

La intensificación del uso de la tierra disminuye el carbono orgánico del suelo en bosques del Chaco Seco, Córdoba

M. BETANIA NALDINI^{1,✉}; NATALIA PÉREZ-HARGUINDEGUY^{1,2} & ESTEBAN KOWALJOW^{1,2}

¹Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas [CONICET]-Universidad Nacional de Córdoba). Córdoba, Argentina. ²Departamento de Diversidad Biológica y Ecología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina.

RESUMEN. Los cambios en el uso de la tierra han reducido de forma drástica los bosques del Chaco Seco del centro de la Argentina. En particular, la conversión de bosques a cultivos ha generado pérdidas significativas en el carbono orgánico del suelo (COS) y en los servicios ecosistémicos asociados al mismo. Por su parte, cambios menos drásticos en el uso, como la conversión de bosques a arbustales producto de la intensificación en la tala y la ganadería, también pueden afectar considerablemente la dinámica del COS. En este trabajo evaluamos el COS total, el COS presente en la materia orgánica particulada (C-MOP) y en la materia orgánica asociada a minerales (C-MOAM), y la respiración microbiana potencial de los 0-10 cm de suelo bajo condiciones controladas en cuatro fisonomías vegetales del Chaco Seco de Córdoba, resultantes de la intensificación en la tala y en la ganadería. El contenido de COS disminuyó un 73% en la fisonomía con mayor intensidad de uso (arbustal abierto) en relación con el bosque conservado. Esto se reflejó en una disminución del C-MOP (-85%), considerado más sensible al manejo, y en una disminución en el C-MOAM (-54%), considerado más estable. La intensificación en el uso también disminuyó hasta un 62% la actividad microbiana. Sin embargo, las pérdidas de carbono por respiración microbiana podrían intensificarse por una reducción de la protección física en las fisonomías vegetales con mayor uso. Nuestros resultados sugieren que la tala y el pastoreo en bosques del Chaco Seco pueden generar importantes alteraciones en el almacenamiento y en la estabilización del COS, lo que puede conducir a la degradación del suelo y a la pérdida de servicios ecosistémicos clave.

[Palabras clave: tala, pastoreo, materia orgánica particulada, materia orgánica asociada a minerales, respiración microbiana potencial]

ABSTRACT. Intensification of land use decreases soil organic carbon in the dry Chaco forests, Córdoba. Changes in land use have drastically reduced the Dry Chaco forests in central Argentina. In particular, conversion to crops has generated significant losses in soil organic carbon (SOC) and associated ecosystem services. On the other hand, less drastic changes in use, such as the conversion of forests to shrublands as a result of logging and grazing intensification, can also considerably affect the dynamics of the SOC. In this work, we evaluate total SOC, SOC in particulate organic matter (C-POM) and mineral-associated organic matter (C-MAOM), and potential microbial respiration from 0-10 cm of soil in four vegetal physiognomies resulting from logging and intensification of grazing. Total SOC content decreased by 73% in the most intensively used physiognomy (open shrubland) compared to the preserved forest. This was reflected in a decrease in C-POM (-85%), considered more sensitive to management, as well as in a decrease in C-MAOM (-54%), considered more stable. Land use intensification also decreased microbial activity by up to 62%. However, carbon losses from microbial respiration could be amplified due to reduced physical protection in intensively used vegetal physiognomies. Our results suggest that logging and grazing in Dry Chaco forests can generate significant alterations in SOC storage and stabilization, leading to soil degradation and loss of key ecosystem services.

[Palabras clave: logging, grazing, particulate organic matter, mineral-associated organic matter, potential microbial respiration]

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del suelo (MOS) es un factor clave para mantener las funciones del suelo, ya que interviene en la formación y la estabilización de la estructura del suelo, en la infiltración de agua, en la resistencia a la compactación y a la erosión, y representa una fuente de nutrientes para las plantas y para los microorganismos del suelo (Lal 2021). Además, constituye una parte importante del reservorio total de carbono (C) orgánico; por ende, es fundamental desde la perspectiva del secuestro de C y la regulación climática (Lal et al. 2015; Baveye et al. 2020).

En las últimas décadas, el estudio de la MOS se centró, en gran parte, en comprender los mecanismos implicados en su formación y estabilización para intentar predecir y mitigar el impacto de los cambios del uso de la tierra sobre el C orgánico del suelo (COS) y la provisión de servicios ecosistémicos asociados al mismo (Blankinship et al. 2018; Baveye et al. 2020). Si bien estos mecanismos continúan en discusión, se considera que la MOS se forma a partir de la descomposición parcial y la transformación que los microorganismos del suelo realizan sobre los residuos vegetales (e.g., exudados radicales, broza aérea y subterránea) (Cotrufo et al. 2015; Lehmann and Kleber 2015; Prescott and Vesterdal 2021). Durante este proceso, el COS se puede estabilizar mediante oclusión en agregados o adsorción a partículas minerales finas del suelo. Estos mecanismos de estabilización restringen la descomposición del COS al reducir su accesibilidad y biodisponibilidad para los microorganismos del suelo (Six et al. 2002; Lützow et al. 2006). Otro mecanismo de estabilización propuesto es la recalitrancia bioquímica, que hace referencia al efecto de la estructura química del sustrato en el uso que de este hacen los microorganismos. Las moléculas de estructura compleja (e.g., lignina) requieren un mayor costo energético para ser degradadas y, por ende, tienen mayor probabilidad de permanecer en el suelo por más tiempo que las moléculas simples (Marschner et al. 2008; Cotrufo et al. 2013). En la actualidad, se considera que la recalitrancia (protección bioquímica) no sería tan importante en la persistencia del COS como se creía, en comparación con la oclusión en agregados (protección física) y con la adsorción a minerales (protección química) (Kleber et al. 2011; Dungait et al. 2012; Lehmann and Kleber 2015). En este sentido, el estudio de la materia orgánica

particulada (MOP) y la materia orgánica asociada a minerales (MOAM) ha cobrado mayor importancia en los últimos años. Debido a que la MOP y la MOAM difieren en sus mecanismos de formación y estabilización, responden de manera diferencial a los disturbios que ocasionan las prácticas de manejo (Christensen 2001; Lavalley et al. 2020; Rocci et al. 2021). La MOP está compuesta sobre todo por residuos vegetales parcialmente procesados por los microorganismos, y es considerada una fracción poco estable, ya que su persistencia depende de la recalitrancia de sus componentes y de la protección física de los agregados, sensibles a los disturbios (Lavalley et al. 2020; Witzgall et al. 2021). Por su parte, aunque la MOAM se origina principalmente a partir de compuestos simples de resíntesis microbiana, su fuerte adsorción a partículas de arcilla y limo, además de la oclusión en agregados, le otorgan un grado mayor de estabilidad en relación con la MOP (Cotrufo et al. 2015; Kleber et al. 2015; Angst et al. 2021).

Hasta el momento, la mayoría de los estudios que evalúan el efecto de los cambios en el uso de la tierra sobre el COS, se enfocaron en la conversión de bosques y pastizales a cultivos, reportando pérdidas importantes en el COS superficial (e.g., Poeplau and Don 2013; Duval et al. 2013; Luo et al. 2020). En estos estudios, y en concordancia con los mecanismos de estabilización descritos anteriormente, se observó que el C orgánico asociado a la MOP (C-MOP) es el más afectado. Cambios menos drásticos en el uso (e.g., la tala selectiva y el pastoreo en bosques) también pueden afectar de forma considerable la dinámica del COS al modificar la cobertura vegetal y la composición taxonómica y funcional, alterando la cantidad y calidad de los residuos vegetales disponibles para la formación del COS (Tanentzap and Coomes 2012; Vaieretti et al. 2021). Además, los cambios en la cobertura vegetal que genera el uso pueden modificar el microclima del suelo y, en consecuencia, la actividad microbiana y la tasa de mineralización de los residuos vegetales y del COS (Bardgett and Wardle 2003; Pérez-Harguindeguy et al. 2022). Por su parte, el disturbio que causa la extracción forestal o el movimiento del ganado puede afectar la estructura del suelo, la protección física del COS y su descomposición (Jandl et al. 2007; Mayer et al. 2020).

En la Argentina, los bosques del Chaco Seco están sufriendo un cambio acelerado en el uso de la tierra (Vallejos et al. 2015).

La extracción forestal, el sobrepastoreo y el avance de la frontera agrícola han reducido ~80% el área que estos bosques ocupaban originalmente (Zak et al. 2008; Hoyos et al. 2013). En la actualidad, la vegetación nativa del Chaco Seco está representada por pequeños relictos de bosque conservado, rodeados por extensiones grandes de bosques abiertos, arbustales y pastizales con árboles aislados resultantes de distintas intensidades de tala y pastoreo. En esta región se reportó una disminución de hasta 60% del COS total, 83% del C-MOP y 34% del C orgánico de la MOAM (C-MOAM) en la capa superficial del suelo (Rojas et al. 2016; Villarino et al. 2017; Osinaga et al. 2018), producto de la conversión de bosques a cultivos anuales. Por otro lado, si bien se observó que la intensificación paulatina de la deforestación y la ganadería sobre bosques provoca pérdidas de hasta 59% del COS superficial (Conti et al. 2014, 2016), aún no se analizaron sus efectos sobre el C-MOP y el C-MOAM.

En este trabajo evaluamos el efecto de cambios fisonómicos producto de intensidades crecientes de tala y ganadería en bosques del Chaco Seco sobre el COS total, el C-MOP y el C-MOAM. También evaluamos los efectos de estos cambios fisonómicos en la respiración microbiana bajo condiciones controladas

para determinar el potencial de pérdida de COS. Sobre la base de estudios previos realizados en la zona, esperamos que los suelos bajo mayor intensidad de uso, menor cobertura vegetal y aporte de broza presenten menores contenidos de COS asociados a una disminución del C orgánico de ambas fracciones, pero principalmente del que está presente en la MOP, así como una menor respiración microbiana en relación con los suelos bajo menor intensidad de uso.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se ubica en el centro-oeste de la provincia de Córdoba y corresponde a la zona más árida de la región fitogeográfica del Bosque Chaqueño argentino (31°17' - 31°50' S y 65°16' - 65° 32' O) (Figura 1). El clima de la región es subtropical con 18 °C de temperatura media anual y 538 mm de precipitación media anual, concentrada en primavera y verano. En general, los suelos de la región son Aridisoles de origen aluvial (INTA and Gobierno de la Provincia de Córdoba 2022). La vegetación típica se compone de bosques xerófilos abiertos, con un estrato arbóreo dominado por *Aspidosperma quebracho-blanco*, *Senegalia praecox* y *Sarcomphalus mistol*, y un estrato

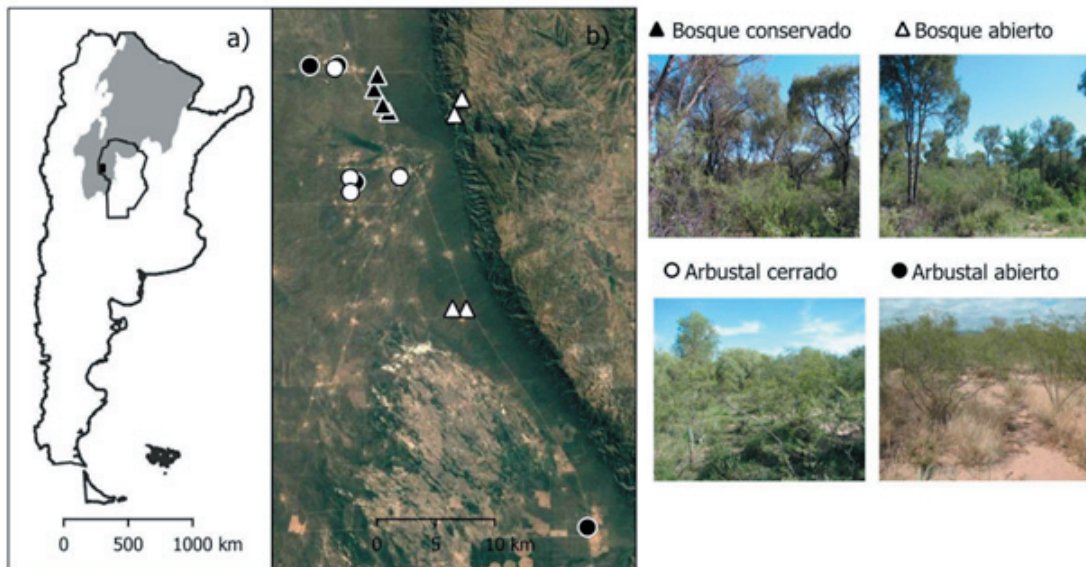


Figura 1. Ubicación del área de estudio. a) El mapa muestra el área correspondiente a la región fitogeográfica del Bosque Chaqueño en la Argentina (en gris), y el rectángulo negro representa el área de estudio en el centro-oeste de la provincia de Córdoba. b) Detalle del área de estudio y ubicación de las parcelas correspondientes a cada fisonomía vegetal.

Figure 1. Location of the study area. a) The map shows the area corresponding to the Chaco Forest phytogeographic region in Argentina (in gray), and the black rectangle represents the study area in the center-west of the province of Córdoba. b) Detail of the study area and location of the plots corresponding to each vegetal physiognomy.

arbustivo dominado por *Larrea divaricata*, *Atamisquea emarginata* y *Condalia microphylla* (Cabido et al. 2018).

Dentro del área de estudio seleccionamos cuatro fisonomías vegetales que inicialmente presentaban la misma vegetación, fueron desarrolladas bajo el mismo clima y material parental, pero que experimentaron distintas intensidades de pastoreo y de extracción forestal. Las fisonomías son: 1) bosque conservado [sin actividad antrópica significativa por lo menos en los últimos 60 años]; 2) bosque abierto [actualmente, sometido a tala selectiva del componente arbustivo para permitir el pastoreo bovino y caprino con cargas relativamente bajas]; 3) arbustal cerrado [en la actualidad, con tala selectiva moderada y pastoreo bovino y caprino moderado, pero con una historia de actividades realizadas intensivamente], y 4) arbustal abierto [asociado históricamente a una extracción forestal intensiva con carga bovina y caprina alta] (Figura 1).

Diseño experimental y determinaciones de suelo

Dentro de cada fisonomía seleccionamos cuatro parcelas de 50 m² (réplicas) a una distancia de por lo menos 1 km entre ellas, intentando que las condiciones topográficas y edáficas se mantuvieran lo más constantes posible. Para ello, ubicamos las parcelas en la misma unidad cartográfica de acuerdo con las cartas de suelo de INTA (1:50000) (INTA and Gobierno de la Provincia de Córdoba 2022), en

zonas sin pendientes pronunciadas, evitando la influencia de cauces de agua transitorios o paleocauces y de bajos salinos presentes en la región. Para seleccionar las parcelas, también tuvimos en cuenta datos edáficos obtenidos previamente por el grupo de trabajo en el área de estudio (Conti et al. 2014, 2016), así como los datos obtenidos para este estudio (Tabla 1). En febrero de 2015 determinamos los siguientes parámetros en cinco puntos por parcela: densidad aparente a 0-10 cm por el método del cilindro de volumen conocido (Robertson et al. 1999), resistencia a la penetración a 0-5 cm con un penetrómetro de golpes modelo INTA Villegas, porcentaje de humedad volumétrica de los 0-10 cm utilizando un TDR (IMKO-TrimeFM3) y velocidad de infiltración con un infiltrómetro de cilindro simple (Johnson 1963). En cada parcela también recolectamos una muestra compuesta (cinco submuestras) de los 0-10 cm de suelo utilizando un barrenos. Secamos dichas muestras al aire hasta peso constante y tamizamos por 2 mm una fracción de estas muestras para determinar textura por el método de la pipeta (Indorante et al. 1990), pH (relación 1: 2.5) y conductividad eléctrica (relación 1:5) utilizando un pehachímetro y un conductímetro, respectivamente; capacidad de campo (CC) a 0.033 MPa y punto de marchitez permanente (PMP) a 1.5 MPa por el método de las placas de presión de Richards (Hanks and Ashcroft 1980), y a partir de la diferencia entre estas dos (CC-PMP) calculamos el agua útil total (AU); contenido de C orgánico en la masa total de suelo (i.e., COS) y en las

Tabla 1. Propiedades físicoquímicas del suelo en las diferentes fisonomías vegetales (valores medios con error estándar) del Chaco Seco, Córdoba. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las fisonomías vegetales. BC: bosque conservado. BA: bosque abierto. AC: arbustal cerrado. AA: arbustal abierto.

Table 1. Soil physicochemical properties under different vegetal physiognomies (mean values with standard error) in the Dry Chaco, Córdoba. Different letters indicate significant differences among vegetal physiognomies. BC: preserved forest. BA: open forest. AC: closed shrubland. AA: open shrubland.

Propiedades físicoquímicas del suelo	Fisonomías vegetales			
	BC	BA	AC	AA
Densidad aparente (g/cm ³)	0.97 (0.01) a	1.16 (0.04) b	1.24 (0.03) b	1.40 (0.02) c
Resistencia a la penetración (MPa)	0.47 (0.04) a	1.09 (0.16) b	1.28 (0.21) b	1.59 (0.16) c
Conductividad eléctrica (µS/cm)	147.45 (17.07) a	92.28 (15.28) b	73.53 (10.61) b	74.97 (16.37) b
Infiltración (cm/h)	20.94 (7.30) a	30.76(4.30) a	27.32(5.04) a	22.95(5.60) a
Humedad (%)	2.71 (0.25) a	2.99 (0.26) a	3.34 (0.38) a	3.64 (0.37) a
pH	7.11 (0.10) a	7.24 (0.09) a	7.00(0.10) a	7.45 (0.17) a
CC (%)	19.48 (0.87) a	19.30 (1.28) a	19.43 (0.50) a	18.58 (1.27) a
PMP (%)	9.63 (0.45) a	9.90 (0.65) a	9.63 (0.17) a	9.58 (0.52) a
AU (%)	9.85 (0.46) a	9.40 (0.70) a	9.8 (0.53) a	9.00 (0.77) a
Arena (%)	59.10 (1.43) a	57.55 (0.75) a	53.95 (2.90) a	55.97 (3.73) a
Limo (%)	28.55 (1.26) a	30.40 (0.90) a	33.40 (2.57) a	33.83 (3.39) a
Arcilla (%)	12.35 (0.41) a	12.05 (0.15) a	12.65 (0.59) a	10.20 (0.72) a
Textura	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco arenoso

fracciones físicas del suelo (g C/kg suelo), mediante digestión húmeda de Walkley y Black (Nelson and Sommers 1996). Realizamos el fraccionamiento físico por tamizado en húmedo (Hang et al. 2007). Para ello, agitamos 50 g de suelo con 100 mL de agua destilada y 20 bolas de vidrio de 0.5 cm de diámetro durante 16 horas a 200 rpm (agitador orbital, Sontec OS 22 UP). Tamizamos los suelos dispersados por malla de 53 μm con agua destilada para obtener la fracción gruesa (>53 μm , MOP+arena) y fina (<53 μm , MOAM+arcilla+limo). Secamos las fracciones en estufa a 50° C, las pesamos y luego determinamos el C orgánico presente en la fracción gruesa y fina, que representan el C-MOP y el C-MOAM, respectivamente. Determinamos la respiración microbiana potencial a partir de la otra fracción de las muestras compuestas. Tamizamos por 2 mm el suelo fresco, y ajustamos la humedad a su capacidad de campo (19%). Colocamos 50 g de suelo en frascos herméticos, junto con un recipiente con 10 mL de NaOH (trampa de dióxido de carbono, CO_2) y otro con 10 mL de agua destilada, e incubamos a 25 °C durante 6 semanas. A las semanas uno, dos, cuatro y seis, retiramos la solución de NaOH y medimos el CO_2 acumulado producto de la respiración microbiana (Rice et al. 1996). Expresamos los valores como flujo acumulado de CO_2 por gramo de suelo (mg CO_2 /g suelo), y flujo acumulado de CO_2 por gramo de COS (mg CO_2 /g COS).

Análisis de datos

Evaluamos las diferencias en todas las variables entre fisonomías vegetales mediante análisis de la varianza (ANOVA) a un factor. En los casos en que encontramos diferencias significativas, efectuamos una prueba de comparaciones múltiples con el método de la diferencia mínima significativa de Fisher (LSD Fisher, $\alpha=0.05$). Para comparar el contenido de C-MOP y C-MOAM de cada fisonomía, realizamos una prueba t pareada ($\alpha=0.05$). También realizamos correlaciones de Pearson para evaluar posibles relaciones entre las variables. Controlamos los supuestos de normalidad y homogeneidad de la varianza para todas las variables. Realizamos los análisis estadísticos con el software Infostat versión 2020 (Di Rienzo et al. 2020).

RESULTADOS

No encontramos diferencias significativas en la tasa de infiltración ($P=0.6299$), en la

humedad ($P=0.2469$), el pH ($P=0.1001$), la CC ($P=0.9177$), el PMP ($P=0.9613$), el AU ($P=0.7555$), el porcentaje de arena ($P=0.4026$), limo ($P=0.2740$) y arcilla ($P=0.0523$) del suelo entre las fisonomías vegetales analizadas (Tabla 1). La conductividad eléctrica fue mayor en el bosque conservado ($P=0.0147$), mientras que la densidad aparente y la resistencia a la penetración fueron mayores en el arbustal abierto ($P<0.0001$ y $P=0.0141$, respectivamente), que representa la fisonomía con mayor intensidad de uso (Tabla 1).

El COS fue mayor en el bosque conservado (22.20 g/kg) y menor en el arbustal abierto (6.10 g/kg), mientras que el bosque abierto (12.10 g/kg) y el arbustal cerrado (11.53 g/kg) presentaron valores intermedios, sin diferencias significativas entre ellos ($P=0.0002$) (Figura 2). El contenido de COS en las fisonomías se correlacionó negativamente con la densidad aparente ($r=-0.86$, $P<0.0001$) y con la resistencia a la penetración ($r=-0.68$, $P=0.003$).

Los contenidos de C-MOP y C-MOAM fueron mayores en el bosque conservado y menores en el arbustal abierto ($P=0.0006$ y $P=0.0002$, respectivamente); esta diferencia fue más marcada en el C-MOP (Figura 3). El C-MOP en el arbustal abierto (1.51 g/kg

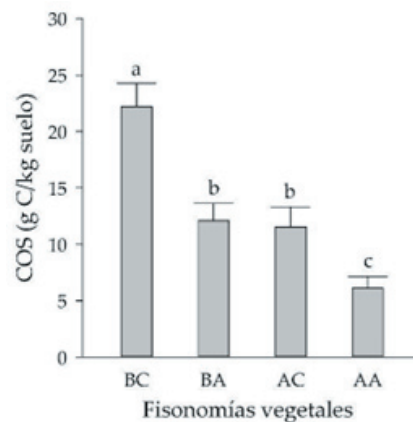


Figura 2. Efecto de las distintas intensidades de uso de la tierra sobre el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) (g C/kg suelo) en el Chaco Seco, Córdoba. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las fisonomías vegetales. Las barras de error indican error estándar. BC: bosque conservado. BA: bosque abierto. AC: arbustal cerrado. AA: arbustal abierto.

Figure 2. Effect of different land use intensities on soil organic carbon content (COS) (g C/kg soil) in the Dry Chaco, Córdoba. Different letters indicate significant differences among vegetal physiognomies. Error bars indicate standard error. BC: preserved forest. BA: open forest. AM: closed shrubland. AA: open shrubland.

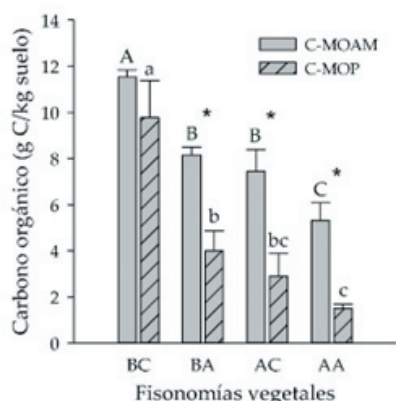


Figura 3. Efecto de las distintas intensidades de uso de la tierra sobre el contenido de carbono orgánico (g C/kg suelo) presente en la materia orgánica particulada (C-MOP) y en la materia orgánica asociada a minerales (C-MOAM) en el Chaco Seco, Córdoba. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en el C-MOP entre las fisonomías vegetales. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas en el C-MOAM entre las fisonomías vegetales. Los asteriscos indican diferencias significativas entre el C-MOP y C-MOAM de cada fisonomía. Las barras de error indican error estándar. BC: bosque conservado. BA: bosque abierto. AC: arbustal cerrado. AA: arbustal abierto.

Figure 3. Effect of different land use intensities on organic carbon content (g C/kg soil) present in the particulate organic matter (C-POM) and in the mineral-associated organic matter (C-MAOM) in the Dry Chaco, Córdoba. Different small letters indicate significant differences in C-MOP between vegetal physiognomies. Different capital letters indicate significant differences in C-MOAM between vegetal physiognomies. Asterisks indicate significant differences between C-MOP and C-MOAM of each physiognomy. Error bars indicate standard error. BC: preserved forest. BA: open forest. AC: closed shrubland. AA: open shrubland.

suelo) fue 85% menor en relación con el bosque conservado (9.78 g/kg suelo). Por su parte, el contenido de C-MOAM del arbustal abierto (5.32 g/kg suelo) fue 54% menor en relación con el bosque conservado (11.54 g/kg suelo). También encontramos que el bosque conservado presentó proporciones similares de C-MOP y C-MOAM (43% y 53% del COS total, respectivamente, $P=0.2890$), mientras que en las demás fisonomías, el C-MOP fue significativamente menor que el C-MOAM (en promedio, 27% y 75% del COS total, respectivamente; bosque abierto, $P=0.0069$; arbustal cerrado, $P=0.0047$; arbustal abierto, $P=0.0105$) (Figura 3).

La respiración microbiana potencial, medida como flujo acumulado de CO_2 por gramo de suelo, fue mayor en el bosque conservado y menor en el arbustal abierto, mostrando este patrón durante las 6 semanas de incubación (semana 1, $P=0.0154$; semana 2, $P=0.0269$; semana 4, $P=0.0339$; semana 6, $P=0.0184$; Figura 4.a). El bosque abierto y el arbustal cerrado presentaron valores intermedios, sin diferencias significativas entre ellos. Esta variable se correlacionó positivamente con el COS ($r=0.66$, $P=0.005$). Por su parte, la respiración microbiana por unidad de COS tendió a ser mayor en el arbustal abierto con respecto a las otras fisonomías durante todo el período de incubación, aunque solo fue significativamente mayor en la segunda semana de incubación (semana 1, $P=0.2065$; semana 2, $P=0.0209$; semana 4, $P=0.1191$; semana 6, $P=0.4896$) (Figura 4.b).

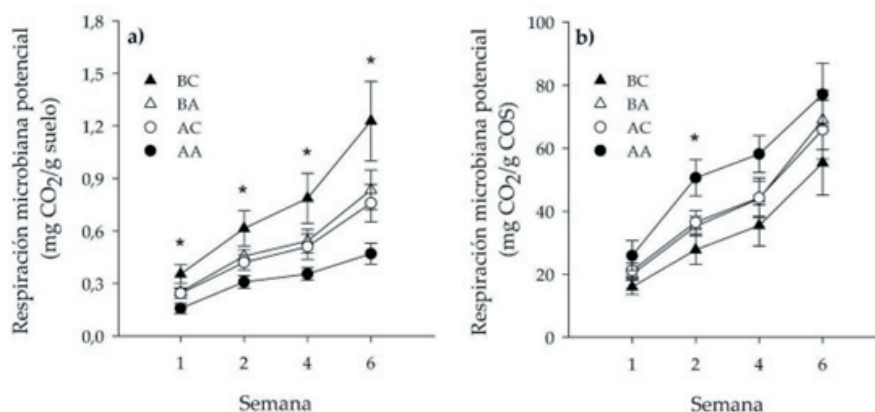


Figura 4. Efecto de las distintas intensidades de uso de la tierra sobre la respiración microbiana potencial de los 0-10 cm de suelo en el Chaco Seco, Córdoba, medida como a) flujo acumulado de dióxido de carbono (CO_2) por gramo de suelo (mg/g), y b) flujo acumulado de CO_2 por gramo de carbono orgánico del suelo (COS) (mg/g) durante 6 semanas bajo condiciones controladas. Los asteriscos indican diferencias significativas entre las fisonomías vegetales para cada fecha de medición. BC bosque conservado. BA: bosque abierto. AC: arbustal cerrado. AA: arbustal abierto.

Figure 4. Effect of different land use intensities on potential microbial respiration in 0-10 cm depth soil layer in the Dry Chaco, Córdoba, measured as a) cumulative carbon dioxide (CO_2) flux per gram of soil (mg/g), and b) cumulative CO_2 flux per gram of soil organic carbon (COS) (mg/g) during 6 weeks under controlled conditions. Asterisks indicate significant differences between vegetal physiognomies for each measurement date. BC: preserved forest. BA: open forest. AC: closed shrubland. AA: open shrubland.

DISCUSIÓN

Estudios previos demostraron que la intensificación en la tala y el pastoreo disminuye la cobertura vegetal y el aporte de broza aérea en las fisonomías vegetales del Chaco Seco, lo que se traduce en un menor contenido de COS (Conti et al. 2014, 2016). En concordancia con este patrón, nuestros resultados muestran que la intensificación del uso disminuyó de forma considerable el contenido de COS y que esto se reflejó tanto en una disminución del C-MOP —que es considerado más sensible al manejo— como en una disminución del C-MOAM, considerado más estable.

Las pérdidas estimadas en el contenido de COS de los 0-10 cm fueron 45% en el bosque abierto y 48% en el arbustal cerrado con respecto al bosque conservado. En cuanto al arbustal abierto, el porcentaje de pérdida fue del 73%, superando los valores reportados por Conti et al. (2014, 2016), y aquellos reportados para la conversión de bosques del Chaco Seco a cultivos (Rojas et al. 2016; Villarino et al. 2017; Osinaga et al. 2018). Cabe destacar que las características edáficas fueron, en general, iguales entre fisonomías. La excepción la constituyen la densidad aparente y la resistencia a la penetración, lo cual es consistente con una mayor compactación del suelo en las fisonomías con mayor intensidad de uso. Un aumento en la compactación, tal como sugieren otros autores (Bronick and Lal 2005; Ravi et al. 2010), podría comprometer la protección física del suelo y favorecer las pérdidas de COS. La conductividad eléctrica también presentó cierta variación entre las fisonomías. Sin embargo, los valores se mantuvieron por debajo de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lo que indica que los suelos analizados no son salinos (Richards 1954).

La mayor disminución en el C-MOP (~30% más) con respecto al C-MOAM, ante la intensificación del uso, es consistente con la menor estabilidad de la MOP. Como ya mencionamos, la MOP y la MOAM pueden estar protegidas físicamente dentro de agregados. Sin embargo, los disturbios generados por el uso pueden disminuir considerablemente la agregación del suelo (Six et al. 2002; Lützow et al. 2006). En este contexto, la protección contra la degradación de la MOP es sobre todo bioquímica y, por lo tanto, más débil que la protección química que domina en la MOAM (Lavallee et al. 2020). La asociación a minerales brinda mayor

protección al C orgánico porque la afinidad de adsorción por el mineral excede la del sitio activo de las enzimas, lo que disminuye en gran medida la biodisponibilidad del C orgánico para los microorganismos (Kleber et al. 2015). En concordancia con nuestros resultados, numerosos trabajos demostraron que la MOP es el indicador más sensible a los cambios inducidos por el uso en el reservorio de COS (e.g., Christensen 2001; Poeplau and Don 2013; Lavallee et al. 2020). Por su parte, a pesar de que el C-MOAM es considerado más estable y persistente, nuestros resultados indican que en las fisonomías con mayor intensidad de uso, las pérdidas de C-MOAM también fueron importantes (entre -30% y -54% en relación con el bosque conservado). Si bien se sabe poco sobre la desestabilización de la MOAM, se ha observado que puede ocurrir por desagregación (como resultado del disturbio físico del suelo) y por desorción (como resultado de cambios en reacciones redox y en el pH del suelo, que modifican las cargas eléctricas de las partículas minerales del suelo) (Bailey et al. 2019). Por último, la disminución que observamos en el C-MOAM, así como en el C-MOP, podría deberse a la reducción importante en el aporte de broza (hasta un 85%) (Conti et al. 2014, 2016) que caracteriza a las fisonomías con mayor tala y pastoreo. Esta menor concentración de residuos vegetales en el suelo puede reducir la probabilidad de que los microorganismos y sus enzimas se encuentren con el sustrato que van a degradar (Dungait et al. 2012; Don et al. 2013) y utilizar para formar la MOP y la MOAM (Witzgall et al. 2021). Algunos estudios proponen que la MOAM también se podría formar a partir de la MOP (Liang et al. 2017; Mikutta et al. 2019). Si esto fuera así, no solo la MOP sería afectada por las disminuciones en las entradas de broza, sino que a través de ella también sería afectada la MOAM.

Finalmente, tal como esperábamos, los cambios en el COS entre las fisonomías vegetales se vieron reflejados en la respiración microbiana. Es decir, las fisonomías con mayor intensidad de uso, menor aporte de broza y menor contenido de COS presentaron una disminución de hasta 62% en la respiración microbiana, posiblemente como resultado de una menor tasa de encuentro entre los microorganismos y el sustrato (Dungait et al. 2012; Don et al. 2013). Sin embargo, la tendencia observada en el arbustal abierto a liberar más CO_2 por unidad de COS que las demás fisonomías (hasta 39% más) y su coincidencia con el patrón encontrado por Conti et al.

(2016) sugieren una menor protección física del COS en esta fisonomía. Esta disminución en la protección física podría darse, por un lado, porque la reducción en el aporte de broza disminuye la formación de agregados (Martens et al. 2004; Steffens et al. 2009). Por otro lado, el aumento en la compactación del suelo como resultado de la intensificación en el uso puede causar la ruptura de los agregados, poniendo al alcance de los microorganismos el C orgánico previamente protegido (Bronick and Lal 2005; Ravi et al. 2010). Al mismo tiempo, no descartamos la posibilidad de que los cambios en el uso de la tierra y las condiciones de estrés del sistema en estudio puedan modificar la composición y la estructura de las comunidades microbianas, generando como resultado cambios en su actividad (Collins et al. 2008; Gude et al. 2012; Smith et al. 2014).

CONCLUSIONES

Nuestros resultados indican que la intensificación en la tala y el pastoreo en bosques del Chaco Seco, genera una disminución en el contenido total de COS,

así como una disminución marcada en el C-MOP y en el C-MOAM. Al mismo tiempo, la disminución de la respiración microbiana asociada a un menor aporte de broza podría ser menor que la esperada debido a que en los sitios más intensamente usados, el COS podría estar más desprotegido físicamente. En conclusión, la intensificación del uso en las fisonomías vegetales estudiadas tiene el potencial de generar alteraciones importantes en el almacenamiento y estabilización del COS, lo que puede conducir a la degradación del suelo y a la pérdida de servicios ecosistémicos claves.

AGRADECIMIENTOS. Agradecemos a los propietarios de los campos donde realizamos el muestreo, a la Secretaría de Ambiente de Córdoba y al personal de la Reserva Natural Chancaní. Este trabajo fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT-1084), la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional de Córdoba (PRIMAR 32520170100030CB) y el Instituto Interamericano de Investigación para el Cambio Global.

REFERENCIAS

- Angst, G., K. E. Mueller, K. G. J. Nierop, and M. J. Simpson. 2021. Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 156:108189. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108189>.
- Bailey, V. L., C. H. Pries, and K. Lajtha. 2019. What do we know about soil carbon destabilization? *Environmental Research Letters* 14(8):083004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab2c11>.
- Bardgett, R. D., and D. A. Wardle. 2003. Herbivore-mediated linkages between aboveground and belowground communities. *Ecology* 84:2258-2268. <https://doi.org/10.1890/02-0274>.
- Baveye, P. C., L. S. Schnee, P. Boivin, M. Laba, and R. Radulovich. 2020. Soil organic matter research and climate change: merely re-storing carbon versus restoring soil functions. *Frontiers in Environmental Science* 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579904>.
- Blankinship, J. C., A. A. Berhe, S. E. Crow, J. L. Druhan, K. A. Heckman, et al. 2018. Improving understanding of soil organic matter dynamics by triangulating theories, measurements, and models. *Biogeochemistry* 140:1-13. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0478-2>.
- Bronick, C. J., and R. Lal. 2005. Soil structure and management: A review. *Geoderma* 124(1-2):3-22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>.
- Cabido, M., S. R. Zeballos, M. Zak, M. L. Carranza, M. A. Giorgis, et al. 2018. Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. *Applied Vegetation Science* 21(2):298-311. <https://doi.org/10.1111/avsc.12369>.
- Christensen, B. T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* 52(3):345-353. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00417.x>.
- Collins, S., A. Porras-Alfaro, S. L. Collins, R. L. Sinsabaugh, C. Crenshaw, et al. 2008. Pulse dynamics and microbial processes in aridland ecosystems. *Journal of Ecology* 96(3):413-420. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01362.x>.
- Conti, G., E. Kowaljow, F. Baptist, C. Rumpel, A. Cuchietti, et al. 2016. Altered soil carbon dynamics under different land-use regimes in subtropical seasonally-dry forests of central Argentina. *Plant and Soil* 403(1):375-387. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2816-2>.
- Conti, G., N. Pérez-Harguindeguy, F. Quètier, L. D. Gorné, P. Jaureguiberry, et al. 2014. Large changes in carbon storage under different land-use regimes in subtropical seasonally dry forests of southern South America. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 197:68-76. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.07.025>.
- Cotrufu, M. F., J. L. Soong, A. J. Horton, E. E. Campbell, M. L. Haddix, et al. 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience* 8:776-779. <https://doi.org/10.1038/ngeo2520>.

- Cotrufo, M. F., M. D. Wallenstein, C. M. Boot, K. Deneff, and E. Paul. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology* 19:988-995. <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>.
- Di Rienzo, J. A., F. Casanove, and M. G. Balzarini. 2020. InfoStat versión 2020. URL: infostat.com.ar.
- Don, A., C. Rödenbeck, and G. Gleixner. 2013. Unexpected control of soil carbon turnover by soil carbon concentration. *Environmental Chemistry Letters* 11(4):407-413. <https://doi.org/10.1007/s10311-013-0433-3>.
- Dungait, J. A. J., D. W. Hopkins, A. S. Gregory, and A. P. Whitmore. 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18(6):1781-1796. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x>.
- Duval, M. E., J. A. Galantini, J. O. Iglesias, S. Canelo, J. M. Martínez, et al. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil and Tillage Research* 131:11-19. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.03.001>.
- Gude, A., E. Kandeler, and G. Gleixner. 2012. Input related microbial carbon dynamic of soil organic matter in particle size fractions. *Soil Biology and Biochemistry* 47:209-219. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.01.003>.
- Hang, S., S. Houot, and E. Barriuso. 2007. Mineralization of ¹⁴C-atrazine in an entic haplustoll as affected by selected winter weed control strategies. *Soil and Tillage Research* 96(1-2):234-242. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.06.004>.
- Hanks, R. J., and G. L. Ashcroft. 1980. *Applied Soil Physics: Soil Water and Temperature Applications*. First edition. Springer US, New York, USA. <https://doi.org/10.1007/978-1-4684-0184-4>.
- Hoyos, L. E., A. M. Cingolani, M. R. Zak, M. V. Vaieretti, D. E. Gorla, et al. 2013. Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. *Applied Vegetation Science* 16(2):260-271. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01218.x>.
- Indorante, S. J., R. D. Hammer, P. G. Koenig, and L. R. Follmer. 1990. Particle-size analysis by a modified pipette procedure. *Soil Science Society of America Journal* 54(2):560-563. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.0361599500540020047x>.
- INTA, and Gobierno de la Provincia de Córdoba. 2022. Cartas de suelos. Nivel de reconocimiento 1:500000. URL: mapascordoba.gob.ar/viewer/#/mapa/334.
- Jandl, R., M. Lindner, L. Vesterdal, B. Bauwens, R. Baritz, et al. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137(3-4):253-268. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>.
- Johnson, A. I. 1963. *A field method for measurement of infiltration*. US Government Printing Office, Washington, Columbia, USA. <https://doi.org/10.3133/wsp1544F>.
- Kleber, M., K. Eusterhues, M. Keiluweit, C. Mikutta, R. Mikutta, et al. 2015. Mineral-organic associations: formation, properties, and relevance in soil environments. *Advances in Agronomy* 130:1-140. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.10.005>.
- Kleber, M., P. S. Nico, A. Plante, T. Filley, M. Kramer, et al. 2011. Old and stable soil organic matter is not necessarily chemically recalcitrant: implications for modeling concepts and temperature sensitivity. *Global Change Biology* 17(2): 1097-1107. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02278.x>.
- Lal, R. 2021. *Soil Organic Matter and Feeding the Future: Environmental and agronomic impacts*. First edition. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA. <https://doi.org/10.1201/9781003102762>.
- Lal, R., W. Negassa, and K. Lorenz. 2015. Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 15:79-86. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>.
- Lavallee, J. M., J. L. Soong, and M. F. Cotrufo. 2020. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology* 26(1):261-273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>.
- Lehmann, J., and M. Kleber. 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528:60-68. <https://doi.org/10.1038/nature16069>.
- Liang, C., J. P. Schimel, and J. D. Jastrow. 2017. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. *Nature Microbiology* 2(8):1-6. <https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2017.105>.
- Luo, Z., R. A. Viscarra Rossel, and Z. Shi. 2020. Distinct controls over the temporal dynamics of soil carbon fractions after land use change. *Global Change Biology* 26(8):4614-4625. <https://doi.org/10.1111/gcb.15157>.
- Lützw, M. V., I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, E. Matzner, G. Guggenberger, et al. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions - A review. *European Journal of Soil Science* 57:426-445. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>.
- Marschner, B., S. Brodowski, A. Dreves, G. Gleixner, A. Gude, et al. 2008. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171:91-110. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700049>.
- Martens, D. A., T. E. Reedy, and D. T. Lewis. 2004. Soil organic carbon content and composition of 130-year crop, pasture and forest land-use managements. *Global Change Biology* 10(1):65-78. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.00722.x>.
- Mayer, M., C. E. Prescott, W. E. A. Abaker, L. Augusto, L. Cécillon, et al. 2020. Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management* 466:118127. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>.
- Mikutta, R., S. Turner, A. Schippers, N. Gentsch, S. Meyer-Stüve, et al. 2019. Microbial and abiotic controls on mineral-associated organic matter in soil profiles along an ecosystem gradient. *Scientific Reports* 9(1):1-9. <https://doi.org/>

- 10.1038/s41598-019-46501-4.
- Nelson, D. W., and L. E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Pp. 961-1010 *in* D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston, and M. E. Sumner (eds.). *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical methods*. Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c34>.
- Osinaga, N. A., C. R. Álvarez, and M. A. Taboada. 2018. Effect of deforestation and subsequent land use management on soil carbon stocks in the South American Chaco. *Soil* 4(4):251-257. <https://doi.org/10.5194/soil-4-251-2018>.
- Pérez-Harguindeguy, N. P., A. M. Cingolani, L. Enrico, M. V. Vaieretti, M. A. Giorgis, et al. 2022. How human-induced transitions from forest to treeless ecosystems affect litter decomposition. *Ecología Austral* 32(2bis):716-733. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.1.1887>.
- Poepflau, C., and A. Don. 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma* 192:189-201. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.003>.
- Prescott, C. E., and L. Vesterdal. 2021. Decomposition and transformations along the continuum from litter to soil organic matter in forest soils. *Forest Ecology and Management* 498:119522. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119522>.
- Ravi, S., D. D. Breshears, T. E. Huxman, and P. D'Odorico. 2010. Land degradation in drylands: Interactions among hydrologic-aeolian erosion and vegetation dynamics. *Geomorphology* 116(3-4):236-245. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.11.023>.
- Rice, C. W., T. B. Moorman, and M. Beare. 1996. Role of Microbial Biomass Carbon and Nitrogen in Soil Quality. Pp. 203-215 *en* A. J. W. Doran and A. J. Jones (eds.). *Methods for assessing soil quality*. SSSA Special Publications, Madison, Wisconsin, USA. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub49.c12>.
- Richards, L. A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. *Soil Science* 78:154. <https://doi.org/10.1097/00010694-195408000-00012>.
- Robertson, G. P., D. C. Coleman, C. S. Bledsoe, and P. Sollins. 1999. *Standard soil methods for long-term ecological research*. Oxford University Press, New York, USA.
- Rocci, K. S., J. M. Lavalley, C. E. Stewart, and M. F. Cotrufo. 2021. Soil organic carbon response to global environmental change depends on its distribution between mineral-associated and particulate organic matter: A meta-analysis. *Science of the Total Environment* 793:148569. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148569>.
- Rojas, J. M., J. Prause, G. A. Sanzano, O. E. A. Arce, and M. C. Sánchez. 2016. Soil quality indicators selection by mixed models and multivariate techniques in deforested areas for agricultural use in NW of Chaco, Argentina. *Soil and Tillage Research* 155:250-262. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.08.010>.
- Six, J., R. T. Conant, E. A. Paul, and K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241:155-176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>.
- Smith, A. P., E. Marín-Spiotta, M. A. de Graaff, and T. C. Balser. 2014. Microbial community structure varies across soil organic matter aggregate pools during tropical land cover change. *Soil Biology and Biochemistry* 77:292-303. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.05.030>.
- Steffens, M., A. Kölbl, and I. Kögel-Knabner. 2009. Alteration of soil organic matter pools and aggregation in semi-arid steppe topsoils as driven by organic matter input. *European Journal of Soil Science* 60(2):198-212. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01104.x>.
- Tanentzap, A. J., and D. A. Coomes. 2012. Carbon storage in terrestrial ecosystems: do browsing and grazing herbivores matter? *Biological Reviews* 87(1):72-94. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00185.x>.
- Vaieretti, M. V., M. A. Giorgis, A. M. Cingolani, L. Enrico, P. A. Tecco, et al. 2021. Variación de los caracteres foliares en comunidades vegetales del centro de la Argentina bajo diferentes condiciones climáticas y de uso del suelo. *Ecología Austral* 31(2):372-389. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.2.0.1237>.
- Vallejos, M., J. N. Volante, M. J. Mosciaro, L. M. Vale, M. L. Bustamante, et al. 2015. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments* 123:3-11. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.11.009>.
- Villarino, S. H., G. A. Studdert, P. Baldassini, M. G. Cendoya, L. Ciuffoli, et al. 2017. Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. *Science of the Total Environment* 575:1056-1065. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.175>.
- Witzgall, K., A. Vidal, D. I. Schubert, C. Höschen, S. A. Schweizer, et al. 2021. Particulate organic matter as a functional soil component for persistent soil organic carbon. *Nature Communications* 12(1):1-10. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24192-8>.
- Zak, M. R., M. Cabido, D. Cáceres, and S. Díaz. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management* 42(2): 181-189. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9101-y>.