

Efecto del tipo de desmonte sobre la descomposición de pastos nativos e introducidos en el Chaco Árido de la Argentina

CARRANZA, C.¹; NOE, L.²; MERLO, C.²; LEDESMA, M.¹; ABRIL, A.^{2*}

RESUMEN

La dinámica de la descomposición y la liberación de nutrientes a partir de los restos vegetales son procesos clave para la fertilidad edáfica, por lo que resultan adecuados para estimar el grado de sustentabilidad de los sistemas productivos. En este trabajo se evaluó el efecto del tipo de desmonte (total y selectivo) sobre la tasa de descomposición, la liberación de N y la fertilidad del suelo de pastizales (nativos e introducidos) para uso ganadero en el Chaco Árido de la Provincia de Córdoba, con la finalidad de predecir el grado de sustentabilidad de ambos sistemas productivos bajo las condiciones climáticas de la región. Se utilizó un diseño experimental de parcela dividida: desmonte (total vs selectivo)/pastura (nativa vs introducida), con 4 réplicas por tratamiento. En las parcelas se colocaron jaulas de descomposición con 20 g de residuos (colectados en cada tratamiento) que fueron retiradas al final de cada estación climática durante dos años. Muestras de suelo (0-20 cm de profundidad) fueron tomadas anualmente en ambos tipos de desmonte y en un bosque colindante como testigo. En cada fecha de muestreo se evaluó el peso y las características químicas y biológicas de los residuos. En las muestras de suelo se determinó el contenido de nitratos, las fracciones de la materia orgánica y la respiración edáfica. Durante el primer año de estudio, la tasa de descomposición y la mayoría de los parámetros analizados fueron muy semejantes entre tratamientos. Contrariamente, en el segundo año todos los valores fueron muy erráticos debido a que germinaron pastos dentro de las jaulas. Los parámetros de fertilidad analizados no mostraron diferencias entre sistemas de desmonte y se correlacionaron con el contenido de humedad. Los resultados indican que: a) las condiciones climáticas del Chaco Árido afectan la descomposición en mayor medida que la composición química de los residuos y el tipo de desmonte; b), los cambios en la cantidad y calidad de la materia orgánica del suelo (como resultado del desmonte) comprenden un proceso muy lento (mayor a 3 años desde el desmonte); y c) la presencia de árboles en los desmontes selectivos favorece la liberación de N a partir de los pastos nativos, lo cual corrobora la importancia de la conservación de la diversidad (leñosas y pastos naturales) sobre la sustentabilidad del pastizal en los ambientes áridos.

Palabras clave: liberación de N, *Cenchrus ciliaris*, desarbustizado, sustancias húmicas, nitratos.

ABSTRACT

The decomposition and nutrient release dynamic from plant residues are key process for soil fertility; therefore they are adequate to estimate the sustainability degree of productive systems. In this work we evaluated the effects of forest clearing type (total and selective) over decomposition rate, N release and soil fertility in

¹Estación Forestal Villa Dolores, INTA. Cno. San José Km 1; B° Las Encrucijadas; 5870; Villa. Dolores, Córdoba.

²Microbiología Agrícola, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Cc 509, 5000, Córdoba.

*Autor a quien dirigir la correspondencia, E-mail: aabril@agro.unc.edu.ar

pastures for rancher use of Arid Chaco (Córdoba province), in order to predict the sustainability degree of both productive systems under the climatic conditions of the region. A split-plot experimental design was used: clearing (total vs. selective)/pasture (native vs. exotic grasses), with 4 replicates for treatment. In each plot, decomposition cages with 20 g of organic residues were placed (collected in each treatment) and they were withdrawn at the end of each climatic season (during two years). Soil samples (0-20 cm) were annually taken in both selective and total clearing and in a nearby forest as control soil. In each sampling date the following parameters were evaluated: a) the weight and chemical and biological characteristics in organic residues and b) nitrate content, organic matter fractions and the respiration in soil. During the first year of the experience, the decomposition rate and the majority of the analyzed parameters were similar among treatments. Conversely, in the second year all the values were very erratic due to grasses germinated inside cages. The analyzed soil parameters did not show differences between clearing systems and they were correlated to the soil moisture. Our results indicate that: a) Arid Chaco climatic conditions have more effect over the decomposition than residues chemical compositions and clearing type; b) the organic matter quality and quantity changes (as result of clearing) is a slow process (more than the two years of our experience); and c) the presence of trees in the selective clearings favor the N release from native grasses, which confirms the importance of diversity conservation (woody and native grasses) for pasture sustainability in arid environments.

Keywords: N release, *Cenchrus ciliaris*, shrubs clearing, humic substances, soil nitrate.

INTRODUCCIÓN

La región del Chaco Seco de la Argentina ha sido históricamente explotada por sus recursos forrajeros a causa de la abundancia y calidad de sus pastizales. Sin embargo, la sobreutilización de los pastos ha conducido a la reducción y/o pérdida total de la capacidad forrajera de la región, que en la actualidad presenta amplios sectores de suelo desnudo y densos fachinales (arbustización) (Adamoli *et al.*, 1990; Carranza, 1994; Díaz, 2007; Kunst *et al.*, 2008).

Debido al avance de la agricultura sobre zonas tradicionalmente ganaderas, extensas superficies de los sectores más áridos de la región (Chaco Árido), han sido desmontadas y sembradas con pasturas para uso ganadero (Bono *et al.*, 2004; Montenegro *et al.*, 2007; Zak *et al.*, 2008). Sin embargo, la eliminación de la cobertura arbórea en las zonas áridas provoca inconvenientes para el ganado principalmente por la falta de sombra (Kunst *et al.*, 2008; Díaz, 2007). Además, los suelos desmontados quedan expuestos a mayor insolación, riesgos de erosión y modificación del ciclo de nutrientes (Alessandria y Boetto, 2000; Abril, 2002; Wolkovich *et al.*, 2010), aspectos que pueden llegar a comprometer la sustentabilidad del sistema ganadero (Díaz, 2007).

Como una alternativa de manejo, se suelen reemplazar los desmontes totales por desmontes selectivos (desarbustizado) (Carranza, 1994; Kunst *et al.*, 2008; Díaz, 2007; Carranza y Ledesma, 2009), sin embargo, el grado de sustentabilidad de ambos tipos de desmonte ha sido escasamente evaluado (Kunst *et al.*, 2008) a pesar de la

necesidad de formular prácticas productivas sustentables en el marco de la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos para la Conservación de los Bosques Nativos (N.º 26331).

Un enfoque muy adecuado para establecer el grado de sustentabilidad de un sistema de manejo es evaluar la tasa de liberación de nutrientes a partir de la descomposición de restos vegetales, proceso clave para el mantenimiento de la productividad de los suelos (Semmartin y Ghersa, 2006; Potthast *et al.*, 2010; Mahaney, 2010). En la actualidad, no se dispone de información sobre este proceso en ambos tipos de desmonte en el Chaco Árido de la Argentina.

La descomposición de los restos vegetales está regulada por las condiciones ambientales, la composición química de los restos y la abundancia de microorganismos descomponedores (Torres *et al.*, 2005; Noé y Abril, 2008; Mahaney, 2010), por lo que la tasa de descomposición es propia para cada ecosistema (Xu *et al.*, 2010).

Por otra parte, los restos de leñosas (por su elevado contenido de fibras y compuestos fenólicos) se descomponen más lentamente que los pastos (Perez Harguindeguy *et al.*, 2007; Carrera *et al.*, 2009) lo cual favorece la formación de sustancias húmicas en el suelo (Abril *et al.*, 2009; Bahri *et al.*, 2008; Kovaleva y Kovalev, 2009). Este es un aspecto de gran relevancia al momento de considerar el manejo de los restos para mejorar y/o conservar las condiciones de fertilidad de los suelos (Almendros *et al.*, 2005, López *et al.*, 2006).

Existen estudios previos sobre la tasa de descomposición de restos de leñosas y las características de fertilidad

del suelo en el Chaco Árido de la Provincia de Córdoba (Tories *et al.*, 2005; Abril *et al.*, 2005), pero no se dispone de información sobre la tasa de descomposición y liberación de nutrientes para gramíneas de uso ganadero ni sobre los cambios en la fertilidad del suelo como resultado de ambos tipos de desmonte.

En este trabajo se evaluó el efecto del tipo de desmonte (total y selectivo) sobre la tasa de descomposición y liberación de N a partir de los restos de gramíneas (nativas e introducidas) y sobre la fertilidad del suelo, con la finalidad de predecir el grado de sustentabilidad de ambos sistemas de manejo bajo las condiciones climáticas del Chaco Árido.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó en un sector de bosque secundario en buen estado de conservación en el departamento Pocho en la provincia de Córdoba (31° 43' 42" S y 65° 24' 15" O). La región tiene clima subtropical seco, con 500 mm de precipitación anual, de ocurrencia estival y una evapotranspiración >1000 mm (Capitanelli, 1979). La vegetación presenta *Prosopis flexuosa* y *Aspidosperma quebracho blanco* como especies arbóreas dominantes, un estrato arbustivo de *Celtis chichape*, *Schinus fasciculata*, *Larrea divaricata* y *Cercidium praecox*; y un estrato de herbáceo con *Trichloris crinita*, *Setaria lachnea*, *Aristida mendocina* y *Sporobolus pyramidatus*, como especies más representativas.

Dentro de ese sector de bosque se delimitaron dos parcelas de una ha, una de las cuales fue desmontada totalmente (DT), mientras que la otra fue desarbustizada (DS), dejando aproximadamente un 30% de cobertura arbórea. Las tareas de desmonte se realizaron en forma manual durante la primavera del año 2006 y el material remanente fue retirado de las parcelas.

En la mitad de cada parcela se sembró (al voleo) *Cenchrus ciliaris*, mientras que la otra mitad se dejó repoblar con pastizal nativo. En otoño del año 2007, se colocaron trampas de tela de 1 x 2 m bajo la copa de 10 ejemplares de *P. flexuosa* con la finalidad de colectar los restos vegetales. Las trampas fueron retiradas al final de invierno. La recolección de restos de gramíneas se hizo a lo largo de una transecta en cada parcela colectando el material muerto en pie. En las parcelas con *C. ciliaris* se colectó solo material de dicha especie, mientras que en las parcelas con pasto

nativo se colectaron todas especies presentes cada 10 pasos a lo largo de la transecta.

La unidad experimental consistió en jaulas de descomposición de 20 x 20 x 10 cm construidas con malla 0.1 cm en base y tapa y 1 cm en los lados para permitir el ingreso de mesofauna (Bucher *et al.*, 2003). A las jaulas de descomposición se les incorporó 20 g de los restos colectados y se fijaron sobre la superficie del suelo mediante soportes metálicos.

Se utilizó un diseño experimental de parcela dividida con factor principal tipo de desmonte con tres niveles: desmonte total (DT); desmonte selectivo entre árboles (DSE) y desmonte selectivo bajo la copa de los árboles (DSB) y factor secundario tipo de pastura, con dos niveles: introducida (C) y nativa (N), con 4 réplicas por tratamiento (tabla 1).

Las jaulas de descomposición fueron colocadas en septiembre de 2007 según los siguientes tratamientos: a) DSEC: con restos de *C. ciliaris* fuera de la copa de los árboles del DS; b) DSBC: con restos de *C. ciliaris* y *P. flexuosa* bajo la copa de *P. flexuosa* del DS; c) DSEN: con restos de pastos nativos fuera de la copa de los árboles del DS; d) DSBN: con restos de pastos nativos y *P. flexuosa* bajo la copa de *P. flexuosa* del DS; e) DTC: con restos de *C. ciliaris* en el DT; y f) DTN: con restos de pastos nativos en el DT (tabla 1). El objetivo de la inclusión de hojas de *P. flexuosa* en las jaulas de descomposición fue tratar de reproducir las condiciones realistas del sistema silvopastoril, donde el árbol participa con el aporte de restos a los pastos en descomposición

La proporción de residuos de gramíneas y *P. flexuosa* colocada en las jaulas de los tratamientos con DS bajo árbol (DSBC y DSBN), fue de aproximadamente 60% y 40% respectivamente, de acuerdo a la productividad evaluada en la temporada anterior a la instalación del ensayo (Carranza C, datos no publicados). Cada tratamiento consistió en 32 jaulas de descomposición que fueron retiradas de a 4 por tratamiento al final de cada estación climática durante dos años.

Se tomaron 3 muestras compuestas de suelo (5 submuestras) de 0-20 cm de profundidad en las parcelas desmontadas (DT, DS) y en un sector de bosque colindante como testigo (BC), en tres fechas de muestreo: a) al momento de la colocación de las jaulas de descomposición (inicial); b) al año (año 1); y c) al final de la experiencia (año 2).

Factor principal Tipo de desmonte	Factor secundario Tipo de pastura	Tratamientos	Contenido de las jaulas de descomposición	Ubicación
Desmonte total (DT)	introducida	DTC	Restos de <i>C. ciliaris</i>	
	nativa	DTN	Restos de pastos nativos	
Desmonte selectivo (DS)	introducida	DSBC	Restos de <i>C. ciliaris</i> y <i>P. flexuosa</i>	Bajo la copa de <i>P. flexuosa</i>
		DSEC	Restos de <i>C. ciliaris</i>	Fuera de la copa de los árboles
	nativa	DSBN	Restos de pasto nativo y <i>P. flexuosa</i>	Bajo la copa de <i>P. flexuosa</i>
		DSEN	Restos de pasto nativo	Fuera de la copa de los árboles

Tabla 1. Descripción del diseño experimental y los tratamientos realizados en el ensayo.

Las muestras de suelo y restos vegetales se conservaron: a) frescas (en heladera 4-5 °C) para las determinaciones biológicas, y b) secas y molidas (las de restos vegetales) y tamizadas por malla 2mm (las de suelo) para las determinaciones químicas.

Determinaciones

Las muestras de restos vegetales (de trampas y jaulas), fueron pesadas en fresco y se determinaron los siguientes parámetros químicos: a) humedad por gravimetría, b) cenizas por calcinación, c) N total por micro Kjeldahl y colorimetría, d) fibras insolubles (celulosa + lignina) por el método gravimétrico enzimático (Asp *et al.*, 1983), y e) fracción soluble previa extracción con agua a 80 °C (Robertson *et al.*, 1999). Dentro de la fracción soluble se determinó: C por digestión humedad (Nelson y Sommers, 1982), N por micro Kjeldahl y fenoles por el método de Folin-Denis (Anderson e Ingram, 1989). El peso seco de los restos se estableció descontando del peso fresco la humedad y las cenizas, para estandarizar el ingreso de suelo (Vanderbilt *et al.*, 2009). El análisis microbiológico de los restos consistió en la determinación de la abundancia (mediante cultivo en medios específicos) de los siguientes grupos funcionales: nitrificadores (productores de nitratos), celulolíticos (degradadores de celulosa) y fijadores de N atmosférico (Döbereiner, 1995; Lorch *et al.*, 1995).

En las muestras de suelo se determinó: a) humedad por gravimetría; b) materia orgánica (MO) por digestión húmeda (Nelson y Sommers, 1982); c) nitrato por colorimetría (Keeney y Nelson, 1982); d) sustancias húmicas (SH) y ácidos fúlvicos (AF) según Adani *et al.* (2006); e) ácidos húmicos (AH) como la diferencia entre SH y AF; f) MO no humificada, como la diferencia entre MO y SH; y g) respiración edáfica, mediante captación de CO₂ en álcali (Alef, 1995). Durante los dos años de estudio se registraron las precipitaciones en la Estación Meteorológica del Establecimiento El Álamo distante 500 m del sitio de estudio.

Cálculos y análisis estadístico

Se realizaron los siguientes cálculos: a) índice de mineralización de C del suelo (C-CO₂/C-MO) (Abril y Noé, 2007), b) índice de humificación (SH/MO) (Abril *et al.*, 2009), c) tasa de descomposición (constante *k*) según Olson (1963); y d) tasa de liberación de N según Singh (1996). Si bien el diseño de muestreo no incluye réplicas verdaderas, los datos fueron analizados mediante ANAVA y posterior comparación de medias mediante prueba LSD (*P* < 0.05) debido a que el análisis de varianza con psuedoréplicas es ampliamente usado en situaciones reales de campo donde existe dificultad de encontrar lotes similares (Hurlbert, 1984). El efecto "desmonte" y "pastura" fue analizado mediante prueba de *t* (*P* < 0.05). Además, para comparar la calidad química de los restos (iniciales y al año de descomposición) de manera integrada se realizó un análisis multivariado de componentes principales (PCA) y se correlacionaron los diferentes parámetros mediante test de Pearson (*P* < 0.05).

RESULTADOS

Características de los restos vegetales

La mayoría de los parámetros químicos y biológicos de los restos colectados en las trampas fueron significativamente diferentes entre especies, siendo los de *P. flexuosa* los que presentaron los valores más altos, excepto en el contenido de fibras que fue más elevado en *C. ciliaris*, las cenizas que fueron mayores en los pastos nativos y la abundancia de nitrificadores y fijadores que no mostraron diferencias (tabla 2). En coincidencia, los restos colocados en las jaulas (inicial) también presentaron mayor cantidad de celulolíticos, fenoles, y N soluble, en los tratamientos con restos de *P. flexuosa* (tablas 3 y 4).

	<i>Prosopis flexuosa</i>	<i>Cenchrus ciliaris</i>	Pastura nativa
Humedad (%)	2.34	1.92	3.63
Cenizas (%)	5.60 b	6.86 b	9.60 a
C soluble (mg g ⁻¹)	33.35 a	16.25 c	22.95 b
Fenoles (mg kg ⁻¹)	822.14 a	215.54 b	394.41 b
Fibras insolubles (%)	71.17 b	75.62 a	71.44 b
N total (%)	2.14 a	1.45 b	1.65 b
N soluble (mg g ⁻¹)	2.81 a	1.55 b	1.78 b
Fijadores de N ₂ (log g ⁻¹)	5.44	5.85	6.01
Celulolíticos (log g ⁻¹)	6.27 a	4.60 b	4.48 b
Nitrificadores (log g ⁻¹)	2.95	3.13	1.59

Tabla 2. Características químicas y biológicas de los restos vegetales en estudio. Letras indican diferencias significativas entre tipo de restos (LSD, *P* < 0.05).

Primer año de descomposición

El peso de los restos disminuyó al final del primer año de descomposición con valores muy semejantes entre tra-

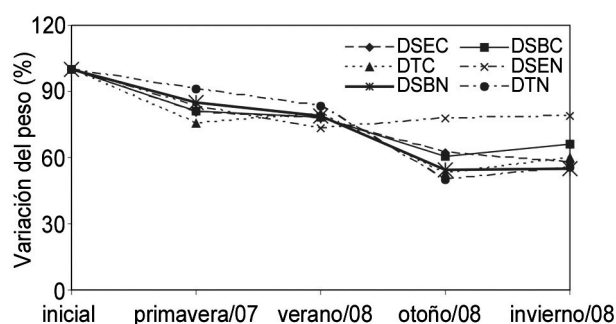


Figura 1. Variación del peso de los restos vegetales durante el primer año de descomposición.

DSEC: residuos de *C. ciliaris* colocados fuera de la copa de los árboles del desmonte selectivo; DSBC: residuos de *C. ciliaris* y *P. flexuosa* colocados bajo la copa de *P. flexuosa* del desmonte selectivo; DSEN: residuos de pastura nativa colocados fuera de la copa de los árboles del desmonte selectivo; DSNB: residuos de pastura nativa y *P. flexuosa* colocados bajo la copa de *P. flexuosa* del desmonte selectivo; DTC: residuos de *C. ciliaris* colocados en el desmonte total; DTN: residuos de pastura nativa colocados en el desmonte total.

	Inicial	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
DSEC	1.92 c	0.89 c	5.16 a	4.96 a	3.73 b
DSBC	2.09 b	1.33 b	11.62 a	6.34 ab	3.55 b
DSEN	3.63 ab	0.83 b	6.81 a	6.09 a	3.94 ab
DSBN	3.11 c	1.21 d	12.13 a	6.34 b	3.96 c
DTC	1.92 b	0.86 b	13.83 a	5.37 ab	3.14 b
DTN	3.63 b	0.75 b	20.06 a	5.57 b	5.44 b
C soluble (mg g⁻¹)					
DSEC	16.25 a C	19.35 a AB	6.51 b	6.11 b A	3.05 c
DSBC	23.10 a B	22.10 a A	5.05 bc	8.20 b A	3.60 c
DSEN	22.61 a B	13.65 b C	7.40 c	7.12 c A	4.45 c
DSBN	27.15 a A	19.30 b AB	5.81 c	7.22 c A	3.84 c
DTC	16.25 a C	19.85 a A	5.25 b	3.40 b B	3.65 c
DTN	22.95 a B	14.00 b BC	0.45 c	4.25 c B	4.20 c
Fenoles (mg kg⁻¹)					
DSEC	215.54 bC	341.64 a B	58.33 c	82.50 c	70.83 c BC
DSBC	458.17 aB	474.96 a A	66.66 b	94.16 b	112.49 b A
DSEN	394.41 a B	274.98 b B	101.66 c	124.99 c	108.33 cAB
DSBN	565.50 a A	387.46 b AB	62.50 c	95.83 c	95.83 c BC
DTC	215.54 ab C	308.31 a B	50.00 c	126.66 bc	62.50 cC
DTN	394.41 a B	274.98 b B	62.50 c	114.16 c	66.66 c C
Fibras insolubles (%)					
DSEC	75.62 a A	73.58 a	30.61 c B	50.78 b	46.42 b
DSBC	73.84 a AB	72.22 a	41.37 b B	36.69 b	61.43 a
DSEN	71.44 a AB	78.90 a	42.36 b AB	59.27 ab	44.33 b
DSBN	71.33 a B	74.92	59.69 A	49.98	61.16
DTC	75.62 a A	67.21 a	24.58 b B	36.6 b	36.95 b
DTN	71.44 a B	75.51 a	26.14 c B	35.17 bc	49.69 b
N total (%)					
DSEC	1.45	1.36 BC	1.40 B	1.58 AB	1.49
DSBC	1.72	1.59 A	1.76 AB	1.80 A	1.97
DSEN	1.65	1.19 C	1.34 C	1.46 BC	1.41
DSBN	1.85	1.48 AB	1.94 A	1.61 A	1.61
DTC	1.45	1.43 AB	1.07 C	1.17 BC	1.40
DTN	1.65	1.28 BC	1.22 C	1.10 C	1.37
N soluble(mg g⁻¹)					
DSEC	1.51 a C	1.11 b B	0.83 b	0.55 c	0.45 c
DSBC	2.02 a AB	1.76 b A	1.03 c	0.91 c	0.90 c
DSEN	1.61 a BC	0.87 b B	0.90 b	0.51 c	0.60 c
DSBN	2.15 a A	1.01 b B	0.65 c	0.70 c	0.67 c
DTC	1.50 a C	1.82 b A	0.60 c	0.66 c	0.45 c
DTN	1.73 a BC	1.02 b B	0.77 c	0.52 c	0.57 c

Tabla 3. Dinámica de las características químicas de los restos vegetales durante el primer año de descomposición. Letras minúsculas indican diferencias significativas entre fechas y letras mayúsculas diferencias significativas entre tratamientos (LSD, P< 0.05). Referencias de tratamientos en figura 1.

	Inicial	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Fijadores de N₂ (log g⁻¹)					
DSEC	5.85 b	5.87 b	6.91 b	7.63 a	7.70 a
DSBC	5.69 d	6.66 c	6.93 bc	7.35 ab	7.83 a
DSEN	6.01 c	7.00 b	6.94 b	7.21 ab	7.71 a
DSBN	5.78 c	6.14 bc	7.20 ab	7.43 a	7.98 a
DTC	5.85 d	6.51 cd	7.04 bc	7.52 ab	7.86 a
DTN	6.01 c	6.83 b	7.00 b	7.26 ab	7.74 a
Celulolíticos (log g⁻¹)					
DSEC	4.60 e B	6.62 d	9.58 c	18.15 a A	15.54 b
DSBC	5.27 c A	6.41 c	9.09 bc	11.53 b B	17.14 a
DSEN	4.48 c B	5.68 c	10.42 b	16.23 a A	17.62 a
DSBN	5.20 c A	5.60 c	8.84 b	18.15 a A	17.42 a
DTC	4.60 c B	5.56 c	13.04 b	18.15 a A	16.60 a
DTN	4.48 c B	5.68 c	9.89 b	15.97 a A	16.33 a
Nitrificadores (log g⁻¹)					
DSEC	3.13 a A	0 b B	2.39 a	3.18 a	2.09 ab
DSBC	3.06 A	1.79 A	3.01	4.90	2.81
DSEN	1.59 C	0 B	2.39	3.88	1.39
DSBN	2.13 ab B	0.87 b AB	3.96 a	4.28 a	3.08 ab
DTC	3.13 bc A	0 d B	5.02 a	4.33 ab	1.95 c
DTN	1.59 bc C	0 c B	4.06 ab	4.29 a	1.39 bc

Tabla 4. Dinámica de las características biológicas de los restos vegetales durante el primer año de descomposición. Letras minúsculas indican diferencias significativas entre fechas y letras mayúsculas diferencias significativas entre tratamientos (LSD, $P < 0.05$). Referencias de tratamientos en figura 1.

tamientos ($k = -0.5$ a -0.7) (figura 1). Todos los parámetros químicos, excepto N total, difirieron entre fechas de manera similar en todos los tratamientos. La humedad fue mayor en el verano, mientras que las fibras y compuestos solubles de C y N fueron mayores al inicio y disminuyeron progresivamente desde el verano hasta el invierno (tabla 3). Las poblaciones microbianas también variaron significativamente a lo largo del primer año de descomposición, siendo mayor la abundancia de fijadores y celulolíticos en el invierno y la de nitrificadores en el verano (tabla 4).

Las diferencias significativas entre tratamientos fueron escasas y dependieron de la fecha de muestreo, siendo en primavera y otoño cuando se detectó mayor cantidad de diferencias. En primavera, el C soluble presentó una tendencia a ser menor en los tratamientos con pasto nativo (DSEN, DSBN y DTN), mientras que en otoño fue menor solo en los tratamientos con desmonte total con ambos pastos (DTN y DTC). Contrariamente, el contenido de N total en verano y otoño fue mayor en los tratamientos bajo los árboles con ambos pastos (DSBN y DSBC). En primavera, el N soluble fue significativamente menor en los tratamientos con pastos nativos (DSEN, DSBN y DTN) y

los fenoles fueron mayores bajo árbol con ambos pastos (DSBN y DSBC), (tabla 3). La abundancia de microorganismos fue muy semejante en todos los tratamientos, solo variaron los nitrificadores en primavera que fueron más elevados en DSBC y los celulolíticos en otoño que fueron significativamente menores en DSBC (tabla 4). La tasa de liberación de N durante el primer año de descomposición varió significativamente entre tratamientos siendo mayor en DSBN (55.8 %) y menor en DSBC (16.2 %).

El análisis multivariado mostró clara discriminación entre los tres tipos de restos colectados, pero esa discriminación no se presentó entre los restos con un año de descomposición (figura 2). Se establecieron correlaciones significativas entre el contenido de humedad y las características químicas y biológicas de los restos: a) positivas con la abundancia de celulolíticos ($r = 0.15$) y nitrificadores ($r = 0.37$); y b) negativas con el C soluble ($r = -0.34$), fenoles ($r = -0.38$) y fibras ($r = -0.32$).

Segundo año de descomposición

El peso de los restos aumentó en primavera del segundo año igualando e incluso superando en algunos casos los valores

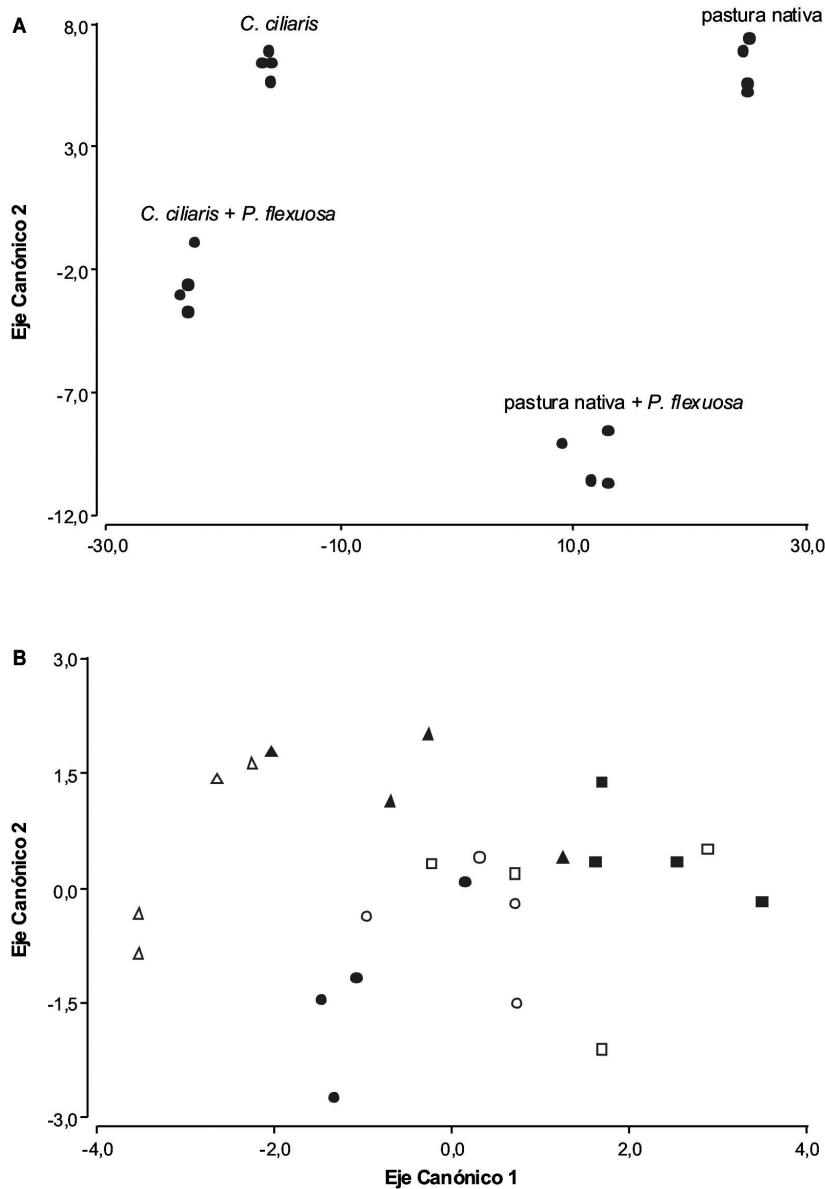


Figura 2. Análisis de componentes principales (PCA) con los parámetros químicos y biológicos de los restos vegetales iniciales (a) y al año de descomposición (b). Figuras llenas: pastura nativa; figuras vacías: *C. ciliaris*; cuadrados: restos colocados en el desmonte total; círculos: restos colocados fuera de la copa de los árboles del desmonte selectivo; triángulos: restos colocados bajo la copa de los árboles del desmonte selectivo.

iniciales. Al final del segundo año los pesos fueron semejantes a los del invierno del primer año, por lo que los valores *k* fueron muy erráticos (entre -0.56 en DSEN y 0.03 en DTC) (figura 3).

La composición química de los restos fue muy similar entre los muestreos del segundo año, solo difirió la humedad que fue mayor en primavera (rango: 9.76 – 16.10 %) y la abundancia de nitrificadores que fue mayor en verano en todos los tratamientos (rango: 3.41 – 4.75 log g⁻¹). Asimismo, las diferencias entre tratamientos fueron muy escasas, solo la abundancia de nitrificadores fue menor en DSEN en primavera (1.52 log g⁻¹); menor en DSEN y DSEC en otoño (no detectable); y menor en DSEC y DSEN en el invierno (no detectable).

Efecto del tipo de desmonte y de pastura

El análisis según el tipo de desmonte mostró escasas diferencias significativas. En el primer año, los restos en DS presentaron mayor cantidad de C soluble y N total en otoño, y fibras insolubles y N total en verano, mientras que la humedad fue más elevada en DT en el verano (figura 4). Contrariamente, en el segundo año el DS presentó mayor cantidad de C soluble en primavera (0.33 vs 0.22 %) y el DT mayor abundancia de celulolíticos y nitrificadores en primavera (19.21 vs 16.73) y otoño (2.92 vs 0.61), respectivamente.

La comparación entre tipo de pastura no mostró diferencias significativas, excepto durante el primer año, en que el material de *C. ciliaris* (en primavera) presentó mayor con-

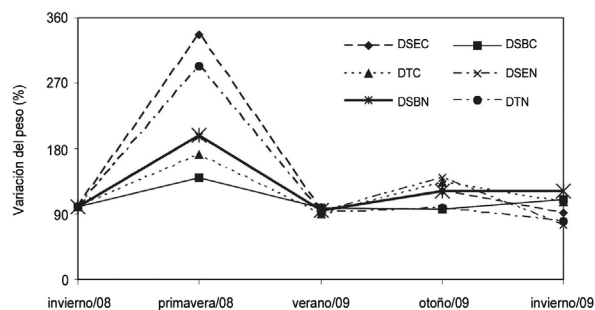


Figura 3. Variación del peso de los restos vegetales durante el segundo año de descomposición. Referencias de tratamientos en Figura 1.

tenido de C soluble (2.04 vs. 1.56 %) y N soluble (0.15 vs. 0.09 %). No se detectaron interacciones significativas entre tipo de pastura y sistema de desmonte.

Características edáficas

Los suelos del DT, DS y testigo (BC) mostraron escasas diferencias significativas a través de los dos años analizados. La humedad fue mayor en el muestreo del año 1 en todos los tratamientos y en el muestreo inicial solo en el BC (tabla 5).

La respiración edáfica fue menor en el año 1 en BC y DS y estableció correlación negativa con la humedad ($r = -0.69$). El contenido de nitrato fue significativamente mayor

en BC aunque solo en el muestreo inicial, mientras que el contenido de ácidos húmicos y fúlvicos en BC en el año 1 fueron significativamente mayores al resto de los tratamientos y a las otras dos fechas de muestreo. En correspondencia, el índice de humificación en BC del año 1 fue significativamente mayor a los otros tratamientos y fechas de muestreo (tabla 5).

El índice de mineralización del C no difirió entre fechas ni tratamientos, siendo siempre <1 (ganancia de C). Contrariamente, la cantidad de MO no humificada fue significativamente mayor al inicio de la experiencia en los tres suelos y menor en el DT en los muestreos del año 1 y 2 (tabla 5).

DISCUSIÓN

Las diferencias en las características químicas de los restos de *P. flexuosa* respecto a las gramíneas son esperables y coinciden con la información disponible para esa especie en la región árida Central de la Argentina (Noé y Abril, 2008; Abril *et al.*, 2009, Abril *et al.*, 2005). Es de destacar el mayor contenido de fibras en la pastura introducida (*C. ciliaris*) respecto a la nativa, lo cual puede ser una característica importante para la calidad forrajera.

La semejanza en las tasas de descomposición de todos los restos indica que la composición química no es factor que define la dinámica de descomposición en el Chaco Árido. Esta afirmación es coincidente con lo observado en la ecoregión del Monte donde la tasa de descomposición de *P. flexuosa* fue semejante a la de *L. divaricata*, aunque

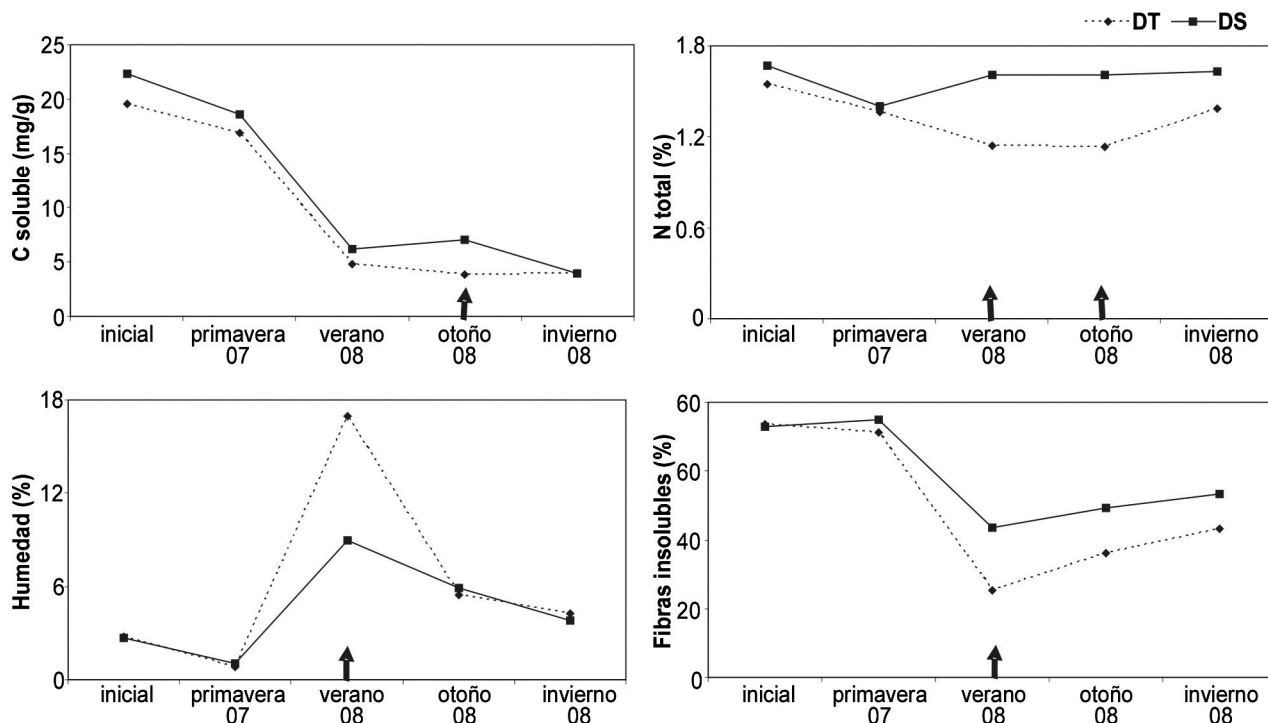


Figura 4. Efecto del tipo de desmonte (selectivo/total) sobre la dinámica de los parámetros químicos de los restos vegetales durante el primer año de descomposición. DT: desmonte total; DS: desmonte selectivo. Flechas indican diferencias significativas entre tipo de desmonte (LSD, $P < 0.05$).

	Inicial	Año 1	Año 2
Humedad (%)			
BC	3.11 b A	8.46 a	1.70 b
DS	2.67 b B	7.16 a	2.00 b
DT	2.49 b B	8.56 a	1.38 b
Respiración edáfica (mg CO₂g⁻¹ 7 días)			
BC	0.64 a	0.37 b	0.63 a
DS	0.58 a	0.44 b	0.69 a
DT	0.54	0.39	0.67
Nitrato (mg kg⁻¹)			
BC	119.17 A	125.50	177.67
DS	90.00 B	162.50	192.67
DT	92.50 B	107.50	132.50
Materia orgánica (%)			
BC	5.28	4.45	3.93
DS	4.49	3.84	4.54
DT	4.83	3.14	3.80
Ácidos Fúlvicos (%)			
BC	0.20 b	0.51 a A	0.48 a
DS	0.25	0.28 B	0.60
DT	0.49	0.25 B	0.41
Ácidos Húmicos (%)			
BC	0.19 b	0.52 a A	0.33 a
DS	0.21	0.29 B	0.18
DT	0.22	0.30 B	0.55
Índice de humificación (%)			
BC	3.60 b	18.57 a A	8.40 b
DS	4.94	7.29 B	3.93
DT	4.95	9.74 B	14.51
Materia orgánica no humificada (%)			
BC	4.89 a	3.42 b A	3.12 b A
DS	4.03 a	3.31 b B	3.53 b A
DT	4.12 a	2.59 b B	2.84 b B
Índice de mineralización de C			
BC	0.56	0.44	0.79
DS	0.61	0.54	0.71
DT	0.53	0.57	0.81

Tabla 5. Características químicas y biológicas del suelo del desmonte selectivo (DS), desmonte total (DT) y bosque testigo (BC), al inicio, al año y dos años de la experiencia. Letras minúsculas indican diferencias significativas entre fechas y letras mayúsculas diferencias significativas entre sitios (LSD, $P < 0.05$).

la composición química de ambos restos es muy diferente (Noé y Abril, 2008).

La tasa de descomposición promedio obtenida en este trabajo es aproximadamente un 50% más baja que la detectada en un estudio previo en la zona (donde se colocaron a descomponer sólo restos de leñosas), probablemente a causa de que dicho estudio se realizó en un bosque en excelente estado de conservación (Reserva Chancaní) (Torres *et al.*, 2005). Asimismo, los valores de pérdida de peso son marcadamente menores a los reportados por Pérez Harguindeguy *et al.* (1997), para especies graminoi-

deas de la misma región (40% vs 70% aproximadamente). Esta discrepancia puede deberse a las marcadas diferencias en las condiciones del ensayo experimental, ya que los mencionados autores trabajaron con pequeñas bolsas de descomposición (1 g de restos) enterradas y cubiertas con mantillo y/o arena.

Las variaciones en la composición química de los restos durante la descomposición acuerda con el patrón ampliamente conocido de: a) pérdida de compuestos solubles después de las precipitaciones (correlaciones negativas entre humedad y compuestos solubles), y b) degradación de fibras insolubles al final de la época húmeda, cuando hay escasos compuestos fácilmente degradables (Torres *et al.*, 2005; Wolkovich *et al.*, 2010). Este último aspecto es consistente con la mayor cantidad de celulolíticos (degradadores de fibras) y de fijadores de N (para degradar compuestos de alta C/N) detectada al final de año de descomposición (Abril *et al.*, 2008; Abril *et al.*, 2009). Asimismo, la mayor abundancia de nitrificadores en verano es consistente con que es un grupo altamente dependiente de las condiciones climáticas, corroborado con la correlación positiva entre humedad y nitrificadores (Noé y Abril, 2008).

La dinámica de la descomposición observada en este trabajo no muestra una tendencia según las características químicas de los restos ni según las condiciones microclimáticas generadas bajo o fuera de la cobertura de los árboles (Mahaney, 2010; Vanderbilt *et al.*, 2008). Sin embargo, el hecho que la tasa de liberación de N fue mayor bajo árboles pero solo con pasturas nativas, indicaría que los factores que definen la liberación de N son complejos y que interactúan de manera conjunta (Xu *et al.*, 2010; Carrera *et al.*, 2009).

La incorporación de material dentro de las jaulas de descomposición fue una seria complicación que impidió la interpretación de los datos del segundo año de la experiencia. Los elevados aumentos en el peso seco en la temporada húmeda del segundo año se debieron a que germinaron semillas dentro y bajo las jaulas experimentales.

Efecto del tipo de desmonte y de pastura

El análisis permitió visualizar dos aspectos de gran interés: a) la importancia de la participación de restos de *P. flexuosa* (mayor contenido de N, C soluble y fibras en el DS), y b) que las pasturas fuera de la cobertura de árboles están más expuestas al efecto de las precipitaciones (mayor humedad en DT). La falta de diferencias entre pasturas corrobora que la composición química del material inicial no es un factor clave para la descomposición en las zonas áridas (Noé y Abril, 2008; Vanderbilt *et al.*, 2008).

Efectos sobre la fertilidad edáfica

La similitud detectada entre las características de los suelos desmontados y el bosque control pueden deberse al

escaso período de tiempo transcurrido desde el desmonte y al hecho que los desmontes fueron realizados manualmente (escasa alteración del horizonte superficial del suelo). La gran cantidad de material orgánico que queda sobre el suelo después de un desmonte enmascara, en el corto y mediano plazo, posibles modificaciones de la MO del suelo (Abril *et al.*, 2009).

Las diferencias detectadas en todos los suelos en el muestreo del año 1, tendrían relación con la mayor precipitación en el mes previo al muestreo del año 1 respecto a los otros dos (inicial = 0mm; año 1 = 53mm y año 2 = 8 mm). Por ej. los menores valores de respiración serían resultado de la pérdida de compuestos solubles (sustrato para la emisión de CO₂) por lixiviación y asimilación a causa de las lluvias (Abril *et al.*, 2007). Por otra parte, el mayor contenido de humedad en el suelo del bosque en el muestreo inicial, indica mayor capacidad de retención de agua bajo la cobertura de leñosas después de varios meses sin precipitaciones.

CONCLUSIONES

De los datos de un año de descomposición, se pueden extraer las siguientes conclusiones: a) las condiciones climáticas del Chaco Árido afectan la tasa de descomposición en mayor medida que la composición química de los restos y el tipo de desmonte; b), los cambios en la cantidad y calidad de la materia orgánica del suelo (como resultado del desmonte) es un proceso muy lento (mayor a los 3 años evaluados en este trabajo); c) la presencia de árboles favorece la liberación de N a partir de los pastos nativos, lo cual corrobora la importancia de conservar la diversidad de especies nativas leñosas y gramíneas, para lograr la sustentabilidad de la pastura.

Se propone continuar esta línea de investigación extendiendo el periodo de estudio para poder detectar el tiempo de degradación total de los residuos (controlando que no se incorpore nuevo material a las jaulas) y el momento en el cual se comienzan a detectar cambios en las fracciones de la materia orgánica del suelo como resultado de la modificación del estrato vegetal. De esta manera se podrán aportar pautas concretas para optimizar la persistencia de la productividad de los pastizales para uso ganadero.

BIBLIOGRAFÍA

ABRIL, A. 2002. La microbiología del suelo: su relación con la agricultura sustentable. En: SARANDON, S. J. (Ed.) *Agroecología. El Camino hacia una Agricultura Sustentable*. Ediciones Científicas Americanas. La Plata, pp. 129-150.

ABRIL, A.; BARTTFELD, P.; BUCHER, E.H. 2005. The effects of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the dry Chaco forest. *Forest Ecology and Management* 206, 399-405.

ABRIL, A.; NOÉ, L. 2007. Soil C sink and CO₂ flux in a marginal dry forest of western Argentina. En: VERNE, N.C. (Ed.) *Forest Ecology Research Horizons*. Nova Science Publishers, Inc. New York, pp. 191-202.

ABRIL, A.; NOE, L.; CASADO-MURILLO, N.; KOPP, S. 2008. Non-symbiotic N₂ fixation in soil, litter and phyllosphere in the Arid-

Semiarid Region of Central Argentina. En: COUTO, G.N. (Ed.) *Nitrogen Fixation Research Progress*. Nova Science Publishers, Inc. New York, pp. 457-469.

ABRIL, A.; VILLAGRA, P.; NOE, L. 2009. Spatiotemporal heterogeneity of soil fertility in the Central Monte desert (Argentina). *Journal of Arid Environments* 73, 901-906.

ADAMOLI, J.; SENNHAUSER, E.; ACEBO, J.; RESCIA, A. 1990. Stress and disturbance: vegetation dynamics in the Dry Chaco region of Argentina. *Journal of Biogeography* 17, 491-500

ADANI, F.; GENEVINI, P.; TAMBONE, F.; MONTONERI, E. 2006. Compost effect on soil humic acid: a NMR study. *Chemosphere* 65, 1414-1418.

ALEF, K. 1995. Soil respiration. En: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Eds.) *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, London, pp. 214-219

ALESSANDRIA, E.E.; BOETTO, M.N. 2000. Aspectos ecológicos-energéticos del desmonte en habilitación de áreas para pastoreo en el bosque chaqueño del noroeste de la provincia de Córdoba, Argentina. *FAVE* 14, 7-18

ALMENDROS, G.; ZANCADA, M.C.; PARDO, M.T. 2005. Land use and soil carbon accumulation patterns in South African savanna ecosystems. *Biology and Fertility of Soils* 41, 173-181.

ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S. 1989. *Tropical Soil Biology and Fertility, a Handbook of Methods*. Commonwealth Agriculture Bureau. Wallingford, UK.

ASP, N.G.; CLAES, J.G.; HALLMER, H.; SILJESTROM, M. 1983. Rapid enzymatic assay of insoluble and soluble dietary fiber. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 31, 76-482.

BAHRI, H.; RASSE, D.P.; DIGNAC, M.F.; BARDOUX, G.; MARIOTTI, A. 2008. Lignin degradation during a laboratory incubation followed by 13 C isotope analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 1916-1922

BONO, J.; PARMUCHI, M.G.; STRADA, M.; MONTENEGRO, C.; MANGHI, E.; GASPARRI, I. 2004. Mapa forestal provincia de Córdoba. Actualización año 2002. Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires.

BUCHER, E.H.; TORRES, P.A.; ABRIL, A. 2003. Litter quality and litter removal by the native fauna in the Chaco woodland of Argentina. *Journal of Tropical Ecology* 19, 337-341

CAPITANELLI, R. 1979. *Clima*. En: VÁZQUEZ, J.; MIATELLO, R.; ROQUÉ, M. (Eds.) *Geografía Física de la Provincia de Córdoba*. Boldt, Buenos Aires, pp. 45-138

CARRANZA, C. 1994. Los sistemas silvopastoriles en el Chaco Arido Argentino. *Anais I Congreso Brasileiro sobre Sistemas Agroforestais*. EMBRAPA. Parana. Brasil. pp: 173-181.

CARRANZA, C.A.; LEDESMA, M. 2009. Bases para el manejo de sistemas silvopastoriles. XIII Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires, Argentina. 9 pp.

CARRERA, A.L.; MAZZARINO, M.J.; ERTILLER, M.B.; DEL VALLE, H.F.; CARRETERO, E.M. 2009. Plant impacts on nitrogen and carbon cycling in the Monte phytogeographical province, Argentina. *Journal of Arid Environments* 73, 192-201.

DÍAZ, R.O. 2007. *Utilización de Pastizales Naturales*. Editorial Brujas. Córdoba, Argentina.

DÖBEREINER, J. 1995. Isolation and identification of aerobic nitrogen fixing bacteria from soil and plants. En: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Eds.) *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, London, 134-141.

KEENEY, D.; NELSON, D. 1982. Nitrogen inorganic forms. En: PAGE, A.L.; MILLER, R.; KEENEY, D. (Eds.) *Methods of Soil Analysis*. Chemical and Microbiological properties. American Society of Agronomy and Soil Science. Madison, pp. 643-698.

- KOVALEVA, N.O.; KOVALEV, I.V. 2009. Transformation of lignin in surface and buried soils of mountainous landscapes. *Eurasian Soil Science* 42, 1270-1281.
- KUNTZ, C.; LEDESMA, R.; NAVALL, M. 2008. Rolado selectivo de baja intensidad. Ediciones INTA, Santiago del Estero.
- LOPEZ, M.J.; VARGAS-GARCIA, M.D.C.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; MORENO, J. 2006. Biodelignification and humification of horticultural plant residues by fungi. *International Biodeterioration and Biodegradation* 57, 24-30.
- LORCH, H.J.; BENCKIESER, G.; OTTOW, J.C. 1995. Basic methods for counting microorganisms in soil and water. *En: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Eds.) Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, London, pp146-161.
- MAHNEY, W.M. 2010. Plant controls on decomposition rates: the benefits of restoring abandoned agricultural lands with native prairie grasses. *Plant and Soil* 330, 91-101.
- MONTENEGRO, C.; STRADA, M.; PARMUCHI, M.G.; BONO, J.; STAMATI, M.; MANGHI, E.; BROUVER, M.; BERTOLAMI, F.; WABO, E. 2007. Monitoreo de bosque nativo. Período 1998-2002. Período 2002-2006 Dirección de Bosques. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires.
- NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. 1982. Total carbon, organic carbon and organic mater. *En: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Eds.) Methods of Soils Analysis. Chemical and Microbiological Properties*. Soil Science Society of America. Madison, pp 539-580.
- NOE, L.; ABRIL, A. 2008. Interacción entre calidad de restos vegetales, descomposición y fertilidad del suelo en el desierto del Monte de Argentina. *Ecología Austral* 18, 181-193.
- OLSON, J. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322-331.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; VENDRAMINI, F.; GURVICH, D.E.; CINGOLANI, A.M.; GIORGIS, M.A.; CABIDO, M. 2007. Direct and indirect effects of climate on decomposition in native ecosystems from central Argentina. *Austral Ecology* 32, 749-757.
- PEREZ-HARGUMDEGUY, N.; DÍAZ, S.; CORNELISSEN, J.H.C.; CABIDO, M. 1997. Comparación experimental de la tasa de descomposición foliar de especies vegetales del centro-oeste de Argentina. *Ecología Austral* 7, 87-94.
- POTTHAST, K.; HAMER, U.; MAKESCHIN, F. 2010. Impact of litter quality on mineralization processes in managed and abandoned pasture soils in Southern Ecuador. *Soil Biology & Biochemistry* 42, 56-64.
- ROBERTSON, G.P.; COLEMAN, D.C.; BLEDSOE, C.S.; SOLLINS, P. 1999. *Standard Soil Methods for Long-term Ecological Research*. Oxford University Press, New York.
- SEMMARTIN, M.; GHERSA, C.M. 2006. Intraspecific changes in plant morphology, associated with grazing, and effects on litter quality, carbon and nutrient dynamics during decomposition. *Austral Ecology* 31, 99-105.
- SINGH, B. 1996. Influence of forest litter on reclamation of semiarid sodic soil. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10, 201-211.
- TORRES, P.A.; ABRIL, A.B.; BUCHER, E.H. 2005. Microbial succession in litter decomposition in the Semi-arid Chaco woodland. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 49-54.
- VANDERBILT, K.L.; WHITE, C.S.; HOPKINS, O.; CRAIG, J.A. 2008. Aboveground decomposition in arid environments: Results of a long-term study in central New Mexico. *Journal of Arid Environments* 72, 696-709.
- WOLKOVICH, E.N.; LIPSON, D.A.; VIRGINIA, R.A.; COTTINGHAM, K.L.; BOLGER, D.T. 2010. Grass invasion causes rapid increases in ecosystem carbon and nitrogen storage in a semiarid shrubland. *Global Change Biology* 16, 1351-1365.
- XU, G.; HU, Y.; WANG, S.; ZHANG, Z.; CHANG, X.; DUAN, J.; LUO, C.; CHAO, Z.; SU, A.; LIN, Q.; LI, Y.; DU, M. 2010. Effects of litter quality and climate change along an elevation gradient on litter mass loss in an alpine meadow ecosystem on the Tibetan plateau. *Plant Ecology* 209, 257-268.
- ZAK, M.R.; CABIDO, M.; CÁCERES, D.; DIAZ, S. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomics and technological factors. *Environmental Management* 42, 181-189.