 1982). Por lo tanto, si disminuye el aporte de C al suelo por la disminución de la cobertura vegetal, la estabilidad estructural de estos suelos podría verse severamente afectada.

La baja superficie de bosque y la alta carga animal implican un desafío para el desarrollo de estrategias que conserven la superficie de bosque y sostengan la producción. Se necesitan estrategias que mejoren la calidad del estrato herbáceo. Excluir el pastoreo en el bosque durante la época de crecimiento de la vegetación es una estrategia de rehabilitación difundida en sistemas campesinos e indígenas ganaderos de distintas regiones del mundo (Downing, 1978; Jones, 2000; Yates et al., 2000; Mirzabaev et al., 2016). Las clausuras permiten la exclusión del pastoreo. Los descansos enriquecen el banco de semillas (Tessem et al., 2012), la calidad y producción de biomasa del forraje (Mwilawa et al., 2008; Verdoodt et al., 2010), promoviendo la rehabilitación de la vegetación en el mediano-largo plazo (Verdoodt et al., 2010). En el Chaco Semiárido se encontró que el descanso estival en la época de crecimiento de las gramíneas megatérmicas espontáneas deseables (según la categorización realizada por Dyksterhuis, 1949), permite la recuperación de la cobertura herbácea, y en consecuencia aumenta la productividad primaria (Cotroneo et al., 2018; Cotroneo, Jacobo y Brassiollo 2021), tal como ocurre en otras regiones áridas (Zobel et al., 2000; Mwilawa et al., 2008; Verdoodt et al., 2010; Ibrahim,

2016). El aumento de la cobertura herbácea es el resultado de la mayor germinación y sobrevivencia de las plántulas.

La exclusión del pastoreo también tiene un efecto positivo sobre la calidad del suelo. Se encontró un aumento en la porosidad y una disminución de la conductividad eléctrica de suelos de pastizales semiáridos de China, Nueva Zelanda y Australia (Drewry, 2006; Reszkowska et al., 2011) y una disminución en la densidad aparente en los pastizales de Nueva Zelanda y Australia y en bosques secos de África (Drewry, 2006; Verdoodt et al., 2009). Estos últimos mostraron también aumentos del contenido de C y N total y microbiano, de la actividad microbiana y de la mineralización y descomposición, a partir del aumento en la cantidad y calidad de la broza (Descheemaeker et al., 2006; Verdoodt et al., 2009; Raiesi y Riahi, 2014).

Una estrategia para cubrir la demanda forrajera animal en estos sistemas es la siembra de especies forrajeras exóticas megatérmicas (Ferrando et al., 2015). Si bien la productividad de las gramíneas exóticas es superior a la de las gramíneas nativas, su calidad forrajera es inferior y disminuye considerablemente en la estación seca (Ferrando et al., 2006; Cotroneo et al., 2016). En consecuencia, una manera de permitir el descanso del pastizal del bosque nativo es mediante la utilización de las pasturas exóticas durante la estación de crecimiento de la vegetación. En un sistema experimental de cría bovina del Chaco Árido de la provincia de La Rioja, esta estrategia ha permitido rehabilitar el pastizal natural y triplicar la receptividad ganadera (Ferrando et al., 2002).

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto del pastoreo con descansos del bosque nativo (vs. continuo) y el uso complementario de una pastura sobre las características del bosque nativo: la biomasa y la calidad forrajera, su dinámica estacional y sobre algunas propiedades físicas y químicas y el banco de semillas de gramíneas nativas del suelo. Se busca avanzar en el desarrollo de una estrategia productiva acorde al modo de producción campesino, bajo la hipótesis de que la recuperación del estrato herbáceo del bosque nativo predominante (mediante la exclusión del pastoreo durante la época de lluvias) y la utilización de una superficie mínima de pastura (para cubrir las necesidades nutricionales del ganado en la época húmeda estival), pueden constituir prácticas complementarias para la rehabilitación ecológica y productiva en los sistemas ganaderos de la región de estudio. Para ello, se realizó un estudio de caso en un establecimiento productivo característico de los pequeños productores del Valle de Conlara.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El sitio de estudio se ubica en el Valle del Río Conlara y pertenece al complejo de Llanos y Valles interserranos de la región fitogeográfica del Chaco Árido (Morello et al., 2012). La topografía del área es muy heterogénea debido a los dos sistemas montañosos al este y al oeste del valle: las Sierras Centrales de San Luis y las Sierras de los Comechingones. Las precipitaciones son de tipo monzónico, concentradas en la época estival entre noviembre y marzo (Peña Zubiate et al., 2005). La precipitación media anual para el período 1970-2011 fue 657 mm (Karlin, 2012). Aunque este nivel de lluvias coincide con el de algunas porciones del Chaco Semiárido, la zona se clasifica dentro Chaco Árido debido a la presencia de *N. flexuosa* en los bosques remanentes (Karlin et al., 2013). La temperatura media de la ciudad de Concarán (más cercana al establecimiento) es 17,4 °C y las medias mensuales mínima y máxima 9,2 °C y 24 °C respectivamente (Red de Estaciones Meteorológicas, s.f.). El suelo del sitio de estudio es un Haplustol éntico (Peña Zubiate et al., 2005).

La vegetación dominante en el área es un bosque xérico de dosel cerrado de freatófitas caducifolias con dominancia de hojas compuestas (Morello et al., 2012). El sitio de estudio corresponde a un bosque secundario dominado por *Neltuma* spp. con presencia importante de *L. divaricata*. La vegetación del estrato herbáceo está dominada por especies de síndrome fotosintético C₄ como *Setaria leucopila* (Scribn. & Merr.) K. Schum., *Leptochloa crinita* (Lag.) P. M. Peterson & N. W. Snow y *Digitaria californica* (Benth.) Henrard. Estas especies son preferidas por los animales debido a su alto o medio valor forrajero y buenas propiedades bromatológicas (palatabilidad, ausencia de factores antinutricionales), especies denominadas deseables (de alto valor) o intermedias (de medio valor) (Dyskterhuis, 1949; Díaz, 2007). También hay algunas especies C₃ del género *Jarava*, de bajo valor forrajero, menos preferidas por los animales e indeseables (Anderson et al., 1970; Dyskterhuis, 1945).

El establecimiento donde se realizó el estudio se encuentra en el paraje rural "El descanso", dentro del departamento de Chacabuco, provincia de San Luis. La principal actividad es la cría de bovinos, caprinos, porcinos y en menor medida ovinos, complementada con huerta y cría de aves de corral. Para cubrir la demanda nutricional bovina se utilizan principalmente los recursos forrajeros del bosque nativo y de una pastura megatérmica

de *Panicum coloratum* L. cv. Klein verde, conocida en la zona como "colorato".

Para llevar a cabo el estudio se eligieron tres lotes con diferente manejo que consistió en los tratamientos, donde se estimaron distintas variables ecológicas de la vegetación y del suelo. Los lotes seleccionados fueron: dos lotes de bosque nativo, uno con descansos estivales y otro sin descansos, de 10 ha cada uno, y un lote de pastura implantada de 1 ha (Figura 1). En el tratamiento con descansos estivales, la exclusión al pastoreo durante la época de crecimiento comenzó en septiembre de 2010. Con el fin de garantizar que los lotes de bosque fueran similares, previo al comienzo de la exclusión de los animales, se tomaron dos recaudos. En primer lugar, se analizaron mediciones de cobertura herbácea realizadas por estudiantes y docentes de la Facultad de Agronomía de Buenos Aires (Girondo et al., 2013), y se clasificó entre gramíneas deseables (que incluyó las especies deseables y una especie intermedia según Díaz, 2007), gramíneas indeseables, dicotiledóneas, broza y suelo desnudo, mediante el método de Daubenmire (1959), en el año 2011. En segundo lugar, se realizó un análisis del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) mediante BACI (Before/After Control/Impact), con el que se verificó un NDVI similar previo a la incorporación de los

descansos en ambos lotes, y una tendencia al aumento en los sitios con descansos posterior al inicio de los mismos (Tabla 1).

Para garantizar que el suelo fuera similar en todos los lotes de bosque nativo, se evaluó su clase textural (Tabla 1). Se tomaron tres muestras de suelo de cada lote, cada una compuesta por diez piques de los primeros 10 cm, y se analizaron utilizando el método Bouyoucos (1962). Los suelos presentaron, mediante ANOVA, una clase textural

Tabla 1. Datos comparativos de los lotes de bosque con descansos en la época de crecimiento, y sin descansos, abarcados en este estudio: valores de NDVI de marzo-abril en 2011 y 2016 utilizados para el análisis BACI, cobertura de gramíneas deseables e indeseables en 2011 y textura en 2016

	Bosque con descanso	Bosque sin descanso
NDVI (2011)	0,631	0,627
NDVI (2016)	0,716	0,700
Cobertura de gramíneas deseables (%)	20	22
Cobertura de gramíneas indeseables (%)	25,5	24
% de arena promedio	31,25	37
% de arcilla promedio	12,25	8,75
% de limo promedio	56,5	54,25



Figura 1. Mapa del establecimiento "El descanso", en el Chaco Árido (San Luis). BD: lote de 10 ha de bosque con descansos al pastoreo durante la época de crecimiento de la vegetación; BC: lote de 10 ha de bosque con pastoreo sin descansos; P: lote de 1 ha de *P. coloratum*.

similar, franco-limosa, con un promedio de 34 % de arena, 10 % de arcilla y 56 % de limo ($P = 0,09; 0,17; 0,12$ respectivamente).

El estudio tuvo una duración de dos años, abarcando dos años completos desde el comienzo de las lluvias; el primer año de octubre/2016 a septiembre/2017 y el segundo de octubre/2017 a septiembre/2018. Las precipitaciones mensuales y acumuladas en cada año del estudio se indican en la Figura 2. Durante el primer año se acumularon 842 mm, mientras que durante el segundo se acumularon 521 mm de precipitación.

METODOLOGÍA

Para poder evaluar el estrato herbáceo en cada lote de bosque, con descanso al pastoreo en la estación de crecimiento (BD) y pastoreo sin descansos (BC), se instaló un cerramiento de 10 m x 20 m construido con ramas y alambrado para evitar el ingreso de los animales domésticos. En el lote de la pastura (P) se instalaron tres jaulas de 1 m³ debido a la menor superficie y mayor homogeneidad del recurso.

Para evaluar la estructura arbustiva, en cada

lote con distinto manejo del pastoreo se ubicaron al azar cinco transectas de 10 m cada una, donde se registró la cobertura aérea de leñosas por especie de altura menor a 2,5 m (arbustos y renovales arbóreos), mediante mediciones equidistantes a un metro, siendo diez puntos por transecta.

Se estimó la Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) del pastizal en ambos años del estudio en los lotes de bosque y solo en el segundo año en el lote de la pastura (debido a la ruptura de las jaulas de exclusión del pastoreo en el primer año). Para hacerlo, se realizaron cosechas de biomasa de tres franjas de 10 m² en cada cerramiento (pseudorréplicas) y de las jaulas de la pastura, en el pico de la estación de crecimiento de cada año del estudio (Figura 2). En sistemas muy estacionales, el momento donde la biomasa alcanza su pico resulta en un buen estimador de la PPNA (Sala y Austin, 2000). El material cosechado se secó en estufa a 65 °C hasta alcanzar peso constante y se pesó con balanza de precisión.

En las fechas en las que la biomasa alcanzó su pico (febrero de 2017 y mayo de 2018), se estimó la cobertura de los distintos componentes del estrato herbáceo: gramíneas deseables (que incluye las especies deseables y una especie

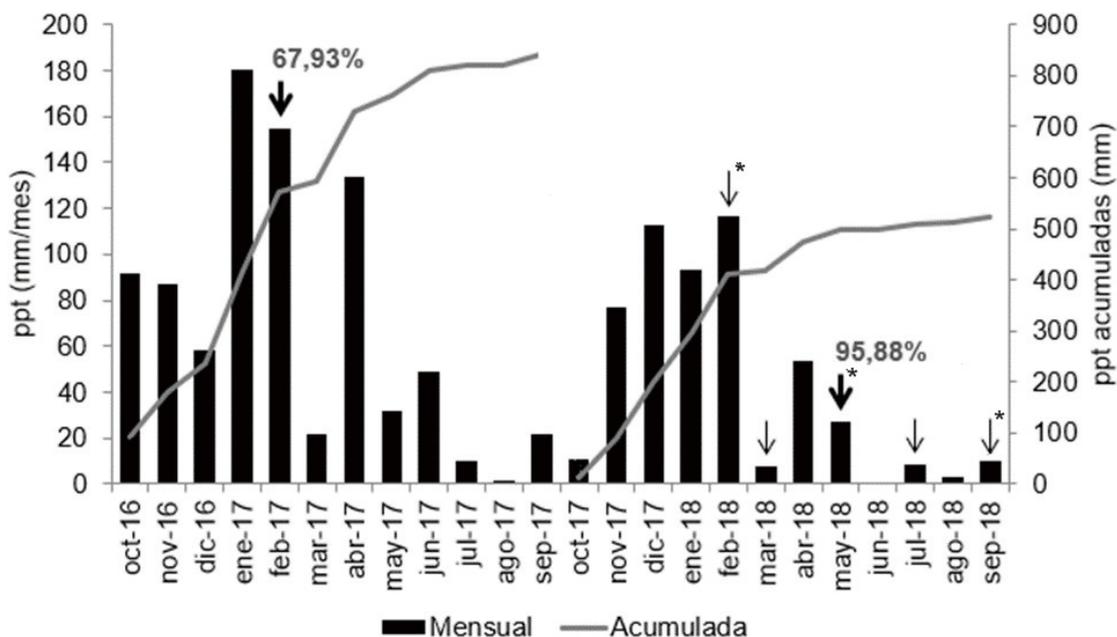


Figura 2. Precipitaciones mensuales y acumuladas (mm) en el establecimiento estudiado en el Chaco Árido, en dos años, que abarcan dos períodos de crecimiento de la vegetación (oct/2016 – set/2017 y oct/2017 – set/2018). Las flechas indican los momentos de cosecha de biomasa aérea forrajera del bosque. Las cosechas de biomasa de la pastura implantada se indican con asteriscos. Con flecha gruesa se indica el muestreo correspondiente a la estimación de la PPNA durante la estación de crecimiento y sobre la misma la proporción de las precipitaciones acumuladas hasta esa fecha, sobre el total del año. Datos obtenidos con un pluviómetro manual ubicado en el establecimiento.

intermedia, es decir, las de medio y alto valor forrajero) e indeseables (de bajo valor forrajero), dicotiledóneas, broza y suelo desnudo. Se utilizaron tres transectas de 10 m dentro de cada cerramiento para aplicar el método de Daubenmire (1959). La cobertura herbácea se estimó en cada transecta con diez marcos de hierro de 0,2 x 0,5 m ubicados de forma equidistante.

Durante el segundo año del estudio se realizaron cinco cosechas de biomasa en los cerramientos del bosque y tres en cada jaula de la pastura en distintos momentos del año (Figura 2): dos durante la estación de crecimiento de la vegetación (febrero y marzo), una al final (mayo), una durante la estación seca (julio) y otra al final (septiembre). De esta manera se evaluó la dinámica anual de la biomasa y de la calidad del forraje. En cada uno de esos momentos se tomaron muestras de *S. leucopila*, la especie nativa más abundante entre las gramíneas palatables del bosque, y del *P. coloratum* (única especie de la pastura) para analizar la calidad del forraje. Se estimó la digestibilidad *in vitro* de la materia seca (DIVMS) a partir de la determinación de Fibra por Detergente Ácido (Van Soest y McQueen, 1973) y el porcentaje de proteína bruta por método Kjeldahl (1883).

Durante el segundo año del estudio también se estimó la densidad de semillas de gramíneas con alto valor forrajero en el banco del suelo del bosque nativo. Se tomaron al azar veinte muestras de suelo de 17,5 x 17,5 cm de lado x 5 cm de profundidad en cada lote de 10 ha (con y sin descansos estivales) y se colocaron sin disturbar en bandejas herméticas. Al comienzo de la época estival, las bandejas se regaron todos los días registrando la emergencia hasta el momento de estabilización del número de plántulas (Roberts, 1981).

Para evaluar el efecto de los descansos sobre la calidad del suelo del bosque, el segundo año del estudio se evaluaron variables químicas y físicas del suelo en los lotes con y sin descanso durante la estación de crecimiento. Se tomaron tres muestras de suelo al azar, cada una compuesta por diez piques de los primeros 10 cm, para determinar C orgánico total (Walkley y Black, 1934), N total (Kjeldahl, 1883) y P (Bray y Kurtz, 1945). Como el suelo resulta clave a la hora de interpretar las condiciones del medio de crecimiento de la vegetación y para que las precipitaciones durante el período de lluvias puedan ser captadas, se midieron variables que indiquen la estructura porosa del mismo. En doce sitios elegidos al azar en cada lote se determinó la tasa de infiltración con infiltrómetro de disco (Perroux y White, 1988), la densidad aparente en muestras obtenidas con cilindros de 100 cm³ (Burke et al., 1986) y la

resistencia a la penetración con penetrómetro de golpes modelo INTA VILLEGAS. Adicionalmente se determinó el contenido hídrico por diferencia de peso entre muestras húmedas y secadas a 105 °C. que fueron tomadas en el mes de abril.

Análisis estadístico

Para el análisis de la cobertura herbácea, PPNA, dinámica de la biomasa y calidad nutricional estimadas en el mismo sitio en febrero, marzo, mayo, julio y septiembre durante el segundo año de estudio, y la densidad de semillas en el banco, se utilizó ANOVA con medidas repetidas en el tiempo usando el software estadístico R (versión 3.6.0; R Core Team, 2012). Para evaluar las variables físicas y químicas también se utilizó el método de ANOVA.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las gramíneas deseables relevadas en el lote de bosque con descansos estivales presentaron mayor cobertura aérea, PPNA del estrato herbáceo y densidad de semillas en el banco ($P < 0,01$ en todos los casos) (Figuras 3 y 4). También se encontraron diferencias significativas en la cobertura y PPNA de gramíneas deseables entre ambos años analizados en el sitio con descansos estivales ($P < 0,05$). Los cambios resultantes del descanso estival coinciden con los reportados en otros bosques del Chaco Semiárido santiagueño (Cotroneo et al., 2018; Cotroneo, Jacobo y Brassiollo, 2021). Durante el año húmedo, la biomasa acumuló 484 kg MS ha⁻¹ en el sitio con descansos estivales y 203 kg MS ha⁻¹ en el sitio sin descansos, mientras que en el año seco acumularon 275 y 107 kg MS ha⁻¹, respectivamente. Estos valores son menores a los reportados por Coirini et al. (2017) en el Chaco Árido cordobés, donde la biomasa acumulada al final de la estación de crecimiento en un año húmedo (788 mm) supera los 2.200 kg MS ha⁻¹ en clausuras con tres años de antigüedad y 438 kg MS ha⁻¹ fuera de las clausuras, y en un año seco (496 mm) alcanza 1685 con descansos y 755 kg MS ha⁻¹ sin descansos. Las diferencias probablemente se deban, por un lado, a la predominancia de gramíneas más productivas (como *L. crinita*) en esos sitios, y por otro, a la alta carga animal sostenida por este campo previo a la construcción del cerramiento (aproximadamente 0,2 EV ha⁻¹ año). La PPNA del período 2016-2017 pudo haberse subestimado, ya que el pico de biomasa se encontró a mitad de la estación de crecimiento (febrero) y no al final de esta (mayo)

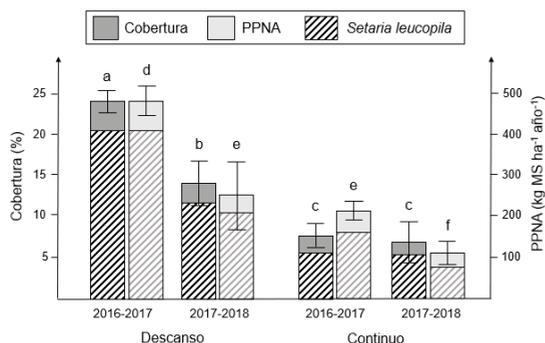


Figura 3. Cobertura (%) y PPNA (Kg MS ha⁻¹ año⁻¹) de las gramíneas deseables por el ganado en lotes con descansos al pastoreo durante la época de crecimiento de la vegetación y con pastoreo sin descanso en el Chaco Árido. Se indica también la proporción de *Setaria leucopila*, especie gramínea nativa con alto valor forrajero más abundante (relleno con líneas) y otras especies con alto valor forrajero (sin líneas). Las líneas verticales indican el error estándar de la muestra. Medias de una misma variable con una letra común no son significativamente diferentes entre tratamientos (ANOVA con medidas repetidas, Tukey $\alpha = 0,05$). Tanto la cobertura como la PPNA fue mayor en los sitios con descanso (Valor $P < 0,01$) y mayor en el período más húmedo ($P < 0,05$).

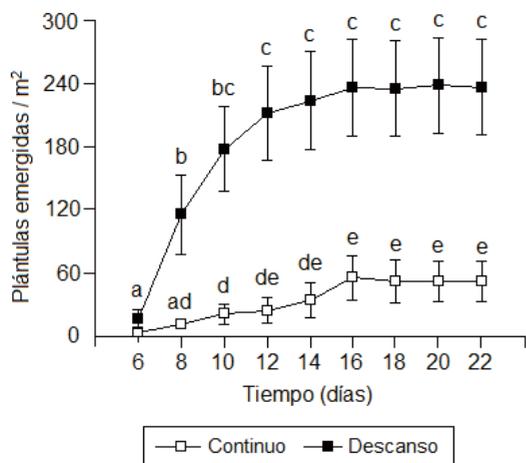


Figura 4. Densidad de plántulas de gramíneas nativas emergidas por m² de suelo en veinte muestras de un lote de bosque con descansos al pastoreo durante la época de crecimiento de la vegetación y veinte muestras de un lote sin descansos en el Chaco Árido. Las líneas verticales indican el error estándar de la muestra. Medias de una misma variable con una letra común no son significativamente diferentes entre tratamientos y tiempo (ANOVA con medidas repetidas, Tukey $\alpha = 0,05$). El lote con descansos tuvo una mayor densidad de plántulas emergidas ($P < 0,01$).

por la ocurrencia de una helada temprana en abril que generó la pérdida de parte de la biomasa acumulada.

Bajo ambas modalidades de pastoreo la gramínea deseable más abundante fue *S. leucopila* (Figu-

ra 3) y en mucha menor proporción *Setaria lachnea* (Nees) Kunth, *L. crinita*, *Gouinia paraguayensis* (Kuntze) Parodi y *D. californica*. La presencia de especies deseables (Díaz, 2005), aún en los lotes sin descansos, indicaría que el estrato herbáceo no ha alcanzado un elevado nivel de degradación y es posible mejorar su condición. A pesar de ello, las gramíneas palatables representaron solo la mitad de la biomasa herbácea total.

En cuanto a las gramíneas indeseables (especies del género *Jarava*), la modalidad de pastoreo no afectó su PPNA ($P = 0,21$) y se encontraron efectos marginalmente significativos entre años ($P = 0,09$, datos no mostrados). Acumularon 424 kg MS ha⁻¹ año⁻¹ en el lote con descanso y 63 kg MS ha⁻¹ año⁻¹ en el lote sin descanso, durante el primer año donde llovieron 842 mm anuales, y en el segundo año, con 521 mm anuales, acumularon 126 kg MS ha⁻¹ año⁻¹ en el lote con descanso y 100 kg MS ha⁻¹ año⁻¹ en el sin descanso. La disponibilidad de agua y el pastoreo de intensidad media favorecen el crecimiento en la biomasa de hojas de este tipo de gramíneas (Rauber et al., 2014; Rauber et al., 2019). La combinación de estos factores explicaría que durante el año húmedo la productividad fuese más alta en el lote con descanso, pero que no se encontraran diferencias durante el año seco.

La PPNA de pastura megatérmica *P. coloratum* fue 848 kg MS ha⁻¹ año⁻¹, muy bajo en comparación a otros sitios, alcanzando solo 15-20 % de lo reportado en el Chaco Árido de la provincia de La Rioja (Quiroga et al., 2007), a pesar de que allí las precipitaciones son menores. Probablemente esto responde a la altísima intensidad y frecuencia de pastoreo con el que utiliza la pastura el productor (previo a la instalación de las jaulas), que afectan severamente la productividad (Ferri et al., 2017).

A lo largo del segundo año del estudio, la biomasa forrajera de las gramíneas deseables en el lote con descansos resultó superior ($P < 0,01$) que en el lote bajo pastoreo sin descanso (Figura 5). La calidad del forraje, sin diferencias entre métodos de pastoreo ($P > 0,05$), fue máxima al comienzo de la estación de crecimiento, decreciendo hasta alcanzar los mínimos valores al final de la estación seca (Figura 5). El comportamiento de la calidad coincide con lo hallado en el Chaco Árido y Semiárido (Díaz, 2007). El contenido de proteína bruta se mantuvo por encima del umbral mínimo recomendado para el consumo bovino (proteína bruta ~7 %; Mathis, 2003), incluso hasta el final de la estación seca. La DIVMS varió de 64 % en febrero a 56 % en septiembre. La biomasa de la pastura alcanzó su máximo al final de la estación de crecimiento y mantuvo valores nutricionales

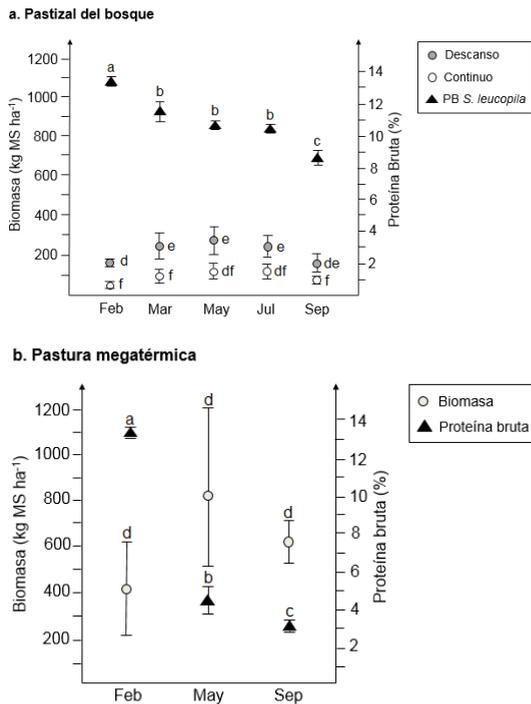


Figura 5. Dinámica de la biomasa aérea y porcentaje de proteína bruta a lo largo del año que acumuló 521 mm de lluvias, tanto para los lotes con descansos al pastoreo durante la época de crecimiento de la vegetación y bajo pastoreo sin descanso (a), como para el lote de *P. coloratum* (b). Letras diferentes indican diferencias significativas de biomasa entre distintas fechas dentro de cada tratamiento de pastoreo (en 5.a) y variable respuesta (en 5.b).

aceptables para el consumo animal únicamente en la estación de crecimiento (Figura 5).

En cuanto a la composición de grupos funcionales del sotobosque, el estrato herbáceo del lote con descansos se encontró dominado por gramíneas deseables por el ganado (en promedio 20 % de cobertura), seguido de dicotiledóneas (en promedio 12 %) y en menor medida de gramíneas indeseables (en promedio 5 %). En el lote sin descansos dominaron las dicotiledóneas con 25 % de cobertura, las gramíneas deseables promediaron 7 % y las indeseables alcanzaron 6 %. La cobertura de dicotiledóneas estuvo dominada por las especies rastreras *Dichondra repens* J. R. Forst. & G. Forst. y *Alternanthera pungens* Kunth. Estas especies evaden el pastoreo y aprovechan los recursos liberados por las especies forrajeras de mayor porte con las que antes competían que han sido afectadas por el ganado, tal como se reportó en pastizales semiáridos de la Patagonia argentina (Bertiller, 1996) y en sabanas semiáridas de Etiopía (Tessem et al., 2012). Por su parte, las

especies leñosas (arbustos y renovales arbóreos con altura inferior a 2,5 m) tuvieron mayor cobertura en el lote sin descansos que en aquel donde se evitó el pastoreo durante la época de crecimiento ($P < 0,05$). La cobertura leñosa fue de $44 \% \pm 10 \%$ (error estándar) en el tratamiento sin descanso y de $22 \% \pm 6 \%$ con descansos. Esto coincide con el reportado ampliamente en todo el mundo (Asner et al., 2004) y responde a múltiples factores. Algunos de ellos son la diseminación de frutos escarificados por el ganado (Adámoli et al., 1990) acompañados por el microambiente generado por las deposiciones para su emergencia, crecimiento y establecimiento (Cypher y Cypher, 1999); los cambios que genera la excesiva carga animal en el suelo, como su compactación y consecuente disminución de la infiltración y la reducción del contenido de C y N (Raiesi y Riahi, 2014); la disminución de la competencia por el agua en horizontes superficiales por parte de las gramíneas (Van Auken, 2000; Díaz, 2007), que cuando están presentes capturan el agua impidiendo su redistribución hacia horizontes más profundos (Magliano et al., 2016); y una mayor capacidad competitiva de los arbustos adultos frente a los pastos en condiciones de menor disponibilidad hídrica (Archer, 1995).

La especie más abundante fue *Celtis tala* Gillies ex Planch, seguida de *L. divaricata*, *Condalia microphylla* Cav. y especies del género *Neltuma*. En cuanto al suelo, los lotes con descansos tuvieron una menor proporción de suelo desnudo ($P < 0,05$), mayor cobertura de broza ($P < 0,05$), contenido de N ($P < 0,01$), MO ($P < 0,01$), P ($P < 0,05$) y tasa de infiltración ($P < 0,01$) (Tabla 2). La proporción de suelo desnudo registrada, ~4 % en el descanso y 12 % sin descanso, es menor que la informada en ambientes similares del Chaco americano donde el suelo desnudo es ~30 % (Cotroneo et al., 2018) y de África, ~67 % (Verdoodt et al., 2010). La disminución en la densidad aparente (marginalmente significativa) y el aumento de la tasa de infiltración, contenido de MO y N en el suelo del bosque con descansos, coinciden en términos relativos con los cambios reportados por trabajos previos en distintos sitios de regiones similares (Casas, 1982; Castellano y Valone, 2007; Verdoodt et al., 2009; Raiesi y Riahi, 2014; Cotroneo, Jacobo y Brassiollo, 2021).

El contenido hídrico y la resistencia a la penetración de suelo no fueron significativamente diferentes entre tratamientos de pastoreo (contenido hídrico $P = 0,13$; resistencia a la penetración $P = 0,17$ de 0 a 5 cm, $P = 0,33$ de 5 a 10 cm, $P = 0,91$ de 10 a 15 cm y $P = 0,49$ de 15 a 20 cm). La falta de diferencias en la resistencia

Tabla 2. Cobertura, parámetros físicos y químicos del suelo en lotes de bosque nativo con descansos al pastoreo durante la época de crecimiento de la vegetación y con pastoreo sin descanso en el Chaco Árido

	Con descanso		Sin descanso		Valor p
	Media	EE	Media	EE	
Suelo desnudo (%)	3,750	3,626	11,92	4,857	< 0,05
Broza (%)	46,390	7,325	28,333	6,571	< 0,05
Contenido de N (%)	0,213	0,003	0,163	0,009	< 0,01
Contenido de C (%)	2,5058	0,096	1,6936	0,032	< 0,01
Contenido de P (ppm)	70,833	8,786	55,167	4,438	< 0,05
Densidad aparente (g/cm ³)	1,076	0,026	1,127	0,037	0,09
Contenido hídrico (%)	0,09	0,007	0,07	0,005	0,13
Resistencia a la penetración (Mpa)					
0 a 5 cm	7,333	0,630	8,718	0,593	0,17
5 a 10 cm	24,521	1,878	27,271	1,615	0,33
10 a 15 cm	28,198	2,676	28,654	2,505	0,91
15 a 20 cm	24,750	2,053	22,239	2,487	0,49
Tasa de infiltración (mm/h)	76,202	3,876	45,981	4,785	< 0,01

a la penetración entre ambos manejos podría relacionarse al bajo contenido hídrico en ambos lotes al momento de la estimación (Gerard et al., 1982).

La implementación de descansos estivales en la época de crecimiento en el sistema estudiado permite a las gramíneas deseables alcanzar el estado reproductivo, con lo cual el banco de semillas del suelo se va enriqueciendo paulatinamente, en particular durante los primeros tres años (Cotroneo, Jacobo y Brassiollo, 2021). A cada año, el aumento de semillas germinadas, crecimiento y sobrevivencia de las plantas que alcanzan mayor tamaño por la exclusión del pastoreo, explicaría el incremento en la cobertura y la producción de biomasa (Mwilawa et al., 2008; Verdoodt et al., 2010). Probablemente, la mayor productividad de gramíneas deseables de alta calidad forrajera (baja relación C/N), combinada con una menor presión de pastoreo y –por lo tanto– mayor proporción de la biomasa que senesce, hayan incrementado la calidad y cantidad de broza aportada al suelo (Descheemaeker et al., 2006), aunque ese flujo no fue medido en este estudio. La mejora de corto plazo observada en las propiedades físicas del suelo respondió a la ausencia de animales durante varios ciclos de humedecimiento-secado del suelo y/o a la creación de bioporos originados por el crecimiento y muerte de raicillas de las gramíneas que aumentan la estabilidad estructural (Drewry, 2006; Fernández et al., 2015). Al mejorar la aireación, la infiltración y la broza, principales factores que disminuyen la escorrentía, la proporción de agua que ingresa al suelo aumenta, el déficit hídrico se atenúa (Magliano et al., 2016) y la productividad primaria

aumenta (Martínez y Zinck, 2004), retroalimentando estos procesos. En el mediano a largo plazo (más de seis años), el aumento en la cantidad y calidad de broza aportada al suelo, junto con la muerte de raicillas de herbáceas en eventos de pastoreo, explicarían la mejora en las propiedades químicas del suelo, en particular el mayor contenido de C orgánico y de N total (Drewry, 2006; Verdoodt et al., 2009; Raiesi y Riahi, 2014; Fernández et al., 2015). El aumento del contenido de materia orgánica aumenta el porcentaje de germinación de semillas (Tessem et al., 2012), retroalimentando positivamente el sistema.

Modelo de utilización complementaria de bosques y pasturas megatérmicas

La inclusión de pasturas en lotes deforestados mediante su utilización en la época de crecimiento permite descansar el bosque asociado al sistema de pastoreo durante esa estación. Junto con la adecuación de la carga animal, promueven la rehabilitación de las gramíneas nativas que ofrecen forraje de calidad durante la estación seca. Sin embargo, debido a la importancia ecológica del bosque nativo y los efectos severos del desmonte, la superficie destinada a pasturas en pastizales semiáridos de San Luis debería ser la mínima necesaria que promueva la recuperación ecológica y productiva del sistema (Demaría y Aguado Suárez, 2013). Según reportaron Ferrando et al. (2002) en el Chaco Árido riojano, una proporción del 11 % de la superficie del establecimiento con pasturas megatérmicas implantadas fue suficiente para triplicar la receptividad ganadera mediante el uso estival de pasturas e invernal de especies

nativas. En la mayoría de los establecimientos de la región el área sin cobertura boscosa supera dicha proporción. Sin embargo, en paisajes con mayor preservación del bosque la implantación de megatérmicas bajo sombra con baja alteración del estrato leñoso (Kunst et al., 2016) sería una opción más sostenible que en sitios abiertos, debido a que el principal aporte de materia orgánica de estos suelos proviene del componente arbóreo (Cotroneo et al., 2021).

El establecimiento analizado cuenta con 48,5 ha de bosque con pastoreo sin descanso durante la estación de crecimiento. Bajo el supuesto de que esa superficie tenga la productividad hallada en el potrero con pastoreo sin descanso, durante un año seco como el de este estudio (521 mm año⁻¹), la receptividad media estimada del establecimiento

sería 31 ha EV⁻¹ (Tabla 3). Las diferencias de receptividad y superficie relativa entre recursos de uso estival e invernal generan un desbalance entre estaciones que reduciría la receptividad real aún más. Bajo el uso actual, la carga es seis veces mayor que la receptividad global del establecimiento. No obstante, el déficit real podría ser menor debido al aporte de frutos y hojarasca forrajera que no cuantificados en el presente estudio. Bajo este sistema de uso, el productor actualmente se ve obligado a recurrir a otros verdes y al pastoreo de áreas complementarias de campos vecinos.

Según estos resultados, para alcanzar el potencial productivo actual del establecimiento se debería ampliar la superficie destinada a la pastura a un 28,5 % del total (17 ha de lotes que ya estén desmontados o con bosque ralo,

Tabla 3. Estimación de la receptividad ganadera actual del bosque nativo con y sin descansos al pastoreo durante la época de crecimiento, y de una pastura megatérmica en un establecimiento del Chaco Árido, para un año seco (2017-2018) en el que llovieron 521 mm anuales. EV: Equivalente vaca, es el requerimiento promedio anual de una vaca de 400 kg, que gesta y cría un ternero hasta los seis meses de edad con 160 kg de peso, incluido el forraje consumido por el ternero (Cocimano et al., 1975).

	Bosque con descanso	Bosque sin descanso	<i>P. coloratum</i>
PPNA de gramíneas (kg MS ha ⁻¹ año ⁻¹)	401,000	207,000	848,000
Período de uso estival (días)	-	215,000	215,000
Período de uso invernal (días)	150,000	-	-
Índice de cosecha (kg MS / kg MS)	0,350	0,500	0,500
Consumo por día (kg MS EV ⁻¹ día ⁻¹)	10,000	10,000	10,000
Receptividad estival (EV ha ⁻¹ estación ⁻¹)	-	0,050	0,200
Receptividad invernal (EV ha ⁻¹ estación ⁻¹)	0,090	-	-
ESTABLECIMIENTO			
Superficie por recurso (ha)	10,000	48,500	1,000
Receptividad invernal (EV ha ⁻¹)	0,015	-	-
Receptividad estival (EV ha ⁻¹)	-	0,044	-
Receptividad media (ha EV ⁻¹)		31,25	

Tabla 4. Estimación de la receptividad ganadera potencial bajo la propuesta de manejo con sistema rotativo 6/6 con la ampliación de la superficie de la pastura

	Bosque con descanso	<i>P. coloratum</i>
PPNA de gramíneas (kg MS ha ⁻¹ año ⁻¹)	401,000	848,000
Período de uso estival (días)	-	182,500
Período de uso invernal (días)	182,500	-
Índice de cosecha (kg MS / kg MS)	0,350	0,500
Consumo por día (kg MS EV ⁻¹ día ⁻¹)	10,000	10,000
Receptividad estival (EV ha ⁻¹ estación ⁻¹)	-	0,230
Receptividad invernal (EV ha ⁻¹ estación ⁻¹)	0,080	-
ESTABLECIMIENTO		
Superficie por recurso (ha)	42,900	16,600
Receptividad invernal (EV ha ⁻¹)	0,065	-
Receptividad estival (EV ha ⁻¹)	-	0,065
Receptividad media (ha EV ⁻¹)	15,420	

bajo y poco denso), y el manejo con descansos estivales de todo el bosque nativo restante (71 % de la superficie = 42 ha). De este modo, el manejo denominado "6/6", debido al número de meses de pastoreo sobre recursos exóticos y nativos (Ferrando et al., 2002) que implica utilizar la pastura aproximadamente de octubre a marzo y el pastizal del bosque de abril a septiembre, duplicaría la receptividad media del establecimiento (Tabla 4), con respecto a la receptividad actual mostrada en la Tabla 3. Es esperable que, si se adecúa la carga animal, estos ajustes promuevan la restauración de otros componentes del agroecosistema, cuya retroalimentación positiva permitiría aumentar su potencial productivo.

CONCLUSIONES

El presente estudio de caso aporta evidencias sobre la efectividad de la práctica de exclusión del pastoreo del bosque nativo en la época de lluvias y su aprovechamiento invernal, para la rehabilitación ecológica y productiva de sistemas secos degradados del Valle de Conlara. Los antecedentes y resultados de este trabajo en el Valle de Conlara refuerzan la idea de que el manejo rotativo, con descansos del bosque predominante durante la estación de crecimiento de la vegetación y una proporción menor de pastura para uso estival, resulta un manejo potencial para mejorar la calidad del pastizal y del suelo del bosque nativo, y aumentar la receptividad ganadera. Sin embargo, el ajuste de la carga animal es necesario para que la estrategia sea exitosa. En base a los resultados observados luego de seis años de pastoreo con descansos estivales, se pudo corroborar que, a pesar de la degradación actual del bosque nativo y la alta carga animal, es posible su recuperación, con una retroalimentación entre la restauración del suelo y el estrato herbáceo.

Este trabajo constituye una primera aproximación hacia el desarrollo de un modelo productivo en el Valle de Conlara, basado en compatibilizar la restauración y conservación del bosque con la producción ganadera. Estos aspectos frecuentemente se consideran antagónicos, lo que conduce al reemplazo de bosques secos con fines económico-productivos. Se contribuye así a la elaboración de propuestas productivas basadas en tecnología de procesos (manejo del recurso forrajero y su pastoreo), acordes tanto con el cuidado del ambiente, como con las posibilidades económicas reales de los productores de la zona.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen especialmente a "Lalo", que les abrió las puertas de su casa y dedicó tiempo para que esta investigación fuese posible. A la Asociación de Campesinos del Valle de Conlara y al equipo de Agroecosistemas Campesinos. A la Universidad de Buenos Aires, de donde salieron los fondos para realizar la investigación.

BIBLIOGRAFÍA

- Adámoli, J., Sennhauser, E., Acero, J. M. y Rescia, A. (1990). Stress and disturbance: Vegetation dynamics in the dry Chaco region of Argentina. *Journal of biogeography* 17(4-5), 491-500. <https://doi.org/10.2307/2845381>
- Anderson, D. L., Del Águila, J. A. y Bernardon A. E. (1970). Las formaciones vegetales en la provincia de San Luis. *Revista de Investigaciones Agropecuarias, Serie 2. Biología y Producción Vegetal*, 7(3), 153-183.
- Archer, S. (1995). Tree-grass dynamics in a *Prosopis*-thornscrub savanna parkland: Reconstructing the past and predicting the future. *Écoscience*, 2(1), 83-99. <https://doi.org/10.1080/11956860.1995.11682272>
- Asner, G. P., Elmore, A. J., Olander, L. P., Martin, R. E. y Harris, A. T. (2004). Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annual Review of Environment and Resources*, 29, 261-299. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.062403.102142>
- Baumann, M., Gasparri, I., Piquer-Rodríguez, M., Pizarro, G. G., Griffiths, P., Hostert, P. y Kuemmerle, T. (2017). Carbon emissions from agricultural expansion and intensification in the Chaco. *Global Change Biology*, 23(5), 1902-1916. <https://doi.org/10.1111/gcb.13521>
- Bell, R. H. V. (1982). The Effect of Soil Nutrient Availability on Community Structure in African Ecosystems. En: Huntley, B. J. y Walker, B. H. (Eds.) *Ecology of Tropical Savannas. Ecological Studies*, 42, 193-216. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_10
- Bertiller, M. B. (1996). Grazing effects on sustainable semiarid rangelands in Patagonia: the state and dynamics of the soil seed bank. *Environmental Management*, 20(1): 123-132. <https://doi.org/10.1007/PL00006692>
- Boletta, P. E., Ravelo, A. C., Planchuelo, A. M., y Grilli, M. (2006). Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management*, 228(1-3), 108-114. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.02.045>
- Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analysis of Soils. *Agronomy Journal*, 54(5), 464-465. <http://dx.doi.org/10.2134/agr.1962.00021962005400050028x>

- Bray, R. H. y Kurtz, L. T. (1945). Determination of Total Organic and Available Forms of Phosphorus in Soils. *Soil Science*, 59(1), 39-46. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-194501000-00006>
- Burke, W., Gabriels, D. y Bouma, J. (Eds.) (1986). *Soil Structure Assessment*. A. A. Balkema. <https://doi.org/10.1002/jpln.19871500217>
- Cabido, M., Acosta S., Carranza M. L. y Díaz, S. (1992). La vegetación del Chaco Arido en el oeste de la provincia de Córdoba, Argentina. *Documents Phytosociologiques*, 14, 447- 457.
- Casas, R. (1982). Desmonte y habilitación de tierras para la producción de forrajes y granos en el centroeste de Santiago del Estero. En: Tonelli, E. (Ed.), *Informe de diez años de labor* (324-359). INTA.
- Castellano, M. J. y Valone, T. J. (2007). Livestock, soil compaction and water infiltration rate: evaluating a potential desertification recovery mechanism. *Journal of Arid Environments*, 71(1), 97-108. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.03.009>
- Churin, N. C. (2016). La lucha por el territorio. Estrategias de reproducción social de las familias de la Asociación Campesinos del Valle (Provincia de San Luis, Argentina). [Tesis de maestría]. Universidad Nacional de Rosario. <https://repositorio.inta.gob.ar/xmlui/handle/20.500.12123/5602#>
- Cocimano, M., Lange, A. y Menvielle, E. (1975). Estudio sobre equivalencias ganaderas. *Producción Animal*, 4, 161-190.
- Coirini, R., Karlin, M., Llaya, G., Sánchez, S., Contreras, A. y Zapata, R. (2017). Evaluación de prácticas de desmonte selectivo y clausuras temporales en sistemas degradados del Chaco Árido (Argentina). *Revista De Ciencias Ambientales*, 51(2), 73-90.
- Cotroneo, S. M., Jacobo, E. J., Bosio, E., Karlin, U. O., Brassiolo, M. M. y Golluscio R. A. (2016). Bases e interrogantes para el manejo sostenible de los recursos forrajeros del bosque nativo en el Chaco Semiárido santiagueño. En: M. E. Román y M. del C. González (Coords.), *Transformaciones agrarias argentinas durante las últimas décadas. Una visión desde Santiago del Estero y Buenos Aires* (243-276), Editorial Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires.
- Cotroneo, S. M., Jacobo, E. J., Brassiolo, M. M. y Golluscio, R. A. (2018). Restoration ability of seasonal exclosures under different woodland degradation stages in semiarid Chaco rangelands of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 158, 28-34. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.08.002>
- Cotroneo, S. M., Jacobo, E. J. y Brassiolo, M. M. (2021). Degradation processes and adaptive strategies in communal forests of Argentine dry Chaco. Integrating stakeholder knowledge and perceptions. *Ecosystems and People*, 17(1), 507-522. <https://doi.org/10.1080/26395916.2021.1972042>
- Cotroneo, S. M., Jacobo, E. J., Brassiolo, M. M. y Golluscio, R. A. (2021). Forest degradation and short-term seasonal exclosure effects on biotic and abiotic factors linked to rangeland rehabilitation in semiarid Chaco, Argentina. *Arid Land Research and Management*, 36(1), 47-66. <https://doi.org/10.1080/15324982.2021.1946206>
- Cotroneo, S. M., Walsh, A. y Jacobo, E. J. (2021). Agroecology in semiarid Chaco forests of Argentina: transdisciplinary analysis of a sustainable peasant farm. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 45(8), 1139-1164. <https://doi.org/10.1080/21683565.2021.1887045>
- Cypher, B. L. y Cypher, E. A. (1999). Germination Rates of Tree Seeds Ingested by Coyotes and Raccoons. *The American Midland Naturalist*, 142(1), 71-76. <http://www.jstor.org/stable/2426893>
- Daubenmire, R. (1959). A canopy-coverage method of vegetational analysis. *Northwest Science*, 33, 43-64.
- Demaría, M. R. y Aguado Suárez, I. (2013). Dinámica espacio-temporal del porcentaje de suelo desnudo en pastizales semiáridos de Argentina. *GeoFocus*, 13(2), 133-157. <https://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/291>
- Descheemaeker, K., Muys, B., Nyssen, J., Poesen, J., Raes, D., Haile, M. y Deckers, J. (2006). Litter production and organic matter accumulation in exclosures of the Tigray highlands, Ethiopia. *Forest Ecology and Management*, 233(1), 21-35. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.061>
- Díaz, R. O. (2005). *El fuego como herramienta de manejo de pastizal natural*. Serie: Apuntes de Pastizales Naturales (Suplemento 1, 2.ª versión). Universidad de Córdoba.
- Díaz, R. O. (2007). *Utilización de pastizales naturales*. Editorial Brujas.
- Downing, B. H. (1978). Environmental Consequences of Agricultural Expansion in South Africa Since 1950. *South African Journal of Science*, 74, 420.
- Drewry, J. J. (2006). Natural recovery of soil physical properties from treading damage of pastoral soils in New Zealand and Australia: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114(2-4), 159-169. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.028>
- Dyksterhuis, E. J. (1949). Condition and Management of Range Land based on Quantitative Ecology. *Journal of Range Management*, 2(3), 104-115. <https://doi.org/10.2307/3893680>
- Fernández, P. L., Álvarez, C. R. y Taboada, M. A. (2015). Topsoil compaction and recovery in integrated no-tilled crop-livestock systems of Argentina. *Soil and Tillage*

- Research, 153, 86-94. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.05.008>
- Ferrando, C., Biurrún, F., Ávila, R., Molina, J. y Ricarte, A. (2015). *Utilización eficiente de los recursos forrajeros disponibles mediante pastoreo combinado de bovinos y caprinos en pasturas de Buffel Grass invadidas por leñosas*. Ediciones INTA.
- Ferrando, C. A., Blanco, L., Biurrún, F., Burghi, V. y Ávila, R. (2006). Contenido de proteína bruta de gramíneas forrajeras nativas del Chaco Árido. *Revista Argentina de Producción Animal*, 26(1), 126-128. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1625.8087>
- Ferrando, C., Namur, P., Berone, G., Oriente, E. y Blanco, L. (2002). *Del peladal a la producción de carne*. Ediciones INTA.
- Ferri, C. M., Jouve, V. V. y Sáenz, A. M. (2017). Manejo de la defoliación de mijo perenne (*Panicum coloratum* L. var *coloratum*) cv Verde. *Revista Internacional de Botánica Experimental*, 86, 190-198.
- García Collazo, M. A. y Paruelo, J. M. (2014). Ordenamiento territorial de bosques nativos en Argentina: resultados de la zonificación en Argentina. En: J. M. Paruelo, E. G. Jobbágy, P. Littera, H. Dieguez, M. A. García Collazo y A. Panizza (Eds.), *Ordenamiento territorial rural. Conceptos, métodos y experiencias* (323-362). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).
- Gerard, C., Sexton, P. y Shaw, G. (1982). Physical Factors Influencing Soil Strength and Root Growth. *Agronomy Journal*, 74(5), 875-879. <https://doi.org/10.2134/agronj.1982.00021962007400050025x>
- Gironde, F. (2012). *Caracterización preliminar de los sistemas de producción animal y de forrajes de campesinos del norte del Valle del Conlara (Pcia. de San Luis)*. [Tesis de Grado]. Universidad de Buenos Aires.
- Girondo, F., Vega, D., Millapán, L., Ferrari, C., Anello, C., Venturelli, P. y Jacobo, E. J. (septiembre, 2013). *Caracterización preliminar de los sistemas de producción animal y de forraje de campesinos del Valle del Conlara, San Luis, Argentina*. En *IV Congreso Latinoamericano de Agroecología*. Lima, Perú.
- Grau, R., Gasparri, N. I. y Aide, T. M. (2005). Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forest of north-west Argentina. *Environmental Conservation*, 32(2), 140-148. <https://doi.org/10.1017/S0376892905002092>
- Ibrahim, M. A. (2016). Impact of Enclosure on Plant Species Composition and Biomass Production in Ewa Woreda of Afar Region State, Ethiopia. *Journal of Biodiversity and Endangered Species*, 4(1), 000157. <https://doi.org/10.4172/2332-2543.1000157>
- Jones, A. (2000). Effects of cattle grazing on North American arid ecosystems: a quantitative review. *Western North American Naturalist*, 60(2), 155-164. <https://scholarsarchive.byu.edu/wnan/vol60/iss2/5>
- Karlin, M. S. (2012). Cambios temporales del clima en la subregión del Chaco Árido. *Multequina*, 21, 3-16. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42825278001>
- Karlin, M. S., Karlin, U. O., Coirini, R. O., Reati, G. K. y Zapata, R. M. (2013). *El Chaco Árido*. Encuentro Grupo Editor.
- Kjeldahl, J. (1883). A New Method for the Determination of Nitrogen in Organic Matter. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 22, 366-382. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01338151>
- Kunst, C., Monti, E., Pérez, H. y Godoy, J. (2006). Assessment of the rangelands of southwestern Santiago del Estero, Argentina, for grazing management and research. *Journal of Environmental Management*, 80(3), 248-265. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.10.001>
- Kunst, C., Navall, J. M., Ledesma, R.; Silberman, J. E., Anriquez, A. L., Coria, R. D., Bravo, S., Gómez, A. M., Albanesi de Garay, A. S., Grasso, D. G., Domínguez Nuñez, J., González, A., Tomsci, P. y Godoy, J. (2016). *Silvopastoral systems in the western Chaco region, Argentina*. En P. L. Peri, F. Dube, y A. Varella (Eds.), *Silvopastoral Systems in Southern South America* (63-87). Springer.
- Ley 26.331 de 2007. Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. 19 de diciembre de 2007. Boletín oficial, N.º 31310.
- Ley IX-0697-2009 de 2010. Ley de bosques nativos de la Provincia de San Luis. 8 de enero de 2010. Boletín oficial, N.º 13532.
- Magliano, P. N., Fernández, R. J., Giménez, R., Marchesini, V. A., Páez, R. A. y Jobbágy, E. G. (2016). Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido al reemplazar bosques por pasturas. *Ecología Austral*, 26(2), 95-106. <https://doi.org/10.25260/EA.16.26.2.0.148>
- Martínez, L. J. y Zinck, J. A. (2004). Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil and Tillage Research*, 75(1), 3-18. <https://doi.org/10.1016/j.still.2002.12.001>
- Mathis, C. P. (enero, 2003). *Protein and energy supplementation to beef cows grazing New Mexico rangelands* [Circular]. New Mexico State University.
- Milchunas, D. G. y Lauenroth, W. K. (1989). Three-dimensional distribution of plant biomass in relation to grazing and topography in the shortgrass steppe. *Oikos*, 55(1), 82-86. <https://doi.org/10.2307/3565876>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación (2020). *Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos: Informe Parque Chaqueño: primera*

- revisión. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/bosques/segundo-inventario-nacional-bosques-nativos>
- Mirzabaev, A., Ahmed, M., Werner, J., Pender, J., y Louhaichi, M. (2016). Rangelands of Central Asia: challenges and opportunities. *Journal of Arid Land*, 8, 93-108. <https://doi.org/10.1007/s40333-015-0057-5>
- Morello, J. y Adámoli, J. (1968). *Las grandes unidades de vegetación y ambiente del Chaco argentino. Primera parte: objetivos y metodología*. Instituto de Botánica Agrícola.
- Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F. y Silva, M. E. (2012). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Orientación Gráfica Editora.
- Mwilawa, A. J., Komwihangilo, D. M. y Kusekwa, K. M. (2008). Conservation of forage resources for increasing livestock in traditional forage reserves in Tanzania. *African Journal of Ecology*, 46(1), 85-89. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2008.00934.x>
- Oades, J. M. (1993). The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 56(1-4), 377-400. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(93\)90123-3](https://doi.org/10.1016/0016-7061(93)90123-3)
- O'Connor, T. G. (1991). Local extinction in perennial grasslands: a life-history approach. *The American Naturalist*, 137(6), 753-773. <https://www.jstor.org/stable/2462399>
- O'Connor, T. G. y Pickett, G. A. (1992). The influence of grazing on seed production and seed banks of some African savanna grasses. *Journal of Applied Ecology*, 29(1), 247-260. <https://doi.org/10.2307/2404367>
- Peña Zubiarte, C. A., y D'Hiriart, A. D. (2005). Carta de suelos de la República Argentina: Hoja Concarán, Provincia de San Luis y vegetación de la provincia de San Luis. Ediciones INTA.
- Perroux, K. M. y White, I. (1988). Designs for Disc Permeameters. *Soil Science Society of America Journal*, 52(5), 1205-1215. <https://doi.org/10.2136/sssaj1988.03615995005200050001x>
- Piñeiro, G., Paruelo, J. M., Oesterheld, M. y Jobbágy, E. G. (2010). Pathways of Grazing Effects on Soil Organic Carbon and Nitrogen. *Rangeland Ecology & Management*, 63(1), 109-119. <https://doi.org/10.2111/08-255.1>
- Quiroga, R. E., Ávila, R. E., Ferrando, C. A. y Blanco, L. J. (2007). Dinámica de la disponibilidad de biomasa aérea en pasturas de cinco megatérmicas. *Revista Argentina de Producción Animal*, 27(1), 193-194. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2148.0480>
- R Core Team (2012). A language and environment for statistical computing (version R: 3.6.0.) [Computer software]. Vienna, Austria. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Raiesi, F. y Riahi, M. (2014). The influence of grazing enclosure on soil C stocks and dynamics, and ecological indicators in upland arid and semi-arid rangelands. *Ecological Indicators*, 41, 145-154. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.040>
- Rasa, K., Eickhorst, T., Tippkötter, R. y Yli-Halla, M. (2012). Structure and pore system in differently managed clayey surface soil as described by micromorphology and image analysis. *Geoderma*, 173-174, 10-18. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.12.017>
- Rauber, R. B., Steinaker, D. F., Demaría, M. R. y Arroyo, D. (2014). Factores asociados a la invasión de pajas en bosques de la región semiárida central argentina. *Ecología Austral*, 24(3), 265-364. <https://doi.org/10.25260/EA.14.24.3.0.9>
- Rauber, R. B., Demaría, M. R. y Steinaker, D. F. (2019). Efecto de la disponibilidad de agua sobre una gramínea invasora del caldenal. *Ecología Austral*, 29(1), 1-163. <https://doi.org/10.25260/EA.19.29.1.0.763>
- Red de Estaciones Meteorológicas (s.f.). Ministerio de Ciencia y Tecnología, Gobierno de San Luis. <http://www.clima.edu.ar/>
- Reszkowska, A., Krümmelbein, J., Peth, S., Horn, R., Zhao Y. y Gan, L. (2011). Influence of grazing on hydraulic and mechanical properties of semiarid steppe soils under different vegetation type in Inner Mongolia, China. *Plant and Soil*, 340(1), 59-72. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0405-3>
- Roberts, H. (1981). Seed Banks in Soils. En T. Coaker (Ed.), *Advances in Applied Biology* (pp.1-55). Academic Press.
- Sala, O. E. y Austin, A. T. (2000). Methods of Estimating Aboveground Net Primary Productivity. En O. E. Sala, R. B. Jackson, H. A. Mooney, R. W., Howarth (Eds.), *Methods in Ecosystem Science* (31-43). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1224-9_3
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación (2007). *Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos: Informe Regional Parque Chaqueño*. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/primer_inventario_nacionalinforme_regional_parque_chaqueño_0.pdf
- Silvetti, F. (2011). Una revisión conceptual sobre la relación entre campesinos y servicios ecosistémicos: un examen critique des cadres conceptuels. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 8(66), 19-45.
- Tessema, Z. K., De Boer, W. F., Baars, R. M. y Prins, H. H. (2012). Influence of Grazing on Soil Seed Banks Determines the Restoration Potential of Aboveground Vegetation in a Semi-arid Savanna of Ethiopia. *Biotropica*, 44(2), 211-219. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00780.x>
- Teubal, M. (2006). Expansión del modelo sojero en la Argentina. De la producción de alimentos a los

- commodities. *Realidad Económica*, 220, 71-96.
- Tisdall, J. M. y Oades, J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *European Journal of Soil Science*, 33(2), 141-163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>
- Trivi, N., y Palacios, P. (agosto, 2011). *Aportes para la definición de una cuestión agraria en el norte sanluiseño. La visión de la Asociación de Campesinos del Valle del Conlara. En V Seminario-Taller Sistemas Agroalimentarios Localizados (SIAL) y Transformaciones Territoriales de los Espacios Rurales.* Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina.
- Van Auken, O. (2000). Shrub Invasions of North American Semiarid Grasslands. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 31, 197-215. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.197>
- Van Soest, P. J. y McQueen, R. W. (1973). The chemistry and estimation of fibre. *Proceedings of the Nutrition Society*, 32(3), 123-130. <https://doi.org/10.1079/PNS19730029>
- Vega, D., Fizzotti, A., Millapán, L., Anello, C., Ferrari, C., Chao, E. y Carballo, C. (noviembre, 2011). *Viajes de estudio a organizaciones de Agricultores Familiares Campesinos de San Luis y Misiones: una experiencia de educación y extensión en la Universidad Pública.* Póster presentado en VII Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. Buenos Aires, Argentina.
- Verdoodt, A., Mureithi, S. M. y Van Ranst, E. (2010). Impacts of management and enclosure age on the recovery of herbaceous rangeland vegetation in semi-arid Kenya. *Journal of Arid Environments*, 74(9), 1066-1073. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.03.007>
- Verdoodt, A., Mureithi, S. M., Ye, L. y Van Ranst, E. (2009). Chronosequence analysis of two enclosure management strategies in degraded rangeland of semi-arid Kenya. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 129(1-3), 332-339. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.10.006>
- Walkley, A. y Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29-38. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- Yates, C. J., Norton, D. A. y Hobbs, R. J., (2000). Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. *Austral Ecology*, 25(1), 36-47. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2000.01030.x>
- Zak, M. R., Cabido, M., Cáceres, D. y Díaz, S. (2008). What Drives Accelerated Land Cover Change in Central Argentina? Synergistic Consequences of Climatic, Socioeconomic and Technological Factors. *Environmental Management*, 42(2), 181-189. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9101-y>
- Zobel, M., Otsus, M., Liira, J., Moora, M. y Möls, T. (2000). Is small-scale species richness limited by seed availability or microsite availability? *Journal of Ecology*, 81(12), 3274-3282. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[3274:ISSURL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[3274:ISSURL]2.0.CO;2)