

**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA**



**POTENCIAL DE ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN SISTEMAS
AGROPECUARIOS.**

POR

TOMÁS RODRIGO ACUÑA PINO

**MEMORIA PRESENTADA A LA
FACULTAD DE AGRONOMÍA DE LA
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO AGRÓNOMO.**

**CHILLÁN – CHILE
2022**

**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**POTENCIAL DE ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN SISTEMAS
AGROPECUARIOS.**

POR

TOMÁS RODRIGO ACUÑA PINO

**MEMORIA PRESENTADA A LA
FACULTAD DE AGRONOMÍA DE LA
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO AGRÓNOMO.**

**CHILLÁN – CHILE
2022**

Aprobada por:

Leandro Paulino
Ing. Forestal, Dr. en Cs.

Guía

Cristina Muñoz V.
Ing. Agrónomo, Dr. en Cs.

Asesor

Christian Guajardo F.
Ing. Agrónomo, Dr. en Cs.

Asesor

Guillermo Wells M.
Ing. Agrónomo, Mg. en Cs.

Decano

TABLA DE CONTENIDOS

	Página
Resumen.....	1
Summary.....	1
Introducción.....	2
Desarrollo y discusión.....	5
Conclusiones.....	17
Referencias.....	18
Apéndices.....	30

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1 Variación lineal del carbono orgánico del suelo (COS; g kg ⁻¹) en función de: (A) precipitación media anual (°C); y (B) temperatura media anual (mm), en diferentes condiciones edáficas comparables (hasta 30 cm de profundidad). Datos adicionales y referencias en el Apéndice 1.....	7
Figura 2 Variación porcentual del contenido de carbono orgánico del suelo (COS; %), de acuerdo a prácticas agronómicas comunes, observadas en el estado del arte actualizado (datos y referencias en el Apéndice 2).....	12

POTENCIAL DE ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN SISTEMAS AGROPECUARIOS

POTENTIAL CARBON STORAGE IN AGRICULTURE AND LIVESTOCK SYSTEMS

Palabras índice adicionales: carbono orgánico del suelo, clima, fertilización, praderas, prácticas agrícolas y pecuarias.

RESUMEN

La agricultura contribuye con un 14 % de las emisiones globales de gases efecto invernadero. En los suelos agrícolas se producen elevadas pérdidas de carbono, pero también pueden actuar como sumidero de C, absorbiendo hasta un 89 % de las emisiones de C y almacenando en la forma de carbono orgánico del suelo (COS). Este potencial sumidero de C puede relacionarse con factores edafoclimáticos y ser influenciado por prácticas agrícolas y pecuarias (labranza, fertilización, praderas en rotaciones de cultivo), las cuales han demostrado su potencial para promover el almacenamiento de C en los suelos. La presente revisión bibliográfica se enfoca en el potencial almacenamiento de COS, en diferentes condiciones ambientales, específicamente la producción pecuaria. La capacidad de almacenamiento COS expresa relación con el clima de forma variada según las condiciones edáficas y de uso del suelo y es favorecida por prácticas que promueven la incorporación de materia orgánica, principalmente en sistemas de labranza mínima y praderas con un uso adecuado de fertilizantes minerales. El actual estado del arte sobre la capacidad de acumulación COS en sistemas agrícolas y pecuarios de conservación, puede ser de gran importancia para la toma de decisiones en el actual escenario de cambio climático y la necesidad de promover sistemas productivos de mínima o nula emisiones.

SUMMARY

Agriculture contributes 14 % of global greenhouse gas emissions. High carbon losses occur in agricultural soils, but they can also act as a C sink, absorbing up to 89% of C emissions and storing them in the form of soil organic carbon (SOC). This potential C sink can be related to edaphoclimatic factors and be influenced by agricultural and livestock practices (tillage, fertilization, pastures in crop rotations), which have shown their potential to promote C storage in soils. The present review focuses on the potential storage of SOC, in different environmental conditions, specifically livestock production. The SOC storage capacity expresses a relationship with the climate in a varied way depending on the edaphic conditions and land use and is favored by practices that promote the incorporation of organic matter, mainly in minimum tillage systems and grasslands with adequate use of mineral fertilizers. The current state of the art on the SOC accumulation capacity in agricultural and livestock conservation systems can be of great importance for decision-making in the current climate change scenario and the need to promote production systems with minimum or zero emissions.

INTRODUCCIÓN

El suelo es el sumidero de carbono (C) más importante en áreas continentales (Lal, 2003; Reay *et al.*, 2007). El C posee la capacidad de controlar el funcionamiento hidrológico, biológico y químico del suelo (Lana *et al.*, 2018) y se puede encontrar de dos maneras: carbono inorgánico (carbonatos y cal); y como carbono orgánico, el cual está asociado a la materia orgánica del suelo (MOS), proveniente de la descomposición de plantas, animales y microorganismos (Abbas *et al.*, 2020). El carbono orgánico del suelo (COS) es indispensable para la agricultura, ya que proporciona la fertilidad de los suelos y, por ende, permite garantizar una producción sostenible y seguridad alimentaria (Lal, 2004b). En el proceso de mineralización del COS, una proporción del reservorio más resistente a la descomposición (materia orgánica recalcitrante), pasa a formar una reserva de C de largo plazo en el suelo, mientras que la porción de más fácil descomposición (materia orgánica lábil) es asimilada rápidamente por organismos aerobios y se libera como CO₂ a la atmósfera a través de la respiración (Chan, 2008).

En 2019, el total de emisiones de gases efecto invernadero (GEI) a nivel global fueron 54 Pg CO₂ eq (1 Pg = 1 * 10¹⁴ g), donde la agricultura aportó un 14 %, producto de los cambios de uso del suelo y la intensificación de las producciones de cultivos y sistemas ganaderos, lo cual conducen a elevadas pérdidas de las reservas de carbono del suelo. Por otro lado, los países que más contribuyeron a las emisiones de CO₂ a la agricultura fueron: Brasil, Indonesia, India y Estados Unidos, con un 83 %, 62 %, 36 % y 20 % de las emisiones totales, respectivamente (FAO, 2021). A nivel nacional, en el año 2018 Chile contabilizó 112,3 Tg CO₂ eq (1 Tg = 1 * 10¹² g), de las cuales el 10,5 % de estas emisiones atmosféricas, corresponde a la agricultura (Ministerio del medio ambiente, 2021).

Si bien se producen elevadas pérdidas de carbono en el suelo, los sistemas agroalimentarios también pueden actuar como sumideros de CO₂ (Al-Mansour y Jejcic, 2017), pudiendo absorber hasta el 89 % del carbono emitido (Smith *et al.*, 2008). De acuerdo a lo anterior, es indispensable mejorar y beneficiar el potencial de almacenamiento de carbono en los suelos agrícolas para reducir las emisiones atmosféricas de CO₂ (Lal, 2003).

En sistemas agropecuarios, la emisión GEI es derivada mayormente de la fermentación entérica y estiércol (FAO, 2014), constituyendo el 80 % de las emisiones producidas por la agricultura (Andeweg y Reisinger, 2013). La utilización de praderas para la alimentación animal en estos sistemas podría favorecer sumideros y almacenamiento de carbono, como en praderas perennes, debido a su potencial de almacenar cantidades elevadas de carbono en la biomasa aérea y radical de plantas, durante prolongados periodos de tiempo (Angus *et al.*, 2001). Además, estudios han comprobado que el uso del suelo con praderas perennes mejoran el potencial de secuestro de carbono, ya que favorece la formación de agregados y la estabilidad estructural, debido a un mayor retorno de residuos y una menor alteración del suelo (Nath y Lal, 2017). Cabe destacar que el efecto sobre el secuestro de C difiere entre las especies cultivadas (Six *et al.*, 2001) y depende del manejo e intensidad del pastoreo de la pradera (Rowntree *et al.*, 2016). Por otro lado, el uso de cultivos suplementarios para la alimentación del ganado, como cereales, también actúan como sumidero de C (Lal *et al.*, 1998), pero dependen

fuertemente de la cantidad de residuos devueltos al suelo y del grado de labranza al que este es sometido (Gale y Cambardella, 2000).

La estructura y agregados del suelo conforman factores de importancia en el control de emisiones de gases y flujos de nutrientes. La estructura del suelo modera las funciones del sistema suelo-planta a través de la regulación del flujo de agua, aire y nutrientes a las plantas. Los agregados del suelo reúnen los mecanismos de secuestro de C en el ecosistema (Blanco-Canqui y Lal, 2004).

Los fertilizantes sintéticos y el estiércol o guano, generados por el ganado, los cuales pueden ser utilizados para maximizar los rendimientos de los cultivos, también son una fuente que contribuye en el aumento del COS. Li *et al.* (2020), afirman que dichas fuentes de nutrientes aumentan el almacenamiento de carbono en el suelo a largo plazo, siendo el estiércol el que aporta mayores beneficios a ciertas tasas de aplicación, como por ejemplo, una mayor estabilidad de los agregados en comparación a los fertilizantes sintéticos, producto del mayor contenido de C de sus componentes. Thelen *et al.* (2010) también afirman que el estiércol, tras ser aplicado al suelo aumenta el secuestro de carbono del suelo, pero a corto plazo y mejora el potencial de calentamiento global neto, en comparación a sistemas donde se utilizan fertilizantes sintéticos.

Un manejo inadecuado del sistema agropecuario, en donde hayan mínimas disminuciones de COS, podría causar efectos contradictorios y conducir a grandes aumentos en las concentraciones de GEI en la atmósfera y contribuir al calentamiento global (Smith y Fang, 2010), por lo cual es de crucial importancia incorporar prácticas agrícolas o manejos que maximicen y beneficien el potencial de almacenamiento de C, siendo ejemplos de estas prácticas: labranza cero y el manejo del pastoreo con cargas animales e intensidades adecuadas, aunque el metanálisis de Zhou *et al.* (2019), concluye que el pastoreo en sí, afecta el secuestro de carbono, debido a la disminución de la biomasa aérea-subterránea. Díaz de Otárola *et al.* (2021), sin embargo, demostraron que, al aumentar el tiempo de rezago de las praderas después del pastoreo, promovió un aumento del almacenamiento de C en la capa superficial del suelo.

Esta revisión tiene como objetivos, entregar un estado del arte sobre el potencial

de almacenamiento de carbono en suelos destinados a la producción pecuaria, así como la utilización de prácticas que proporcionan la conservación de carbono en estos suelos, tales como el uso de estiércol animal, entre otras. Para cumplir con estos objetivos, se revisaron estudios actuales de diferentes sistemas productivos en función de las condiciones edafoclimáticas y algunos aspectos de manejo, utilizando herramientas de búsqueda para el reordenamiento de datos en tablas de comparación. Para algunos estudios, fue necesario convertir datos de cantidades de carbono almacenado en el perfil del suelo, para expresar en término de masa de carbono orgánico del suelo (g) en relación a la masa del suelo seco (kg), por lo cual se consideró valores de la densidad del suelo y la profundidad en la cual se realizó cada estudio. En su efecto, algunos supuestos fueron considerados, en los casos en que no se informaban tales parámetros.

DESARROLLO Y DISCUSIÓN

Capítulo I. Potencial de almacenamiento de carbono en sistemas pecuarios

El ciclo del carbono en ecosistemas terrestres comienza con el proceso de fotosíntesis de las plantas, las cuales fijan el CO₂ atmosférico para la producción de biomasa (como por ejemplo, la síntesis de carbohidratos), liberando como producto de este ciclo bioquímico, gas oxígeno a la atmósfera. Parte del carbono fijado por las plantas es consumido por animales, que al igual que las plantas respiran y liberan CO₂ (Bolin, 1970). Una vez completado el ciclo de vida de los animales, plantas y microorganismos, estos son descompuestos, mayormente en el suelo, lo cual pasa a conformar la materia orgánica del suelo. El carbono, asociado a la materia orgánica, se denomina carbono orgánico del suelo (COS) y forma parte del ciclo natural del carbono. Durante la descomposición de la materia orgánica, una parte del carbono orgánico se mineraliza y es liberado en forma de CO₂ a través de procesos aerobios, mientras que otra parte pasa a conformar una reserva de C orgánico, más resistente a la mineralización, lo cual compone la reserva de COS (Abbas *et al.*, 2020).

El COS es el componente más importante del ciclo global del carbono, dado que es un indicador clave de la calidad del suelo (Walmsley y Cerdá, 2017) y es el

reservorio más grande de carbono en áreas continentales, correspondiente a cerca del doble de lo que posee la atmósfera, de tal forma que una mayor cantidad de carbono almacenado en el suelo como carbono orgánico, corresponde a una menor cantidad potencial de CO₂ presente en la atmósfera (Chan, 2008).

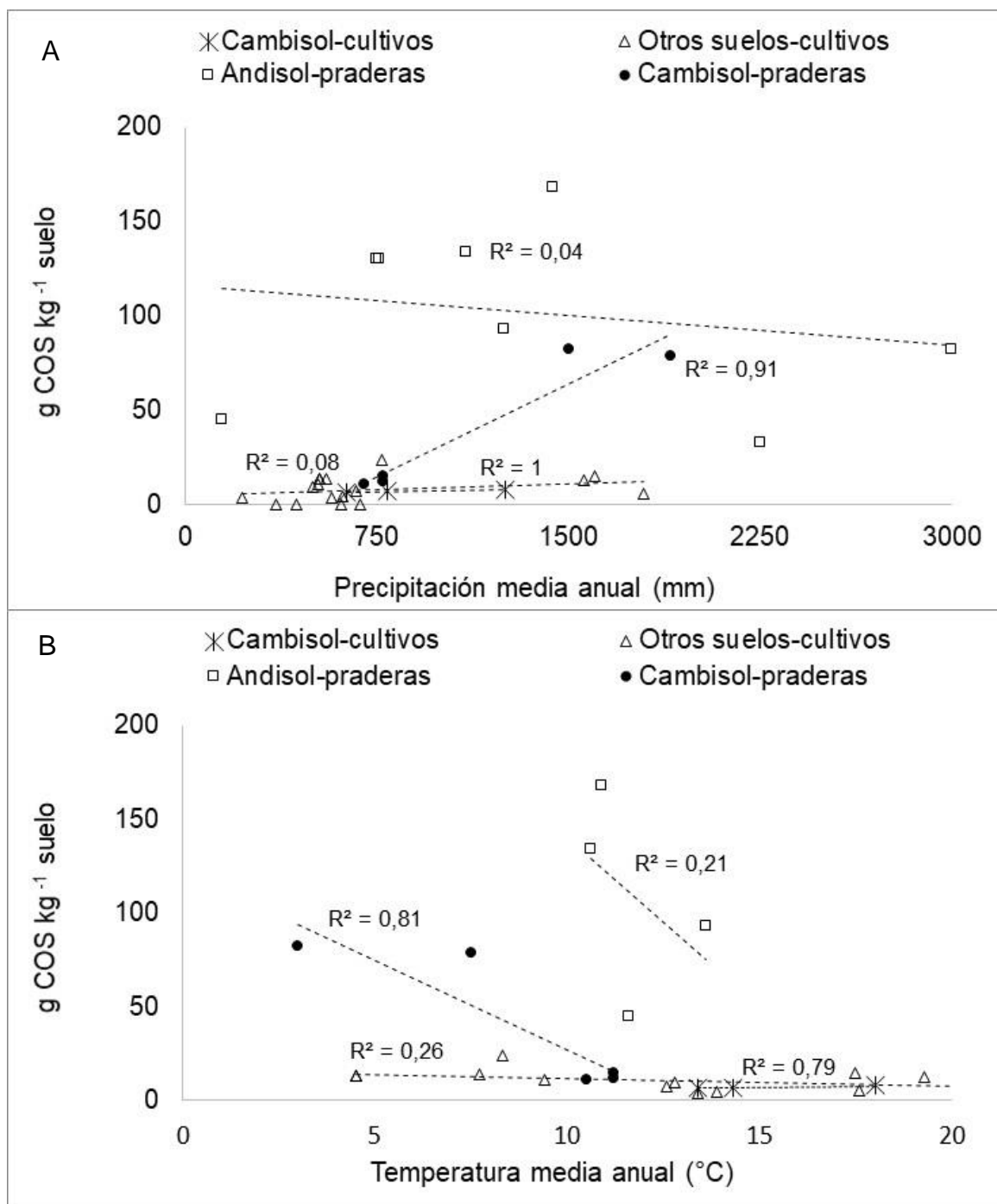
El clima es uno de los factores claves para el almacenamiento de COS, de lo cual, la precipitación atmosférica es un factor determinante para la producción primaria neta en muchos entornos terrestres, donde la disponibilidad de agua es limitada y por ende, las entradas de C al suelo (Wiesmeier *et al.*, 2019). Al mismo tiempo la temperatura interviene en la descomposición microbiana de la MOS (Conant *et al.*, 2011). La combinación de estos dos factores resulta en que generalmente las existencias de COS son más altas en condiciones frías y húmedas y disminuyen en climas más cálidos y secos (Jobbágy y Jackson, 2000).

Dignac *et al.* (2017), afirman que hay dos mecanismos principales que influyen en la estabilización del COS: mecanismos bióticos y mecanismos abióticos. Dentro de los mecanismos bióticos se encuentra la acción de la biomasa viva del suelo, en donde, las plantas son la principal fuente de ingreso de C al suelo, mediante la producción de hojarasca, exudados de raíz, asociaciones simbióticas y rizodepositaciones, además de contribuir a los mecanismos de estabilización de la MOS. Por otro lado, los mecanismos abióticos involucran la estructura física del suelo, que interviene fuertemente en la preservación o aumento del COS. También involucra el cambio climático, que afecta el hábitat de microorganismos y el uso y prácticas agrícolas, las cuales tienen un impacto directo en la estructura del suelo.

En la Figura 1 se expresa la variación del COS (g kg⁻¹) en relación a la variación de la temperatura media anual y la precipitación media anual, para diferentes condiciones edáficas, a una profundidad comparable (hasta 30 cm).

Los patrones expuestos en la Figura 1 contemplan la combinación de diferentes suelos y condiciones ambientales (precipitación y temperatura), a partir del análisis de 24 referencias bibliográficas de los últimos 8 años (Apéndice 1). La investigación del contenido de COS es predominante en Andisoles y Cambisoles y menos frecuente en otros tipos de suelos. El contenido COS se relaciona positivamente con la cantidad de precipitación anual, principalmente para Cambisoles, tanto en

Figura 1. Variación lineal del carbono orgánico del suelo (COS; g kg⁻¹) en función de: (A) precipitación media anual (°C); y (B) temperatura media anual (mm), en diferentes condiciones edáficas comparables (hasta 30 cm de profundidad). Datos adicionales y referencias en el Apéndice 1.



praderas como en cultivos, con un elevado grado de correlación, de acuerdo la literatura actualizada (Figura 1). Sin embargo, parece no haber una clara relación

edafoclimática, en términos de precipitación anual, con el contenido COS en Andisoles y otros tipos de suelos.

En cuanto a la influencia de la temperatura media anual, el patrón es igualmente claro pero inverso en Cambisoles, tanto en praderas como en cultivos, es decir, parece haber una alta correlación de mayores contenidos COS en zonas más frías en estas condiciones de uso, mientras que para los Andisoles esta correlación no es evidente, aunque con la misma tendencia inversa de correlación (Figura 1).

Alrededor de un 20 % del carbono terrestre se almacena en praderas (Balasubramanian *et al.*, 2020) y un 89 % del C fijado por la biomasa área de las praderas se almacena en el suelo (White *et al.*, 2000). Una de las principales razones porque las praderas son consideradas importantes sumideros de C en sistemas productivos, es el alto contenido de reserva de COS, de hasta 343 Pg, almacenado hasta 1 m de profundidad (Conant *et al.*, 2017), con una tasa de secuestro de 0,5 Pg C año⁻¹ (Follett y Reed, 2010). Las praderas secuestran grandes cantidades de COS debido a una alta asignación de C subterráneo, rotación de raíces y rizodepositación (Jones y Donnelly, 2004). Asimismo, se caracterizan por poseer un alto contenido de MOS, la cual es beneficiosa para la calidad y productividad del suelo y determina la salud del ecosistema (Shukla *et al.*, 2006).

Es muy importante destacar que el potencial secuestro o almacenamiento de carbono de los suelos y praderas es limitado. Diversos autores, como por ejemplo Smith (2014), afirman que el sumidero de carbono de las praderas es limitado y su potencial depende de las prácticas agrícolas y pecuarias que se implementaron en los años anteriores al estudio de cuantificación de C. Lam *et al.* (2013), encontraron que la ganancia relativa de C del suelo en los sistemas de cultivo australianos disminuye con el tiempo, independientemente de las prácticas agrícolas. Esta limitación se debe a que el suelo posee un nivel o valor de equilibrio de C, por ende, cuando es alcanzado, la tasa de almacenamiento comienza a disminuir (White *et al.*, 2018).

De acuerdo a la Figura 1 y los datos expuestos en el Apéndice 1, se puede afirmar que los suelos Andisoles (en especial los alofánicos), son los que poseen mayor

contenido de COS en comparación a otros suelos, pero la relación con factores climáticos y de uso es variable. En este sentido, el patrón discutido en estudios previos, como por ejemplo lo que observaron Jobbágy y Jackson (2000), indica que la variación en el contenido de COS no se explica a partir de parámetros ambientales (temperatura y precipitación), para todos los tipos de suelo y uso, como lo que se observa en los trabajos revisados en la presente monografía.

Capítulo II. Impactos del manejo del suelo para la producción animal en la capacidad de almacenamiento de carbono

En los suelos agrícolas, el contenido de carbono orgánico depende en gran medida de las tasas de adición y descomposición de materia orgánica exógena (Oladele y Adetunji, 2021) y su rol como sumidero de carbono depende fuertemente de las prácticas de manejo y uso del suelo (Lal, 2004a). Mundialmente el manejo y gestión de las praderas se realiza con el fin de apoyar la producción ganadera, otorgándole a las plantas el medio óptimo para su crecimiento, ya sea cambiando las propiedades físicas del suelo por medio de la labranza y/o químicas, mediante la fertilización (Eze *et al.*, 2018). Contrariamente, la perturbación de la estructura física del suelo producida por la labranza convencional tiene como consecuencia un menor almacenamiento de COS, debido a que irrumpe la agregación y acelera la rotación de agregados (Bossuyt *et al.*, 2002); aumenta la descomposición de residuos orgánicos (Six *et al.*, 2000); y expone a los agregados existentes a procesos microbianos, reduciendo así la acumulación de COS, además de degradar el suelo mediante el aumento de la erosión causada por la nula cobertura (Bronick y Lal, 2005). Por ende, una mala estructura y estabilidad de los agregados puede disminuir la infiltración de agua y reducir el C y los nutrientes del suelo en macro y microagregados (Topa *et al.*, 2021). La agregación del suelo tiene relevancia porque juega un rol importante en la estabilización de la materia orgánica (Zhang *et al.*, 2018), que compone el principal reservorio de COS (Blanco-Canqui y Lal, 2004).

Ye *et al.* (2020), encontraron una disminución de 12,9 % a 19,4 % de COS en labranza cada cuatro meses y un mes, respectivamente en los primeros 15 cm de suelo, lo cual representó alrededor del 70,3 % a 84 % de la disminución total de la

concentración de COS en un suelo del orden Rendzinas (Apéndice 2; Figura 2). Topa *et al.* (2021), evaluaron el efecto de labranza convencional; reducida (cincel); y cero labranza, concluyendo que la labranza convencional reduce el COS en comparación con las otras dos prácticas (Figura 2).

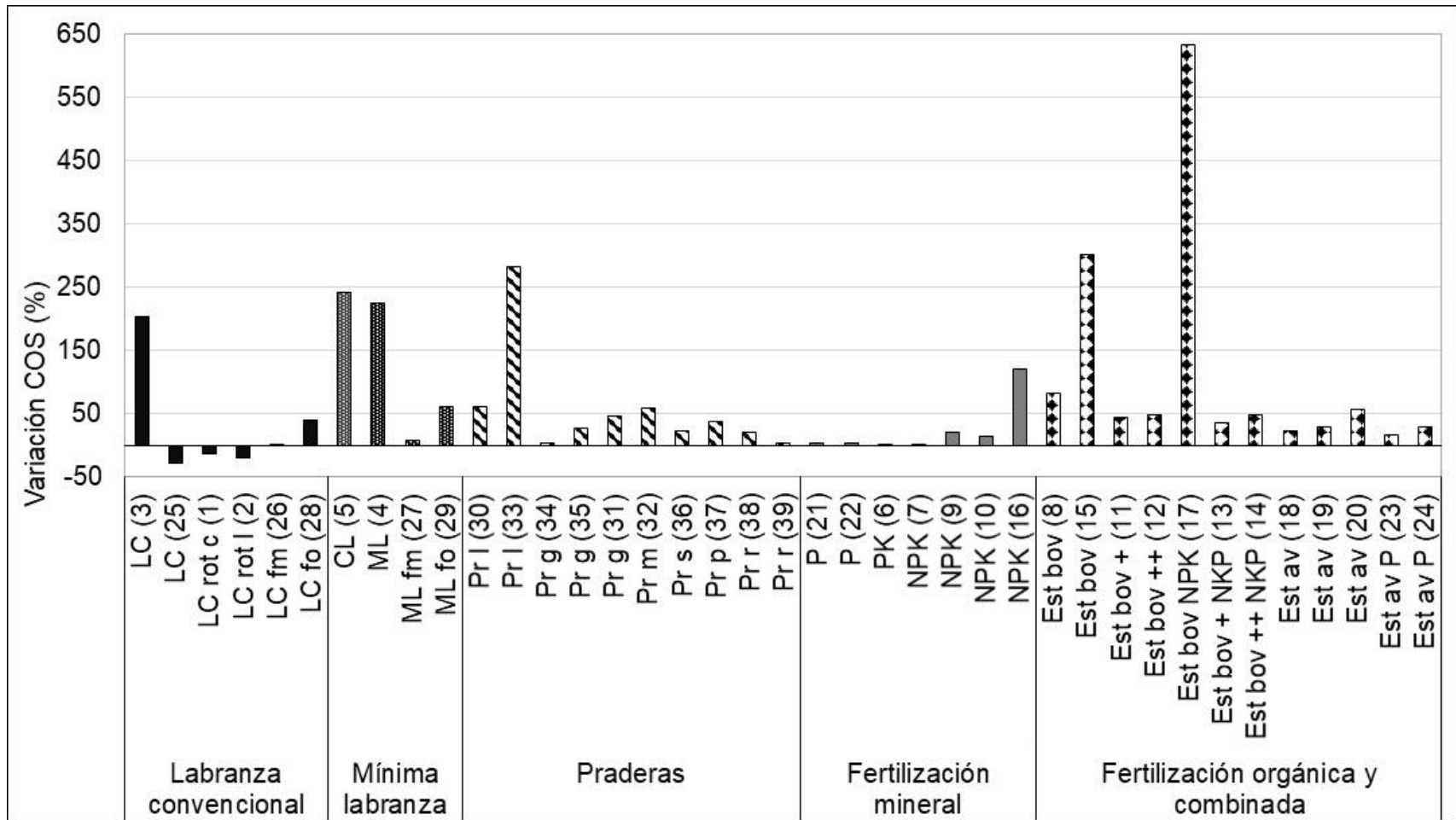
La fertilización ya sea mineral u orgánica se realiza con el fin de maximizar la productividad de los cultivos (aumento de la biomasa) y mantener la fertilidad del suelo. El aumento de la biomasa promovido por la fertilización tiene un efecto favorable en la reserva de COS (Kätterer *et al.*, 2012), esto se debe a que al encontrarse en deficiencia de nutrientes, las plantas invierten más en órganos subterráneos para adquirir los nutrientes del suelo, por el contrario, cuando los nutrientes no son limitantes, las plantas invierten más en biomasa aérea (Marschner *et al.*, 1996). Eze *et al.* (2018), realizaron una síntesis de datos y concluyeron que los fertilizantes nitrogenados inorgánicos como el nitrato de amonio, sulfato de amonio y nitrato de calcio aumentaron las existencias de COS en 12,6 %, 13,1 % y 26,9 % respectivamente; pero la urea, cloruro de amonio y el nitrato de potasio no implicaron en un aumento significativo del COS. Por otro lado, se debe considerar las dosis de aplicación de fertilizante: dosis bajas no tuvieron un efecto significativo (0,3 %) en las reservas de COS, mientras que las dosis moderadas y altas de N aumentaron significativamente el COS en 5,2 % y 13,3 %, respectivamente, según estos autores. La aplicación de enmiendas de cal no incrementó significativamente las existencias de COS, tanto con tasas bajas de aplicación (6,8 %); como con tasas altas (2,8 %), mientras que una tasa de cal moderada tuvo un aumento significativo (14,1 %) en las existencias de C del suelo (Eze *et al.*, 2018).

Poeplau *et al.* (2018), también verificaron un efecto significativamente positivo para la fertilización PK y NPK en las existencias de COS en suelos Cambisol, Fluvisol y Luvisol, a una profundidad de 0 - 30 cm, aumentando en promedio de 67,96 Mg ha⁻¹ a 72,42 y 71,86 Mg ha⁻¹ (1 Mg = 1 * 10⁶), respectivamente (Figura 2).

La fertilización con estiércol posee mayor eficiencia en el secuestro del COS que los fertilizantes inorgánicos, debido a las entradas directas de C y/o indirectas de las entradas subterráneas (Li *et al.*, 2020), pero la eficacia para aumentar el contenido de COS depende de la tasa de aplicación de estiércol (Franzluebbers *et*

et al., 2001); tipo de estiércol (Grignani *et al.*, 2007); contenido inicial de COS (Dersch y Böhm, 2001); y duración de la aplicación de fertilizantes orgánicos y mineralogía de la fracción arcillosa del suelo (Singh *et al.*, 2018). Thelen *et al.* (2010), compararon el estiércol de ganado bovino con fertilizantes sintéticos y concluyeron que la mayor entrada de carbono a lo largo del experimento se obtuvo con el estiércol. Li *et al.* (2020), encontraron que la aplicación de estiércol bovino aumentó significativamente los aportes medios anuales de C en comparación con la aplicación de fertilizantes sintéticos, donde la tasa de secuestro de COS en los primeros 15 cm del perfil del suelo promedió $0,054 \text{ g C kg}^{-1} \text{ suelo año}^{-1}$ en el área control (sin fertilización), incrementando la acumulación de COS inicial de 7,1 a 8,6 $\text{g C kg}^{-1} \text{ suelo}$ con la aplicación de fertilizante sintético; y $13,0 \text{ g C kg}^{-1} \text{ suelo}$ con la aplicación de estiércol (Figura 2). Conant *et al.* (2017) coinciden en que los fertilizantes orgánicos aportan tasas más altas de COS. Paralelamente, Hui *et al.* (2017) luego de 30 años de experimento, concluyeron que el estiércol de corral (mezcla de estiércol de cerdo, residuos vegetales y suelo) es más eficiente que los fertilizantes inorgánicos (NPK) para aumentar las reservas de COS, además evaluaron el uso combinado de fertilizantes (sintéticos + orgánicos), ya que los fertilizantes minerales aumentaron el rendimiento del cultivo a corto plazo, pero no el COS, mientras que el estiércol de corral aumentó el COS a corto plazo, pero no los rendimientos hasta pasado los 12 años de experimento (Apéndice 2 muestra los valores de los años 1993 – 2010). Poblete-Grant *et al.* (2020), concluyeron que la aplicación de estiércol de ave aumenta considerablemente los niveles de COS y fósforo en el suelo (Figura 2). Li *et al.* (2018), evaluaron el uso combinado de fertilizantes, obteniendo así una buena estrategia de manejo para mantener la calidad y fertilidad del suelo (Figura 2). Poblete-Grant *et al.* (2022), también evaluaron el uso, tanto individual como combinado, de fuentes fosfóricas (fertilizante mineral y estiércol de ave), siendo el estiércol de ave es el que posee mayor efecto en el COS (Figura 2). Zhao *et al.* (2021), evaluaron el efecto de distintos grados de labranza y diferentes fuentes de fertilizantes NPK, concluyendo que la aplicación de fertilizante orgánico con labranza reducida es la más favorable para lograr un mayor contenido de COS (Figura 2), así como un mayor nivel de agregación del suelo.

Figura 2. Variación porcentual del contenido de carbono orgánico del suelo (COS; %), de acuerdo a prácticas agronómicas comunes, observadas en el estado del arte actualizado (datos y referencias en el Apéndice 2).



LC: labranza convencional; rot c: rotación corta; rot l: rotación larga; fo fertilización orgánica; CL: cero labranza; ML: mínima labranza; fm: fertilización mineral; Pr: pradera; l: leguminosa; g: gramínea; m: mixta; s: siega; r: en rotación; P: fósforo; PK: fósforo y potasio; NPK: nitrógeno, fósforo y potasio; Est bov: estiércol bovino; +: dosis 30 Mg ha⁻¹; ++: dosis 60 Mg ha⁻¹; Est av: estiércol de ave. Números entre paréntesis son las referencias bibliográficas descritas en el Apéndice 2

Pese a los beneficios que otorgan los fertilizantes al suelo, también poseen efectos adversos. Los aportes de fertilizantes sintéticos contribuyen con la degradación del suelo, la pérdida de biodiversidad y en la contaminación de aguas subterráneas en muchas regiones (Jiang y Yan, 2010). La fertilización nitrogenada a largo plazo puede conducir a la acidificación de los suelos, mediante los procesos de nitrificación y absorción de amonio por las plantas (Zhou *et al.*, 2014) y, como consecuencia, el agotamiento de reservas de otros nutrientes, tales como potasio, magnesio y calcio (Barak *et al.*, 1997).

De igual manera, los fertilizantes orgánicos poseen efectos negativos, como es la contribución en la emisión de GEI, que provienen directamente de la liberación de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) de los compuestos de C y N presentes en estos fertilizantes e indirectamente a través de sus efectos sobre las propiedades del suelo, lo que induce la emisión de GEI del suelo mediante procesos como el efecto de cebado (estimulación de la descomposición de la MOS mediante la adición de enmiendas orgánicas); la metanogénesis (producción de CH₄ por microbios metanógenos en el suelo en condiciones anaeróbicas); la nitrificación y la desnitrificación (procesos biológicos que producen y consumen nitrato, respectivamente, y promueven la emisión de N₂O desde el suelo; Thangarajan *et al.*, 2013). Se estima que el estiércol aporta hasta un 37 % de las emisiones totales de GEI (Vac *et al.*, 2013). El metanálisis de Shakoor *et al.* (2021), concluye que el estiércol de ganado, cerdo y aves aumentan significativamente la emisión de CO₂, CH₄ y N₂O. A partir de este análisis, se ha verificado que la emisión de CO₂ desde suelos agrícolas se debe principalmente a la respiración de microorganismos del suelo y respiración de raíces (Ray *et al.*, 2020); la emisión de CH₄ tiene relación con un mayor contenido de C oxidable a los microorganismos metanótrofos en condiciones limitantes de oxígeno, dada la aplicación de estiércol (Nicot y Duncan, 2012); así como la emisión de N₂O por un incremento en las tasas de mineralización neta de N, derivado de fuentes de N asimilable del estiércol (Akiyama *et al.*, 2004).

La elección de las especies forrajeras a cultivar es otro factor que interviene en el COS. Por ejemplo, Li *et al.* (2019), concluyen que el cultivo de alfalfa establecido por 4 años, aumenta significativamente las reservas de carbono del suelo, en

comparación al cultivo de *Leymus chinensis* (gramínea) y la mezcla de *Medicago sativa*-*Leymus chinensis*, posiblemente por el aumento significativo del carbono de la biomasa de raíces de la especie leguminosa, en comparación con la gramínea, lo cual impulsó principalmente los cambios en las existencias de COS (Figura 2). Ji *et al.* (2020), estudiaron las características del COS en cultivo de alfalfa en distintos años de siembra (3, 5, 6, 7, 8, 11 y 12 años) y sus resultados fueron: un aumento significativo en el contenido de COS en los primeros 10 cm de profundidad y un aumento en el almacenamiento de COS, de 2,77 a 10,7 g C kg⁻¹ suelo (Figura 2), indicando una dependencia de la edad del alfalfar en la capacidad de almacenar C en el suelo. Jensen *et al.* (2021), concluyeron que la inclusión de ballica perenne tuvo un efecto significativo en las concentraciones de C en la mayoría de los años de muestreo, aumentando de 14,8 a 15,4 g C kg⁻¹ suelo (Figura 2), además el 50 % del incremento en el reservorio de C se obtuvo en 6 años. Mathew *et al.* (2020), compararon diversos cultivos en su metanálisis y obtuvieron que la ballica es el cultivo que posee la proporción más alta en la asignación de carbono en los suelos, en relación con la emisión de C del suelo como CO₂, además perdió la menor cantidad de C a través de la respiración en relación con la asignación total de C de la planta, concluyendo que esta especie junto con el maíz tuvieron la mayor transferencia de C atmosférico al suelo (1,0 Mg C ha⁻¹ año⁻¹). Carter y Gregorich (2010), concluyen que 7 años de cultivo de festuca (*Festuca arundinacea* Schreb.) aumentan significativamente las existencias de COS a una profundidad de 0 - 60 cm, siendo los primeros 10 cm con la mayor ganancia (18 a 22,8 g C kg⁻¹; Figura 2). Lin *et al.* (2020), evaluaron cómo el contenido de C y N varió con el tiempo de rotación de praderas, concluyendo que 5 años de rotación de praderas aumenta el COS de 17,3 a 20,9 g C kg⁻¹ suelo (Figura 2).

El pastoreo y la siega son dos prácticas de manejo de praderas, que consiste en la defoliación de las plantas. El pastoreo es una defoliación durante varios días y es importante para el retorno de nutrientes, ya que alrededor del 50 – 70 % de la biomasa ingerida por el animal es devuelto al suelo mediante la excreción (Gilmullina *et al.*, 2020). En los sistemas de siega la defoliación ocurre en un día y solo permanece un 20 % de toda la biomasa cortada como hojarasca verde, en

forma de pérdidas de cosecha (Sanaullah *et al.*, 2010), por lo que es necesario la aplicación de fertilizantes minerales para compensar la exportación de nutrientes causada por la defoliación.

Hay contradicciones en que si el pastoreo beneficia o perjudica el almacenamiento de COS. Gilmullina *et al.* (2020), concluyen que el pastoreo (bovinos) y la siega afectan el funcionamiento biogeoquímico de los suelos de praderas y ambos son favorables para el almacenamiento de COS, pero el pastoreo puede ser preferible a la siega, porque conduce a una mejor calidad del sustrato y un funcionamiento microbiano más eficiente, lo cual puede ser explicado por el retorno de estiércol; además la siega produce una disminución del pH, que puede causar pérdidas indirectas de COS (Figura 2). Phukubye *et al.* (2022), concluyeron que el pastoreo rotativo de alta densidad durante periodos breves es la práctica de manejo que más aumenta las existencias de C en un 5,9 % año⁻¹. Abdalla *et al.* (2018), concluyeron que el aumento del COS, producto de la intensidad de pastoreo, depende del clima (intensidad alta aumenta el COS en climas cálidos-húmedos e intensidades bajas aumentan el COS en climas frío - seco, cálido - seco y frío - húmedo). Wang *et al.* (2022a) concluyeron que la temperatura atmosférica y precipitación son los factores más importantes en la dinámica del COS, mientras que la intensidad de pastoreo afecta positiva o negativamente la acumulación de COS, dependiendo del piso climático de la pradera (pradera alpina o de tierras bajas). Díaz de Otárola *et al.* (2021), evaluaron el efecto del pastoreo rotacional regenerativo en ovejas lecheras y concluyeron que este método de pastoreo aumenta el almacenamiento de COS en las capas superficiales del suelo en un 3,6 % más que el pastoreo rotativo convencional (Figura 2).

De acuerdo al análisis del estado del arte, las prácticas agronómicas tienen efectos destacables sobre la capacidad del suelo para almacenar COS. En este sentido, las prácticas de cero labranza y labranza mínima resultan favorables con incrementos de hasta 2 veces los logros obtenidos en labranza convencional, incluso con sistemas de rotación, que pueden implicar en pérdidas netas de COS en función del tiempo (Figura 2). Las praderas en general aportan un incremento neto de hasta un 50 % en el contenido COS, donde excepcionalmente el uso de

especies leguminosas pueden aportar un incremento de hasta 2,5 veces el contenido COS (Figura 2). Si bien el uso de fertilizantes merecen un análisis más profundo por los posibles efectos adversos, discutidos en este capítulo, el uso de fertilizantes a base de materia orgánica de origen animal tienen el potencial de incrementar en más de seis veces el contenido COS (Figura 2), lo cual debe ser considerado para prácticas de almacenamiento potencial de C en el suelo.

Capítulo III. Proyecciones y recomendaciones para la producción con mayor potencial de almacenamiento de carbono

Como se ha mencionado anteriormente, el aumento del COS está influenciado por el clima, que interviene en la producción primaria neta de las plantas (Wiesmeier *et al.*, 2019; Conant *et al.*, 2011) de interés agrícola y pecuarios. Además, está estrechamente relacionado con el tipo de suelo y prácticas de manejo agrícola y pecuario (Lal, 2004a). Por lo tanto, las recomendaciones para una producción con mayor potencial de almacenamiento de carbono deben ir de la mano con prácticas de conservación, tales como labranza reducida, la cual está directamente relacionada con la intervención de la estructura del suelo (Bossuyt *et al.*, 2002; Six *et al.*, 2000); la fertilización, ya sea orgánica o mixta, las cuales han demostrado capacidad potencial para aumentar los niveles de COS (Hui *et al.*, 2017); rotaciones donde se incorporen praderas (Lin *et al.*, 2020), principalmente las que consideren especies leguminosas; y un buen manejo del tiempo e intensidad de pastoreo (Phukubye *et al.*, 2022); que han demostrado tener efectos positivos para el COS.

En la conferencia de las partes de cooperación de Naciones Unidas, en París, 2021 (COP 21) se lanzó oficialmente la iniciativa “4 por 1000”, que tiene como objetivo aumentar las reservas de COS en un 0,4 % anual a una profundidad de 30 a 40 cm, principalmente en suelos con bajos niveles de COS, debido al cultivo continuo (Rumpel *et al.*, 2020). Algunas de las prácticas mencionadas en el Capítulo II de la presente monografía, poseen el potencial de alcanzar los objetivos de esta iniciativa, por ejemplo: (1) 10 años de cero labranza en el experimento de Topa *et al.* (2021), fue capaz de aumentar los niveles de COS en un 16 % anual a una profundidad de 20 – 30 cm; (2) el alfalfar cultivado por 12 años, descrito en Ji *et al.*

(2020), alcanzó un contenido de COS de $10,7 \text{ g C kg}^{-1}$ suelo a los 20 - 40 cm de profundidad, que representa un aumento general de un 24 % anual; (3) Poeplau *et al.* (2018), demostró que, mediante la fertilización de PK en un suelo Cambisol y Fluvisol, el contenido de COS aumentó anualmente en un 0,7 % y 2 %, respectivamente, en los primeros 30 cm de profundidad. Sin embargo, algunos autores sugieren un análisis más profundo de la iniciativa “4 por 1000”, indicando que estos aún presentan algunas limitaciones prácticas (Rumpel *et al.*, 2020; White *et al.*, 2018; Van Groenigen *et al.*, 2017).

En los últimos años se ha discutido sobre la implementación del biocarbón como enmienda para mejorar las propiedades de los suelos agrícolas y al mismo tiempo mitigar los efectos del cambio climático. El biocarbón es un material con alto contenido de carbono, el cual es obtenido de la pirólisis y carbonización de desechos agrícolas (Antal y Gronli, 2003). Wang *et al.* (2022b) concluyeron que la adición de biocarbón a una tasa de aplicación de 6 kg m^{-2} (tasa con mayor efectividad), tuvo un efecto positivo significativo en las propiedades del suelo, la infiltración de agua y la eficiencia de uso de agua en el suelo cultivado. Por el contrario, Brtnicky *et al.* (2021), realizaron una revisión sobre los efectos adversos del biocarbón, indicando que algunos suelos pueden tener resultados adversos por la aplicación de biocarbón, como por ejemplo, en suelos franco arenosos (Hardie *et al.*, 2014), donde también se describen un aumento de la erosión (dependiendo la tasa de aplicación) y aumento de la salinidad.

CONCLUSIONES

1. El potencial almacenamiento de COS, está influenciado por el clima, el tipo de suelo y de las prácticas agrícolas a las que haya sido sometido el suelo.
2. La capacidad de almacenamiento de C de los suelos puede ser fuertemente influenciada por prácticas agronómicas, pero poseen un valor de equilibrio que puede ser potenciado por dichas prácticas.
3. Las praderas que incorporan especies leguminosa; prácticas de labranza mínima; y el uso apropiado de fertilizantes orgánicos o la incorporación de materia orgánica

al suelo, son las más recomendadas para aumentar el potencial de almacenamiento COS.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Abbas, F., H.M. Hammad, W. Ishaq, A.A. Farooque, H.F. Bakhat, Z. Zia, S. Fahad, W. Farhad and A. Cerdà. 2020. A review of soil carbon dynamics resulting from agricultural practices. *Journal of Environmental Management*, 268(110319).
2. Abdalla, M., A. Hastings, D.R. Chadwick, D.L. Jones, C.D. Evans, M.B. Jones, R.M. Rees and P. Smith. 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 253: 62-81.
3. Akiyama, H., I.P. McTaggart, B.C. Ball and A. Scott. 2004. N₂O, NO, and NH₃ emissions from soil after the application of organic fertilizers, urea and water. *Water, Air and Soil Pollution*, 156(1): 113-129.
4. Al-Mansour, F. and V. Jecic. 2017. A model calculation of the carbon footprint of agricultural products: The Case of Slovenia. *Energy*, 136: 7-15.
5. Andeweg, K. and A. Reisinger. 2013. Reducing greenhouse gas emissions from livestock: Best practice and emerging options. Global Research Alliance, Dublin.
6. Angus, J.F., J.A. Kirkegaard and M.B. Peoples. 2001. Rotation, sequence and phase. Research on crop and pasture systems. In Proceedings of the 10th Australian Agronomy Conference. Hobart.
7. Antal, M.J. and M. Grønli. 2003. The art, science and technology of charcoal production. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 42(8): 1619-1640.
8. Balasubramanian, D., W.J. Zhou, H.L. Ji, J. Grace, X.L. Bai, Q.H. Song, Y.T. Liu, L.Q. Sha, X.H. Fei, X. Zhang, J.B. Zhao, J.F. Zhao, Z.-H. Tan and Y.P. Zhang. 2020. Environmental and management controls of soil carbon storage in grasslands of southwestern China. *Journal of Environmental Management*, 254(109810).
9. Barak, P., B.O. Jobe, A.R. Krueger, L.A. Peterson and D.A. Laird. 1997. Effects of long-term soil acidification due to nitrogen fertilizer inputs in

Wisconsin. *Plant and Soil*, 197(1): 61-69.

10. Blanco-Canqui, H. and R. Lal. 2004. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23(6): 481-504.
11. Bolin, B. 1970. The carbon cycle. *Scientific American*, 223(3): 124-135.
12. Bossuyt, H., J. Six and P. Hendrix. 2002. Aggregate protected carbon in no tillage and conventional tillage agroecosystems using carbon 14 labeled plant residue. *Soil Science Society of America Journal*, 66(6): 1965-1973.
13. Bronick, C.J. and R. Lal. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124(1-2): 3-22.
14. Brtnicky, M., R. Datta, J. Holatko, L. Bielska, Z.M. Gusiatin, J. Kucerik, T. Hammerschmiedt, S. Danish, M. Radziemska, L. Mravcova, S. Fahad, A. Kintl, M. Sudoma, N. Ahmed and V. Pecina. 2021. A critical review of the possible adverse effects of biochar in the soil environment. *Science of the Total Environment*, 796(148756).
15. Carter, M.R. and E.G. Gregorich. 2010. Carbon and nitrogen storage by deep-rooted tall fescue (*Lolium arundinaceum*) in the surface and subsurface soil of a fine sandy loam in eastern Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136 (1-2): 125-132.
16. Chan, Y. 2008. Increasing soil organic carbon of agricultural land. *Primefact*, 735: 1-5.
17. Conant R., C. Cerri, B. Osborne and K. Paustian. 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications*, 27(2): 662–668.
18. Conant, R., M. Ryan, G. Ågren, H. Birge, E. Davidson, P. Eliasson, S. Evans, S. Frey, C. Giardina, F. Hopkins, R. Hyvönen, M. Kirschbaum, J. Lavallee, J. Leifeld, W. Parton, J. Steinweg, M. Wallenstein, J. Wetterstedt and M. Bradford. 2011. Temperature and soil organic matter decomposition rates—synthesis of current knowledge and a way forward. *Global Change Biology*, 17(11): 3392-3404.
19. Dersch, G. and K. Böhm. 2001. Effects of agronomic practices on the soil carbon storage potential in arable farming in Austria. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60(1): 49-55.
20. Díaz de Otálora, X., L. Epelde, J. Arranz, C. Garbisu, R. Ruiz and N. Mandaluniz.

2021. Regenerative rotational grazing management of dairy sheep increases springtime grass production and topsoil carbon storage. *Ecological Indicators*, 125(107484).
21. Dignac, M.F., D. Derrien, P. Barre, S. Barot, L. Cecillon, C. Chenu, T. Chevallier, G. Freschet, P. Garnier, B. Guenet, M. Hedde, K. Klumpp, G. Lashermes, P. Maron, N. Nunan, C. Roumet and I. Basile-Doelsch. 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(14): 1-27.
 22. Eze, S., S. Palmer and P. Chapman. 2018. Soil organic carbon stock in grasslands: Effects of inorganic fertilizers, liming and grazing in different climate settings. *Journal of Environmental Management*, 223: 74-84.
 23. FAO, 2014. Emisiones de gases de efecto invernadero de la agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra América Latina y el Caribe. <<https://www.fao.org/assets/infographics/FAO-Infographic-GHG-LatinAmerica-es.pdf>> [Consulta: 24 junio 2021].
 24. FAO, 2021. The share of agri-food systems in total greenhouse gas emissions. <<https://www.fao.org/3/cb7514en/cb7514en.pdf>>. [Consulta: 04 diciembre 2021].
 25. Follett R. and D. Reed. 2010. Soil carbon sequestration in grazing lands: societal benefits and policy implications. *Rangeland Ecology and Management*, 63(1): 4-15.
 26. Franzluebbers, A.J., J.A. Stuedemann and S.R. Wilkinson. 2001. Bermudagrass management in the Southern Piedmont USA. I. Soil and surface residue carbon and sulfur. *Soil Science Society of America journal*, 65(3): 834-841.
 27. Gale, W. J. and C. A. Cambardella. 2000. Carbon dynamics of surface residue– and root-derived organic matter under simulated no-till. *Soil Science Society of America Journal*, 64(1): 190-195.
 28. Gilmullina, A., C. Rumpel, E. Blagodatskaya and A. Chabbi. 2020. Management of grasslands by mowing versus grazing—impacts on soil organic matter quality and microbial functioning. *Applied Soil Ecology*, 156(103701).
 29. Grignani, C., L. Zavattaro, D. Sacco and S. Monaco. 2007. Production, nitrogen and carbon balance of maize-based forage systems. *European Journal of Agronomy*, 26(4): 442-453.
 30. Hardie, M., B. Clothier, S. Bound, G. Oliver and D. Close, D. 2014. Does biochar

influence soil physical properties and soil water availability? *Plant and Soil*, 376(1): 347-361.

31. He, Y., W. Zhang, M. Xu, X. Tong, F. Sun, J. Wang, S. Huang, P. Zhu and X. He. 2015. Long-term combined chemical and manure fertilizations increase soil organic carbon and total nitrogen in aggregate fractions at three typical cropland soils in China. *Science of the Total Environment*, 532: 635-644.
32. Hui LI, W. Feng, X. He, P. Zhu, H. Gao, N. Sun and M. Xu. 2017. Chemical fertilizers could be completely replaced by manure to maintain high maize yield and soil organic carbon (SOC) when SOC reaches a threshold in the Northeast China Plain. *Journal of Integrative Agriculture*, 16(4): 937-946.
33. Jensen, J.L., J. Eriksen, I.K. Thomsen, L.J. Munkholm and B.T. Christensen. 2022. Cereal straw incorporation and ryegrass cover crops: The path to equilibrium in soil carbon storage is short. *European Journal of Soil Science*, 73(1): e13173.
34. Jiang, Y. and Yan, J. 2010. Effects of land use on hydrochemistry and contamination of Karst groundwater from Nandong underground river system, China. *Water, Air and Soil Pollution*, 210(1): 123-141.
35. Ji, B., Z. Wang, Z. Pan, H. Xu, X. S. Han Y. and Xie. 2020. Soil Carbon Storage Characteristics of Alfalfa (*Medicago sativa*) Artificial Grasslands in the Semi-Arid Hilly Gully Region of the Loess Plateau, China. *Russian Journal of Ecology*, 51(5): 466-476.
36. Jobbágy, E. and R. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10(2): 423-436.
37. Jones, M. and A. Donnelly. 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytologist*, 164(3): 423-439.
38. Kätterer, T., M. Bolinder, K. Berglund and H. Kirchmann. 2012. Strategies for carbon sequestration in agricultural soils in northern Europe. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A—Animal Science*, 62(4): 181-198.
39. Kirkby, C., A. Richardson, L. Wade, J. Passioura, G. Batten, C. Blanchard and J. Kirkegaard. 2014. Nutrient availability limits carbon sequestration in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 68: 402-409.
40. Lal, R. 2003. Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the

- greenhouse effect. *Critical Reviews In Plant Sciences*, 22(2): 151-184.
41. Lal, R. 2004a. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304(5677): 1623-1627.
 42. Lal, R. 2004b. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1-2): 1-22.
 43. Lal, R., J.M. Kimble, R.F. Follett, and C.V. Cole. 1998. The potential of US cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. CRC Press. United States.
 44. Lam, S.K., D. Chen, A.R. Mosier and R. Roush. 2013. The potential for carbon sequestration in Australian agricultural soils is technically and economically limited. *Scientific Reports*, 3(1): 1-6.
 45. Lan, X., J. Shan, Y. Huang, X. Liu, Z. Lv, J. Ji, H. Hou, W. Xia and Y. Liu. 2022. Effects of long-term manure substitution regimes on soil organic carbon composition in a red paddy soil of southern China. *Soil and Tillage Research*, 221(105395).
 46. Lana, N., M. López, E. Nadal, R. Ojanguren J. Llorente, M. Errea, D. Regüés, P. Ruiz, M. Khorchani, J. Arnáez and N. Pascual. 2018. Catchment based hydrology under post farmland abandonment scenarios. *Geographical Research Letters*, 2(44): 503-534.
 47. Li, J., J.M. Cooper, Y. Li, X. Yang and B. Zhao. 2015. Soil microbial community structure and function are significantly affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *Applied Soil Ecology*, 96: 75-87.
 48. Li, J., Y. Wen, X. Li, Y. Li, X. Yang, Z. Lin, Z. Song, J. Cooper and B. Zhao. 2018. Soil labile organic carbon fractions and soil organic carbon stocks as affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *Soil and Tillage Research*, 175: 281-290.
 49. Li, Q., D. Zho, M.D. Denton and S. Cong. 2019. Alfalfa monocultures promote soil organic carbon accumulation to a greater extent than perennial grass monocultures or grass-alfalfa mixtures. *Ecological Engineering*, 131: 53-62.
 50. Li, S., Y. Li, X. Li, Xi. Tian, A. Zhao, S. Wang, S. Wang and J. Shi. 2016. Effect of straw management on carbon sequestration and grain production in a maize–wheat cropping system in Anthrosol of the Guanzhong Plain. *Soil*

and Tillage Research, 157: 43-51.

51. Li, T., Y. Zhang, S. Bei, X. Li, S. Reinsch, H. Zhang and J. Zhang. 2020. Contrasting impacts of manure and inorganic fertilizer applications for nine years on soil organic carbon and its labile fractions in bulk soil and soil aggregates. *Catena*, 194(104739).
52. Lin, D., R.L. McCulley, J.A. Nelson, K.L. Jacobsen and D. Zhang. 2020. Time in pasture rotation alters soil microbial community composition and function and increases carbon sequestration potential in a temperate agroecosystem. *Science of the Total Environment*, 698(134233).
53. Maillard, É., D.A. Angers, M. Chantigny, J. Lafond, D. Pageau, P. Rochette, G. Lévesque, M.L. Leclerc and L.E. Parent. 2016. Greater accumulation of soil organic carbon after liquid dairy manure application under cereal-forage rotation than cereal monoculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 233: 171-178.
54. Marschner, H., E.A. Kirkby and I. Cakmak. 1996. Effect of mineral nutritional status on shoot-root partitioning of photoassimilates and cycling of mineral nutrients. *Journal of Experimental Botany*, 47(Special_Issue): 1255-1263.
55. Mathew, I., H. Shimelis, M. Mutema, B. Minasny and V. Chaplot. 2020. Crops for increasing soil organic carbon stocks—A global meta-analysis. *Geoderma*, 367(114230).
56. Ministerio del Medio Ambiente. 2021. Informe del Inventario Nacional de Chile 2020: Inventario nacional de gases de efecto invernadero y otros contaminantes climáticos 1990-2018. Oficina de Cambio Climático. Santiago, Chile.
57. Nath, A. and R. Lal. 2017. Effects of tillage practices and land use management on soil aggregates and soil organic carbon in the north Appalachian region, USA. *Pedosphere*, 27(1): 172-176.
58. Nicot, J.P., and I.J. Duncan. 2012. Common attributes of hydraulically fractured oil and gas production and CO₂ geological sequestration. *Greenhouse Gases: Science and Technology*, 2(5): 352-368.
59. Oladele, S. and A. Adetunji. 2021. Agro-residue biochar and N fertilizer addition mitigates CO₂-C emission and stabilized soil organic carbon pools in a rain-fed agricultural cropland. *International Soil and Water Conservation Research*, 9(1): 76-86.

60. Panettieri, M., C. Rumpel., M.F. Dignac and A. Chabbi. 2017. Does grassland introduction into cropping cycles affect carbon dynamics through changes of allocation of soil organic matter within aggregate fractions? *Science of the Total Environment*, 576: 251-263.
61. Phukubye, K., M. Mutema, N. Buthelezi, P. Muchaonyerwa, C. Cerri and V. Chaplot. 2022. On the impact of grassland management on soil carbon stocks: a worldwide meta-analysis. *Geoderma Regional*, 28(e00479).
62. Poblete-Grant, P., J. Suazo-Hernández, L. Condrón, C. Rumpel, R. Demanet, S.L. Malone and M.D.L.L Mora. 2020. Soil available P, soil organic carbon and aggregation as affected by long-term poultry manure application to Andisols under pastures in Southern Chile. *Geoderma Regional*, 21(e00271).
63. Poblete-Grant, P., P. Cartes, S. Pontigo, P. Biron, M.D.L.L. Mora and C. Rumpel. 2022. Phosphorus fertiliser source determines the allocation of root-derived organic carbon to soil organic matter fractions. *Soil Biology and Biochemistry*, 167(108614).
64. Poeplau, C., D. Zopf, B. Greiner, R. Geerts, H. Korvaar, U. Thumm, A. Don, A. Heidkamp and H. Flessa. 2018. Why does mineral fertilization increase soil carbon stocks in temperate grasslands? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 265: 144-155.
65. Poeplau, C., M. Bolinder, H. Kirchmann and T. Kätterer. 2016. Phosphorus fertilisation under nitrogen limitation can deplete soil carbon stocks: evidence from Swedish meta-replicated long-term field experiments. *Biogeosciences*, 13(4): 1119-1127.
66. Ray, R.L, R.W. Griffin, A. Fares, A. Elhassan, R. Awal, S. Woldesenbet, and E. Risch. 2020. Soil CO₂ emission in response to organic amendments, temperature and rainfall. *Scientific Reports*, 10(1): 1-14.
67. Reay, D., C.N. Hewi, K. Smith and J. Grace. 2007. *Greenhouse gas sinks*. CAB International. Wallingford, UK.
68. Rodrigues, L.A, S.J. Giacomini, C. Aita, C.R. Lourenzi, G. Brunetto, A. Bacca and C. Ceretta. 2021. Short-and long-term effects of animal manures and mineral fertilizer on carbon stocks in subtropical soil under no-tillage. *Geoderma*, 386(114913).
69. Rowntree, J.E., R. Ryals, M.S. DeLonge, W.R. Teague, M.B. Chiavegato, P. Byck, T. Wang and S. Xu. 2016. Potential mitigation of midwest grass-

finished beef production emissions with soil carbon sequestration in the United States of America. *Future of Food: Journal on Food, Agriculture and Society*, 4(3): 31-38.

70. Rumpel, C., F. Amiraslani, C. Chenu, M. Garcia Cardenas, M. Kaonga, L.S. Koutika, J. Ladha, B. Madari, Y. Shirato, P. Smith, B. Soudi, J.F Soussana, D. Whitehead and E. Wollenberg. 2020. The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. *Ambio*, 49(1): 350-360.
71. Rutledge, S., A.M. Wall, P.L. Mudge, B. Troughton, D.I. Campbell, J. Pronger, C. Joshi and L.A. Schipper. 2017. The carbon balance of temperate grasslands part I: The impact of increased species diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 239: 310-323.
72. Sanauallah, M., A. Chabbi, G. Lemaire, X. Charrier and C. Rumpel. 2010. How does plant leaf senescence of grassland species influence decomposition kinetics and litter compounds dynamics? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 88(2): 159-171.
73. Seeber, J., E. Tasser, D. Rubatscher, I. Loacker, S. Lavorel, T. Robson, M. Balzarolo, N. Altimir, M. Drösler, L. Vescovo, S. Gamper, P. Barančok, T. Staszewski, G. Wohlfahrt, A. Cernusca, M. Sebastia, U. Tappeiner and M. Bahn. 2022. Effects of land use and climate on carbon and nitrogen pool partitioning in European mountain grasslands. *Science of The Total Environment*, 822(153380).
74. Shakoor, A., S. Shakoor, A. Rehman, F. Ashraf, M. Abdullah, S. Shahzad, T. Hassan Farooq, M. Ashraf, M. Aamir Manzoor, M. Mohsin Altaf and M. Ahsan Altaf. 2021. Effect of animal manure, crop type, climate zone, and soil attributes on greenhouse gas emissions from agricultural soils: A global meta-analysis. *Journal of Cleaner Production*, 278(124019).
75. Shukla, M.K., R. Lal and M. Ebinger. 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. *Soil and Tillage Research*, 87(2): 194-204.
76. Singh, M., B. Sarkar, S. Hussain, Y. Ok, N. Bolan and G. Churchman. 2017. Influence of physico-chemical properties of soil clay fractions on the retention of dissolved organic carbon. *Environmental Geochemistry and Health*, 39(6): 1335-1350.
77. Six, J., A. Carpentier, C. van Kessel, R. Merckx, D. Harris, W.R. Horwath and A. Lüscher. 2001. Impact of elevated CO₂ on soil organic matter dynamics as

related to changes in aggregate turnover and residue quality. *Plant and Soil*, 234(1): 27-36.

78. Six, J., K. Paustian, E. Elliott and C. Combrink. 2000. Soil structure and organic matter I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2): 681-689.
79. Smith, P., D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, S. Ogle, F. O'Mara, C. Rice, B. Scholes, O. Sirotenko, M. Howden, T. McAllister, G. Pan, V. Romanenkov, U. Schneider, S. Towprayoon, M. Wattenbach and J. Smith. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of The Royal Society B*, 363(1492): 789-813.
80. Smith, P. 2014. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology*, 20(9): 2708-2711.
81. Smith, P. and C. Fang. 2010. A warm response by soils. *Nature*, 464(7288): 499-500.
82. Steubing, L., R. Godoy and M. Alberdi. 2002. *Métodos de ecología vegetal. Monografías. Universitaria. Santiago*, 345 p.
83. Thangarajan, R., N.S. Bolan, G. Tian, R. Naidu and A. Kunhikrishnan. 2013. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. *Science of the Total Environment*, 465: 72-96.
84. Thelen, K.D., B.E. Fronning, A. Kravchenko, D.H. Min and G.P. Robertson. 2010. Integrating livestock manure with a corn–soybean bioenergy cropping system improves short-term carbon sequestration rates and net global warming potential. *Biomass and Bioenergy*, 34(7): 960-966.
85. Topa, D., I. Cara and G. Jităreanu. 2021. Long term impact of different tillage systems on carbon pools and stocks, soil bulk density, aggregation and nutrients: A field meta-analysis. *Catena*, 199(105102).
86. Übernickel, K., J. Pizarro-Araya, S. Bhagavathula, L. Paulino and T.A. Ehlers. 2021. Reviews and syntheses: composition and characteristics of burrowing animals along a climate and ecological gradient, Chile. *Biogeosciences*, 18(20): 5573–5594.
87. Vac, S., G.E. Popiña, N. Frunzeti and A. Popovici. 2013. Evaluation of greenhouse gas emission from animal manure using the closed chamber method for gas fluxes. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 41(2): 576-581.

88. Valle, S.R., and J. Carrasco. 2018. Soil quality indicator selection in Chilean volcanic soils formed under temperate and humid conditions. *Catena*, 162: 386-395.
89. Van Groenigen, J.W., C. Van Kessel, B.A. Hungate, O. Oenema, D.S. Powlson and K.J. Van Groenigen. 2017. Sequestering soil organic carbon: a nitrogen dilemma. *Environmental Science Technology*, 51(9): 4738-4739.
90. Walmsley, A. and A. Cerdà. 2017. Soil macrofauna and organic matter in irrigated orchards under Mediterranean climate. *Biological Agriculture and Horticulture*, 33(4): 247-257.
91. Wang, G., J. Mao, L. Fan, X. Ma and Y. Li. 2022a. Effects of climate and grazing on the soil organic carbon dynamics of the grasslands in Northern Xinjiang during the past twenty years. *Global Ecology and Conservation*, 34(e02039).
92. Wang, H., D. Shao, B. Ji, W. Gu and M. Yao. 2022b. Biochar effects on soil properties, water movement and irrigation water use efficiency of cultivated land in Qinghai-Tibet Plateau. *Science of The Total Environment*, 829(154520).
93. White, R., S. Murray, M Rohweder and S. Prince. 2000. *Grassland ecosystems*. World Resources Institute, Washington, DC, United States.
94. White, R.E., B. Davidson, S.K. Lam and D. Chen. 2018. A critique of the paper 'Soil carbon 4 per mille' by Minasny et al. (2017). *Geofisica Internacional*, 309: 115-117.
95. Wiesmeier, M., L. Urbanski, E. Hobbey, B. Lang, M. von Lützw, E. Marin-Spiotta, B. van Wesemael, E. Rabot, M. Ließ, N. Garcia-Franco, U. Wollschläger, H.J. Vogel and I. Kögel-Knabner. 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils-A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333: 149-162.
96. Xie, J., X. Shi, Y. Zhang, Y. Wan, Q. Hu, Y. Zhang, J. Wang, X. He and B. Evgenia. 2022. Improved nitrogen use efficiency, carbon sequestration and reduced environmental contamination under a gradient of manure application. *Soil and Tillage Research*, 220(105386).
97. Yan, Z., W. Zhang, Q. Wang, E. Liu, D. Sun, B. Liu, X. Liu and X. Mei. 2022. Changes in soil organic carbon stocks from reducing irrigation can be offset by applying organic fertilizer in the North China Plain. *Agricultural Water*

Management, 266(107539).

98. Ye, G., Y. Lin, D. Liu, Z. Chen, J. Luo, N. Bolan, J. Fan and W. Ding. 2019. Long-term application of manure over plant residues mitigates acidification, builds soil organic carbon and shifts prokaryotic diversity in acidic Ultisols. *Applied Soil Ecology*, 133: 24-33.
99. Ye, Y., S. Xiao, S. Liu, W. Zhang, J. Zhao, H. Chen, G. Guggenberger and K. Wang. 2020. Tillage induces rapid loss of organic carbon in large macroaggregates of calcareous soils. *Soil and Tillage Research*, 199(104549).
100. Yu, H., W. Ding, J. Luo, R. Geng and Z. Cai. 2012. Long-term application of organic manure and mineral fertilizers on aggregation and aggregate-associated carbon in a sandy loam soil. *Soil and Tillage Research*, 124: 170-177.
101. Zhang, H., P. Wu, M. Fan, S. Zheng, J. Wu, X. Yang, M. Zhang, A. Yin and C. Gao. 2018. Dynamics and driving factors of the organic carbon fractions in agricultural land reclaimed from coastal wetlands in eastern China. *Ecological Indicators*, 89: 639-647.
102. Zhao, H., J. Qin, T. Gao, M. Zhang, H. Sun, S. Zhu, C. Xu and T. Ning. 2022. Immediate and long-term effects of tillage practices with crop residue on soil water and organic carbon storage changes under a wheat-maize cropping system. *Soil and Tillage Research*, 218(105309).
103. Zhao, Z., S. Gao, C. Lu, L.I. Xiaoyu, F. Li and T. Wang. 2021. Effects of different tillage and fertilization management practices on soil organic carbon and aggregates under the rice–wheat rotation system. *Soil and Tillage Research*, 212(105071).
104. Zhou, G., Q. Luo, Y. Chen, M. He, L. Zhou, D. Frank, Y. He, Y. Fu, B. Zhang and X. Zhou. 2019. Effects of livestock grazing on grassland carbon storage and release over time: impacts associated with global climate change. *Global Change Biology*, 25(3): 1119-1132.
105. Zhou, J., F. Xia, X. Liu, Y. He, J. Xu and P. Brookes. 2014. Effects of nitrogen fertilizer on the acidification of two typical acid soils in South China. *Journal of soils and sediments*, 14(2): 415-4.

APENDICE

Apéndice 1. Contenido de carbono orgánico del suelo (COS: g C kg⁻¹ suelo) bajo diferentes condiciones edafoclimáticas.

COS	Uso o manejo	Órdenes de Suelo	PMA	TMA	Prof.	Referencia
168	Pradera permanente	Andisol	1.436	10,9	15	Valle y Carrasco, 2018
134	Pradera permanente	Andisol	1.099	10,6	15	Valle y Carrasco, 2018
130,3	Pastoreo	Andisol	759	s.i.	20	Poblete-Grant <i>et al.</i> , 2020
130,3	Pastoreo	Andisol	750	s.i.	20	Poblete-Grant <i>et al.</i> , 2020
82,7	Pastoreo	Andisol	3.000	s.i.	20	Poblete-Grant <i>et al.</i> , 2020
45	Pradera permanente	Andisol	143	11,6	15	Valle y Carrasco, 2018
32,9	Pastoreo	Andisol	2.000 - 2.500	s.i.	20	Poblete-Grant <i>et al.</i> , 2020
82,6	Pradera	Cambisol	1.500	3	23	Seeber <i>et al.</i> , 2022
78,6	Pradera	Cambisol	1.900	7,5	23	Seeber <i>et al.</i> , 2022
14,8	Pradera sembrada	Dystric Cambisol	773	11,2	10	Gilmullina <i>et al.</i> , 2020
12	Pradera sembrada	Dystric Cambisol	773	11,2	10	Gilmullina <i>et al.</i> , 2020
11	s.i.	Cambisol	700	10,5	30	Panettieri <i>et al.</i> , 2017
7,89	Maíz/trigo	Ferralic Cambisol	1.250	18	20	He <i>et al.</i> , 2015
7,05	s.i.	Cambisol	791,7	13,4	20	Li <i>et al.</i> , 2020
6,7	Maíz/trigo	Calcaric Cambisol	632	14,3	20	He <i>et al.</i> , 2015
24	s.i.	Haplic Phaeozems	769	8,3	20	Poeplau <i>et al.</i> , 2016
14	s.i.	Haplic Phaeozems	550	7,7	20	Poeplau <i>et al.</i> , 2016
13,5	Maíz	Luvic Phaeozems	525	4,5	20	He <i>et al.</i> , 2015
13,5	Cereales	Luvic Phaeozems	525	4,5	20	Hui <i>et al.</i> , 2017

Apéndice 1 (continuación). Contenido de carbono orgánico del suelo (COS: g C kg⁻¹ suelo) bajo diferentes condiciones edafoclimáticas

COS	Uso o manejo	Órdenes de Suelo	PMA	TMA	Prof.	Referencia
14,8*	s.i.	Ultisol	1.600	17,5	20	Lan <i>et al.</i> , 2022
5,68	s.i.	Ultisol	1.795	17,6	20	Ye <i>et al.</i> , 2019
3,7	s.i.	Alfisol	220	31	15	Oladele y Adetunji, 2021
93	Pastoreo	Allophanic	1.249	13,6	20	Rutledge <i>et al.</i> , 2017
10,8	Maíz	Chernozem	517,8	9,4	30	Topa <i>et al.</i> , 2021
0,03	s.i.	Chromosol	686	s.i.	15	Kirkby <i>et al.</i> , 2014
16,9	s.i.	Entisol	s.i.	s.i.	20	Xie <i>et al.</i> , 2022
11,32	Fertilización orgánica	Eum-orthic Anthrosol	527	12,9	20	Li <i>et al.</i> , 2016
3,93	Maíz/trigo	Fluvo-aquic	569,6	13,4	20	Li <i>et al.</i> , 2018
26,1	Cebada/alfalfa	Gleysol	849	1,1	15	Maillard <i>et al.</i> , 2016
4,48	s.i.	Inceptisol	615	13,9	20	Yu <i>et al.</i> , 2012
0,01	s.i.	Kandosol	610	s.i.	15	Kirkby <i>et al.</i> , 2014
12	s.i.	Luvisol	s.i.	s.i.	30	Poblete-Grant <i>et al.</i> , 2022
10	s.i.	Neoluvisol	s.i.	s.i.	30	Poblete-Grant <i>et al.</i> , 2022
9,57	s.i.	Ochri-Aquic Cambosols	500	12,8	20	Yan <i>et al.</i> , 2022
12,8	Avena/maíz	Typic Paleudalf	1.561	19,3	10	Rodrigues <i>et al.</i> , 2021
0,012	s.i.	Tenosol	357	s.i.	15	Kirkby <i>et al.</i> , 2014
7,19	Maíz/trigo	Udoll	667	12,6	20	Zhao <i>et al.</i> , 2022
0,024	s.i.	Vertisol	432	s.i.	15	Kirkby <i>et al.</i> , 2014

COS: carbono orgánico del suelo (g C kg⁻¹); PMA: precipitación media anual (mm año⁻¹); TMA: temperatura media anual (C°); Prof: profundidad exacta o media de obtención de la muestra de suelo (cm); s.i.: sin información; * COS estimado a partir de la relación 1,724*MOS, sugerida por Steubing *et al.* (2002).

Apéndice 2. Efecto de diferentes prácticas de manejo agrícola y pecuario sobre el contenido de carbono orgánico del suelo (COS: g C kg⁻¹ suelo).

Manejo agropecuario	COS inicial (g kg⁻¹)	COS final (g kg⁻¹)	Cambio COS (%)	Orden de Suelo	Referencia bibliográfica
Labranza convencional cada 4 meses	37	32,2	-13,0	Rendzinas	Ye <i>et al.</i> , 2020 (1)
Labranza convencional cada mes	37	29,8	-19,5	Rendzinas	Ye <i>et al.</i> , 2020 (2)
Labranza convencional	10,8	32,8	203,7	Chernozem	Topa <i>et al.</i> , 2021 (3)
Labranza reducida	10,8	35,1	225,0	Chernozem	Topa <i>et al.</i> , 2021 (4)
Cero labranza	10,8	37	242,6	Chernozem	Topa <i>et al.</i> , 2021 (5)
Fertilización PK	23,5**	24,1**	2,6	Cambisol – Fluvisol - Luvisol	Poeplau <i>et al.</i> , 2018 (6)
Fertilización NPK	23,7**	24,1**	1,7	Cambisol y Fluvisol	Poeplau <i>et al.</i> , 2018 (7)
Estiércol de bovino	7,1	13,0**	83,1	Cambisol	Li <i>et al.</i> , 2020 (8)
Fertilización NPK	7,1	8,6**	21,1	Cambisol	Li <i>et al.</i> , 2020 (9)
Fertilizante NPK	13,5	15,1 - 16,0	15,6	Luvic Phaeozems	Hui <i>et al.</i> , 2017 (10)
Estiércol 30 Mg ha ⁻¹	13,5	16,8 - 22,1	44,4	Luvic Phaeozems	Hui <i>et al.</i> , 2017 (11)
Estiércol 60 Mg ha ⁻¹	13,5	16,8 - 23,1	48,1	Luvic Phaeozems	Hui <i>et al.</i> , 2017 (12)
Fertilizante NPK + estiércol 30 ton	13,5	16 - 21	37,0	Luvic Phaeozems	Hui <i>et al.</i> , 2017 (13)
Fertilizante NPK + estiércol 60 ton	13,5	16,8 - 23,5	49,6	Luvic Phaeozems	Hui <i>et al.</i> , 2017 (14)
Estiércol de ganado	3,9	15,7	302,6	Fluvo – aquic	Li <i>et al.</i> , 2018 (15)
Fertilización NPK	3,9	8,6	120,5	Fluvo – aquic	Li <i>et al.</i> , 2018 (16)
Fertilización estiércol + NPK	3,9	28,6	633,3	Fluvo – aquic	Li <i>et al.</i> , 2018 (17)

Apéndice 2 (continuación). Efecto de diferentes prácticas de manejo agrícola y pecuario sobre el contenido de carbono orgánico del suelo (COS: g C kg⁻¹ suelo).

Manejo agropecuario	COS inicial (g kg⁻¹)	COS final (g kg⁻¹)	Cambio COS (%)	Orden de Suelo	Referencia bibliográfica
Estiércol de ave	86,6 - 141	107 - 172	22,9	Andisol	Poblete-Grant <i>et al.</i> , 2020 (18)
Estiércol de ave	11,5	14,8	28,7	Luvisol	Poblete-Grant <i>et al.</i> , 2022 (19)
Estiércol de ave	10,5	16,5	57,1	Neoluvisol	Poblete-Grant <i>et al.</i> , 2022 (20)
Fertilizante mineral P	11,5	12	4,3	Luvisol	Poblete-Grant <i>et al.</i> , 2022 (21)
Fertilizante mineral P	10,5	11	4,8	Neoluvisol	Poblete-Grant <i>et al.</i> , 2022 (22)
Estiércol de ave + fertilizante P	11,5	13,4	16,5	Luvisol	Poblete-Grant <i>et al.</i> , 2022 (23)
Estiércol de ave + fertilizante P	10,5	13,7	30,5	Neoluvisol	Poblete-Grant <i>et al.</i> , 2022 (24)
Labranza convencional	9,3	6,8	-26,9	s.i.	Zhao <i>et al.</i> , 2021 (25)
Labranza convencional + fertilización NPK	9,3	9,5	2,2	s.i.	Zhao <i>et al.</i> , 2021 (26)
Labranza reducida + NPK	9,3	10,1	8,6	s.i.	Zhao <i>et al.</i> , 2021 (27)
Labranza convencional + Estiércol	9,3	13,1	40,9	s.i.	Zhao <i>et al.</i> , 2021 (28)
Labranza reducida + estiércol	9,3	15,1	62,4	s.i.	Zhao <i>et al.</i> , 2021 (29)
Pradera leguminosa	9,0*	14,6**	62,2	Chernozem	Li <i>et al.</i> , 2019 (30)
Pradera gramínea	9,0*	13,1**	45,6	Chernozem	Li <i>et al.</i> , 2019 (31)
Pradera mixta	9,0*	14,3**	58,9	Chernozem	Li <i>et al.</i> , 2019 (32)
Alfalfar 12 años	2,8	10,7	282,1	No informa	Ji <i>et al.</i> , 2020 (33)

Apéndice 2 (continuación). Efecto de diferentes prácticas de manejo agrícola y pecuario sobre el contenido de carbono orgánico del suelo (COS: g C kg⁻¹ suelo).

Manejo agropecuario	COS inicial (g kg⁻¹)	COS final (g kg⁻¹)	Cambio COS (%)	Orden de Suelo	Referencia bibliográfica
Cultivo de ballica perenne	14,8	15,4	4,1	Aric Haplic Luvisol	Jensen <i>et al.</i> , 2020 (34)
Festuca sp.	18	22,8	26,7	Orthic Podzol	Carter y Gregorich, 2010 (35)
Siega	9,9 - 13,7	14,6	23,7	Dystric Cambisol	Gilmullina <i>et al.</i> , 2020 (36)
Pastoreo	11,9 - 19,1	21,4	38,1	Dystric Cambisol	Gilmullina <i>et al.</i> , 2020 (37)
5 años de rotación de praderas	17,3	20,9	20,8	Luvisol	Lin <i>et al.</i> , 2020 (38)
Pastoreo regenerativo	46,7	48,3	3,4	s.i.	Díaz de Otárola <i>et al.</i> , 2021 (39)

COS: carbono orgánico del suelo; s.i.: sin información; * COS estimado a partir de la relación 1,724 x MOS, sugerida por Steubing *et al.* (2002); ** COS estimado a partir de densidad aparente del suelo = 1,2 Mg m⁻³, sugerida por Übernickel *et al.* (2021), Números entre paréntesis son de referencia para la Figura 2.