

Coirini, Rubén; Karlin, Marcos; Llaya, Gabriela; Sánchez, Sofía; Contreras, Ana; Zapata, Ricardo

Evaluación de prácticas de desmonte selectivo y clausuras temporales en sistemas degradados del Chaco Árido (Argentina)

Revista de Ciencias Ambientales, vol. 51, núm. 2, julio-diciembre, 2017, pp. 73-90
Universidad Nacional
Heredia, Costa Rica

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=665070588006>



Revista de CIENCIAS AMBIENTALES

Tropical Journal of Environmental Sciences



Evaluación de prácticas de desmonte selectivo y clausuras temporales en sistemas degradados del Chaco Árido (Argentina)

Evaluation of selective clearing and temporary closures practices in degraded systems of Arid Chaco (Argentina)

Rubén Coirini^a, Marcos Karlin^b, Gabriela Llaya^c, Sofía Sánchez^d, Ana Contreras^e, Ricardo Zapata^f

^a Ingeniero Agrónomo, especialista en diseño y gestión de proyectos agroforestales, profesor coordinador de la Cátedra de Manejo de Agrosistemas Marginales de la Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. coirini@agro.unc.edu.ar; orcid.org/0000-0003-4520-822X.

^b Doctor en Ciencias Agropecuarias, ingeniero agrónomo especialista en relaciones suelo-planta en zonas marginales, es profesor asistente de la Cátedra de Química General e Inorgánica de la Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. mkarlin@agro.unc.edu.ar; orcid.org/0000-0002-8642-4677.

^c Ingeniera Agrónoma, especialista en desarrollo rural, integrante del Centro de Capacitación Integral en Gestión de Zonas Áridas, Argentina. gabillaya@gmail.com

^d Ingeniera Agrónoma, becaria del doctorado en Ciencias Agropecuarias, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. sofiasanchez67@hotmail.com

^e Bióloga, especialista en recuperación de ambientes degradados, docente de la Cátedra de Manejo de Agrosistemas Marginales de la Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. amcontreras@agro.unc.edu.ar

^f Ingeniero Agrónomo, Master en Ordenación Rural y en Estudios Avanzados en Producción Vegetal, profesor adjunto de la Cátedra de Manejo de Agrosistemas Marginales de la Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. rzapata@agro.unc.edu.ar

Director y Editor:

Dr. Sergio A. Molina-Murillo

Consejo Editorial:

Dra. Mónica Araya, Costa Rica Limpia, Costa Rica

Dr. Gerardo Ávalos-Rodríguez. SFS y UCR, USA y Costa Rica

Dr. Manuel Guariguata. CIFOR-Perú

Dr. Luko Hilje, CATIE, Costa Rica

Dr. Arturo Sánchez Azofeifa. Universidad de Alberta-Canadá

Asistente:

Rebeca Bolaños-Cerdas

Editorial:

Editorial de la Universidad Nacional de Costa Rica (EUNA)



Los artículos publicados se distribuyen bajo una Licencia Creative Commons Atribución 4.0 Internacional (CC BY 4.0) basada en una obra en <http://www.revistas.una.ac.cr/ambientales>, lo que implica la posibilidad de que los lectores puedan de forma gratuita descargar, almacenar, copiar y distribuir la versión final aprobada y publicada del artículo, siempre y cuando se mencione la fuente y autoría de la obra.



Evaluación de prácticas de desmonte selectivo y clausuras temporales en sistemas degradados del Chaco Árido (Argentina)

Evaluation of selective clearing and temporary closures practices in degraded systems of Arid Chaco (Argentina)

Rubén Coirini^a, Marcos Karlin^b, Gabriela Llaya^c, Sofía Sánchez^d, Ana Contreras^e, Ricardo Zapata^f

[Recibido: 22 de diciembre 2016; Aceptado: 27 de marzo 2017; Corregido: 19 de abril 2017; Publicado: 01 de julio 2017]

Resumen

Los sistemas agro-silvopastoriles cumplen una función agroecológica muy importante en el mundo, especialmente en áreas marginales. En este trabajo se evaluaron dos tratamientos silvopastoriles en cuatro campos de Chancaní y Los Medanitos, Dpto. Pocho, Córdoba (Argentina), aplicando desmonte selectivo manual de especies arbustivas y clausuras (CD), comparados con sitios aledaños no desmontados y clausurados (CSD) y testigos (T). Se evaluó tipo y cantidad de biomasa forrajera, renovales y árboles a fin de definir la línea de base. Se muestreó suelo (0-15 cm) y se determinó carbono orgánico (C_{org}), nitrógeno total (N_t), relación C/N y nitrógeno de nitratos (N-NO₃). Se aplicó un diseño de parcelas divididas y con los datos obtenidos se realizaron análisis de varianza para comparar tratamientos. Los resultados (tres años de evaluación) muestran valores más elevados de productividad forrajera en CD respecto a CSD y T. El efecto de las clausuras se evidencia también en el cambio de especies indicadoras de condición y aumento en la regeneración. En CD y CSD se evidencian cambios en la calidad de los pastizales, al aumentar la proporción de especies *deseables* respecto a las *intermedias e indeseables*; además el porcentaje de suelo desnudo se redujo respecto a T. La regeneración forestal aumentó en los sitios desmontados (CD), en relación con CSD+T. Las variables analizadas C_{org} , N_t y C/N no muestran variaciones importantes según tratamiento y año. Se aprecia en los sitios CD un aumento (aunque no significativo) en los valores de N-NO₃ en el suelo hacia el segundo año de realizado el desmonte.

Palabras claves: Biomasa forrajera, pastoreo, regeneración, sistemas silvopastoriles, suelo.

^a Ingeniero Agrónomo, especialista en diseño y gestión de proyectos agroforestales, profesor coordinador de la Cátedra de Manejo de Agrosistemas Marginales de la Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. rcoirini@agro.unc.edu.ar; orcid.org/0000-0003-4520-822X.

^b Doctor en Ciencias Agropecuarias, ingeniero agrónomo especialista en relaciones suelo-planta en zonas marginales, es profesor asistente de la Cátedra de Química General e Inorgánica de la Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. mkarlin@agro.unc.edu.ar; orcid.org/0000-0002-8642-4677.

^c Ingeniera Agrónoma, especialista en desarrollo rural, integrante del Centro de Capacitación Integral en Gestión de Zonas Áridas, Argentina. gabillaya@gmail.com

^d Ingeniera Agrónoma, becaria del doctorado en Ciencias Agropecuarias, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. sofiasanchez67@hotmail.com

^e Bióloga, especialista en recuperación de ambientes degradados, docente de la Cátedra de Manejo de Agrosistemas Marginales de la Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. amcontreras@agro.unc.edu.ar

^f Ingeniero Agrónomo, Master en Ordenación Rural y en Estudios Avanzados en Producción Vegetal, profesor adjunto de la Cátedra de Manejo de Agrosistemas Marginales de la Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. rzapata@agro.unc.edu.ar



Abstract

Agro-silvopastoral systems have a very important agroecological function in the world, especially in marginal areas. In this paper two silvopastoral treatments were evaluated over four sites from Chancaní and Los Medanitos, Pocho Department, Córdoba (Argentina); they were evaluated by applying manual selective clearance and closures (CD), comparing them with nearby sites without clearance and closure (CSD) and controls (T). Type and amount of forageable biomass, sprouts and trees were evaluated to define the baseline. Soil (0-15 cm) was sampled and the variables organic carbon (C_{org}), total nitrogen (N_t), C/N relation and nitrogen of nitrates ($N-NO_3$) were determined. A design of divided parcels was applied and, with the obtained data, a variance analysis was made, comparing between treatments. The results (three years of evaluation) showed higher forage productivity values in CD compared to CSD and T. The closure effect was evidenced also in the indicator species ratio and in the sprouting increment. In CD and CSD changes were evidenced in the pasture quality, rising the proportion of *desirable* species compared to *intermediate* and *undesirable* species. Besides, the percentage of bare soil was reduced compared to T. Forestry regeneration increased in the deforested sites (CD), compared to CSD+T. The C_{org} , N_t y C/N analyzed variables did not show important variations depending on treatments and years. It is shown that in CD sites there is a rise (although not significant) in soil $N-NO_3$ values by the second year after the clearance was applied.

Keywords: forage mass, foraging, regeneration, silvopastoral systems, soil.

1. Introducción

Los sistemas agro-silvopastoriles cumplen una función agroecológica muy importante en el mundo. Son ambientalmente sustentables cuando se respetan umbrales ecológicos propios de cada sistema y ecorregión, referidos a biodiversidad, cobertura del suelo, frecuencia de especies clave, calidad de mantillo depositado en el suelo, tasas de extracción de nutrientes, entre otros indicadores ecológicos (Dohn et al., 2013; Karlin et al., 2009; Montagnini & Nair, 2004; Sánchez, 1995).

Estos sistemas resultan adecuados para el Chaco Árido argentino, ya que operan amortiguando oscilaciones climáticas y económicas propias de esta ecorregión; sin embargo, en su complejidad y dinámica, deben ser probados y validados en el tiempo (Karlin, 2013a), pues cada arreglo espacio-temporal es particular y puede responder diferencialmente frente a procesos estocásticos.

En sistemas productivos de áreas marginales y zonas subtropicales como los que se encuentran en la región del Chaco, el conocimiento de la dinámica de la luz, agua y nutrientes es de vital importancia cuando se combinan prácticas de manejo forestal y ganadero, especialmente en lo que respecta al arreglo espacial y temporal de los sistemas.

Los sistemas productivos del Chaco Árido, que originalmente correspondían a bosques nativos dominados por un estrato arbóreo denso, fueron aprovechados durante el siglo XX para la extracción maderera, lo que degradó este recurso con el resultado de ambientes poco productivos (Karlin et al., 2013). Estos ambientes fueron posteriormente utilizados para la producción ganadera de subsistencia, se degradó así el recurso forrajero, se provocaron arbustales con alta proporción de suelo desnudo. De esta manera, los servicios de provisión, soporte y regulación se vieron alterados, y modificaron la dinámica natural y socioeconómica local (Karlin, 2013b).

La aplicación de estrategias de manejo sustentables permite la rehabilitación de sistemas que se encuentran degradados y que, en consecuencia, son poco productivos, restituyendo parte de su funcionalidad y mejorando la calidad de los servicios ecosistémicos ofrecidos. Estos sistemas han sido estudiados a nivel mundial (Crespo, 2008; Dohn et al., 2013; Moreno & Pulido, 2009;



Mosquera-Lozada, Fernández-Núñez & Rigueiro-Rodríguez, 2006; entre otros) y local (Ayerza et al., 1988; Carranza & Ledezma, 2005; Carranza et al., 2012; Cora, 2009; Díaz, 2003; Hanh et al., 1995; Karlin et al., 2009; Nai Bregaglio et al., 2001; Mazzarino et al., 1991; Oliva et al., 1993; Patt & Ayan, 2005; Vega, 1988) y se ha podido encontrar, en estos últimos indicadores de sustentabilidad que podrían ser utilizados para definir umbrales críticos de las variables del sistema estudiados, entendiéndose por umbral crítico a aquel valor de un indicador que define un punto de no retorno del sistema en relación a con la capacidad de ofrecer algún servicio ecosistémico.

Entre las muchas variables a analizar en los sistemas agro-silvopastoriles, algunos de los parámetros más sensibles tienen que ver con la producción de biomasa herbácea y calidad edáfica relacionados con la dinámica de la materia orgánica, las cuales son sensibles a disturbios de diferentes magnitudes. En este sentido, Díaz (2003) muestra como resultado para el área de estudio y sobre sistemas silvopastoriles con *Prosopis flexuosa* D. C. que la oferta forrajera en cantidad y calidad aumenta con coberturas arbóreo-arbustivas por debajo del 40%. Por otro lado, Hang et al. (1995) concluyen que, para la misma zona de estudio, las diferentes fracciones de nitrógeno (disponible, mineralizado e inmovilizado) son mayores en sistemas bajo desmonte selectivo que bajo bosque. Carranza et al. (2012), por su lado, concluyen que posiblemente las diferencias en cuanto a tasas de descomposición química de restos vegetales en el suelo se deban más a condiciones climáticas que a tratamientos de desmonte o composición química de los restos, y a que los cambios en la cantidad y calidad de la materia orgánica requieran varios años para manifestarse en sitios que han sufrido diferentes intensidades de desmonte.

En función de estos antecedentes, se planteó como objetivo la realización de experiencias silvopastoriles en cuatro campos del departamento Pocho (Córdoba, Argentina), con el propósito de comparar el efecto del desmonte manual de arbustos y de clausuras temporarias sobre variables tales como productividad de biomasa forrajera, regeneración de especies forestales y contenido de carbono y nitrógeno en suelo, en relación con sitios testigo sin limpieza ni clausura. Los campos donde se realizaron las experiencias correspondían a bosques secundarios de *P. flexuosa* degradados o bien a arbustales dominados por *Larrea divaricata* Cav.

Como hipótesis se plantea que sitios degradados reales, donde se reduce la cobertura arbustiva en forma manual (por debajo del 40%) y donde se aplican clausuras temporarias, tienen una respuesta favorable en el corto tiempo (tres años) en la cantidad de producción forrajera, en su calidad (en términos de composición botánica) y en la regeneración de especies forestales. Por otro lado, la disminución de la cobertura arbustiva acelera las tasas de mineralización, alterando la dinámica del carbono y el nitrógeno.

El presente trabajo muestra los resultados preliminares de tres años de evaluación de experimentaciones adaptativas sobre la productividad de biomasa forrajera, la regeneración de especies forestales y algunos parámetros edáficos de cuatro campos ubicados en la ecorregión del Chaco Árido argentino. Esta experiencia se realizó con el propósito original de que productores rurales apliquen, sobre sectores acotados de sus campos, prácticas silvopastoriles, a fin de que visualicen los resultados en términos productivos en el corto, mediano y largo plazo. Por este motivo, los resultados aquí mostrados forman parte de la evaluación de corto plazo.



2. Metodología

En cuatro campos pertenecientes a productores rurales locales, ubicados en el departamento Pocho, provincia de Córdoba (Argentina), entre las localidades de Chancaní y los Medanitos, se seleccionaron parcelas (**Figura 1**) que se encontraban en diferentes estados de degradación ambiental, según su historial de explotación. Estas se identificaron mediante dos iniciales y fueron georreferenciadas: JH (31°36'00" Lat S-65°33'00" Long W), NO (31°32'00" Lat S-65°30'20" Long W), LD (31°27'40" Lat S-65°28'50" Long W) y FG (31°26'20" Lat S-65°27'55" Long W). De las cuatro parcelas, las tres primeras contaban con actividad ganadera; JH ganado bovino, LD y NO ganado caprino y bovino. FG no contaba con actividad ganadera.

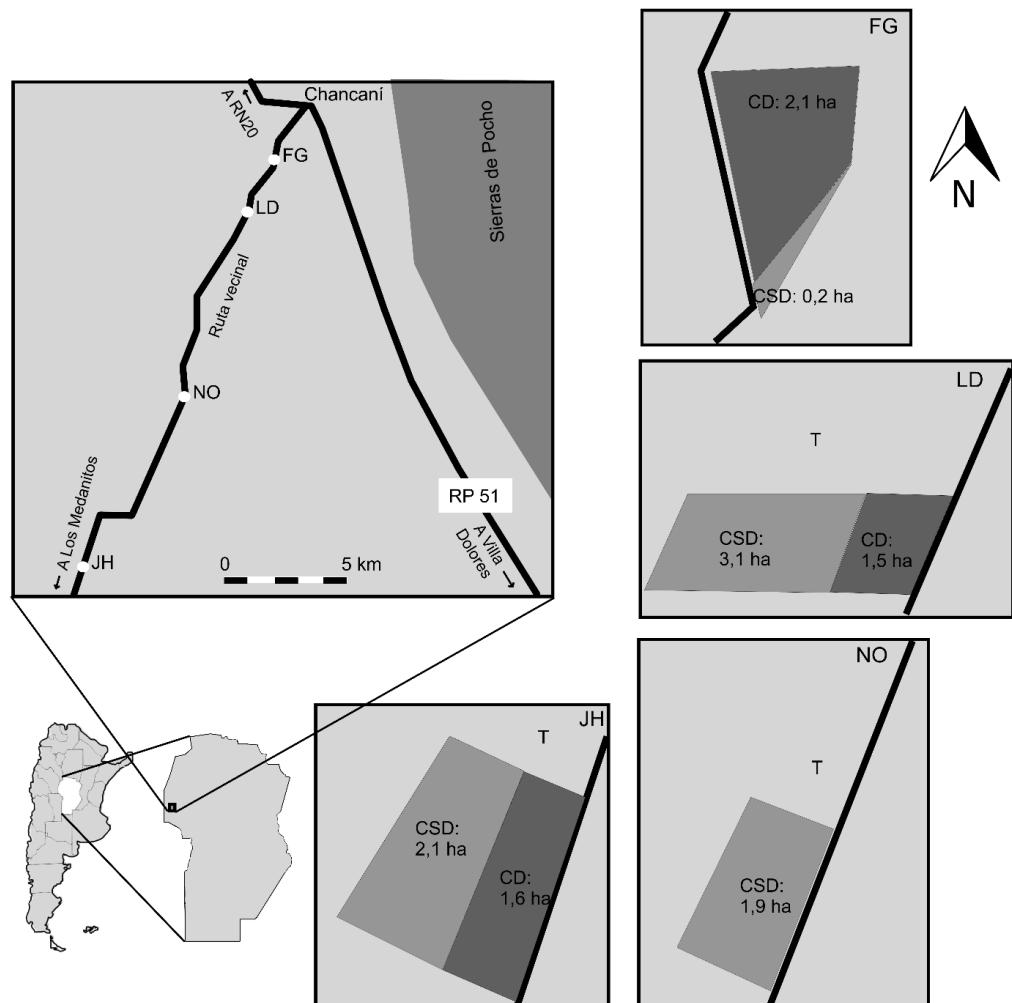


Figura 1. Esquema de la ubicación y disposición de las parcelas y tratamientos. En gris oscuro CD; en gris claro CSD; cada una con la superficie de cerramiento. Los testigos (T) ubicados fuera de los cerramientos. Las líneas negras en cada cuadro corresponden a rutas.



2.1 Datos climatológicos

En cuanto a los valores de precipitaciones locales, se tomaron los valores registrados en las localidades de Villa Dolores (58 km hacia el sur del área de estudio) y Chamical (146 km hacia el norte del área de estudio), y se calcularon los valores promedio, ponderados por la distancia al área de estudio, para obtener la curva de distribución mensual promedio que se muestra en la **Figura 2** (National Climatic Data Center [NCDC], 2016).

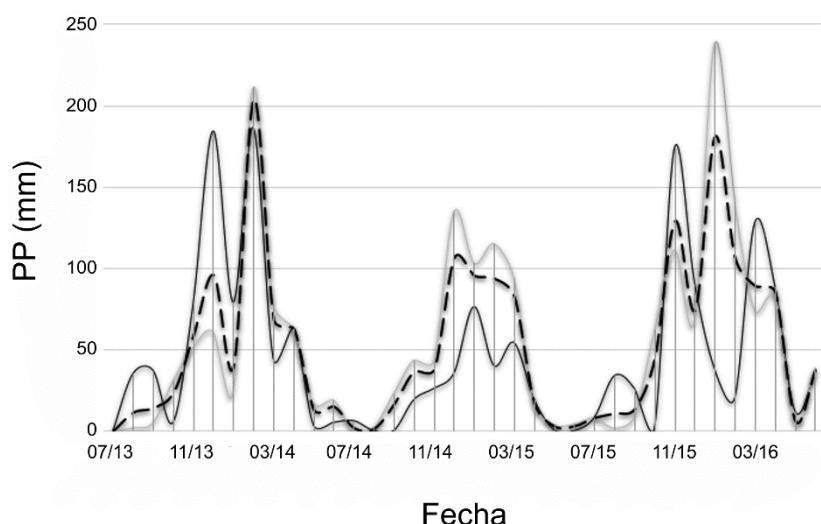


Figura 2. Climodiagrama del período de estudio de las localidades de Chamical (línea llena oscura) y Villa Dolores (línea llena clara). Los valores promedio ponderados para el área de estudio se muestran con la línea punteada. **Fuente:** NCDC.

De acuerdo con esta figura y según los valores anuales definidos entre julio y junio de 2013-2014, 2014-2015 y 2015-2016 (respetando la estacionalidad de las precipitaciones), se obtienen valores promedio ponderados de 609, 496 y 788 mm anuales respectivamente, lo que indica un período 2015-2016 más húmedo.

2.2 Tratamientos

En las parcelas seleccionadas en cada uno de los campos a estudiar se instalaron clausuras temporarias. De esta forma para JH, LD y FG se delimitaron dos áreas con clausuras diferentes; una de ellas con desmonte selectivo (clausura desmonte: CD), la cual consistió en la limpieza y clareo manual de arbustales de bajo porte, con alta frecuencia y abundancia; la otra sin modificar (clausura sin desmonte: CSD). En las parcelas JH y LD se identificó, además, un área testigo (T) sin clausura ni desmonte, con ganado pastoreando libremente (**Figura 1**). La intensidad de desmonte en CD se midió en función a la cobertura arbóreo-arbustiva post-desmonte respecto a la cobertura original. Las coberturas promedio se calcularon con base en tres transectas lineales de 30 m por cada campo, sobre las cuales se proyectó sobre una cinta la cobertura



vegetal arbórea y arbustiva, para medir los sectores de suelo cubierto en relación con el total de los 30 m. Estos valores se muestran en el **Cuadro 1**.

Cuadro 1. Porcentajes de cobertura arbóreo + arbustiva originales y post-desmonte de los sitios evaluados. Entre paréntesis, cobertura arbórea

Campo	JH	NO	LD	FG
Cobertura original (arbórea) (%)	66,2 (15)	28,2 (2,5)	100 (5)	100 (3)
Cobertura post desmonte (arbórea) (%)	15,6 (15)	28,2 (2,5)	22,3 (5)	14,8 (3)
Área basal arbórea ($m^2 ha^{-1}$)*	4,35 (15)	0,85	1,95	1,65

*Medido sobre árboles con diámetros a la altura de la base superiores a 5 cm de diámetro.

En lo que respecta al campo NO, debido a la baja cobertura original (**Cuadro 1**), no se aplicó el tratamiento desmonte, por lo tanto, se seleccionaron solo dos sitios: CSD y T. En FG se procedió a delimitar únicamente dos áreas, CD y CSD. No se identificó un testigo, ya que no existía actividad ganadera de ningún tipo en este ni en sus alrededores, por lo tanto, carecía de sentido en el diseño.

La parcela JH se caracterizaba por poseer un bosque dominado por algarrobo negro (*P. flexuosa*) como especie arbórea y jarilla (*L. divaricata*) como arbustiva, tapizada por especies herbáceas tales como *Trichloris crinita* (Lag.) Parodi y *Justicia gilliesii* (Nees) Benth. La parcela NO se caracterizaba por presentar un arbustal abierto con predominancia de *L. divaricata*; sufrió fuerte sobrepastoreo, evidenciado por las bajas frecuencias de gramíneas y alta frecuencia del líquen *Seglinella sellowii* Hieron. La especie arbórea presente fue *P. flexuosa*. La parcela LD se caracterizaba originalmente por presentar un jarillal denso, acompañado por arbustivas de bajo porte como *Lycium chilense* Miers ex Bertero y herbáceas como *T. crinita*, *Parthenium hysterophorus* L., *Malvastrum coromandelianum* (L.) Garcke y *Alternanthera pungens* Kunth, con presencia de individuos aislados de *P. flexuosa*. Posterior al desmonte selectivo, las frecuencias de *L. divaricata* y *L. chilense* se redujeron como consecuencia de la limpieza. La parcela FG estaba dominada originalmente por una alta densidad de *L. divaricata*, acompañado por algunos individuos aislados de *Acacia gilliesii* Steud. y *Mimozyganthus carinatus* (Griseb.) Burkart. Debido a la ausencia de ganado, se observó gran abundancia de gramíneas forrajeras como *T. crinita* y *Setaria parviflora* (Poir.) Kerguélen.

Cabe destacar que la elección de los sitios de experimentación y la intensidad de desmonte manual surgió de la discusión entre los grupos productores y técnicos, con motivo de que esta experiencia pretendía formar parte de un proceso de experimentación adaptativa participativa. Es por este motivo que las coberturas finales post desmonte son variables, ya que dicho tratamiento fue realizado por los grupos productores.

2.3 Estimación de biomasa forrajera

Se determinó la cantidad de biomasa forrajera instantánea mediante el método de doble muestreo (Díaz, 1992) en mayo de 2015 y de 2016. Este método se basa en la identificación de diferentes patrones de pasto, que difieren entre sí por tipo de especie y cantidad de biomasa acu-



mulada. Los patrones se seleccionaron de manera visual, en número variable según la heterogeneidad encontrada en cada parcela y cada tratamiento. Una vez identificados los patrones, estos sirvieron de base para muestrear sectores representativos de cada sitio, para lo cual se utilizaron aros circulares de 0,25 m² que fueron arrojados en forma sistemática cada cinco pasos, identificando en cada repetición el patrón correspondiente. Las repeticiones para cada sitio variaron entre 50 y 70, dependiendo de la heterogeneidad del sitio. Los patrones fueron cortados, secados en estufa a 40 °C y pesados, a fin de asignar la masa de la materia seca. Estos valores se asignaron a las repeticiones y se calculó la cantidad de biomasa por hectárea (kg MS ha⁻¹).

Asimismo, se determinó para cada sitio la proporción de superficie ocupada por especies dominantes gramíneas (deseables, intermedias e indeseables, según [Díaz, 2009](#) y [Karlin \(2013c\)](#), con base en la teoría de [Dyksterhuis, 1949](#)). Para esto se identificaron, en cada uno de los patrones, las gramíneas en mayor proporción dentro del aro, y luego se asignó a cada repetición la especie correspondiente identificada en cada patrón. De acuerdo con la frecuencia de especies dominantes gramíneas sobre el total de las repeticiones, se calculó la frecuencia relativa. En el cálculo se asignó un patrón “0”, el cual correspondía a suelo desnudo, y se determinó la frecuencia de dicha categoría.

Se acordó con los grupos productores que los sitios clausurados se harían pastorear con baja intensidad (aproximadamente en una relación de dos hectáreas por equivalente vaca) durante 30 días en el período estival de 2016. De esta forma, las matas de pasto consumidas por el ganado se identificaron en los aros cuando se realizó el doble muestreo en la medición de mayo de 2016.

2.4 Estrato arbustivo, arbóreo y superficie de pastoreo desaprovechada

Sobre transectas en faja de 30 x 10 m (tres por campo) se identificaron y contaron renovales de especies forestales, considerando renoval a todo aquel individuo que puede alcanzar a futuro porte arbóreo con diámetro del tallo principal a la altura de la base (DAB) menor a cinco cm. Sobre dichas transectas se registró el número de árboles y DAB de cada uno ([Gaillard de Benitez & Pece, 2011](#)), posteriormente se calculó el área basal arbórea ([Cuadro 1](#)).

Una variable a tener en cuenta es la superficie de pastoreo desaprovechada por arbustos (*L. divaricata*, *A. gilliesii*, *M. carinatus* como las especies arbustivas más abundantes), los cuales, dada su arquitectura achaparrada, ramificación múltiple desde la base o su carácter espinoso, hacen que los animales vacunos no puedan pastorear bajo su dosel. En este sentido, se calculó la superficie desaprovechada para cada campo con base en la diferencia existente entre la cobertura total y la arbórea. Una vez calculada esta diferencia, de esta se asume que el 50% de dicha superficie arbustiva puede considerarse desaprovechada (suponiendo que solo la mitad de su superficie afecta el acceso del animal al pastoreo) y se resta este valor a la BF en cada uno de los tratamientos, donde se obtiene la biomasa forrajera disponible (BFD).

2.5 Parámetros edáficos

En cada sitio de ensayo, clausuras y testigos se tomaron muestras de suelo al azar, cada una de ellas compuesta por 15 piques de barreno a una profundidad de cero a 15 cm. Estas fueron analizadas en el Laboratorio de Suelos y Aguas de la FCA-UNC. Se determinó carbono



orgánico (C_{org}) por el método de Walkley y Black, nitrógeno total (N_t) por el método de Kjeldahl, nitrógeno de nitratos ($N-NO_3$) por el método potenciométrico (Sparks et al., 1996).

2.6 Análisis estadístico

Se aplicó un diseño de parcelas divididas (Di Rienzo et al., 2014). Con los datos obtenidos se realizaron análisis de varianza (ANDEVA, LSD Fisher; $p<0,05$) para las variables de producción de biomasa forrajera, regeneración de especies forestales y variables edáficas (carbono y nitrógeno), comparando tratamientos. El análisis de resultados se llevó a cabo con el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2014).

3. Resultados

Los resultados de las variables analizadas se muestran en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Valores de las variables analizadas según tratamiento (valores medios con error standard) y estadísticos. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Variables analizadas	Sitios evaluados			Descriptores estadísticos	
	CD	CSD	T	P	F
Biomasa forrajera (BF)	2015 3941,67 +/- 844,89a	2271,75 +/- 731,70ab	438,33 +/- 844,89b	0,0605	4,3
	2016 2919,00 +/- 605,55a	1685,00 +/- 524,42ab	755,33 +/- 605,55b	0,1021	3,22
Biomasa forrajera disponible (BFD)	2015 3683,55 +/- 691,54a	1375,45 +/- 598,89 b	271,39 +/- 691,54b	0,0264	6,39
	2016 2812,57 +/- 557,19a	1129,52 +/- 482,54ab	507,19 +/- 557,19b	0,0521	4,64
Número de renovales por hectárea	2015 1667,00 +/- 304,31a	816,75 +/- 263,54a	789,00 +/- 304,31a	0,1270	2,81
	2016 1366,67 +/- 336,73a	699,75 +/- 291,61a	477,67 +/- 336,73a	0,2168	1,92
Carbono orgánico (C_{org})	2015 1,24 +/- 0,32a	1,12 +/- 0,28a	1,14 +/- 0,32a	0,9600	0,04
	2016 1,22 +/- 0,32a	0,99 +/- 0,28a	0,95 +/- 0,32a	0,8192	0,21
Nitrógeno total (N_t)	2015 0,12 +/- 0,03a	0,11 +/- 0,02a	0,11 +/- 0,03a	0,9294	0,07
	2016 0,12 +/- 0,03a	0,10 +/- 0,02a	0,09 +/- 0,03a	0,7876	0,25
Relación C/N	2015 10,30 +/- 0,62a	10,18 +/- 0,54a	10,37 +/- 0,62a	0,9717	0,03
	2016 10,23 +/- 0,54a	9,88 +/- 0,47a	9,87 +/- 0,54a	0,8590	0,16
Nitrógeno de nitratos ($N-NO_3$)	2015 5,67 +/- 2,17a	4,90 +/- 1,88a	10,40 +/- 2,17	0,2022	2,03
	2016 15,57 +/- 3,32a	8,50 +/- 2,88a	9,13 +/- 3,32a	0,2920	1,48



3.1 Producción de materia seca graminosa

La **Figura 3** muestra la proporción de especies deseables, intermedias e indeseables + suelo desnudo (según **Díaz, 2009** y **Karlin, 2013c**, basados en la teoría de **Dyksterhuis, 1949**) encontrado para cada tratamiento en los años 2015 y 2016.

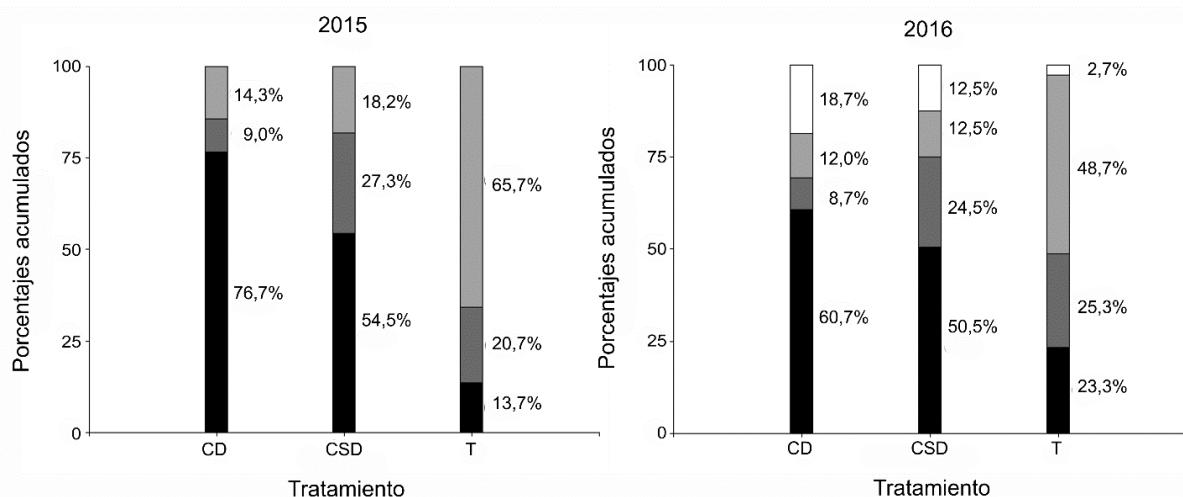


Figura 3. Porcentaje de participación de pasturas por tratamiento sobre un promedio de los cuatro campos analizados. CD: clausura desmonte, CSD: clausura sin desmonte, T: Testigo. En negro: especies deseables (*Trichloris crinita*, *Gouinia paraguariensis* (Kuntze) Parodi, *Setaria parviflora*, *Pappophorum caespitosum* R.E. Fr., *Disakispermum dubium* (Kunth) P.M. Peterson & N.W. Snow); en gris oscuro: especies intermedias (*Chloris ciliata* Sw., *Aristida mendocina* Phil., *Sporobolus pyramidatus* P. Beauv., *Neobouteloua lophostachya* (Griseb.) Gould, *Eragrostis orthoclada* Hack.); en gris claro: especies indeseables (*Aristida adsensionis* L., *Jarava* spp.) + suelo desnudo; en blanco: porcentaje de plantas con evidencia de pastoreo en el año 2016.

Para el año 2015, considerando los sitios testigo como condiciones de referencia, puede observarse que los tratamientos (CD y CSD) contenían mayor contenido de biomasa forrajera (BF) que los testigos. El Cuadro 1 muestra los valores promedio para cada tratamiento, con valores de 3942 kg MS ha⁻¹ en CD, 2272 kg MS ha⁻¹ en CSD y 438 kg MS ha⁻¹ en T, es significativa la diferencia entre CD y T, pero no con CSD (ANDEVA LSD Fisher, p-valor 0,0605; W^{*}=0,86). Asimismo, en la mayoría de los casos (excepto para la parcela JH) los sitios clausurados temporalmente con desmonte selectivo presentaron mayor contenido de BF que los no desmontados, aunque no resultó ser significativa la diferencia (ANDEVA LSD Fisher, p>0,05).

En este año, las gramíneas más representativas de esta BF son *Trichloris crinita* en JH, LD y FG, *Setaria parviflora* en JH y FG y *Gouinia paraguariensis* en LD. En la parcela NO, no se observaron especies gramíneas de buena calidad, pero sí se evidenció un aumento en la frecuencia de las especies *Sporobolus pyramidatus*, *Aristida mendocina*, *A. adsensionis* y *Neobouteloua lophostachya*, las tres indicadoras de recuperación, además de una sensible disminución en el porcentaje de suelo desnudo (SD) (de 77% a 10%). En los tratamientos de los campos de JH y LD también se aprecia una sensible disminución de SD respecto a los testigos (de 67 a 25% y de 53 a 17%, respectivamente) (**Figura 3**).



En 2016, los resultados obtenidos siguen manteniendo algunas tendencias mencionadas para 2015, con valores de 2919 kg MS ha^{-1} en CD, 1685 kg MS ha^{-1} en CSD y 755 kg MS ha^{-1} en T. Los tratamientos siguieron definiendo diferencias entre CD y T, pero no con CSD (ANDEVA LSD Fisher, p-valor 0,1021; $W^*=0,91$), aunque las diferencias entre tratamientos se acortan. La proporción de especies indicadoras entre sitios es similar a la de 2015 (**Figura 3**). *Trichloris crinita* es la especie que mejor representa la calidad forrajera de los sitios, con cierta participación de *Setaria parviflora*.

La biomasa forrajera disponible (BFD) obtenida fue de 3684 kg MS ha^{-1} en CD, 1375 kg MS ha^{-1} en CSD y 271 kg MS ha^{-1} en T para 2015, con diferencias significativas entre CD y CSD/T (ANDEVA LSD Fisher, p-valor 0,0264; $W^*=0,77$), mientras que fue de 2813 kg MS ha^{-1} en CD, 1129 kg MS ha^{-1} en CSD y 507 kg MS ha^{-1} en T para 2016, con diferencias significativas entre CD y T, pero no con CSD (ANDEVA LSD Fisher, p-valor 0,0521; $W^*=0,83$).

El porcentaje de suelo desnudo ha cambiado sensiblemente entre 2015 y 2016. Si se comparan los sitios clausurados (CD+CSD) entre años, el porcentaje de SD pasa del 15 al cinco por ciento (ANDEVA LSD Fisher, p-valor= 0,0528, $F=4,62$), con una diferencia marginalmente significativa. Los sitios testigo también han reducido el porcentaje de suelo desnudo (66 a 30% para 2015 y 2016 respectivamente) aunque de manera no significativa, debido a la gran variabilidad de los casos (LSD Fisher, p-valor=0,0870).

El porcentaje de área pastoreada en 2016 disminuye desde CD (18,7%) a CSD (12,5%), a pesar de que ambos sitios se encuentran en todos los casos aledaños sin delimitación con alambrado, por lo que los animales pueden circular libremente entre ambos. La relación entre SD y BF es inversa con un $R^2=-0,31$, y la regresión es significativa desde el punto de vista estadístico ($p\text{-valor}=0,0114$), por lo que esta variable es sensible como indicadora de degradación.

3.2 Regeneración de especies forestales

La cantidad total de renovales (ren) fue mayor en los tratamientos respecto a los testigos, y los renovales en CD fueron mayores que en CSD, aunque no hay diferencias significativas (LSD Fisher, $p>0,05$) discriminando por año (2015, CD: 1667 ren ha^{-1} , CSD: 817 ren ha^{-1} , T: 789 ren ha^{-1} ; 2016: CD: 1367 ren ha^{-1} , CSD: 700 ren ha^{-1} , T: 478 ren ha^{-1}).

Cuando se comparan solo tratamientos de aclareo por desmonte manual, CD se diferencia significativamente el primer año (LSD Fisher, p-valor=0,0351, $F=6,42$) de CSD+T (1667 vs. 805 ren ha^{-1}), aunque el segundo año dichas diferencias desaparecen (1366 vs. 605 ren ha^{-1} , LSD Fisher, p-valor=0,0819, $F=3,96$), por lo que hace suponer un efecto importante al aplicar dicho tratamiento solo al año de efectuado. De otro modo, cuando se comparan tratamientos de clausura (CD+CSD vs. T), el análisis de varianza no arroja diferencias significativas ninguno de los dos años (LSD Fisher, $p>0,05$).

Respecto a las especies encontradas, no se aprecian diferencias significativas (LSD Fisher, $p>0,05$) entre tratamientos, por lo que aparentemente no existe efecto de los tratamientos por la selección de especies en particular.



3.3 Variables edáficas

En la **Figura 4** se muestran los resultados de las variables edáficas analizadas.

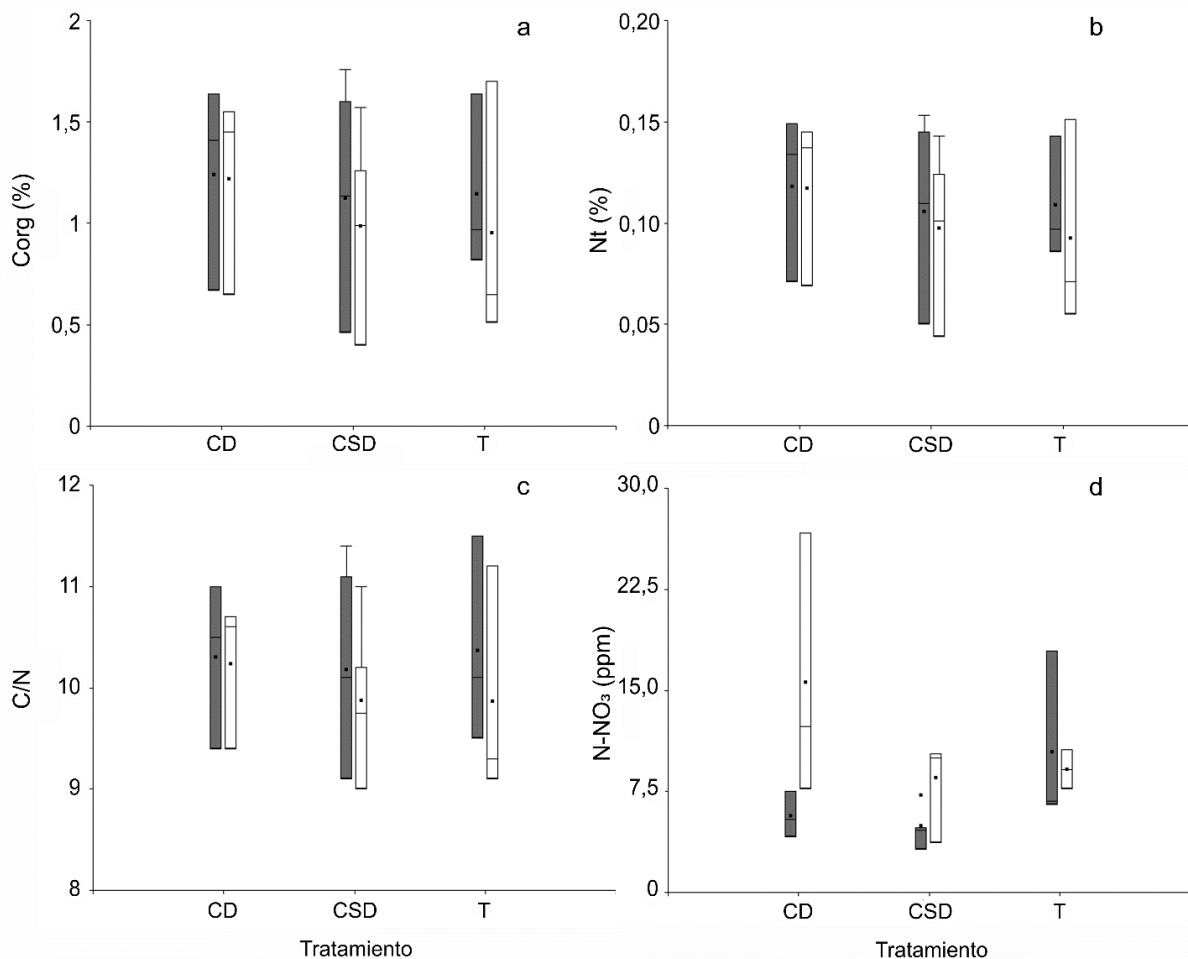


Figura 4. Box-plot de los contenidos de a) carbono orgánico (C_{org}), b) nitrógeno total (N_t), c) relación carbono/nitrógeno (C/N) y d) nitrógeno de nitratos ($N-NO_3$) del suelo. Barras grises: 2015; barras blancas: 2016. TR: tratamiento; CD: clausura con desmonte selectivo; CSD: clausura sin desmonte selectivo; T: testigo.

La **Figura 4a** muestra los contenidos de carbono orgánico del suelo. Se observa que CD presenta mayor porcentaje de carbono orgánico respecto a CSD y T, aunque no resulta en diferencias significativas (LSD Fisher, $p>0,05$). Se observa, por otro lado, que en todos los tratamientos la media tiende a disminuir de un año a otro, la caída más fuerte ocurre en el testigo y la menor en CD, aunque en ningún caso resulta significativo (LSD Fisher, $p>0,05$). Para N_t (Figura 4b) y C/N (Figura 4c), el comportamiento de las variables resulta ser casi idéntico a la de C_{org} , sin observar significancia en ningún caso analizado.

La **Figura 4d** muestra el comportamiento de $N-NO_3$ en el suelo según tratamiento y año. Esta variable es la más dinámica de todas las variables de suelo analizadas, puesto que es muy



sensible a las condiciones ambientales y al entorno (Hang et al., 1995; Oliva et al., 1993). En ningún caso se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos, particionado por año; sin embargo, es posible observar que para 2015 el contenido de N-NO₃ tiende a ser mayor en el testigo, con las medias de los tratamientos CD y CSD similares, mientras que el año 2016 es el tratamiento CD el que se dispara casi triplicándose sus valores promedio (5,67 a 15,57 ppm), aunque manteniendo una variabilidad importante y aún sin significancia estadística.

4. Discusión

Uno de los resultados obtenidos, como era de esperar, fueron los valores más elevados de BF en los sitios clausurados desmontados respecto a los testigos. No solo se apreciaron menores valores en la biomasa forrajera en los últimos, sino que, además, las áreas desaprovechadas son muy importantes. Estas diferencias se deben fundamentalmente a la restricción del pastoreo, al aclareo y mayor insolación en los cercos con desmonte selectivo y al libre pastoreo en los sitios testigo. Si bien no se encontraron diferencias significativas entre CD y CSD, existe una considerable tendencia positiva en cuanto a la producción de BF a favor del primero, como consecuencia de la reducción de la cobertura arbustiva. Tendencias similares encontró Díaz (2003) en condiciones ambientales similares y para períodos cortos de evaluación (dos años), lo que muestra que la cantidad de biomasa forrajera aumenta a medida que la cobertura del estrato arbóreo disminuye.

Si bien entre CSD y T no hay diferencias significativas en la cantidad de BF, se observa una tendencia de la recuperación del pastizal en la clausura en contraste con áreas que se mantienen con pastoreo continuo todo el año. Sin embargo, se debe considerar que los sitios sin desmonte bajo clausura presentan altos porcentajes de área desaprovechada por cobertura de arbustos. Desde el punto de vista de la cantidad de BFD, CD se diferencia de CSD y T, con lo que se obtiene una mayor receptividad ganadera real para el primer tratamiento. No se han encontrado entre la bibliografía trabajos que consideren análisis de BFD en relación con áreas desaprovechadas por cobertura arbustiva.

La diferencia de precipitaciones entre 2015 y 2016 muestra un aumento en la producción forrajera en los sitios T, mientras que en los tratamientos la producción tiende a reducirse ligeramente, aunque debe tenerse en cuenta que tanto en CD como CSD se ingresaron animales para pastoreo temporalmente en 2016. Las diferencias en los porcentajes de pastoreo del 18,7% de la BF en CSD y del 12,5% en CD pueden deberse a la accesibilidad del animal y al área desaprovechada, el animal prefiere áreas abiertas y despejadas.

Se evidenciaron cambios importantes en la composición de las especies en los sitios CD respecto a CSD y T, con importantes aumentos en las frecuencias de gramíneas Deseables, las cuales son indicadoras de recuperación de condición. Resultados similares encontraron Contreras et al. (2013) y Santa Cruz & Quiroga (1998) para cerramientos en ambientes del sur de Catamarca, también pertenecientes a la región; Passera et al. (1996), por su lado, también obtuvieron resultados similares para clausuras efectuadas en zonas de la ecorregión del Monte. Las especies deseables encontradas son en su mayoría heliófilas (Díaz, 2009) por lo que han tenido un mayor crecimiento en CD, debido a la menor cobertura arbustiva y menor sombreo, mientras que en T su proporción menor se debe a la selectividad del ganado y el sobrepastoreo.



Los tratamientos aplicados (CD y CSD) tienden a mostrar especies dominantes en cada caso. Gramíneas deseables, de mejor palatabilidad y de buena productividad tales como *T. crinita*, *S. parviflora* y *G. paraguariensis* (Díaz, 2009; Santa Cruz & Quiroga, 1998) están más relacionadas a los sitios clausurados temporalmente, mientras que en los testigos la proporción de especies indeseables y suelo desnudo es mucho más importante (**Figura 2**).

Un aumento en la cantidad de BF está inversamente relacionada a la disminución del porcentaje de suelo desnudo. Esto podría mejorar en el corto plazo la fertilidad física del suelo por una colonización más pareja del suelo y una mayor exploración de las raíces en el suelo; pero por otro lado podría disminuir los contenidos de nitrógeno disponible del suelo por mayor demanda de las gramíneas y terminar degradando la fertilidad química, si a esto se suman prácticas de pastoreo no sistematizadas (Spain & Gualdrón, 1991).

La renovabilidad tiende a ser superior (aunque no de manera significativa) en CD respecto a CSD y T posiblemente como consecuencia del aclareo, análogamente a lo que encontraron Nai Bregaglio et al. (2001) en la misma región. Las diferencias significativas obtenidas en el número de renovales entre sitios con desmonte selectivo manual y sitios no desmontados el primer año, y la falta de significancia entre tratamientos de clausura hacen suponer que los animales que pastorean estos sitios no ejercen efecto importante sobre estos mismos. Aparentemente sí es importante la competencia entre los renovales y los arbustos, principalmente por el recurso luz. Es aplicable en estos casos el “efecto brecha” o “Gap”, en el cual, cuando un bosque o tierra forestal tiene una canopia densa, la apertura de pequeñas brechas conduce generalmente a la aparición de renuevos de especies que aprovechan la mayor entrada de luz (Belsky & Canham, 1994). Posiblemente el efecto de desmonte se diluya en el tercer año como consecuencia del rebrote de las especies arbustivas, lo que sugiere que, si se quiere fomentar la regeneración forestal los sitios tratados, deben mantenerse con limpiezas periódicas.

Las variables edáficas no mostraron significancia según tratamiento o temporalmente. El carbono orgánico del suelo suele actuar como buen indicador de los procesos de mineralización en el suelo frente a condiciones de diferente intensidad de disturbio (Conti et al., 2014; Hang et al., 1995; Oliva et al., 1993), aunque las diferencias se hacen más notorias cuando se comparan ambientes como bosques primarios y secundarios respecto a arbustales y áreas agriculturadas (Conti, et al., 2014). Cuando se interviene sobre áreas que ya están degradadas, como en el caso de este trabajo, el cambio podría ser más lento y, por lo tanto, el carbono orgánico podría no ser tan sensible a corto plazo.

Altas tasas de mineralización aumentan los valores de N-NO₃ en el suelo y están probablemente más relacionadas con efectos climáticos que con los tratamientos (Carranza et al., 2012), aunque es posible que esta relación se magnifique a nivel microclimático en función al grado de cobertura de suelo y ocurra una mayor influencia de los factores climáticos sobre suelos con menor cobertura, para aumentar los valores tal como se observa en CD en el año 2016.

Si bien para el año 2015 no se aprecian grandes diferencias entre tratamientos, para el año 2016 se observa un aumento importante (aunque no significativo) en los valores de nitratos en los sitios tratados con desmonte selectivo, posiblemente por efecto de la menor cobertura de suelo, la mayor insolación y, posiblemente, un aumento en la actividad microbiana por haber correspondido a un período 2015-2016 más lluvioso que el anterior (2014-2015).



No está claro aún porqué se manifiesta este retraso en la liberación de nitratos, pero posiblemente sea por cambios en la composición microbiológica del suelo frente a los tratamientos. Resultados similares observaron también Carranza et al. (2012) para la misma región, donde para desmonte selectivo, si bien no hubo diferencias significativas entre dos años sucesivos, se apreciaron tendencias crecientes al avanzar el tiempo de evaluación.

Carranza et al. (2012) mencionan que los cambios en los contenidos de materia orgánica en el suelo posiblemente puedan evidenciarse recién a los tres años desde el desmonte. Esta observación por parte de estos autores es comparable hasta el momento con los resultados de nuestro trabajo, pero es destacable que las tendencias de los valores medios muestran no solo que no hay diferencias significativas entre los tratamientos, sino también que se evidencia cierta tendencia a que los contenidos de C_{org} , N_t y C/N disminuyan más en los sitios sin desmonte respecto a CD. Puesto que la variabilidad es grande y la cantidad de años de evaluación es baja, es necesario seguir monitoreando estas tendencias.

5. Conclusiones

Las prácticas de clausura y aclareo por desmonte selectivo manual tienen efectos considerables sobre el componente pastoril y sobre la regeneración forestal, por lo que pueden constituir prácticas viables para la rehabilitación de ambientes degradados en zonas áridas y semiáridas. El efecto de las clausuras se evidenció, no solo mediante un aumento en la productividad forrajera, sino también en el cambio de especies indicadoras de condición y la disminución de suelo desnudo. Esto es especialmente notable en aquellas situaciones donde la degradación por sobrepastoreo era extrema (tal es el caso de la parcela NO).

Prácticas de desmonte selectivo manual favorecen el aumento de BFD cuando se combinan con tratamientos de clausuras temporarias. Las clausuras favorecen la aparición de especies forrajeras deseables, las cuales presentan mejor palatabilidad y generalmente mayor calidad y cantidad forrajera. Estas prácticas permiten la recuperación de ambientes sobrepastoreados, a la vez que permite la resiembra de parcelas de pastoreo. Estas prácticas de clausura deben ser ajustadas en función a una correcta planificación en la rotación de pastoreo y manejo de reservas de pasto durante el bache forrajero inverno-primaveral. El aumento de biomasa forrajera aportaría mejoras en la fertilidad física y aportes significativos de materia orgánica en el suelo, aspectos que merecen ser mejor estudiados en el tiempo.

La regeneración de especies forestales aumenta como consecuencia del aclareo de especies arbustivas, mientras que no se evidencia efecto deletéreo sobre los renuevos a través del pastoreo. La apertura de brechas en ambientes muy arbustizados provocaría una mejora en la regeneración forestal en el largo plazo y una mejora estructural del sistema forestal.

Respecto al comportamiento de los indicadores edáficos, las variables analizadas C_{org} , N_t y C/N no mostraron variaciones importantes según tratamiento y año. Los valores de N-NO₃ marcaron cambios notables entre años, lo que sugiere un desfasaje en los procesos de nitrificación respecto al momento de desmonte. Se apreció en los sitios CD un aumento (aunque muy variable y no significativo) en los valores de nitratos en el suelo hacia el segundo año de realizado el desmonte, aspecto que merece un seguimiento más detallado en el futuro.



El presente trabajo muestra resultados preliminares que deben seguir siendo evaluados en el tiempo. A pesar de esto, se han podido encontrar algunas respuestas posibles y tendencias que posiblemente muestren el rumbo de las variables analizadas en el tiempo.

6. Agradecimientos

A los grupos productores que han cedido gentilmente sus predios para realizar las experimentaciones adaptativas descriptas en el presente trabajo. A la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS), que financiaron este trabajo a través del Proyecto PNUD N.º ARG/12/2013 “Apoyo para la implementación del Programa Nacional de Protección de Bosques Nativos”. A la Revista y personas revisoras anónimas por su oportuna retroalimentación.

7. Referencias

- Ayerza, R., Díaz, R., & Karlin, U. O. (1988). Management of *Prosopis* in livestock production systems in the Dry Chaco, Argentina. En M. A. Habit (Ed.), *The current state of knowledge in Prosopis juliflora*. Chile: FAO.
- Belsky, A. J., & Canham, C. D. (1994). Forest gaps and isolated savanna trees. *BioScience*, 44(2), 77-84. doi: <https://doi.org/10.2307/1312205>
- Carranza, C. A., & Ledesma, M. (julio, 2005). Sistemas silvopastoriles en el Chaco Árido. *IDIA XXI Forestales*, 5(8), 240-246.
- Carranza, C., Noe, L., Merlo, C., Ledesma, M., & Abril, A. (abril, 2012). Efecto del tipo de desmonte sobre la descomposición de pastos nativos e introducidos en el Chaco Árido de la Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 38(1), 97-107.
- Conti, G., Pérez-Harguindeguy, N., Quétier, F., Gorné, L. D., Jaureguiberry, P., Bertone, G. A., Enrico, L.; Cuchietti, A., & Díaz, S. (julio, 2014). Large changes in carbon storage under different land-use regimes in subtropical seasonally dry forests of southern South America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 197, 68-76. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.07.025>
- Contreras, A. M., Coirini, R. O., Zapata, R. M., & Karlin, M. S. (julio 2013). Recuperación vegetal en ambientes áridos: Uso de cerramientos en ecosistemas degradados de la cuenca Salinas Grandes, Argentina. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 12(2), 63-76.
- Cora, A. (2009). *Indicadores edáficos de capacidad de recuperación de sistemas rurales del Chaco Árido Argentino* (Tesis de maestría). Argentina: Escuela para Graduados FCA-UNC.
- Crespo, G. (diciembre, 2008). Importancia de los sistemas silvopastoriles para mantener y restaurar la fertilidad del suelo en las regiones tropicales. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 42(4), 329-335.



- Di Rienzo, J., Casanoves, F., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C., & Balzarini, M. (2014). *Infostat*. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Software estadístico.
- Díaz, R. (1992). Evaluación de los recursos forrajeros del Chaco Árido. En U. Karlin, & R. Coirini (Eds.), *Sistemas agroforestales para pequeños productores de zonas áridas* (pp. 18-23). Argentina: GTZ.
- Díaz, R. (agosto, 2003). Efectos de diferentes niveles de cobertura arbórea sobre la producción acumulada, digestibilidad y composición botánica del pastizal natural del Chaco Árido (Argentina). *Agriscientia*, 20, 61-68.
- Díaz, R. (2009). *Utilización de pastizales naturales*. Argentina: Ed. Brujas.
- Dyksterhuis, E. J. (1949). Condition and management of range land based on quantitative ecology. *Journal of Range Management*, 2(3), 104-115. doi: <https://doi.org/10.2307/3893680>
- Dohn, J., Dembélé, F., Karembé, M., Moustakas, A., Amévor, K. A., & Hanan N. P. (noviembre, 2013). Tree effects on grass growth in savannas: competition, facilitation and the stress-gradient hypothesis. *Journal of Ecology*, 101, 202-209. doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12010>
- Gaillard de Benítez C., & Pece, M. G. (2011). *Muestreo y técnicas de evaluación de vegetación y fauna*. Serie Didáctica N.º 27. Argentina: Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Santiago del Estero.
- Hang, S., Mazzarino, M. J., Núñez, G., & Oliva, L. (abril-junio, 1995). Influencia del desmonte selectivo sobre la disponibilidad de nitrógeno en años húmedos y secos en sistemas silvopastoriles en el Chaco Árido Argentino. *Agroforestería en las Américas*, 2(6), 9-14.
- Karlin, M., Galán, R., Contreras, A., Zapata, R., Coirini, R., & Ruiz Posse, E. (mayo, 2013). Exergetic model of secondary successions for plant communities in Arid Chaco (Argentina). *ISRN Biodiversity*, 2013, 1-8. doi: <https://doi.org/10.1155/2013/945190>
- Karlin, U. (2013a). Potencial de los sistemas agrosilvopastoriles. En M. S. Karlin, U. O. Karlin, R. O. Coirini, G. J. Reati, & R. M. Zapata, *El Chaco Árido* (pp. 349-363). Argentina: Editorial Encuentro.
- Karlin, M. S. (2013b). Historia de ocupación y uso de recursos. En M. S. Karlin, U. O. Karlin, R. O. Coirini, G. J. Reati, & R. M. Zapata, *El Chaco Árido* (pp. 155-174). Argentina: Editorial Encuentro.
- Karlin, M. S. (2013c). Producción ganadera y oferta forrajera. En M. S. Karlin, U. O. Karlin, R. O. Coirini, G. J. Reati, & R. M. Zapata, *El Chaco Árido* (pp. 261-276). Argentina: Editorial Encuentro.



- Karlin, M. S., Coirini, R. O., Contreras, A. M., & Buffa, E. 2009. Biodiversidad y potencialidad silvopastoril de cerramientos en diferentes ambientes en las Salinas Grandes, provincia de Catamarca (Argentina). En *Actas del 1º Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Posadas, Misiones* (pp. 85-92).
- Mazzarino, M., Oliva, L., Nuñez, A., Nuñez, G., & Buffa, E. (abril, 1991). Nitrogen mineralization and soil fertility in the Dry Chaco Ecosystem (Argentina). *Soil Science Society of America Journal*, 55, 515-522. doi:[10.2136/sssaj1991.03615995005500020_037x](https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500020_037x).
- Montagnini, F., & Nair, P. K. R. (julio, 2004). Carbon sequestration: an underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 61, 281-295. doi: <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000029005.92691.79>
- Moreno, G. & Pulido, F. J. (2009). The functioning, management and persistence of dehesas. En J. McAdam, A. Rigueiro Rodriguez, & M. R. Mosquera-Lozada (Eds.), *Agroforestry in Europe* (pp. 127-160). Netherlands: Springer. doi: https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8272-6_7
- Mosquera-Losada, M. R., Fernández-Núñez, E., Rigueiro-Rodríguez, A. (agosto, 2006). Pasture, tree and soil evolution in silvopastoral systems of Atlantic Europe. *Forest Ecology and Management*, 232(1), 135-145. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.057>
- Nai Bregaglio, M., Karlin, U., & Coirini, R. (diciembre, 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.
- National Climatic Data Center [NCDC]. Land-based station data. Recuperado de <https://www.ncdc.noaa.gov/data-access/land-based-station-data>.
- Oliva, L., Mazzarino, M., Abril, A., Nuñez, G., & Acosta, M. (diciembre, 1993). Dinámica del nitrógeno y del agua del suelo en un desmonte selectivo en el Chaco Árido Argentino. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 28(6), 709-718.
- Passera, C. B., Allegretti, L. I., & Borsetto, O. (1996). Respuesta de la vegetación excluida al pastoreo en una comunidad de *Larrea cuneifolia* del piedemonte mendocino. *Multequina*, 5, 25-31.
- Patt, G. S., & Ayan, H. F. (julio, 2005). Influencia del dosel de *Aspidosperma quebracho-blanco* schltdl. sobre el pastizal del Chaco Árido. *Revista Científica Agropecuaria*, 9(2), 181-186.
- Sánchez, P. A. (1995). Science in agroforestry. En F. L. Sinclair (Ed.), *Agroforestry: Science, policy and practice* (pp. 5-55). Netherlands: Springer. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00708912>
- Santa Cruz, R., & Quiroga, A. (1998). Efecto de una clausura tradicional en la recuperación de un área degradada en el campo comunero Las Peñas, Dpto. La Paz. En *Congreso Regional de Ciencia y Tecnología, Secretaría de Ciencia y Tecnología. Universidad Nacional de Catamarca, Catamarca* (pp. 1-11).



Spain, J. M., & Gualdrón, R. (1991). Degradación y rehabilitación de pasturas. En C. E. Lascano, & J. M. Spain, *Establecimiento y renovación de pasturas: Conceptos, experiencias y enfoque de la investigación. Sexta Reunión del Comité Asesor de la Red Internacional de Evaluación de Pastos Tropicales (RIEPT). Memorias* (pp. 269-284). Cali, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT).

Sparks, D. L., Page, A. L., Helmke, P. A., Loepert, R. H., Soltanpour, P. N., Tabatabai, M. A., Johnston, C. T., & Sumner, M. E. (1996). *Methods of soil analysis. Part 3 - chemical methods*. USA: Soil Science Society of America Inc.

Vega, G. (1988). Influencia de *Prosopis* aff. *flexuosa* sobre la disponibilidad hídrica superficial del suelo en el Chaco árido. En *X Reunión del grupo técnico del cono sur el mejoramiento y utilización de los recursos forrajeros del área tropical y subtropical. Cosquín, Córdoba* (pp. 30-31).