

Impacto de los usos de la tierra sobre el almacenamiento de carbono orgánico del suelo en el noroeste del Chaco Seco

CARLOS S. LÓPEZ MORILLO^{1,✉}; LAURA M. CALIFANO¹ & JORGE CHALCO VERA^{2,3}

¹INTA, Estación Experimental Agropecuaria Salta, Salta, Argentina. ²INTA, Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS), Leales, Tucumán, Argentina. ³Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina.

RESUMEN

1. El stock de carbono orgánico del suelo (COS) es un indicador de la calidad y salud del suelo. Su dinámica tiene un papel significativo en el balance global de las emisiones de gases con efecto invernadero (GEI). Los cambios en el uso de la tierra y la intensificación productiva en la región del Chaco Seco disminuyen el COS.
2. El objetivo de este trabajo fue comparar el efecto de los diferentes usos y texturas del suelo sobre el almacenaje de COS en el Chaco Seco. Considerando la metodología de masa equivalente, se compararon tres sistemas de producción: agricultura extensiva, pasturas implantadas y bosque con ganadería. Los datos se obtuvieron de muestras de suelo de las profundidades 0-10 cm y 10-30 cm por uso y textura.
3. Los resultados indicaron que no existen diferencias significativas en el COS entre los usos evaluados, pero sí las hay entre las texturas, lo que evidencia que las características edáficas, la variabilidad ambiental y el manejo de cada parcela tienen un papel significativo en las reservas de COS.
4. El suelo se compacta y aumenta su densidad aparente cuando se realiza el desmonte. Esta situación no se presenta en el caso del uso de bosque con ganadería que, si bien no está sujeto al desmonte, muestra susceptibilidad a la desertificación y pérdidas en las reservas de COS, especialmente en suelos de textura gruesa.
5. Se destaca el almacenaje de COS en texturas finas para el uso de pasturas implantadas.
6. Implicancias. Se remarca el potencial de los usos del suelo de agricultura extensiva y bosque con ganadería para secuestrar carbono en texturas finas a partir de manejos sustentables. La variabilidad edáfica y ambiental debe ser considerada en futuras estrategias de monitoreo y gestión del COS en la región.

[Palabras clave: bosque nativo, deforestación, cambio de uso de suelo, ganadería, materia orgánica, ordenamiento territorial, pasturas, textura]

ABSTRACT. Impact of land use on soil organic carbon storage in the Northwestern Dry Chaco

1. Soil organic carbon (SOC) stock is an indicator of soil quality and health. Its dynamics play a significant role in the global balance of greenhouse gas (GHG) emissions. Changes in land use and increased production intensity in the Dry Chaco region decrease SOC.
2. The objective of this study was to compare the effect of different land uses and soil textures on SOC storage in the Dry Chaco. Using the equivalent mass methodology, three production systems were compared: extensive agriculture, planted pastures, and forest with livestock. Data were obtained from soil samples taken at depths of 0–10 cm and 10–30 cm for each land use and texture.
3. The results showed no significant differences in SOC among the evaluated land uses; however, significant differences were observed across soil textures, suggesting that soil characteristics, environmental variability, and plot-level management play a significant role in SOC reserves.
4. Soil compaction and increased bulk density occur after deforestation. This situation does not occur in forest-livestock use (i.e., forest with livestock), which, although not subject to deforestation, is susceptible to desertification and SOC loss, especially in coarse-textured soils.
5. The storage of SOC in fine-textured soils under planted pastures is noteworthy.
6. Implications. The potential of extensive agriculture and forest-livestock land uses to sequester carbon in fine-textured soils through sustainable management practices is highlighted. Edaphic and environmental variability must be considered in future monitoring and management strategies for SOC in the region.

[Keywords: native forest, deforestation, land use change, livestock farming, organic matter, land use, pastures, texture]

INTRODUCCIÓN

El suelo constituye la mayor reserva de carbono orgánico (COS) terrestre, estimada en ~1500 Pg C en el primer metro de profundidad. Este valor supera el contenido de carbono (C) en la atmósfera (~800 Pg C) y en la vegetación (~500 Pg C) (FAO and ITPS 2015). El COS, principal componente de la materia orgánica del suelo (MOS) y muy relacionado con el uso y las propiedades del suelo, desempeña un papel central en la regulación del ciclo global del C y de los gases de efecto invernadero (GEI) (Chalco Vera and Acreche 2024). El tamaño del reservorio de COS está determinado por el balance entre las entradas de C —sobre todo, a partir de las transformaciones de la biomasa aérea y radical, los exudados radicales y la necromasa bacteriana— y las pérdidas (en particular, por descomposición y respiración microbiana y radical). Todos estos procesos están muy influenciados por el clima, el tipo de suelo, la cobertura vegetal y las prácticas de manejo del suelo (FAO and ITPS 2015; Martínez H et al. 2008).

Las tierras áridas ocupan el 45% de la superficie terrestre (Pravšić 2016) y contienen más de un tercio del COS mundial (Plaza et al. 2018). Estos suelos pocos desarrollados debido a las precipitaciones escasas y variables, y a la alta evapotranspiración (Boul 2013), factores que condicionan el almacenamiento de agua y la concentración de materia orgánica, limitan la productividad y la actividad biológica y favorecen procesos de erosión y desertificación (De Gruyter 2017; FAO and ITPS 2015). En la Argentina, la diagonal árida sudamericana atraviesa el 70% del territorio, incluyendo ecorregiones como la Puna, el Monte de Sierras y Bolsones, y el Chaco Seco (MAYDS-PNUD 2022). A pesar de su importancia, la compleja dinámica del COS en estas regiones está poco documentada, posiblemente por su gran variabilidad (Austin et al. 2004) y por la escasez de estudios sistemáticos (Xie and Steinberger 2001). Esta falta de información dificulta el desarrollo de estrategias de conservación para evitar la degradación e incrementar el secuestro de C en los suelos (Plaza et al. 2018).

El Chaco Seco argentino, con una extensión aproximada de 800.000 km², alberga el bosque seco ininterrumpido más grande de Sudamérica (Gimenez and Moglia 2017). Este ecosistema desempeña un papel fundamental en el almacenamiento de C (IPCC 2003; Simula and Manzur 2011), ya que sus suelos contienen

un estimado de 2.3 Pg C hasta los 30 cm de profundidad, representando el 17% del total nacional (Gaitán et al. 2025). La conversión de bosques nativos a tierras agrícolas y ganaderas ha generado un declive en la reserva de COS, reduciendo la capacidad del suelo como sumidero de C (Abril and Bucher 2001; Córdoba et al. 2022). Esta reducción se debe a que la deforestación y la intensificación del pastoreo en esta región disminuyeron la cobertura vegetal y la incorporación de residuos orgánicos al suelo, afectando de manera directa el contenido de COS (Volante et al. 2012; Gaitán et al. 2015; Teich et al. 2019; Baldassini and Paruelo 2020). Los efectos de este cambio en el uso del suelo incluyen el deterioro de la estructura y los agregados (i.e., planchado superficial y compactación), procesos de erosión, salinización, pérdida de nutrientes y reducción de la exploración radical, lo que disminuye la producción de biomasa y genera una pérdida neta de C hacia la atmósfera (Lal 2001). Se documentó que los cultivos anuales de secano provocan las mayores pérdidas de COS al reemplazar los bosques nativos (Villarino et al. 2023; Nosetto et al. 2024). En consecuencia, los procesos de cambio de uso de suelo en esta región han puesto en riesgo la sustentabilidad de los procesos productivos asociados.

En este contexto, la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos N° 26331, promulgada en 2007, establece estrategias de ordenamiento territorial para promover usos sustentables y conservación de los bosques. En el Chaco Seco, el Ordenamiento Territorial del Bosque Nativo (OTBN) de la provincia de Salta define tres categorías de manejo basándose en los usos del suelo: I-Conservación; II-Aprovechamiento forestal, silvopastoril y turístico sostenible, y III-Desmonte total o parcial. Pese a este marco regulatorio, las tasas de deforestación en la región del Chaco salteño superaron los valores globales, aumentando las emisiones de C y la degradación del suelo (Paruelo et al. 2011; Vallejos et al. 2015).

A pesar de los esfuerzos por evaluar el impacto de los usos y el manejo de los suelos sobre el COS, aún no se establecieron patrones generalizables para definir la dinámica del COS bajo diferentes escenarios de intervención de la tierra (Banegas et al. 2019; Beillouin et al. 2023). Algunos estudios señalan que en el Chaco Seco, en comparación con la agricultura extensiva, las pasturas implantadas pueden mitigar las pérdidas

de COS (Osinaga et al. 2018; Baldassini and Paruelo 2020). Otros trabajos, sin embargo, indican que la intensificación del pastoreo y la tala indiscriminada en bosques con ganadería reducen el COS (Abril and Noe 2007; Conti et al. 2014; Cotroneo et al. 2016; Córdoba et al. 2022; Naldini et al. 2023). El objetivo de este estudio fue determinar y comparar los reservorios de COS, considerando los efectos de la compactación del suelo, en tres sistemas extensivos de producción de secano a gran escala dentro de la ecorregión del Chaco Seco: 1) agricultura extensiva de granos; 2) ganadería en pasturas implantadas, y 3) los bosques nativos gestionados con ganadería. Planteamos como hipótesis que los sistemas menos intensivos, con menor perturbación física y que conservan parte de los estratos vegetales del ecosistema original, presentan mayores reservas de COS debido a una mayor incorporación de residuos y mayor estabilidad estructural del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en la ecorregión del Chaco Seco (Torrella and Adamoli 2005) de las provincias de Salta y Jujuy. La región presenta un clima subtropical cálido con precipitaciones concentradas entre los meses de noviembre y marzo. Los puntos relevados (Figura 1) se encuentran dentro de un rango geográfico de isohietas de 500 a 750 mm/año, con una media de 600 mm/año.

Los suelos de la región de estudio son variables. En las partes terminales de los faldeos de las serranías y niveles aterrizados predominan suelos del orden Molisol, que se distribuyen de forma longitudinal de norte a sur en una franja determinada por las Sierras Subandinas (Nadir and Chafatinos 1990). La gran Llanura Chaqueña presenta una leve pendiente hacia el sudeste que determina que

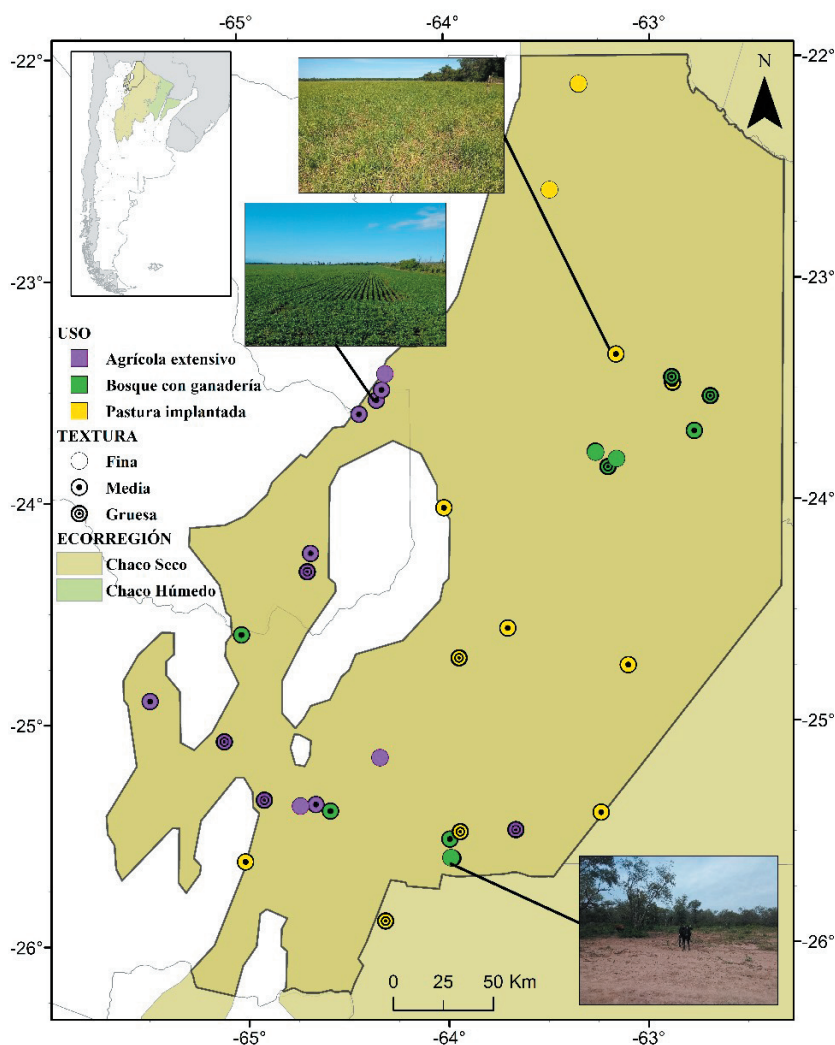


Figura 1. Mapa de sitios relevados que se utilizaron para este estudio en la ecorregión Chaco Seco de la Argentina. Los colores violeta, verde y amarillo indican uso del suelo agrícola extensivo, bosques con ganadería y pastura implantada, respectivamente. Los contornos en círculo, círculo con punto y doble círculo indican textura fina media y gruesa del suelo, respectivamente.

Figure 1. Map of surveyed sites used for this study in the Dry Chaco ecoregion of Argentina. Violet, green, and yellow colors indicate extensive agricultural land use, forests with livestock ranching and pastures, respectively. Circle, dotted circle and double circle outlines indicate fine, medium and coarse soil texture, respectively.

los ríos que nacen en el sector montañoso del oeste sigan esa dirección predominante. En las llanuras estabilizadas predominan suelos del Orden Molisol, mientras que en las llanuras aluviales predominan los suelos del Orden Inceptisol y del Orden Entisol según la textura, la fertilidad y la posición hidrológica en el paisaje (i.e., bañados y llanuras anegables) (Puchulu and Fernández 2017).

Se estudiaron 39 sitios con 10 años continuos bajo el mismo uso de suelo. Estos sitios incluyeron tres usos de suelo (tratamientos) representativos de la producción extensiva de secano en la región: A) agricultura de granos (caracterizada por la siembra directa de cultivos de granos gruesos con diferentes proporciones de rotaciones de soja-maíz); B) pasturas implantadas (en especial, de Gatton Panic [*Panicum maximum* cv. *gatton panic*] o Grama Rhodes [*Chloris gayana*], y C) bosque nativo con uso ganadero (pastoreo libre con aprovechamiento de especies herbáceas y leñosas que proveen hojas, frutos, hojarasca y hasta corteza para consumo animal). Dado que la heterogeneidad en las clases texturales de esta región varía (Geo INTA; Schulz et al. 2022; Schulz et al. 2023; USDA 1977), se establecieron tres categorías texturales de suelo (fina, media y gruesa) siguiendo los protocolos de INTA con base a las metodologías de Thien (1979) y Ciancaglini (2000). Así, resultaron 6 réplicas de cada tratamiento para los suelos de textura media, 4 réplicas para cada tratamiento para suelos de textura gruesa y 3 réplicas para cada tratamiento en suelos de textura fina (Material Suplementario-Tabla S1).

Los detalles de la ubicación geográfica, la clasificación de suelo a nivel subgrupo, la fisiografía y los porcentajes de arena, limo y arcilla de cada sitio monitoreado se presentan en la Material Suplementario-Tabla S1, de acuerdo con Nadir y Chafatinos (1990) y su georreferenciación en el mapa de suelos del NOA (Salta y Jujuy) (Idesa 2017). Teniendo en cuenta esta información, los rangos probables de porcentaje de arena, limo y arcilla para las categorías definidas fueron: textura fina (27-65% arcilla, 15-66% limo, <30% arena); textura media (<27% arcilla, 28-88% limo, 20-52% arena) y textura gruesa (<20% arcilla, <50% limo, 52-90% arena).

Diseño experimental y determinaciones

Para cada uso del suelo se empleó el protocolo específico definido por INTA (2023),

diseñado para obtener datos distribuidos geográficamente de manera homogénea para el mapa nacional del stock de carbono en el suelo entre 0 y 30 cm de profundidad. En cada parcela se tomó una muestra de suelo compuesta con un muestreador de suelo manual. Se tomaron muestras de suelo a las profundidades 0-10 cm y 10-30 cm por cada parcela. Para determinar la densidad aparente del suelo a dichas profundidades se utilizó un muestreador de volumen conocido. Se tomaron 3 muestras al azar por parcela, a las profundidades mencionadas. De los parámetros analizados en laboratorio se tuvieron en cuenta para este trabajo: a) concentración de C orgánico del suelo (COS), determinada con el método de Walkley y Black (Nelson and Sommer 1986), y b) densidad aparente, con el método del cilindro de volumen conocido. Los cálculos se realizaron con muestras secadas en estufa a 105 °C por 48 h, con tamizado previo para eliminar las partículas >2 mm (e.g., raíces, piedras, restos leñosos gruesos).

El stock de COS se calculó según la Ecuación:

$$\text{COS (Mg/ha)} = C \times \text{Dap} \times 0.3 \times (1 - \text{FG}) \times 0.1$$

Ecuación 1

donde C es la concentración de COS (%); Dap es la densidad aparente del suelo (kg/m³), 0.3 es la profundidad de muestreo (m), FG es la fracción de fragmentos gruesos (rocas, gravas y conglomerados) en el suelo >2 mm y 0.1 es un factor para expresar el resultado en Mg/ha.

Como los muestreos de suelos fueron realizados a profundidad fija, se realizó la corrección del stock de COS por masa de suelo equivalente (COS MSE), con un enfoque simplificado basado en Ellert y Bettany (1995) y los principios discutidos por Von Haden et al. (2020), con una versión que no incluye funciones continuas. En este trabajo se utilizó una interpolación lineal del COS acumulado en la capa subsuperficial (10-30 cm), ya que el muestreo estaba condicionado a dos profundidades. Primero, se calculó el peso de la masa de cada parcela; después, se determinó la masa objetivo que para este trabajo fue el valor más bajo, y que coincide con el uso de suelo bosques con ganadería; por último, se calculó por capas la profundidad efectiva, donde la capa superior (0-10 cm) se incluyó completa y solo la fracción necesaria de la capa inferior (10-30 cm) para alcanzar la masa objetivo. Esta corrección es necesaria

para evitar sesgos en la comparación por efectos de compactación.

Descripción de las parcelas de usos del suelo relevadas

Para los sitios de bosque nativo bajo uso ganadero se seleccionaron establecimientos cuyos propietarios los determinaron como uso ganadero normal. Dentro de estos sitios se realizaron parcelas con tres transectas de 30 m de longitud, separadas por 10 m entre sí. En ellas se midió la cobertura aérea por el método de intercepción de puntos. En las mismas parcelas se tomaron las muestras de suelo con el procedimiento indicado más arriba. El protocolo en pasturas implantadas es idéntico al anterior, y en el caso de las tierras agropecuarias se seleccionó una parcela con un área de 20x20 m, donde se tomaron las muestras de suelo y además se registraron indicadores visuales edáficos, de degradación y de cobertura.

A modo descriptivo se indican algunas de las características de la cobertura vegetal a nivel del suelo según el tipo de uso. En cultivos extensivos y pasturas implantadas se considera el estrato implantado, el mantillo y el rastrojo como cobertura, mientras que en bosques nativos se consideran categorías que incluyen todos los estratos vegetales, suelo desnudo y mantillo. En cultivos extensivos, 5 sitios presentaron más del 80% de cobertura, 3 entre 40-80%, otros 3 entre 15-40% y 2 entre 5-15%, distribuidos en suelos de distintas texturas. En pasturas implantadas, solo 1 sitio superó el 80%, 6 estuvieron entre 15-40% y otros 6 entre 5-15%, también en diversas texturas. En los bosques, la cobertura promedio fue de 23.5% por árboles/arbustos, 23.2% por hierbas/pastos, 26% por mantillo, 23.3% de suelo desnudo y un 4% de criptógamas, excretas y rocas.

Análisis de datos

Para evaluar las diferencias de efectos de los tipos de usos de suelos y textura sobre las variables Dap, %CO, stock de COS y stock COS MSE se usó el análisis multivariado de la varianza (ANOVA Tipo III) y se realizó la comparación de medias con la prueba de Tukey HSD. Se utilizó el software Infostat (Di Rienzo et al. 2020). Además, se calcularon los tamaños del efecto mediante la *g* de Hedges para comparar todos los pares de grupos posibles y determinamos intervalos de confianza del 95% con el software R v4.5.1 (R Core Team 2025) utilizando los paquetes

boot y dplyr. Los intervalos que no incluyeron el cero se consideraron estadísticamente significativos.

RESULTADOS

Densidad aparente y carbono orgánico de 0-10 cm y de 10-30 cm de profundidad

La densidad aparente en la capa superficial (0-10 cm) mostró diferencias significativas según el uso del suelo ($P < 0.0001$), mientras que la textura y la interacción uso-textura no fueron significativas ($P > 0.05$). La comparación de medias para los usos del suelo indicó que el agrícola extensivo y pastura implantada se diferenciaron significativamente respecto al bosque con ganadería. El uso agrícola extensivo presentó la mayor densidad aparente con un valor promedio (\pm error estándar) de 1.51 ± 0.02 g/cm³, seguido por el uso pastura implantada (1.43 ± 0.03 g/cm³) y, finalmente, por el bosque con ganadería (1.2 ± 0.03 g/cm³) en los primeros 10 cm de profundidad.

En la capa subsuperficial (10-30 cm), la densidad aparente también mostró diferencias significativas tanto por el uso del suelo ($P < 0.0001$) y por la interacción uso-textura ($P = 0.0299$), mientras que la textura no presentó efecto significativo ($P > 0.05$). En las texturas fina y media se observó el patrón consistente de la capa superficial (0-10 cm), en el que los usos agricultura extensiva y pastura implantada presentaron valores significativamente mayores que bosque con ganadería. Para la textura media, los valores promedio (\pm error estándar) fueron agricultura extensiva 1.62 ± 0.17 g/cm³, pastura implantada 1.38 ± 0.09 g/cm³ y bosque con ganadería 1.20 ± 0.09 g/cm³. En la textura fina, los promedios fueron agricultura extensiva 1.37 ± 0.10 g/cm³, pastura implantada 1.54 ± 0.06 g/cm³ y bosque con ganadería 1.20 ± 0.07 g/cm³. En la textura gruesa este patrón no resultó significativo, con valores promedio de agricultura extensiva 1.51 ± 0.09 g/cm³, pastura implantada 1.49 ± 0.20 g/cm³ y bosque con ganadería 1.30 ± 0.14 g/cm³.

El carbono orgánico (%CO) en la capa superficial (0-10 cm) presentó diferencias significativas según el uso del suelo ($P = 0.0186$), sin efecto significativo para la textura y la interacción uso-textura ($P > 0.05$). Considerando el uso del suelo, la comparación de medias indicó que las pasturas implantadas y el bosque con ganadería se diferenciaron estadísticamente de la agricultura extensiva. El uso pastura implantada registró el mayor

%CO con un valor promedio (\pm error estándar) de $2.10 \pm 0.26\%$, seguido por bosque con ganadería $1.65 \pm 0.26\%$ y agrícola extensivo con el menor valor $1.20 \pm 0.08\%$. En profundidad (10-30 cm), el %CO no presentó diferencias estadísticamente significativas por uso del suelo, por la textura y por la interacción uso-textura ($P > 0.05$).

Stock de COS MSE

El stock de COS MSE indicó diferencias significativas para las texturas ($P = 0.0149$), sin diferencias significativas en el uso del suelo y la interacción uso-textura ($P > 0.05$). La comparación de medias de la textura indica que las finas se diferencian estadísticamente de las gruesas. A su vez, las medias de las gruesas, sin efecto significativo entre las texturas medias y finas. El mayor almacenamiento de COS MSE promedio se observó en la textura fina con 52.9 Mg/ha, seguido por la textura media con 46.2 Mg/ha; el más bajo fue en la textura gruesa, con 30.5 Mg/ha. La Tabla 1 indica los valores promedio, su error estándar (EE), desvío estándar (DE) y su intervalo de confianza (IC95%) para el stock COS MSE con la profundidad que se consideró para el cálculo por corrección de masa suelo equivalente teniendo en cuenta las texturas. Se observa que el stock de COS tiene un IC95%

amplio con solapamiento, y en el caso del stock COS MSE, los IC95% son estrechos y marcan la diferencia entre las texturas gruesas respecto a las finas y medias.

Respecto a los usos del suelo evaluados, a pesar de que no se encontraron diferencias significativas, resulta interesante indicar los valores promedio de stock COS MSE, ya que las medias presentan diferencias con relevancia agronómica. El stock promedio de COS MSE de pastura implantada fue 44.9 Mg/ha; el de bosque con ganadería, 43 Mg/ha, y de agricultura extensiva, 36 Mg/ha. La Tabla 2 muestra los valores promedio antes mencionados, con su EE, DE, IC95% y la profundidad que se consideró para el cálculo por corrección de masa de suelo. Se observa que los IC95% para los usos del suelo se mantienen amplios y con solapamiento en el COS y en su corrección por MSE, lo que indica la variabilidad dentro de cada uso, por lo que la comparación no muestra diferencias estadísticamente significativas.

Los tamaños del efecto (g de Hedges) corroboraron estos resultados (Material Suplementario-Tabla S2 y Material Suplementario-Tabla S3). Dentro de agricultura extensiva y pastura implantada, la textura gruesa mostró un contenido de

Tabla 1. Promedio stock de COS MSE (Mg/ha), error estándar (EE) stock de COS MSE (Mg/ha), desvío estándar (DE) stock de COS MSE (Mg/ha), intervalo de confianza (IC95%) stock de COS MSE (Mg/ha) y profundidad de MSE (cm) para las texturas fina, media y gruesa. Letras distintas indican diferencias significativas ($P < 0.05$) según la prueba de Tukey en stock COS MSE.

Table 1. Average MSE COS stock (Mg/ha), standard error (SE) MSE COS stock (Mg/ha), standard deviation (SD) MSE COS stock (Mg/ha), confidence interval (95% CI) MSE COS stock (Mg/ha) and MSE depth (cm) for fine, medium and coarse textures. Different letters indicate significant differences ($P < 0.05$) according to Tukey's test for MSE COS stock.

Textura	Stock de COS MSE (Mg/ha)	EE Stock de COS MSE (Mg/ha)	DE Stock de COS MSE (Mg/ha)	IC95% Stock de COS MSE (Mg/ha)	Profundidad de MSE (cm)
Fina	52.9 a	6	17.9	39.1; 66.6	24.9
Media	46.2 ab	4.9	20.9	35.8; 56.6	24.4
Gruesa	30.5 c	2.2	7.5	25.8; 35.2	23.5

Tabla 2. Promedio stock de COS MSE (Mg/ha), error estándar (EE) stock de COS MSE (Mg/ha), desvío estándar (DE) stock de COS MSE (Mg/ha), intervalo de confianza (IC95%) stock de COS MSE (Mg/ha) y profundidad de MSE (cm) para los usos del suelo pastura implantada, bosque con ganadería y agrícola extensivo.

Table 2. Average COS MSE stock (Mg/ha), standard error (SE) of COS MSE stock (Mg/ha), standard deviation (SD) of COS MSE stock (Mg/ha), confidence interval (CI95%) of COS MSE stock (Mg/ha) and MSE depth (cm) for the land uses of planted pasture, forest with livestock and extensive agriculture.

Uso del suelo	Stock COS MSE (Mg/ha)	EE stock COS MSE (Mg/ha)	DE stock COS MSE (Mg/ha)	IC95% stock COS MSE (Mg/ha)	Profundidad de MSE (cm)
Pastura implantada	49.7	6.1	21.2	36.5; 62.9	23.2
Bosque con ganadería	43	6	21.8	29.9; 56.2	27.4
Agrícola extensivo	36	2.5	8.9	30.6; 41.4	22

COS significativamente menor que la textura fina (agricultura: $g=-4.6$; IC95%: -9.3 a -1.8; pastura: $g=-2.1$; IC95%: -4.9 a -0.4). En bosque con ganadería se observó la misma tendencia, aunque no significativa ($g=-1.2$; IC95%: -3.8 a 0.3).

Las comparaciones entre usos, manteniendo constante la textura, no mostraron diferencias significativas en ningún caso (todos los IC bootstrap incluyeron el cero), lo que sugiere que las diferencias observadas en el ANOVA se deben, sobre todo, al efecto diferencial de la textura según el uso. Las tablas completas con estadísticas descriptivas y todos los tamaños del efecto por pares se incluyen como material suplementario (Material Suplementario-Tabla S2 y Material Suplementario-Tabla S3).

Considerando las diferencias texturales significativas, la Tabla 3 presenta un resumen de la estadística descriptiva obtenida a partir de los datos de textura y usos del suelo. Se incluyen los valores de varianza de la muestra, el coeficiente de variación porcentual (CV%), la media del stock de COS MSE (Mg/ha) y los valores mínimo y máximo del stock COS MSE (Mg/ha). En la misma se observa que el uso agrícola extensivo mostró la menor varianza y el menor coeficiente de variación en las tres texturas analizadas. En cuanto a los valores promedio, el mayor stock de COS MSE se observó en el uso de pasturas implantadas

para las tres texturas, mientras que los valores más bajos corresponden al uso de bosques con ganadería. Para la textura fina, cabe destacar que el valor máximo de varianza se registró en bosques con ganadería, mientras que en las texturas media y gruesa, los valores más altos corresponden a pasturas implantadas.

La Figura 2 presenta la interacción entre los usos del suelo y la textura respecto al almacenamiento de COS MSE. Si bien la interacción no mostró diferencias significativas, la figura permite destacar aquellos usos y texturas con potencial para recuperar reservas de COS; en particular, en bosques con ganadería y agricultura extensiva sobre textura fina. Los valores de COS sin corrección medidos a profundidad fija promedio de textura (Material Suplementario-Tabla S4) y de uso de suelo (Material Suplementario-Tabla S5), con su EE, DE, IC95% permiten observar el impacto de la corrección por MSE.

DISCUSIÓN

Usos del suelo en el Chaco y su impacto en el stock de COS

Si bien las reservas de COS MSE no evidenciaron diferencias estadísticamente significativas entre usos del suelo, las medias mostraron contrastes de magnitud agronómica (≥ 10 Mg/ha). Los amplios

Tabla 3. Varianza de la muestra, coeficiente de variación (CV%), media del stock COS MSE, valores mínimos y máximos de COS MSE para los usos del suelo agricultura extensiva, pastura implantada y bosque con ganadería con las texturas media, gruesa y fina.

Table 3. Sample variance, coefficient of variation (CV%), mean of the COS MSE stock, minimum and maximum values of COS MSE for the land uses extensive agriculture, planted pasture and forest with livestock with medium, coarse and fine textures.

Textura y uso del suelo		Varianza de la muestra	CV (%)	stock COS MSE (Mg/ha)	stock COS MSE Mín C (Mg/ha)	stock COS MSE Máx C (Mg/ha)
Textura fina n=3	Pastura implantada	146.8	12	59.5	45.7	68.2
	Agricultura extensiva	4.9	2	45	42.7	47.1
	Bosque con ganadería	967.1	31	54	27.5	88.3
Textura media n=6	Pastura implantada	729.3	27	55.2	34.7	103.9
	Agricultura extensiva	100.8	10	35.7	25.2	52.5
	Bosques con ganadería	428.3	21	47.8	19.1	78.1
Textura gruesa n=4	Pastura implantada	103	10	34	25.4	45.5
	Agricultura extensiva	11.6	3	29.7	25.6	33.7
	Bosques con ganadería	63.4	8	27.8	19.1	34.6

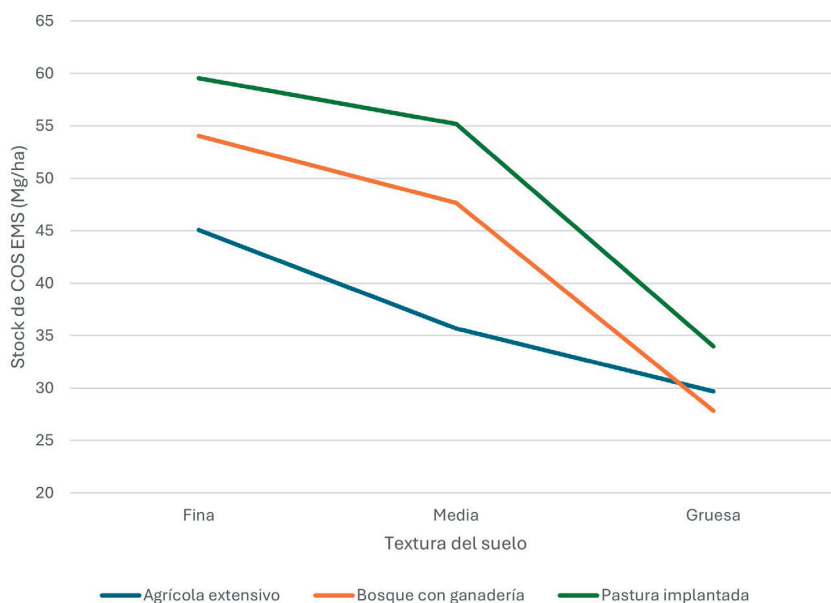


Figura 2. Indica la interacción entre los usos del suelo y la textura respecto al almacenamiento promedio de COS MSE. Línea verde: uso de pasturas implantadas. Línea naranja: bosque con ganadería. Línea azul: agricultura extensiva.

Figure 2. Indicates the interaction between land use and texture with respect to MSE COS storage. Green line: planted pastures. Orange line: forest with livestock. Blue line: extensive agriculture.

intervalos de confianza, asociados a la elevada variabilidad del COS MSE en los distintos usos, abarcan tanto efectos triviales como otros potencialmente relevantes para el manejo. En este sentido, y en línea con lo planteado por Amrhein et al. (2019), evitamos concluir 'ausencia de diferencias' basándonos solo en valores de $P > 0.05$, dado que los intervalos de compatibilidad pueden incluir efectos de importancia práctica y la falta de significancia estadística no implica ausencia de efecto. Dicho esto, se observa que el uso del suelo con pasturas implantadas presenta los valores promedio mayores de reserva de COS MSE respecto a los otros usos y texturas. Autores como Céspedes Flores et al. (2021) y Banegas et al. (2019) demostraron que los sistemas pastoriles en la región chaqueña pueden tener un incremento significativo del COS en las capas superficiales bajo un buen manejo de rotación de pastoreo o carga animal. Además de ello, es importante considerar que debido a la baja oferta forrajera de invierno (estación seca) en esta región, la suplementación rica en nitrógeno probablemente permite mejorar la calidad y distribución de residuos orgánicos (i.e., heces, orina y restos vegetales) que retornan al suelo. Esto favorecería el reciclaje de nutrientes y el incremento de COS. En nuestro estudio, los %CO en la capa superficial del suelo, bajo el uso de pastura implantada, no registraron diferencias significativas respecto al bosque con ganadería, aunque sí con agricultura extensiva. Esto indica que, aun con la corrección por masa equivalente, la compactación puede seguir influyendo en

los incrementos de las reservas de COS MSE en los sistemas pastoriles.

En este trabajo solo nos concentramos en las reservas del COS del suelo. Sin embargo, las características generales de la vegetación de los usos analizados; sobre todo, las de los estratos en los bosques con ganadería nos indican situaciones de sobrepastoreo, tal como las condiciones descritas por Abril y Noe (2007), con ganado libre sin manejo, alto porcentaje de suelo desnudo, pocos árboles, pastos y hierbas palatables y un alto porcentaje de arbustos. Por consiguiente, sin determinar la magnitud del pastoreo de las parcelas evaluadas en bosques con ganadería se observa que la presencia del ganado puede ser consistente respecto a las pérdidas de reservas de COS, tal como mencionan Abril y Bucher (2001), el escaso retorno de restos orgánicos al suelo alterando a su vez la reposición de nitrógeno, un componente clave para la conservación o ganancia de C puede explicar en parte efectos que generan la pérdida de cobertura vegetal y avances de la desertificación (Abril and Noe 2007; Conti et al. 2014; Cotroneo et al. 2016). El reemplazo de especies vegetales —sobre todo, gramíneas— por especies arbustivas en contextos de degradación reduce la cobertura vegetal al ras del suelo y aumenta la susceptibilidad del sistema a la erosión (Abrahams et al. 1995). Este proceso podría contribuir a la disminución de las reservas de COS en este uso productivo; en especial, en condiciones de mayor vulnerabilidad, como en suelos de textura gruesa.

Este estudio evidencia que la alta fragilidad del Chaco Seco podría limitar las alternativas sostenibles propuestas para la ley de bosques si estas no vienen acompañadas de un monitoreo continuo para asegurar que los manejos no impliquen reducciones de las reservas de COS. Por ello, si se tiene en cuenta que el número de animales en la provincia de Salta entre 2010 y 2020 aumentó un 31% (SENASA 2020), es fundamental fortalecer los mecanismos de cumplimiento de la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, especialmente en relación con la actividad ganadera en estas áreas.

Los datos analizados en este trabajo muestran que el uso agrícola extensivo presenta la menor variación en el stock de COS MSE en comparación con los otros usos y texturas evaluadas. La corrección por MSE reduce el COS ~25%, lo que indica la sobreestimación que ocurre cuando no se considera el efecto de la compactación. Este hallazgo resalta la importancia del manejo agropecuario sustentable y su potencial para mejorar las reservas de COS en la región; sobre todo, si se tiene en cuenta que en la actualidad se estima que las reservas de COS en la Región Chaqueña podrían incrementarse ~50% mediante la implementación de prácticas conservacionistas (AAPRESID 2023). De hecho, en nuestro estudio, para la textura media se observan valores máximos que representan ~48% de incremento en el stock de COS MSE respecto al promedio, lo que coincide con las estimaciones mencionadas.

Densidad aparente del suelo

Los resultados indican que la densidad aparente superficial (0-10 cm) y subsuperficial (10-30 cm) aumenta de forma significativa en suelos sometidos a desmonte y uso de maquinaria agrícola (en especial, en agricultura extensiva), en comparación con bosques con ganadería. Estudios previos reportaron que los desmontes aumentan la compactación del suelo en el Chaco Semiárido de Salta (Osinaga et al. 2015). En particular, Osinaga et al. (2018) encontró que a partir de los 20 cm de profundidad se observa un marcado endurecimiento del suelo hasta los 40 cm; incluso, bajo siembra directa. Caruso et al. (2015) refuerzan este efecto en suelos con pasturas implantadas, indicando que la densidad aparente es significativamente mayor que en cortinas de bosque nativo sin presión ganadera. Las texturas medias y finas son más

susceptibles a la compactación; en nuestro estudio, la interacción entre uso del suelo y textura en la capa subsuperficial (10-30 cm) fue significativa y señala este comportamiento. En concreto, observamos que valores elevados de densidad aparente en pasturas implantadas con textura fina se asociaron con un mayor almacenamiento de COS, lo que sugiere que una alta compactación podría enmascarar mayores reservas de carbono. Esto refuerza la necesidad de aplicar la corrección por masa equivalente y evidencia la interacción entre usos y manejos en distintos ambientes.

Stock de COS en el Chaco

En este estudio, los usos del suelo de producción extensiva de secano no determinaron de manera significativamente diferencial la capacidad de almacenamiento de C en el suelo. Por ello, se podría pensar que la interacción entre los usos, el manejo sitio específico y las condiciones ambientales particulares generan variabilidad (Abril and Noé 2007), con un mayor efecto sobre los niveles de COS. En este punto, es importante notar que nuestro estudio no pudo considerar como factor de clasificación las precipitaciones medias anuales de los sitios, ya que no se encontró información precisa disponible.

Por otro lado, la fragilidad del COS en esta región se debe, sobre todo, a los cambios en la estacionalidad y la reducción de las entradas de C (Baldassini 2018). Esto podría ser relevante en áreas de bosques con precipitaciones marginales, texturas gruesas del suelo y bajo fuerte presión ganadera. En este sentido, las variables ambientales tienen un alto impacto en la construcción de mapas del stock de COS, definiendo que las estrategias de manejo son las que permiten incrementar la productividad, reducir las pérdidas de C y neutralizar procesos de degradación (Tiruneh et al. 2024). En línea con esto, se reportaron casos en los que las prácticas conservacionistas tienen un impacto significativamente positivo en el balance de C en esta región; en especial, en zonas de alta degradación (Abril et al. 2005; Céspedes Flores et al. 2018). El ajuste del stock de COS por masa de suelo equivalente —aplicado en dos profundidades de suelo y con una interpolación lineal— permitió realizar una comparación adecuada entre los usos evaluados. Si bien esta aproximación es una versión simplificada del marco conceptual de Von Haden et al. (2020), resulta adecuada para el esquema de muestreo utilizado

y evita sesgos asociados a diferencias en densidad aparente. En este sentido, el grado de compactación, dentro de los usos del suelo, se muestra como un factor importante en la cuantificación del COS en esta región.

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio permiten profundizar el debate sobre los impactos de los distintos usos del suelo en el Chaco Seco en relación con el almacenamiento del COS, destacando que la sostenibilidad de un sistema productivo depende de un manejo adecuado. Si bien se planteó inicialmente la hipótesis de que los sistemas de bosque con ganadería podrían favorecer una mayor acumulación de COS por conservar parte del estrato vegetal original y presentar menor perturbación en los suelos, los resultados no respaldaron esta suposición. Esto sugiere que la compactación del suelo, la reducción de los aportes vegetales por sobrepastoreo y la textura afectan la dinámica del COS, factores muy influenciados por la intensidad del uso y del manejo.

La principal diferencia entre los sistemas analizados se reflejó en la variabilidad del almacenamiento de COS y la densidad aparente del suelo, con la textura como un factor determinante en la capacidad de acumulación de COS. Los menores valores promedio de COS MSE se registraron en suelos de textura gruesa y bajo agricultura extensiva y bosque con ganadería, lo que indica mayor fragilidad para algunos usos del suelo en esta textura. Por el contrario, los mayores niveles de almacenamiento de COS

MSE se observaron en suelos de texturas finas, principalmente en el uso de pasturas implantadas, donde probablemente el manejo adecuado de la rotación de pastoreo y la suplementación invernal pudieron ser factores que favorecieron el stock de COS, además de la compactación en los suelos.

Estos hallazgos subrayan la importancia de la interacción entre el manejo, la variabilidad ambiental y las características edáficas en la acumulación de COS en el Chaco Seco. En este sentido, se destaca el potencial de los suelos bajo bosque con ganadería o cultivos extensivos (en especial, en suelos con textura fina) para mejorar el almacenamiento de COS. Sin embargo, serán necesarios estudios complementarios que evalúen la influencia de factores como las precipitaciones y las prácticas específicas de manejo en distintas condiciones edáficas (texturas) sobre la dinámica del COS en esta región.

AGRADECIMIENTOS. A los participantes que colaboraron en la toma de datos relevados para este trabajo y que formaron parte de los proyectos "PE I040_INTA Diseño e implementación de un sistema nacional de monitoreo de la degradación a distintas escalas, con meta en la neutralidad de la degradación de tierras", "PD-L02-I132_INTA Estrategias para incrementar las reservas nacionales de carbono orgánico del suelo y contribuir a la neutralidad de la degradación de tierras" y "CFA FY20 Cartografiar y caracterizar el estado de degradación de pasturas y pastizales en la región chaqueña de Argentina y Paraguay".

REFERENCIAS

- Abrahams, A. D., A. J. Parsons, and J. Wainwright. 1995. Effects of Vegetation Change on Interrill Runoff and Erosion, Walnut Gulch, Southern Arizona. *Geomorphology* 13:37-48. [https://doi.org/10.1016/0169-555X\(95\)00027-3](https://doi.org/10.1016/0169-555X(95)00027-3).
- Abril, A., and L. B. Noe. 2007. Balance de carbono del suelo según el uso de la tierra en la región árida-semiárida central de Argentina. Pp. 191-202 en N. C. Verne (ed.). *Forest Ecology Research Horizons*. Nova Science Publishers, Inc. Nueva York.
- Abril, A., P. Barttfeld, and E. H. Bucher. 2005. The effect of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the Dry Chaco forest. *Forest Ecology and Management* 206(1-3):399-405. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.11.014>.
- Abril, A., and E. H. Bucher. 2001. Overgrazing and soil carbon dynamics in the western Chaco of Argentina. *Applied Soil Ecology* 16(3):243-249. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00122-0](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00122-0).
- Amrhein, V., S. Greenland, and B. McShane. 2019. Scientists rise up against statistical significance. *Nature* 567(7748): 305-307. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-00857-9>.
- Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa (AAPRESID). 2023. Red de Brechas de Carbono: informe de resultados etapa 1. URL: tinyurl.com/ymv8dc9d.
- Austin, A. T., L. Yahdjian, J. M. Stark, J. Belnap, A. Porporato, U. Norton, D. A. Ravetta, and S. M. Schaeffer. 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia* 141(2):221-235. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1519-1>.
- Baldassini, P. 2018. Provisión de Servicios Ecosistémicos en el Chaco Semiárido: Efectos de los cambios en el uso del suelo y la variabilidad climática sobre la dinámica del carbono.
- Baldassini, P., and J. M. Paruelo. 2020. Deforestation and current management practices reduce soil organic carbon in

- the semi-arid Chaco, Argentina. *Agricultural Systems* 178:102749. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102749>.
- Banegas, N., M. Maza, E. Viruel, J. Nasca, F. Canteros, R. Corbella, and D. Dos Santos. 2019. Long-term impact of grazing and tillage on soil quality in the semi-arid Chaco (Argentina). *Spanish Journal of Soil Science* 9:3504. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2019.V9.N1.02>.
- Beillouin, D., M. Corbeels, J. Demenois, D. Berre, A. Boyer, A. Fallot, F. Feder, and R. Cardinael. 2023. A global meta-analysis of soil organic carbon in the Anthropocene. *Nature Communications* 14(1):3700. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39338-z>.
- Buol, S. W. 2013. Génesis y clasificación de suelos. 2a ed. México Trillas, 1990 (reimp. 2013).
- Bünemann, E. K., G. Bongiorno, Z. Bai, R. E. Creamer, G. De Deyn, R. De Goede, L. Flesskens, V. Geissen, et al. 2018. Soil quality - A critical review. *Soil Biology and Biochemistry* 120:105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>.
- Caruso, H., M. Camardelli, and S. Miranda. 2012. Efecto del método de desmonte sobre los indicadores de calidad del suelo y la condición de las pasturas en el Chaco Semiárido salteño. *Agriscientia* 29(2):99-105. <https://doi.org/10.31047/1668.298x.v29.n2.3888>.
- Céspedes Flores, F. E., J. A. Fernández, L. Giménez, E. A. Leonhardt, and A. C. Bernardis. 2018. Carbono retenido por la hojarasca y raíces en diferentes usos del suelo en la región del chaco semiárido. *Chilean Journal of Agricultural and Animal Sciences* 34(2):165-172. <https://doi.org/10.4067/S0719-38902018005000405>.
- Chalco Vera, J., and M. M. Acreche. 2024. Carbon-scaled nitrous oxide emissions better reflect the impacts of land use changes than raw nitrous oxide emissions in the Dry Chaco region. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 373: 109128. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109128>.
- Ciancaglini, N. 2000. Guía para la determinación de textura de suelos por método organoléptico. Programa de servicios agrícolas provinciales (Prosap) 1-10.
- Conti, G., N. Pérez-Harguindeguy, F. Quètier, L. D. Gorné, P. Jaureguiberry, G.A. Bertone, 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>.
- Córdoba, G. S., A. Guevara, S. Castrillo, and M. C. Camardelli. 2022. Estado de neutralidad en la degradación de la tierra en el Chaco Salteño entre 2001 y 2018. *Ecología Austral* 32(3):864-877. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.3.0.1909>.
- Cotroneo, M. S., E. J. Jacobo, E. A. Bosio, U. O. Karlin, M. Brassiolo, and R. A. Golluscio. 2016. Bases e interrogantes para el manejo sostenible de los recursos forrajeros del bosque nativo en el Chaco semiárido santiagueño. Pp. 243-276 en *Transformaciones Agrarias Argentinas Durante Las Últimas Décadas*. Editorial Facultad de Agronomía UBA, Buenos Aires, Argentina.
- De Gruyter. 2017. *The Biology of Arid Soils*. (eds) Steven, Blaire. Berlin, Boston. <https://doi.org/10.1515/9783110419047>.
- Dixon, R. K., A. M. Solomon, S. Brown, R. A. Houghton, M. C. Trexler, and J. Wisniewski. 1994. Reservas de carbono y flujo de los ecosistemas forestales globales. *Science* 263(5144):185-190. <https://doi.org/10.1126/science.263.5144.185>.
- Ellert, B. H., and J. R. Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science* 75(4):529-538. <https://doi.org/10.4141/cjss95-075>.
- FAO and ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Technical Summary. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy.
- Fernández, F. E., M. B. Ciavattini, C. Luján Puccetti, and A. I. Zambrano. 2019. Deforestación en el Gran Chaco: Alternativas productivas potenciales para detener la degradación socioecológica. *Anales Científicos* 80(2):364. <https://doi.org/10.21704/ac.v80i2.1454>.
- Gaitán, J. J., D. Bran, and C. Azcona. 2015. Tendencia del NDVI en el período 2000-2014 como indicador de la degradación de tierras en Argentina: Ventajas y limitaciones. *AgriScientia* 32(2):83-93. <https://doi.org/10.31047/1668.298x.v32.n2.16559>.
- Gaitán, J. J., P. L. Peri, M. P. Barral, M. F. Accame, F. G. Alaggia, S. Albarracín, D. J. Álvarez Cortés, C. Álvarez, et al. 2025. Modelado y cartografía del almacenamiento de Carbono en los suelos de la República Argentina. *Revista Ciencia del Suelo* 43(2):268-289. <https://doi.org/10.64132/cds.v43i2.920>.
- INTA GeoNODO. URL: tinyurl.com/mwxa9jx2.
- Gimenez, D. A. M., and D. J. G. Moglia. 2017. Los bosques actuales del Chaco semiárido argentino: ecoanatomía y biodiversidad: una mirada propositiva. A. M. Giménez and J. G. Moglia (eds.).
- Idesa. 2017. Suelos del NOA (Salta y Jujuy) - Clasificación Tax. USDA Sub Grupo. Adecuación a Un Sistema de Información Geográfica Del Estudio "Los Suelos Del NOA (Salta y Jujuy), Nadir A. - Chafatinos T., 1990" - Convenio INTA UNSA. Unidades Cartograficas - Asociaciones de Suelos - Escala 1:250000. URL: tinyurl.com/42jdkesr.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). 2023. Protocolo de muestreo de suelos para el mapeo de las reservas de carbono orgánico del suelo. INTA Centro Regional Entre Ríos, EEA Paraná.
- IPCC. 2003. Options to Inventory Emissions from Direct Human-induced Degradation of Forests and Devegetation of Other Vegetation Types. Hayama, Japón, Instituto para las Estrategias Ambientales Globales para el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. URL: tinyurl.com/8xcfwc98.
- Lal, R. 2001. Potential of desertification control to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Climatic Change* 51(1):35-72. <https://doi.org/10.1023/A:1017529816140>.
- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220(1-3):242-258. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.015>.
- Nadir, A., and T. Chafatinos. 1990. Los Suelos del NOA (Salta y Jujuy). Tomo I, II y III. Argentina: Ediciones INTA.

- MAyDS-PNUD. 2022. Manejo sustentable de tierras en las zonas secas de NOA y Cuyo/PNUD ARG/14/G55. República Argentina.
- Martínez H., E., J. P. Fuentes, and E. Acevedo H. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 8(1):68-96. <https://doi.org/10.4067/S0718-27912008000100006>.
- Naldini, M. B., N. Pérez-Harguindeguy, and E. Kowaljow. 2023. La intensificación del uso de la tierra disminuye el carbono orgánico del suelo en bosques del Chaco Seco, Córdoba. *Ecología Austral* 33(3):674-683. <https://doi.org/10.25260/EA.23.33.3.0.2072>.
- Nosetto, M. D., E. Balducci, J. Gaitán, M. Mastrángelo, G. M. Pastur, M. Pinazo, P. Villagra, M. G. Roglich, et al. 2024. Changes in soil organic carbon in native forests of Argentina related to land use change and environmental factors. *Soil Use and Management* 40(3):e13109. <https://doi.org/10.1111/sum.13109>.
- Peri, P. L., and S. Vetter. 2022. Estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo con plantaciones forestales y otros usos de la tierra, en distintas regiones de Argentina.
- Plaza, C., C. Zaccone, K. Sawicka, A. M. Méndez, A. Tarquis, G. Gascó, G. B. M. Heuvelink, E. A. G. Schuur, and F. T. Maestre. 2018. Soil resources and element stocks in drylands to face global issues. *Scientific Reports* 8(1):13788. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-32229-0>.
- Prävãlie, R. 2016. Drylands extent and environmental issues. A global approach. *Earth-Science Reviews* 161:259-278. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.003>.
- Puchulu, M. E., and D. Fernández. 2017. Suelos representativos del Noroeste Argentino. Pp. 874-912 en C. M. Muruaga and P. Grosse (eds.). *Ciencias de la Tierra y Recursos Naturales del NOA. Relatorio del XX Congreso Geológico Argentino, San Miguel de Tucumán*.
- Schulz, G. A. et al. 2023. Digital Soil Texture Maps of Argentina and Their Relationship to Soil-Forming Factors and Processes. En J. A. Zinck, G. Metternicht, H. F. del Valle and M. Angelini (eds.). *Geopedology*. https://doi.org/10.1007/978-3-031-20667-2_14.
- Schulz, G. A., D. M. Rodríguez, M. E. Angelini, L. M. Moretti, G. F. Olmedo, L. M. Tenti Vuegen, J. C. Colazo, and M. Guevara. 2022. Digital soil texture maps of Argentina (2.0) [Data set]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6312654>.
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA). 2020. Existencias bovinas. Datos Argentina. URL: tinyurl.com/8cfr6nyd.
- Simula, M. 2009. Hacia una definición de degradación de los bosques: análisis comparativo de las definiciones existentes. Roma, Italia: Departamento Forestal, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).
- Simula, M., and E. Mansur. 2011. Un desafío mundial que reclama una respuesta local. *Unasylva: Revista Internacional de Silvicultura e Industrias Forestales* 62(238):3-7.
- R Core Team. 2025. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: R-project.org.
- Thien S. J. 1979. A flow diagram for teaching texture-by-feel analysis. *J Agron Educ* 8:54-55. <https://doi.org/10.2134/jae.1979.0054>.
- Tiruneh, G. A., A. Hanjagi, M. Mumtaz, and J. M. Reichert. 2024. Prediction, mapping, and implication for better soil organic carbon management in Ethiopia. *Soil Science Society of America Journal* 88(3):753-763. <https://doi.org/10.1002/saj2.20644>.
- Torrella, S. A., and J. Adamoli. 2005. Situación ambiental de la ecorregión del Chaco Seco. *La situación ambiental Argentina* 2005:75-82.
- Vallejos, M., J. N. Volante, M. J. Mosciaro, L. M. Vale, M. L. Bustamante, and J. M. Paruelo. 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., E. Talab, L. Contisciani, C. Videla, P. Di Geronimo, M. E. Mastrángelo, K. Georgiou, R. B. Jackson, and G. Piñeiro. 2023. A large nitrogen supply from the stable mineral-associated soil organic matter fraction. *Biol Fertil Soils* 59:833-841. <https://doi.org/10.1007/s00374-023-01755-z>.
- Von Haden, A.C., W. H. Yang, and E. H. DeLucia. 2020. Soils' dirty little secret: Depth-based comparisons can be inadequate for quantifying changes in soil organic carbon and other mineral soil properties. *Glob Change Biol* 26: 3759-3770. <https://doi.org/10.1111/gcb.15124>.
- Volante, J. N., D. Alcaraz-Segura, M. J. Mosciaro, E. F. Viglizzo, and J. M. Paruelo. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:12-22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.012>.
- Wu, T., F. Wichern, M. Wiesmeier, F. Buegger, L. Shi, M. A. Dippold, C. Höschel, and C. W. Mueller. 2024. Organic carbon loading of soils determines the fate of added fresh plant-derived organic matter. *Geoderma* 443:116816. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116816>.
- Xie, G., and Y. Steinberger. 2001. Temporal patterns of C and N under shrub canopy in a loessial soil desert ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* 33(10):1371-1379. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00042-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00042-6).