



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE DOCTOR EN AGRONOMÍA

**CONTENIDO DE CARBONO ORGANICO EN RELACION AL USO DE SUELOS
PERTENECIENTES A LAS CUENCAS DEL RIO CUARTO Y ARROYOS MENORES DEL
SUR DE CÓRDOBA**

Establecimiento de un modelo descriptivo simple de balance de carbono

MARCOS DARIO BONGIOVANNI

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2022

Prefacio

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Ciencias Agrarias, de la Universidad Nacional del Sur (UNS) y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en la Facultad de Agronomía y Veterinaria – Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC) y en el laboratorio de Nutrición Mineral del Departamento de Agronomía - UNS, durante el período comprendido entre el 13 de diciembre de 2012 y 10 mayo de 2022, bajo la dirección de Dr Juan Carlos Lobartini, Profesor Titular de la cátedra de Nutrición Mineral y Relación Suelo Planta del Departamento de Agronomía.

Marcos Darío Bongiovanni



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
Secretaría General de Posgrado y Educación
Continua

La presente tesis ha sido aprobada el/...../....., mereciendo la calificación de (.....).

Organización de la Tesis

La presente tesis fue organizada en capítulos que analizan el contenido de carbono orgánico y sus fracciones en suelos con diferentes usos y manejos.

Cuenta con una Introducción general que permite abordar el nivel “Recordar”, donde se definirán los principales conceptos, se describirán factores que influyen en el objeto de estudio. Antecedentes que permitan la identificación y descripción de la región bajo estudio y sus ambientes. Hipótesis y objetivos del estudio (Capítulo I): Determinación Materia Orgánica del Suelo. Ajuste Metodológico, que permitite identificar dentro de las metodologías disponibles, la más adecuada para poder ajustar los factores utilizados en la determinación de carbono orgánico, y realizar una correcta estimación del mismo. (Capítulo II): Contenido de Carbono Orgánico Total y Fracciones en Relación al uso de los suelos pertenecientes a las cuencas del Río Cuarto y Arroyos menores del sur de Córdoba, que permita establecer un estado de situación de los niveles de Carbono Orgánico en suelos con diferentes usos. (Capítulo III): Carbono orgánico en un Hapludol típico en una rotación agrícola bajo tres sistemas de labranza, para comprobar el efecto del manejo en suelo con uso agrícola en un ensayo de larga duración. (Capítulo IV) Conclusiones Generales y Consideraciones finales.

Nota del autor

En el presente trabajo se estudia al carbono orgánico del suelo (CO) como un factor del suelo que favorece la constitución de un sistema de calidad apto para la producción agropecuaria en la región en estudio y además como herramienta para poder evaluar el rol que los suelos de la región tienen actualmente como fuente o sumidero de CO.

Teniendo en cuenta que el carbono es el principal constituyente de la materia orgánica (MO) del suelo ya que representa entre el 48 y 58% de su contenido total y por lo tanto es el elemento que se determina analíticamente para estimar la materia orgánica total (MO) es que en muchas citas o párrafos de la presente tesis el lector puede advertir que en muchos caso a los fines de la discusión o comparación se utiliza el concepto de CO y MO en forma indistinta, teniendo en cuenta que uno depende directamente del otro.

Dedico esta tesis a mi familia y amigos

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi agradecimiento a las siguientes personas e instituciones que directa o indirectamente colaboraron en la realización de esta tesis

- A toda mi familia, Paola, Sofia y Lucio por el continuo apoyo, aliento y tiempo que me brindaron durante los años que llevó este trabajo.
- Al Dr. Juan Carlos Lobartini, por sus consejos y ayuda para que pudiera llevar adelante esta tesis y principalmente por su amistad en todos estos años.
- A mis amigos Werner, Guillermo y Rosana por su amistad verdadera y aliento en todo momento.
- A mis compañeros de trabajo Ing. Agr. Rosana Marzari, Ing. Agr. María José Ganum Gorriz, Ing. Agr. María Laura Mattalia, Ing. Agr. Silvana Amín, Tec. Edgar Maseda y al Ing. Agr. Americo Degioanni por su ayuda y apoyo constante.
- A la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la Universidad Nacional de Río Cuarto por haberme dado la oportunidad de seguir perfeccionándome como docente e investigador.
- A la Ing. Agr. Carmen Cholaki que me permitió ser parte del proyecto de investigación en el ensayo de larga duración en el campo Pozo del Carril y a los ex alumnos, ahora Ing. Agr., Mariano Ramassa y Alejandro Mores, que con sus trabajos colaboraron en la obtención de información.
- Al Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur por brindarme la oportunidad de llevar adelante esta tesis en un ámbito de alto nivel académico y permitirme hacer uso de su equipamiento y laboratorios.

RESUMEN

La intensificación de la agricultura a generado una degradación de los suelos en los agroecosistemas de la pampa húmeda y subhúmeda Argentina que ha teniendo efectos sobre propiedades físicas y químicas del suelo, que se evidencian por procesos de pérdida de porosidad, disminución de la materia orgánica (MO), disminución de almacenaje de agua y movimiento de agua y nutrientes. En este trabajo que estudia los suelos de la cuenca del río Cuarto y arroyos menores de la región centro y sudoeste de la provincia de Córdoba, se plantearon tres objetivos, uno de carácter metodológico para determinar los factores de recuperación de carbono orgánico total (COT) y sus fracciones por la metodología Walkley Black, comparando entre las diferentes metodologías disponibles para la determinación. El segundo objetivo describe los niveles de actuales de COT y de sus fracciones carbono orgánico particulado (COP) y carbono orgánico unido a la fracción mineral (CO_{fm}), sometidos a distintos sistemas productivos, mediante el estudio de indicadores de suelo relacionados con CO que indican niveles de degradación que comprometen la productividad sustentable. Con el último objetivo se evaluó el efecto acumulado en un ensayo de larga duración de rotación agrícola pura, con distintos sistemas de labranzas sobre el contenido de CO total y sus fracciones en la capa superficial. Para llevar adelante los dos primeros objetivos se trabajó con tres sistemas productivos (uso de suelo): Agrícola (Agr), Ganadero (Gan) con pradera de alfalfa y Ganadero con pastura permanente (GanPP) de 109 lotes de la cuenca del río Cuarto y arroyos menores. Para cumplir el último objetivo se trabajó con suelo correspondiente a un ensayo de larga duración con tres sistemas de labranza: siembra directa (SD), labranza reducida (LR) y dos niveles de fertilización: fertilizado (F) y no fertilizado (NF). Los resultados mostraron que cuando se determinaron los factores de recuperación de COT y de sus fracciones los mismos fueron diferentes al definido por la metodología Walkley Black. En la determinación de CO, se encontró una alta correlación entre las metodologías W&B, por combustión en mufla (LOI) y con analizador automático de carbono (utilizado como referencia). El factor de recuperación encontrado mediante la metodología W&B fue aproximado al 70%, menor al 77% informado por el autor para esa metodología existiendo diferencias para las fracciones de suelo mayores y menores a 100 µm por tamizado en húmedo. La agricultura permanente como sistema productivo dominante sobre los suelos de la cuenca del río Cuarto afectó los niveles de CO de los suelos. Se encontraron diferencias significativas en los niveles de COT de los suelos con distintos sistemas productivos, siendo los usos Agr y Gan los de menor contenido. Se identificaron

VII

diferencias en las fracciones de CO en función del uso, siendo la fracción de COP >100 μm la más sensible a los cambios de uso. Los distintos usos del suelo también modificaron propiedades hídricas y la actividad biológica global (ABG) resultando mayor en el uso GanPP, siendo este un buen indicador ya que mostró sensibilidad al sistema uso del suelo en corto plazo. Las técnicas y estrategias de manejo del suelo, a través de la labranza y fertilización, modificaron el contenido de COT y sus fracciones. En la interacción entre fertilizante y labranzas solo se observaron diferencias en SDF, siendo la peor interacción en relación al contenido de COT del suelo la SD y LC NF. Las fracciones de CO presentaron diferencias entre los sistemas de labranza y fertilización, tanto para COPg y COPf. Aquí también la fertilización tuvo un papel importante ya que en la interacción con las labranzas permitió incrementar los niveles de CO en los sistemas conservacionista.

ABSTRACT

The intensification of agriculture has generated a degradation of the soils in the agroecosystems of the humid and sub-humid pampas of Argentina, having effects on the physical and chemical properties of the soil, which are evidenced by processes of loss of porosity, a decrease in organic matter (MO), water storage and movement of water and nutrients. In this work that studies the soils of the Cuarto river basin and minor streams of the central and southwestern region of the province of Córdoba, three objectives were proposed, one of a methodological nature to determine the recovery factors of total organic carbon (TOC) and its fractions by the Walkley Black methodology, comparing between the different methodologies available for the determination. The second objective describes the current levels of TOC and its particulate organic carbon fractions (COP) and organic carbon bound to the mineral fraction (CO_{fm}), subjected to different production systems, through the study of soil indicators related to CO that indicate levels of degradation that compromise sustainable productivity. With the last objective, the accumulated effect was evaluated in a long-term trial of pure agricultural rotation, with different tillage systems on the content of total CO and its fractions in the superficial layer. To carry out the first two objectives, three production systems (land use) were used: Agricultural (Agr), cattle alfalfa grazing (Gan) and pasture with permanent grasses (GanPP) of 109 plots in the Cuarto River basin and minor streams. To meet the last objective, corresponding to a long-term trial, soil was worked with three tillage systems: direct seeding (SD), reduced tillage (LR) and two levels of fertilization: fertilized (F) and unfertilized (NF). The results showed that when the TOC recovery factors and its fractions were determined, they were different from the one defined by the Walkley Black methodology. In the determination of CO, a high correlation was found between the W&B, muffle furnace (LOI) and automatic carbon analyzer (used as reference) methodologies. The recovery factor found using the W&B methodology was approximately 70%, less than the 77% reported by the author for that methodology, with differences for soil fractions which were greater than and less than 100 µm by wet sieving. Permanent agriculture as the dominant productive system on the soils of the Cuarto River basin affected the CO levels in the soils. Significant differences were found in the TOC levels of the soils with different production systems, with the Agr and Gan uses having the lowest content. Differences were identified in the CO fractions depending on use, with the COP fraction >100 µm being the most sensitive to changes in use. The different land uses also modified water properties and global biological activity (ABG) resulting in greater use of GanPP, this being

IX

a good indicator since it showed sensitivity to the land use system in the short term. Soil management techniques and strategies, through tillage and fertilization, modified the TOC content and its fractions. In the interaction between fertilizer and tillage, differences were only observed in SDF, being SD and LC NF the worst interaction in relation to the TOC content of the soil. The CO fractions did not present differences between the tillage systems, both for COPg and COPf, but differences in the organic fractions between F and NF were found indeed. Fertilization also played an important role here, since its interaction with the tillage allowed for an increase in the CO levels in the conservationist systems.

Certifico que fueron incluidos los cambios y correcciones sugeridas por los jurados.

Dr. Juan Carlos Lobartini

Índice de contenidos

INTRODUCCIÓN	1
Materia orgánica. Definición. Importancia. Propiedades generales.	5
Materia orgánica y textura	6
La materia orgánica y la estructura del suelo	6
La materia orgánica y el uso y manejo del suelo	8
Carbono orgánico del suelo en los agroecosistemas	9
Factores que determinan el almacenamiento de carbono en el suelo	11
Secuestro potencial de carbono	11
Secuestro de carbono alcanzable	12
Secuestro de Carbono Actual	13
La dinámica de la materia orgánica mediante modelos de simulación	13
HIPÓTESIS	15
OBJETIVOS GENERALES	16
CAPITULO I	17
Determinación Materia Orgánica del Suelo	17
Ajuste de metodología	17
Determinación de Materia orgánica por pérdida de peso por ignición (LOI)	20
OBJETIVOS	23
General	23
Específicos	23
Materiales y Métodos	24
Análisis de las muestras	24
Determinación de CO por el método de Walkley y Black (COwb)	24
Determinación de CO total por método combustión seca (COaa)	25
Determinación de MO por calcinación o combustión seca	25
Fraccionamiento de la materia orgánica	26
Determinación de granulometría	26
Análisis de los datos	26
Resultados y Discusión	27
Determinación de carbono en fracciones de suelo	35
Factor de recuperación	35
Diferentes usos de los suelos en las cuencas del Río Cuarto y arroyos menores de Córdoba y su efecto sobre el carbono orgánico total y sus fracciones	39
INTRODUCCIÓN	39
Antecedentes	42
OBJETIVOS	45
General	45
Específicos	45
MATERIALES Y MÉTODOS	45
Localización y descripción del área bajo estudio	45
Características climáticas de la llanura bien drenada del departamento Río Cuarto	46
Situaciones muestreadas	48
Análisis de las muestras	51
Determinación de CO por el método de Walkley y Black	51
Fraccionamiento de la materia orgánica	51
Fraccionamiento Químico	52
Determinación de granulometría	53
Determinación de constantes hídricas	54

Determinación de densidad aparente (DAP)	54
Determinación de la actividad biológica global (ABG) del suelo (o tasa de mineralización)	54
Reacción del suelo (pH)	55
Análisis de los datos e interpretación de resultados	55
Análisis de Componentes Principales	57
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	59
Relación de CO y textura	59
Uso del suelo y Carbono orgánico	63
Dinámica de acumulación de CO	66
Fraccionamiento de los compuestos orgánicos	68
Índice de Estabilidad Estructural	73
Actividad biológica global	76
Influencia del CO en las propiedades hídricas del suelo	79
Análisis de Componentes Principales	85
CAPITULO III	87
Carbono orgánico en un Hapludol típico en una rotación agrícola bajo tres sistemas de labranza	87
Establecimiento de un modelo descriptivo simple de balance de carbono	87
INTRODUCCIÓN	87
Presentación, fundamentación e importancia del trabajo	87
Antecedentes	90
OBJETIVOS	93
General	93
Específicos	93
MATERIALES Y MÉTODOS	94
Caracterización de área de estudio	94
Descripción de los tratamientos y diseño experimental	97
Muestreo	99
Determinaciones	99
RESULTADOS Y DISCUSION	102
Efecto de los sistemas de labranza sobre el contenido de carbono en el suelo con sin fertilización de los cultivos.	102
Carbono orgánico total (COT)	102
Carbono orgánico particulado grueso (COPg) fracción 100-2000 μ .	106
Carbono orgánico particulado fino (COPf), fracción 53-100- μ .	107
Carbono orgánico unido a la fracción mineral (CO _{fm}), fracción 0-53 μ .	108
Comparación de los contenidos de carbono orgánico de una situación de mínimo disturbio (MD) con la rotación agrícola con diferentes labranzas.	110
Balance del Carbono Orgánico. Uso de un modelo simple de dos compartimentos	113
Evolución del COT observado bajo uso Agrícola.	113
CONCLUSIONES y CONSIDERACIONES FINALES	121
Conclusiones	121
Consideraciones finales	124
ANEXO	127
BIBLIOGRAFÍA	133

Índice de Figuras

Figura 1. Calidad del suelo es el efecto de los procesos de resiliencia y degradativos del carbono orgánico del suelo (CO), capacidad de intercambio catiónico (CIC), evapotranspiración (ET) (Adaptado de Lal et al., 1998).	2
Figura 2. Caracterización del secuestro de CO en el suelo (Adaptado de Ingram and Fernandes, 2001).	11
Figura 3. Relación entre la determinación de CO mediante Walkley Black (COWb) y Analizador automático (COaa) para muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.	27
Figura 4. Relación entre la determinación de CO mediante combustión seca (LOI) y analizador automático (COaa) para muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.	28
Figura 5. Relación entre la determinación de CO mediante combustión seca (LOI) y analizador automático (COaa) para muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.	29
Figura 6. Relación entre la determinación de CO mediante combustión seca (LOI) y analizador automático (COaa) para muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.	30
Figura 7. Comparación entre la determinación de MO por combustión seca (LOI) con dos temperaturas 360°C (MOLOI360, 2 y 4 horas) y 800°C (MOLOI850) en muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.	31
Figura 8. Resultado de muestras de suelo con calcinación en mufla a 800°C en las que se determinó MO por pérdida de peso.	32
Figura 9. Relación entre la determinación de CO mediante combustión seca (LOI) y analizador automático (COaa) para muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.	33
Figura 10. Relación entre la determinación de CO mediante combustión seca (LOI) y analizador automático (COaa) para muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.	34
Figura 11. Comparación del contenido de CO mediante combustión seca (LOI) a 360°C (MOLOI360 4 horas) y Walkley & Black (W&B) en muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad. Medias con diferente letra indican diferencias significativas ($p < 0,05$).	34
Figura 12. Ajuste lineal del contenido de CO determinado mediante Walkley & Black (COWb) y Analizador automático (COaa) en fracciones de suelo mayores a 100 μm y menores a 100 μm en muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.	35
Figura 13. Factor de recuperación de CO obtenido por combustión seca (LOI) a 360°C (MOLOI360 4 horas) y Walkley & Black (W&B) en muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.	37
Figura 14. Recuperación de CO del método Walkley & Black (W&B) para el suelo sin fraccionar y para fracciones $>100 \mu\text{m}$ y $< 100 \mu\text{m}$ y en muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).	37
Figura 15. Evolución de superficie sembrada total y superficie sembrada con los cultivos de maíz y soja en el departamento Río Cuarto para distintas campañas agrícolas (Adaptado de información obtenida MAgG, 2020).	43
Figura 16. Área de estudio comprendida por las cuencas del río Cuarto y los arroyos Santa Catalina, del Gato y Ají dividida con sus correspondientes unidades ambientales homogéneas (adaptado de Degioanni et al. 2008).	46
Figura 17. Área de estudio y ubicación de los suelos muestreados.	48
Figura 18. Imagen de la situación Ganadero con pasturas permanentes (GanPP) en la llanura medanosa.	49
Figura 19. Detalle de situación de ganadera (Gan) alfalfa de cuatro años de implantada llanura plana.	50
Figura 20. Situación agrícola (Agr) rastrojo de soja sembrada a favor de la pendiente.	50

XIII

Figura 21. Rastrojo de soja, situación agrícola (Agr), cultivo bordeando médanos en llanura medanosa	51
Figura 22. Extracción alcalina sustancias húmicas.	53
Figura 23. Equipo analizador de partículas determinación (Laser Particle Sizer “analysette 22” Fritsch Gimblt).	54
Figura 24. Clases texturales de las muestras de suelos estudiadas correspondientes a la llanura plana, llanura ondulada y llanura medanosa del Sudoeste de Córdoba.	60
Figura 25. Relación de COT y arcilla más limo (Arci+Limo) para dos profundidades de muestreo 0-10 (a) y 0-20 cm (b).	61
Figura 26. Relación de COT y arcilla más limo (Arci+Limo) para el uso agrícola a la profundidad de muestreo 0-20 cm. $R^2=0,79$ p-valor $<0,0001$	62
Figura 27. Contenido de CO en suelo de 0-10 cm (a) y 0-20 cm (b) de profundidad en distintos usos del suelo (Agrícola, Ganadero y Ganadero oastura permanente).	64
Figura 28. Relaciones entre carbono orgánico particulado (COP) y carbono orgánico unido a la fracción mineral (CO _{fm}) en relación al limo + arena.....	68
Figura 29. Relaciones entre carbono orgánico particulado (COP) y carbono orgánico total (COT) en relación al limo + arena para uso Agr (a), Gan (b) y Gan PP (c).....	69
Figura 30. Contenido de carbono orgánico particulado (COP) en suelo de 0-10 cm de profundidad con uso Agrícola (Agr), ganadero (Gan) y ganadero con pasturas permanentes (GanPP).....	70
Figura 31. Contenido de carbono unido a la fracción mineral (CO _{fm}) en suelo de 0-10 cm de profundidad con uso Agrícola (Agr), ganadero (Gan) y ganadero con pasturas permanentes (GanPP).....	70
Figura 32. Relación (% de las Mg Ha ⁻¹) de carbono orgánico particulado (COP) y de carbono orgánico unido a la fracción mineral (CO _{fm}) con el COT en el suelo de 0-10 cm de profundidad con uso Agrícola (Agr), Ganadero (Gan) y Ganadero con pasturas permanentes (GanPP)	71
Figura 33. Sustancias Húmicas (SH) y Carbono orgánico unido a la fracción mineral (CO _{fm}) en suelo de 0 – 10 cm de profundidad en uso agrícola (Agr) y ganadero (Gan).	72
Figura 34. Sustancias Húmicas (SH) en suelo de 0 – 10 cm de profundidad en uso agrícola (Agr) y ganadero (Gan).	73
Figura 35. Índice de estabilidad estructural (COT/Arc+Lim) en suelos de 0-20 cm profundidad con uso agrícola (Agr), ganadero (Gan) y ganadero pastura permanente (GAnPP).	74
Figura 36. Relación entre Actividad Biológica global del suelo (0-10 cm profundidad) en relación a carbono orgánico particulado (COP) (a) y carbono orgánico unido a fracción mineral CO _{fm} (b).	77
Figura 37. Contenido de agua almacenada a capacidad de campo (CC) medida en relación a al contenido de agua a capacidad de campo, determinada mediante el modelo Soil Water Characteristics (SWC).....	80
Figura 38. Agua útil almacenada entre -0,33B y -15B (AU) en relación al carbono orgánico total del suelo (COT).....	81
Figura 39. Contenido hídrico almacenado en el suelo a saturación (0 Bar) en relación al carbono orgánico total del suelo (COT).....	82
Figura 40. Contenido hídrico almacenado en el suelo a 0B en relación a arcilla + limo.....	82
Figura 41. Conductividad hidráulica a saturación (K) en relación al CO/ arcilla + limo	83
Figura 42. Contenido hídrico almacenado en el suelo a 0B (a) y conductividad hidráulica a saturación (K _s) en función de lo uso ganadero pastura permanente (GanPP), ganadero (Gan) y agricultura (Agr).	84

Figura 43. Ordenamiento en base a un Análisis de Componentes Principales con todas las variables evaluadas en relación al uso Ganadero pastura permanente (GanPP), Ganadero (Gan) y Agrícola (Agr).	86
Figura 44. Área de estudio en llanura ondulada, círculo gris indica ubicación, campo Pozo del Carril, La Aguada donde se llevó adelante la experiencia. (Adaptado de Degioanni et al. 2008).....	94
Figura 45. Vista del campo experimental campo Pozo del Carril de la U.N.R.C. En el punto se marca el ensayo de labranzas de larga duración.	95
Figura 46. Detalle del área del ensayo perteneciente a la unidad ambiental Llanura ondulada.....	96
Figura 47. Detalle del Haplustol típico serie Rodeo Viejo, donde se lleva a cabo el ensayo de labranzas de larga duración.....	97
Figura 48. Contenido de carbono orgánico total (COT) en la profundidad 0-10 cm del suelo en relación a la interacción entre las diferentes labranzas y tratamientos de fertilización. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$)	102
Figura 49. Contenido de carbono orgánico total (COT) en la profundidad 10-20 cm del suelo en relación a la interacción entre las diferentes labranzas y tratamientos de fertilización. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$)	103
Figura 50. Contenido de materia orgánica particulado grueso (COPg) en la profundidad 0-10 cm del suelo, interacción entre labranzas con diferentes tratamientos de fertilización. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$)	107
Figura 51. Contenido de carbono orgánico particulado fino (COPf) en la profundidad (0-10 cm) del suelo para la interacción entre labranzas con diferentes tratamientos de fertilización. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$)	108
Figura 52. Contenido de carbono orgánico fracción mineral (CO _{fm}) de (0-10 cm) del suelo, interacción entre labranzas con diferentes tratamientos de fertilización. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$)	109
Figura 53. Análisis de proporciones de cada fracción, carbono orgánico particulado grueso (CPOg) y fino (COPf) en relación al total del carbono orgánico particulado.	109
Figura 54. Suelo del horizonte superficial de la situación monte, perteneciente a la unidad ambiental llanura ondulada.....	112
Figura 55. Evolución del contenido de carbono orgánico del suelo de 0-10 cm de profundidad en el sitio del ensayo.....	114
Figura 56. Carbono orgánico aportado por año en relación al tipo de labranza y fertilización. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$).	115
Figura 57. Carbono orgánico (CO) aportado por año al suelo en relación de cultivo y fertilización en ensayo de larga duración. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$).....	116
Figura 58. Evolución del carbono orgánico total (COT) en el sitio del ensayo, con datos medidos y simulados a partir del año 2018 para los distintos tratamientos con sistemas de labranzas y fertilización. (SD: siembra directa; LR: labranza reducida; LC: convencional; F: fertilizado y NF: no fertilizado)	117
Figura 59. Carbono orgánico total (COT) medido versus el calculado por el modelo para la campaña 2013/14 para la interacción labranzas fertilizante del ensayo de larga duración.....	119

Figura 60. Modelo conceptual que resume el secuestro de carbono en la cuenca del Río Cuarto, construido a partir de los resultados de la tesis. Factores estudiados (PN: producción neta, COT: carbono orgánico total, COP: carbono orgánico particulado, CO _{fm} : carbono orgánico fracción mineral, ABG: actividad biológica global, IEE: índice de estabilidad estructural, PT: porosidad total y K _s : conductividad hidráulica a saturación. Los signos + indican mejora del factor.	124
Figura 61. Vista aérea ensayo larga duración, campo experimental Pozo del Carril, La Aguada, Córdoba.....	130

Índice de Tablas

Tabla 1. Comparación de las condiciones para la determinación de COT de acuerdo a cada autor.	21
Tabla 2. Materia orgánica determinada mediante combustión seca (LOI) a 360°C (MOLOI360) y a 800°C (MOLOI800) en función de la textura.	32
Tabla 3. Recuperación de CO mediante el método de W&B para distintos usos del suelo en fracciones y suelo sin fraccionar.	38
Tabla 4. Contenido de CO en toneladas de suelo por hectárea para los distintos sistemas productivos estudiados en dos profundidades.	64
Tabla 5. Índice de la dinámica de acumulación de CO. Relación del contenido de CO 0-10/0-20 (DACO) del suelo para distintos sistemas productivos.....	67
Tabla 6. Índice de estabilidad estructural (IEE) determinado con carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico particulado (COP) para las distintas unidades ambientales homogéneas estudiadas.	75
Tabla 7. Actividad Biológica global del suelo (0-10 cm profundidad) para usos Agrícola (Agr.) Ganadero (Gan.) y Ganadero pastura permanente (GanPP).	76
Tabla 8. Relación (DACO) de de carbono orgánico total entre la profundidad de 0-10 y 10-20 cm para los diferentes de sistemas de labranzas.....	104
Tabla 9. Contenido de carbono orgánico total (COT) de 0-10 cm y 10-20 cm y carbono orgánico particulado grueso (COT _g), fino (COT _f) y carbono unido a la fracción mineral (CO _{fm}) en tres sistemas de labranza y una situación de mínimo disturbio (MD) para la profundidad de 0-10 cm.	110
Tabla 10. Niveles de carbono orgánico total (COT) medidos en distintos años en el ensayo de larga duración para los diferentes sistemas de labranza.....	113
Tabla 11. Sitios muestreados comprendientes a las cuencas del río Cuarto y los arroyos Santa Catalina, del Gato y Ají, subdividida en unidades ambientales homogéneas.	127
Tabla 12. Rendimientos grano de cultivos de por campaña en el ensayo de larga duración.	130
Tabla 13. Aportes de total de biomasa aérea más raíces de cultivos de por campaña en el ensayo de larga duración.....	131

INTRODUCCIÓN

La actividad agropecuaria tiene como misión producir bienes agroalimentarios exportables y para consumo interno. Esta actividad demanda una alta utilización de los recursos naturales, por ejemplo, utiliza más del 70% del recurso hídrico superficial (Ongley, 1997).

La necesidad de producir alimentos en cantidad suficiente ha repercutido en las prácticas agrícolas de todo el mundo. Ello ha originado una expansión de la actividad hacia tierras marginales, con incremento en el uso de fertilizantes y plaguicidas a fin de lograr y mantener rendimientos crecientes. Esta intensificación en el uso de recursos naturales y la mayor utilización de recursos artificiales para producir, ha desencadenado procesos ambientales negativos sobre el suelo y el agua, afectando no solo a la propia actividad, sino también a otros recursos naturales, tales como, pastizales, humedales y bosques nativos. Actualmente, estos ambientes están socialmente muy valorados porque brindan bienes y servicios ecosistémicos tanto a nivel local como global (Colby, 1991).

En tal sentido, se han reconocido distintos tipos de bienes y servicios ecosistémicos (de Groot et al. 2002), entre los que se destacan la captura de carbono, descontaminación del agua, regulación del aire, regulación del ciclo hidrológico, protección del hábitat y de la biodiversidad, etc. En consecuencia, es imperativo definir qué gestión de la actividad agropecuaria debe realizarse sobre el territorio a los efectos de minimizar los impactos ambientales y, a su vez, maximizar las funciones productivas y de recuperación de la calidad de los recursos naturales. Para ello, es importante evaluar sobre que procesos ambientales impacta la actividad.

La calificación de un agroecosistema como “saludable” o “no saludable”, o como sustentable o no sustentable, requiere establecer criterios y elementos de juicio específicos (Campbell et al., 1998) para los cuales se han descrito algunos procedimientos de diagnóstico (Doran y Parkin, 1997). No obstante, no existe un criterio ni un procedimiento único para calificar la sustentabilidad en un agro ecosistema. La calidad del suelo es un componente clave de la sustentabilidad (Warkentin, 1995), por lo que su evolución en el tiempo resulta un indicador primario del manejo sustentable de los agro sistemas (Doran &

Parkin,1997) (Figura N°1).

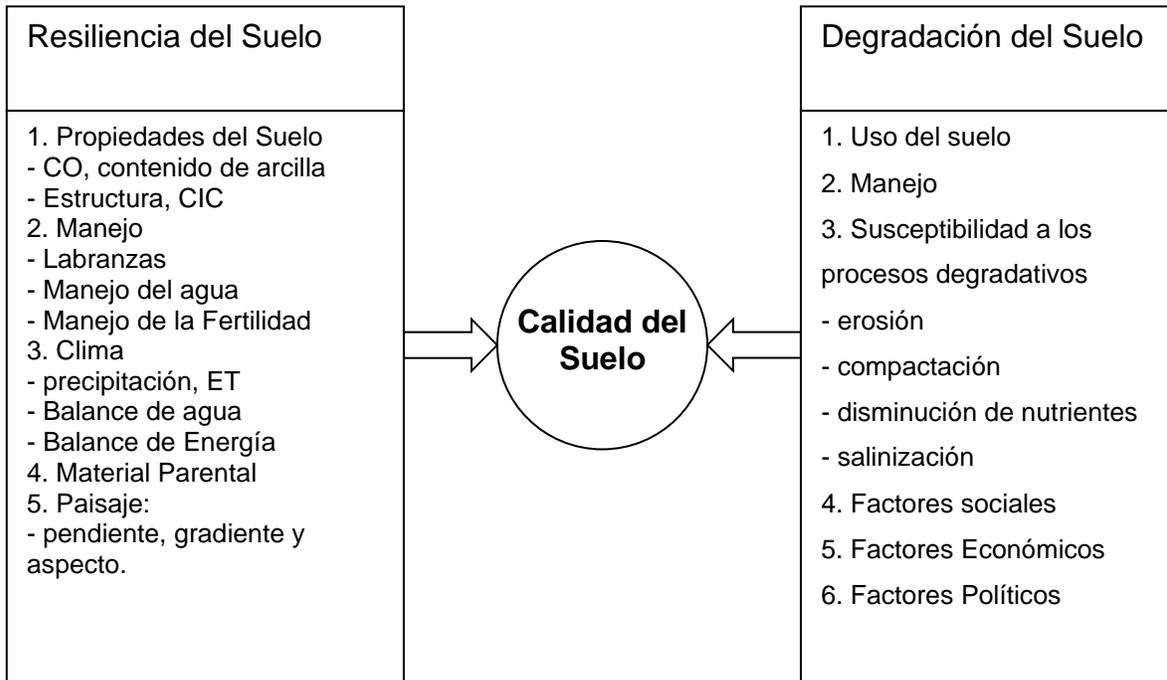


Figura 1. Calidad del suelo es el efecto de los procesos de resiliencia y degradativos del carbono orgánico del suelo (CO), capacidad de intercambio catiónico (CIC), evapotranspiración (ET) (Adaptado de Lal et al., 1998).

En orden de importancia, después de la pérdida de suelo por erosión (hídrica y eólica), los procesos ambientales en los que impacta negativamente la actividad agropecuaria son la pérdida de materia orgánica (MO) de los suelos y la contaminación del agua superficial y subterránea (Lal et al. 1998).

La pérdida de materia orgánica por la actividad agrícola define un balance negativo entre el ingreso, egreso y stock de carbono orgánico (CO) en el suelo. Está ampliamente documentado el impacto negativo que produce este proceso sobre la fertilidad física y química de los suelos. En contraposición, se puede considerar al suelo como un importante sumidero de CO, con una capacidad de fijación a nivel mundial en el orden de 10 a 60 Mg ha⁻¹ (Lal, 2008). Esta capacidad del suelo, si es correctamente gestionada, no sólo disminuye la pérdida de carbono, sino que daría cabida a la urgente necesidad de compensar el incremento de CO₂ atmosférico.

La cantidad de MO activa del suelo a nivel global a sido estimada en 1500 Pg C a un 1 m de profundidad (Jobbágy and Jackson, 2000; FAO 2016). Este contenido puede cambiar

en el tiempo, dependiendo del C fotosintético aportado y la tasa de mineralización del mismo (Janzen, 2006).

El carbono en la materia orgánica del suelo representa el 80% de la reserva de carbono terrestre y es considerado como una importante reserva potencial de carbono para mitigar el efecto invernadero (Bolin y Sukumar, 2000). En los suelos agrícolas, las reservas de carbono se ven afectadas por cambios en el uso de la tierra o las prácticas de manejo. Los principales cambios que se esperan por la conversión de un sistema a otro se encuentran en los primeros centímetros del suelo (Conant et al., 2001).

Globalmente el impulsor primario de la pérdida del CO del suelo es el cambio en el uso del territorio. Un meta-análisis realizado en 2014 y basado en 119 publicaciones mostró que el almacenamiento de carbono orgánico del suelo (COS) se redujo en un 98 por ciento de los lugares estudiados, siendo esa disminución en promedio del orden del 52 por ciento en las regiones templadas, 41 por ciento en las regiones tropicales, y 31 por ciento en las regiones boreales. Un meta-análisis de 74 publicaciones realizado en 2002 en las zonas tropicales y templadas mostró una declinación en el almacenamiento de CO en el suelo después de la conversión de pastizales a plantaciones (-10%), bosques nativos a plantaciones (-13 por ciento), bosque nativo a cultivo (-42%), y pastizal a cultivo (-59%) (FAO,2016).

El contenido de MO se puede medir fácilmente por métodos convencionales en diferentes momentos. Sin embargo, dado que el contenido de MO total en los suelos llega a un equilibrio luego de muchos años, ante los cambios introducidos por el uso del suelo se hace difícil distinguir aumentos o disminuciones en forma significativa (Garten and Wullschleger, 1999), por lo tanto, la identificación de las fracciones de MO más sensibles a los cambios ayuda a dilucidar en forma temprana los cambios en el stock de carbono orgánico del suelo.

Reeves (1997) al analizar el rol de la materia orgánica en el mantenimiento de la calidad de los suelos señala que el CO es el atributo que con frecuencia es el más reportado en estudios de larga duración y escogido como el indicador más importante de calidad del suelo y sustentabilidad agronómica. Principalmente la fracción joven de la MO resulta clave para interpretar cambios en la calidad del suelo (Kapkiyai et al., 1999), siendo frecuentemente un indicador más sensible que el CO y N total (Biederbeck et al., 1998).

Fracciones de MO con pocos años de estabilización en el suelo como la materia orgánica particulada (POM) o fracción liviana (FL), a menudo responden con mayor rapidez que las fracciones más estabilizadas de la MO debido a los cambios inducidos por el laboreo,

como las fracciones asociadas a las fracciones minerales (Cambardella y Elliott, 1992; Gregorich y Janzen, 1996; Bongiovanni y Degioanni 2012). Esta mayor sensibilidad anticipa el sentido de los cambios en suelos influenciados por diferentes sistemas de labranza (Cambardella y Elliott, 1994; Beare et al., 1994).

Cambardella y Elliott (1993) consideran que la FL y POM representan parte del material vegetal en una primera fase de descomposición, siendo una etapa de transición en el proceso de humificación. La fracción más sensible de la materia orgánica está compuesta principalmente por fragmentos de raíces parcialmente descompuestas.

Campbell et al. (1998) al evaluar los efectos de labranzas y frecuencias de barbechos también comprobaron que luego de 4 y 8 años las fracciones lábiles resultaron más sensibles a los distintos tratamientos y no el contenido de nitrógeno (N) total y MO. Este incremento en la fracción joven de la MO resulta dependiente del aporte anual de residuos de cultivos. Cambios en los contenidos de materia orgánica atribuibles al manejo afectan los niveles y rango de variación de algunas propiedades físicas de los suelos. Por ejemplo, los suelos bajo agricultura convencional en la Región Semiárida Pampeana (RSP) han experimentado aumentos en la densidad aparente y susceptibilidad a la compactación, y disminución de la estabilidad estructural en húmedo, velocidad de infiltración y conductividad hidráulica (Quiroga, 1994). Estos cambios físicos en el suelo afectan significativamente la tasa de mineralización y contenidos de materia orgánica (Schimel et al., 1989. En mayor grado la tasa de mineralización del nitrógeno (Hassink, 1994), condiciona la productividad de los cultivos. El incremento en la microagregación y biomasa microbiana son los principales mecanismos que ocurren bajo labranzas conservacionistas relacionados con el secuestro de C (Lal et al., 1997).

A una escala regional, las condiciones climáticas de alta temperatura y humedad favorecen una rápida descomposición y menores tenores de MO (Trumbore, 1997; Huggins et al., 1998). En esas condiciones la remoción del suelo incrementa la mineralización de la MO (Bayer *et al.*, 2000). La conversión de tierras vírgenes (pastizales o bosques) para la producción agrícola lleva en general a una importante pérdida de MO del suelo (Janzen *et al.*, 1998; Andriulo *et al.*, 1999a).

En la provincia de Córdoba, el bosque nativo ha sido reemplazado en su mayor parte por pasturas y cultivos (SAGyP y CFI, 1995; Tello y De Prada, 2021), en los últimos diez años, la agricultura ha desplazado a la ganadería debido a su mejor rentabilidad. Además, la superficie cultivada con soja se ha incrementado desde 500.000 ha en 1990-1991 hasta

5.149.550 ha en 2020 (MAGyA de Córdoba); pero también se ha incrementado la superficie sembrada con siembra directa.

La cuenca del río Cuarto o Chocancharaba y arroyos menores Santa Catalina, del Gato y El Ají (Cantero et al., 1986) poseen una superficie de 2.297.500 ha, una población urbana de 175.300 habitantes y 3.380 explotaciones agropecuarias (Degioanni et. al., 2008). Esta región es eminentemente productora de bienes agropecuarios primarios. Datos obtenidos por la Encuesta Agropecuaria 2006/07 (Cisneros et al., 2008) indica que el cultivo de soja ocupa el 36 % de la superficie en operación, maíz ocupa el segundo lugar con un 17 % de superficie cultivada y las pasturas perennes cultivadas ocupan un 14%. La relación existente entre soja y maíz (2:1) y soja/pastura (3:1) indican claramente la tendencia actual a una agriculturización tipo "monocultivo de soja" en desmedro de las rotaciones, con todo lo que ello significa sobre los procesos de degradación ambiental.

En cuanto a los procesos de pérdida de carbono orgánico en suelos representativos del sur de Córdoba fue estimado entre un 50 y 80% comparando situaciones de suelo sin alterar y bajo uso para diferentes ambientes pedológicos (Bongiovanni and Lobartini 2006; Tiftonnell et al., 2007).

Cantú et al. (2007) evaluando el indicador CO de Hapludoles típicos, bajo diferentes sistemas de uso y manejo, en una cuenca pedemontana del SO de la provincia de Córdoba encontraron una disminución en la calidad de un 82% respecto de los suelos tomados como referencia. La marcada disminución de la materia orgánica ha sido observada en diversas investigaciones en la región (Becker et al., 2006; Musso et al., 2006).

Materia orgánica. Definición. Importancia. Propiedades generales.

La fracción orgánica del suelo está compuesta principalmente por residuos de origen vegetal y animal, y en menor medida por organismos vivos y activos que forman la micro y meso fauna. Su contenido en los suelos agrícolas está altamente relacionado con el potencial productivo y fertilidad (Smith y Elliott, 1990).

Los materiales orgánicos que quedan en la superficie del suelo o dentro de él (como por ejemplo raíces muertas), son inmediatamente atacados por los organismos que los utilizan como alimento, proceso que recibe el nombre de mineralización. Parte de los residuos de plantas son rápidamente oxidados mientras que otra parte son asimilados por microorganismos pasando a formar la masa microbiana. La fracción de material orgánico que es resistente a la mineralización junto con material de síntesis producido por

microorganismos, forma una mezcla de moléculas alifáticas y aromáticas, que por polimerización forman lo que se conoce como sustancias húmicas (Schnitzer y Khan, 1978). El carbono es el principal constituyente de la MO del suelo ya que representa entre el 48 y 58% de su contenido total y por lo tanto es el elemento que se determina analíticamente para estimar MO total.

Materia orgánica y textura

La distribución del tamaño de partículas regula el nivel de MO. El incremento del contenido de arcilla condiciona un incremento en el contenido de MO, debido al efecto protector de la arcilla (Scott et al., 1996; Álvarez y Lavado, 1998). Se ha encontrado una fuerte correlación entre el contenido de arcilla y de MO. En la zona semiárida de La Pampa y sur de Buenos Aires se encontró que los suelos de textura más pesada tenían mayor concentración de MO (Quiroga y Funaro, 2004). En los suelos con más arcilla la MO está más protegida en los agregados, particularmente en los microagregados. Los suelos con arcillas expandibles en general son mejores protectores de la MO y en la región pampeana la arcilla predominante es illita, que no es expandible (Álvarez y Lavado, 1998).

La materia orgánica y la estructura del suelo

Se puede definir a la estructura como el tamaño, la forma y el ordenamiento (arreglo) de las partículas en el suelo (Weil and Brady, 2017). A su vez, cuando el suelo consigue su estructura, queda definida la porosidad del mismo, es decir diámetro, longitud, continuidad y conectividad de los poros. Los poros son fundamentales en el movimiento del agua y el aire en el suelo y representan el lugar donde se desarrolla la actividad biológica: crecimiento de raíces, de hifas de hongos, de colonias bacterianas y toma de nutrientes por las plantas (Ladd et al., 1996). La estructura no es estática, sino que se modifica con los procesos de humedecimiento y desecación, crecimiento de las raíces y la actividad antrópica. La actividad biológica con la estabilización y desestabilización de la estructura, es responsable de las transformaciones que sufre la MO del suelo. Existe una jerarquía en la estructura desde macro a micro agregados y el límite entre ambos puede establecerse a 250 μm de diámetro (Tisdall y Oades, 1982). Los micro agregados son más estables y las partículas que los componen están ligados por puentes de Ca y Mg, gomas y lípidos producidos por varios organismos (Tisdall y Oades, 1982) o por sustancias húmicas (Piccolo, 1996).

La MO del suelo es un factor determinante de la estructura (Haynes and Swift, 1990) y la relación entre MO y estructura del suelo fue descrita por Tisdall and Oades (1982) y Oades (1984) que presentaron un modelo conceptual de la estructura del suelo compuesta por tres tipos de unidades de agregación: microagregados, macroagregados y partículas primarias. Los distintos agentes de unión de los agregados determinan la edad, tamaño y estabilidad. Tisdall and Oades (1982) propusieron tres tipos de agentes de unión que son los responsables de la agregación: transitorios, temporarios y persistentes.

Los agentes de unión transitorios son materiales orgánicos compuestos por polisacáridos derivados de plantas y microorganismos, que incluyen polisacáridos microbiales asociados con raíces y de la biomasa microbiana en la rizosfera, como mucilagos y gomas exocelulares. Estos agentes transitorios son rápidamente descompuestos por los microorganismos. Los agentes temporarios son raíces e hifas, particularmente hifas de micorrizas. Ellos persisten por meses o años y son muy afectados por el laboreo del suelo. Otros agentes temporarios son los hongos que representan más del 50% de la biomasa microbiana y probablemente contribuyen más que las bacterias en la materia orgánica del suelo. Tanto los agentes transitorios como los temporarios son, probablemente, los compuestos orgánicos más importantes que al asociarse con componentes de la fracción mineral forman los llamados macroagregados jóvenes. El término joven se indica para puntualizar que los componentes orgánicos envueltos en la formación de los macroagregados son de reciente formación y de rápida descomposición.

Los agentes de *unión persistentes* consisten en materiales húmicos asociados con hierro amorfo, aluminio y aluminosilicatos. Estos agentes agregantes, que forman la fracción organomineral en el suelo y van a integrar la fracción de microagregados, son más resistentes a la degradación que los otros componentes orgánicos ya mencionados. No solo son resistentes a la degradación por su naturaleza química sino porque al estar asociados con la fase mineral para formar la fracción de microagregados se sitúan en compartimentos muy poco accesibles al ataque biológico y/o químico.

Basado en lo propuesto originalmente por Tisdall and Oades (1982) y Golchin et al., (1994) que propusieron un modelo descriptivo de la interacción entre la dinámica de la MO, y la formación de micro agregados y los restos vegetales son colonizados rápidamente por los microorganismos, que los descomponen y forman sustancias húmicas. Al mismo tiempo, las colonias y los mucilagos formados por ellas, pegan partículas de arcilla y de ese modo la MO del suelo queda encerrada en los micro agregados. La MO y los microorganismos ocluidos, quedan protegidos y la biodegradación se hace lenta. Cuando la población

microbiana decrece los micro agregados se vuelven más frágiles, y pueden ser dispersados. De esta manera se libera la MO humificada y restos vegetales poco descompuestos de material estructural, que a partir de allí quedan expuestos para un nuevo ataque microbiano, proceso que se produce en lapsos de más de 50 años.

Las proporciones de las distintas fracciones de agregados varia con el uso del suelo y con el contenido de los distintos cementos orgánicos, principalmente los temporarios y transitorios. Los compuestos más estables como las sustancias húmicas son los más apropiados a tener en cuenta en las definiciones de calidad de suelo, ya que en ellos queda asentada la historia del uso del suelo (Masciandro y Ceccanti, 1999).

La agregación del suelo y la porosidad resultante sumada a otros factores determinan la “protección física” de la MO, condicionando su dinámica (Ladd et al., 1996). Varios mecanismos han sido descritos sobre protección física de la MO. Balesdent *et al.*, (2000) mencionan la adsorción de la MO en superficies sólidas; el secuestro de MO en poros pequeños; el control de crecimiento bacteriano por predadores y la disminución de la tensión de oxígeno.

Piccolo (1996) menciona otro mecanismo de protección, la hidrofobicidad de la materia orgánica, la que al repeler el agua repelen también los microorganismos que evolucionan en el agua del suelo. La hidrofobicidad de las sustancias húmicas de alto peso molecular produce una mayor estabilidad de los agregados y consecuentemente una mayor persistencia de la MO (Piccolo, 1996).

La materia orgánica y el uso y manejo del suelo

Los cambios de uso y manejo de la tierra, como la conversión de bosques y pastizales en parcelas agrícolas, traen a menudo aparejadas pérdidas de la MO (Davidson y Ackerman, 1993; Hevia et al., 2003; David et al, 2009).

La actividad antrópica ha alterado la dinámica de la MO, produciendo en general una disminución del contenido que existía bajo la vegetación natural (Mann, 1986; Andriulo *et al.*, 2001). Sin embargo, la actividad antrópica ha tenido diferentes características. Cuando se ha reemplazado a la vegetación natural por pasturas los efectos no han sido tan marcados (Galantini y Rosell, 1997; Sanzano *et al.*, 1997) y en suelos degradados las pasturas han tenido la capacidad de elevar los tenores de MO (Demmi et al., 1986). El reemplazo de la ganadería por la agricultura ha conducido a una disminución del contenido de MO

(Casanovas *et al.*, 1995). Las labranzas empleadas en la agricultura tradicional implicaban remoción del suelo, produciendo pérdidas de MO (Balesdent *et al.*, 2000) debidas a una mayor tasa de mineralización (Stockfisch *et al.*, 1999; Álvarez, 2001). El cambio de sistemas de labranzas del arado de reja y vertedera a los sistemas de labranza mínima (Stockfisch *et al.*, 1999; Núñez Vazquez y Fisher, 1996) y en particular la siembra directa (Balesdent *et al.*, 2000; McCallister y Chien, 2000; Bayer *et al.*, 2000), han permitido incrementar los tenores de MO en el suelo.

Las rotaciones de cultivo en comparación con los monocultivos normalmente han tenido un efecto positivo sobre la MO (McCallister y Chien, 2000), aunque esto depende de los cultivos incluidos en la rotación (Galantini y Rosell, 1997; Studert y Echeverría, 2000; Migliarina *et al.*, 2000; Martellotto *et al.*, 2001).

El estudio de la evolución de la MO requiere, en principio, de su medición periódica a partir, si es posible, desde la situación natural de bosques o pastizales (la cual se asume que expresa la condición de equilibrio), siguiendo por distintos estadios de la condición agrícola hasta alcanzar un nuevo equilibrio (Haas *et al.*, 1957). Cuando esta situación no está disponible se puede distribuir espacialmente el avance del tiempo tomando simultáneamente muestras en suelos que hayan sido incorporados al cultivo en años sucesivos. Esta es una sustitución de tiempo por espacio que Rastetter (1996) considera como uno de los medios más aptos para estudiar una sucesión. Jastrow, (1996) utilizó el mismo procedimiento considerando parcelas en las que se había restaurado una pradera en diferentes años, para estudiar la estructura e incremento de C.

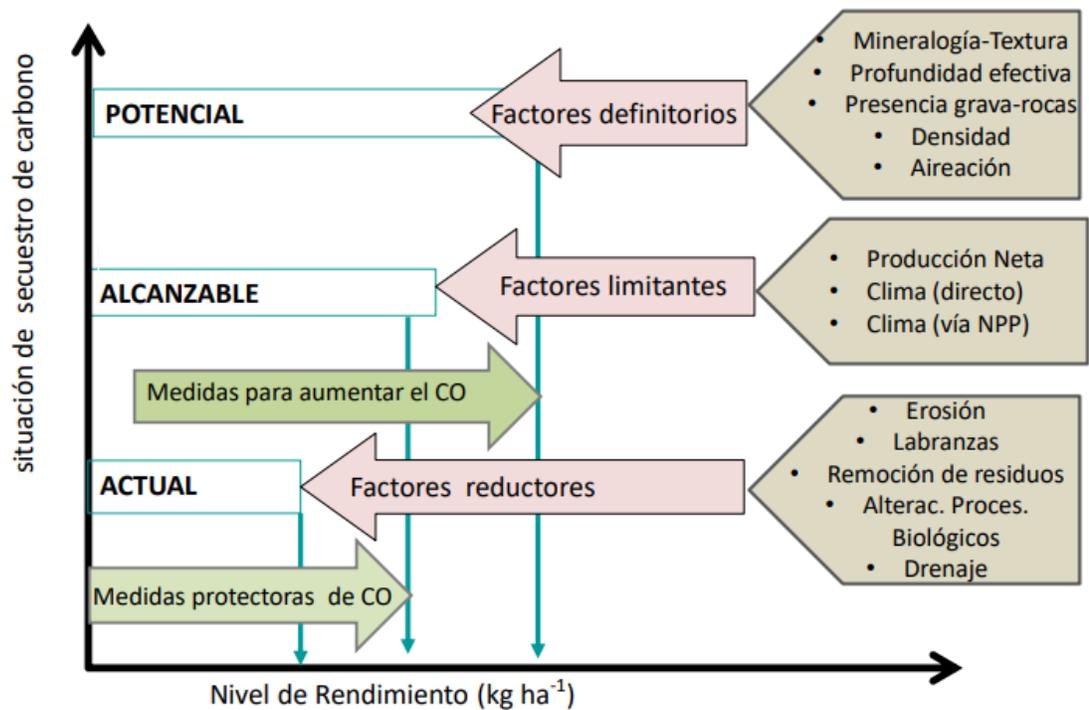
Carbono orgánico del suelo en los agroecosistemas

En la investigación de agroecosistemas, es posible diferenciar tres niveles de producción de cultivos: potencial, alcanzable y actual (Rabbinge y van Ittersum, 1994; van Ittersum y Rabbinge, 1997). El rendimiento potencial de un cultivo dado es teóricamente posible cuando no hay limitación edáfica o climática para el crecimiento y se basa en los procesos fisiológicos generalizados de la fotosíntesis. Este objetivo máximo teórico es difícil de ser alcanzado en el campo porque a las limitaciones climáticas se suman los factores ambientales (por ejemplo, disponibilidad subóptima de nutrientes y agua) que limitan la productividad. La gestión establece así que el nivel de rendimiento alcanzable (que puede estar muy cerca de niveles potenciales donde los insumos son altos y el clima es favorable). Sin embargo, los cultivos que crecen en el campo también están expuestos a factores que

"reducen el rendimiento", como malezas, plagas, enfermedades y, a veces, contaminación, que reduce aún más el rendimiento de lo que podría haber sido alcanzable a un nivel real. Si los factores no están controlados comienza a reducirse el rendimiento y por lo tanto a medida que se vuelven más severos, el rendimiento real puede ser una pequeña fracción del rendimiento potencial.

La diferencia entre rendimiento potencial y real se denomina "brecha de rendimiento". Aplicar los conceptos de "potencial", "alcanzable" y "actual" para la gestión del secuestro de carbono en suelos ayuda a proporcionar un marco conceptual para discutir consideraciones de uso y manejo proporcionando una terminología ampliamente aplicable. La Figura 2 muestra esquemáticamente tres niveles de secuestro de carbono "Situaciones" trazadas contra el nivel de carbono orgánico del suelo (COS). El COS en el eje x tiene arbitrariamente una vida media de unos 10 años para indicar que el material orgánico que recién está ingresando al suelo no está siendo considerado, ya que, si bien el aporte cuantitativo puede ser considerable inmediatamente después, por ejemplo, de la cosecha, el valor del secuestro de carbono es limitado debido a la relativamente rápida descomposición. Este período de 10 años también refleja un calendario acorde con muchos planes de gestión. Las tres situaciones de secuestro que se muestran en el eje y equivalen a diferentes cantidades de carbono secuestrado.

El "potencial" se define por factores que establecen el límite máximo físico-químico de almacenamiento. Los "Alcanzable" establecen factores que limitan la entrada de carbono al sistema del suelo. El "real" establece factores que reducen el almacenamiento de carbono (Figura 2).



Adaptado de *Ingram and Fernandes, (2001)*

Figura 2. Caracterización del secuestro de CO en el suelo (Adaptado de *Ingram and Fernandes, 2001*).

Factores que determinan el almacenamiento de carbono en el suelo

Secuestro potencial de carbono

Los suelos tienen una capacidad finita para secuestrar carbono (Paustian et al., 2000). Suelos de textura más fina en general tienen mayores contenidos de COS que los suelos de textura gruesa cuando se les aportan la misma cantidad de insumos orgánicos. Un factor clave que promueve la estabilidad del COS es su adsorción a partículas de arcilla y limo. La subyacente afirmación es que, en general, el suelo mineral tiene un almacenamiento máximo de COS por unidad de volumen determinada por el contenido de arcilla y limo ($<20 \mu\text{m}$). En un estudio de suelos minerales templados y tropicales para cuantificar la relación entre la textura del suelo y el COS, se trabajó sobre la hipótesis de que las cantidades de carbono que puede asociarse con arcilla y limo es limitado. Hassink (1997) informó que cuando el límite superior para la adsorción de insumos orgánicos a arcilla y limo se alcanza, agregar más material orgánico al suelo no conduce a un mayor secuestro de

carbono, sin embargo, observó una estrecha relación entre la proporción de partículas primarias (< 20 μm) en los suelos y la COS asociado a esta fracción en los 10 cm superiores.

La cantidad de COS en la fracción > 20 μm no fue correlacionado con la textura y el cultivo disminuyó la cantidad de COS en la fracción > 20 μm más que en la fracción <20 μm , indicando que el CO asociado con el <20 μm está mejor protegido contra la descomposición. Sin embargo, los suelos con un alto contenido de arcilla y limo también pueden permitir la formación de micro y macro agregados que puede proteger aún más el SOC: una vez que los microagregados están saturados de materia orgánica, materia orgánica adicional se encontraría principalmente en la fracción de materia macroorgánica del tamaño de la arena (Carter, 2001), pero el cultivo tendería a romper esto, como lo demuestra Hassink (1997). En estudios de suelos de EE. UU. también han demostrado que es importante para distinguir entre diferentes fracciones de CO y agregados de suelo al evaluar la protección de CO en suelos. La fracción CO asociada con partículas finas del tamaño del limo (2-20 μm) no se vio afectada significativamente por los efectos de las labranzas y la abundancia natural de ^{13}C al ser la fracción de CO más antigua aislada de micro y macroagregados (Six et al., 2000).

El volumen del suelo (es decir, profundidad y pedregosidad) y la densidad aparente también son importantes al considerar los niveles de COS sobre una base areal (Batjes, 1995), al igual que la aireación del suelo. La mineralogía y la profundidad de la arcilla son esencialmente fijas y a diferencia de la densidad aparente que mediante operaciones de labranza puede ser modificado. Este secuestro potencial de cada situación equivale a los procesos fisiológicos que determinan el potencial en cultivos.

Secuestro de carbono alcanzable

Esto está esencialmente limitado por la cantidad de CO aportado como un insumo para el sistema del suelo. La productividad primaria neta (NPP) es el control subyacente y es modificado por la cantidad aportada por encima y por debajo de la superficie del suelo; cuanto más fotosintato ingresa al suelo directamente por parte de las raíces, menos se puede perder por cosecha, pastoreo, fuego, etc. Cualquier manejo, que aumente entrada de carbono (a través de, por ejemplo, aumento de NPP mediante fertilización), tenderá a aumentar el nivel alcanzable más cerca del nivel potencial. El clima también es significativo y tiene efectos tanto directos como indirectos. La tasa de descomposición aumenta con la

temperatura, mientras que disminuye con condiciones cada vez más anaeróbicas. Los efectos climáticos indirectos están mediados por la vegetación o actividad de la fauna del suelo (Ingram y Fernandes, 2001).

Secuestro de Carbono Actual

Esta es la cantidad de carbono que contiene un suelo en un punto dado en el tiempo. Mediante un gran esfuerzo durante varias décadas se han desarrollado métodos para determinar esto, principalmente en muestras recolectadas y preparadas para análisis de laboratorio. Un esfuerzo algo menor, pero aun así considerable, se ha dedicado a estimar los niveles de COS en a un área determinada.

Los cinco factores principales relacionados con la gestión para poder establecer el nivel real (y reducir la brecha con el nivel alcanzable) (Ingram y Fernades, 2001):

1- la pérdida de material del suelo a través de la erosión reduce CO del suelo, volumen del suelo y / o contenido de arcilla.

2- aumentó oxidación, por labranzas o aumento de la temperatura del suelo debido a la eliminación de la cubierta vegetal.

3- la eliminación o reducción de residuos orgánicos los reducen las entradas de CO al suelo.

4- la interrupción de los procesos bióticos del suelo, responsables de la degradación de insumos orgánicos puede reducir la disponibilidad de fracciones de COS adecuadas para formar complejos órgano-minerales.

5- El aumento de la aireación del suelo promueve la oxidación del COS.

La dinámica de la materia orgánica mediante modelos de simulación

Los métodos para determinar cambios en los contenidos de MO del suelo se pueden clasificar en directos e indirectos. Entre los segundos se encuentran los modelos matemáticos de procesos (Post *et al.*, 2001). Muchos modelos simulan bien los cambios en el contenido de MO determinados por el manejo, cuando la historia de manejo se conoce por un período de 20 a 50 años (Smith *et al.*, 1997). Los modelos de simulación son

importantes para transferir la información en escala regional, nacional y global (Post *et al.*, 2001). Existen en la actualidad una amplia variedad de modelos de simulación del CO y varían desde simples modelos analíticos a algunos más complejos, demandantes de una alta cantidad de información para su uso. En la Argentina se ha utilizado el modelo Century (Parton *et al.*, 1988) para estimar pérdidas de carbono orgánico (OC) de los suelos de la región pampeana (Álvarez, 2001) y se ha desarrollado otro en base a datos locales de la Pampa Ondulada (Andriulo *et al.*, 1999b).

Las tasas anuales de pérdida de CO del suelo (k_2) y la tasa anual del CO agregado que se incorpora a la materia orgánica del suelo (k_1) pueden obtenerse usando modelos de CO de un compartimiento y experimentos de manejo de suelo a largo plazo con adición de carbono. Proveyendo CO inicial existente, el carbono adicionado por cultivos y el stock en un tiempo t , en suelos bajo labranzas cero tienen k_2 inferior que con labranza convencional, mientras que el k_1 no se ve afectada por el sistema de labranza (Bayer *et al.* 2006).

En la actualidad, para la evaluación de la pérdida de materia orgánica de los suelos está ampliamente aceptado el uso de modelos de simulación tales como Roth-C (Liu *et al.*, 2009), Century (Tittonell y De Grazia, 2006.) o EPIC (Apezteguía y Izaurre, 2009).

También se han utilizado y ajustado para suelos de Argentina modelos como el de Henin-Dupuis (1945). y AMG (Andriulo *et al.* 1999 a) que es un modelo de paso anual que considera tres compartimientos de COS, restos de cultivos, materia orgánica humificada estable y lábil, tasa de mineralización k depende particularmente de la temperatura del suelo y del contenido de arcilla, relación que fue descrita por las ecuaciones propuestas por Saffih-Hdadi y Mary (2008). El modelo Henin-Dupuis fue probado en ensayos de mediano y largo plazo, realizados en las más variadas condiciones de diferentes países ajustando el valor de los parámetros requeridos y que permitió que el mismo operable (Guérif, 1986; Andrén y Katterer, 1997; Bayer *et al.*, 2006). Este modelo se encuentra entre los primeros modelos matemáticos propuestos para describir la evolución de la MO del suelo a largo plazo siendo un modelo simple que describe la evolución de la MO y que hace intervenir dos parámetros; el coeficiente de humificación k_1 y el coeficiente de mineralización k_2 . El residuo que ingresa al suelo comienza a descomponerse; una parte del carbono de estos residuos se mineraliza, produciendo CO_2 , mientras la parte restante del carbono se humifica.

HIPÓTESIS

En base al modelo productivo vigente en el departamento Río Cuarto, Córdoba, basado principalmente en la agricultura permanente, los niveles de CO de los suelos se encuentran seriamente comprometidos, tendiendo a incrementar la degradación de algunas propiedades fundamentales de los suelos relacionadas con el CO a niveles que son incompatibles con una productividad sustentable en el mediano y largo plazo.

Hipótesis particular de cada capítulo

1. Para los suelos estudiados el factor de recuperación de carbono orgánico total y sus fracciones son diferentes a los propuestos por la metodología Walkley Black, y en virtud del grado de diferencia se aumenta el error en la cuantificación.
2. El modelo productivo actual, basado en agricultura permanente genera una pérdida de CO en los suelos de diferentes texturas en relación a modelos de menor nivel de intervención antrópica, como pasturas permanentes, tendiendo esto a incrementar la degradación de algunas propiedades fundamentales de los suelos relacionadas con el CO.
3. Las diferentes técnicas de labranzas utilizadas en un sistema agrícola permanente modifican el contenido de carbono orgánico total y el de sus fracciones a lo largo del tiempo.

OBJETIVOS GENERALES

1. Determinar los factores de recuperación de carbono orgánico total y sus fracciones en los suelos con diferentes usos de la cuenca del río Cuarto y arroyos menores de la región centro y sudoeste de la provincia de Córdoba, comparando entre las diferentes metodologías disponibles para la determinación.
2. Medir los niveles actuales de CO total y de sus fracciones en suelos de la cuenca del Río Cuarto y arroyos menores, sometidos a distintos sistemas productivos y determinar indicadores de suelo relacionados con CO que indiquen niveles de degradación que comprometan la productividad sustentable.
3. Evaluar el efecto acumulado en un ensayo de larga duración de rotación agrícola pura, con distintos sistemas de labranzas sobre el contenido de CO total y sus fracciones en la capa superficial de un Hapludol típico franco arenoso muy fino del sur oeste de Córdoba.

CAPITULO I

Determinación de Materia Orgánica del Suelo

Ajuste de metodología

La materia orgánica del suelo hace referencia al material orgánico no vivo presente en él, que puede provenir de plantas, animales o microorganismos y encontrarse en diferentes estados de descomposición, o transformación (Baldock & Nelson, 2000).

La materia orgánica es una de las fracciones de mayor actividad química dentro de la matriz del suelo ya que almacena varios elementos vitales y además tiene influencia sobre muchas de las propiedades físicas y biológicas del suelo. Algunas de las propiedades influenciadas por la materia orgánica incluyen estructura del suelo, capacidad de retención de agua, aportes de nutrientes, actividad biológica, velocidad de infiltración de aire y actividad de regulación de pesticidas (Batjes & Dijkshoon, 1999; Bohn et al., 2002).

FAO & ITPS (2020) en el informe técnico correspondiente al mapa mundial de carbono orgánico del suelo, indica en relación a los métodos de análisis de CO del suelo, que el 42% de los países utiliza oxidación húmeda y 14% utiliza combustión seca, siendo menos del 1% el número de países que utilizan espectroscopia de suelos. Los metadatos muestran diferencias en los métodos utilizados en todo el mundo para determinar el CO, siendo esta información valiosa para investigar la posibilidad de una mayor armonización de datos nacionales. Éstas son razones más que suficientes para que su evaluación siga siendo una rutina básica en los laboratorios y se continúe prestando interés sobre el desarrollo de las técnicas para su análisis.

La precisión del método analítico para la determinación del CO es de importancia crítica para la evaluación de cambios de corto a mediano plazo en el CO, como los cambios resultantes de la agricultura (Wright y Bailey 2001).

Se considera que existe una relación directa entre el contenido de materia orgánica y el carbono orgánico, ya que este último se encuentra contenido en ella, por ser parte de los compuestos de descomposición del material orgánico (Doran y Parkin, 1997), por lo que se han desarrollado una gran cantidad de técnicas analíticas que permiten cuantificar tanto el contenido de MO, como el de CO fácilmente oxidable (CFO), existiendo al menos dos caminos posibles para evaluar el contenido de materia orgánica en un suelo. En uno se obtiene el contenido por la disminución de la masa de una muestra de suelo seco al ser

calcinado; en el otro se evalúa el contenido de CO, por una oxidación húmeda o seca, por ser uno de los elementos mayoritarios que la conforma.

La cantidad de CO puede cuantificarse con bastante precisión a través de los diferentes métodos utilizados, pero la conversión de éste a niveles de MO debe realizarse siempre a través de un coeficiente empírico que representa el contenido promedio de C en la MO. Ese coeficiente varía marcadamente de un suelo a otro y también dentro del perfil, fundamentalmente por los diferentes compuestos que conforman la MO, sin importar el método utilizado, y por diversos motivos, resulta imposible arribar a un valor cierto del contenido real de la MO en el suelo si no se conoce el factor de recuperación del método.

El método propuesto por Walkley & Black (1934) (W&B) para la determinación de CO es uno de los más difundidos en Argentina y el mundo. En 1934 W&B usando como base el método propuesto por Degtjareff (1930) que utilizaba una mezcla de peróxido de hidrógeno previo al agregado de la mezcla sulfocrómica, rescatan el hecho de que la disolución del ácido sulfúrico en la solución de peróxido generaba suficiente calor como para lograr un nivel de oxidación aceptable del CO, sin necesidad de calefaccionar, remplazando la calefacción externa de la mezcla sulfocrómica por el calor de disolución del ácido sulfúrico. En 1947 Allan Walkley tomando en cuenta las críticas planteadas debido a la variabilidad del método y a la baja oxidación del carbono, comparado con los métodos ortodoxos y teniendo en cuenta que el mismo era aceptado por su simplicidad, publica un examen crítico defendiendo el método rápido para determinar carbono orgánico en suelo y propone un factor de recuperación para las condiciones planteadas por el método.

La cuantificación de CO por el método de W&B puede verse afectada por distintas interferencias, por ejemplo, presencia de iones cloruro y óxidos de manganeso. A pesar de ello, este método es ampliamente utilizado porque requiere un equipamiento mínimo, puede adaptarse para la manipulación de gran número de muestras y no es costoso (Rosell et al., 2001). En cuanto a las desventajas, utiliza grandes cantidades de ácido sulfúrico y presenta como producto de desecho tóxico al ion cromo, el cual es altamente cancerígeno; por lo que cuando la reducción del dicromato de potasio es completa, el residuo contiene sólo cromo trivalente, no cancerígeno y de muy baja toxicidad (Eyherabide et al., 2014)

La ventaja de aquellos métodos que miden el CO indirectamente a través del consumo de un oxidante es que son más sencillos y adaptables para trabajos de rutina. La desventaja que tienen es la utilización de reactivos cáusticos y tóxicos, así como, la falta de certeza en el valor de CO dado que requieren de un coeficiente empírico de ajuste o recuperación porque no se logra la oxidación completa de todo el CO. Ello genera cierta

incertidumbre respecto a la oxidación de componentes distintos a la MO y a la proporción total de materia orgánica del suelo que se oxida tal como reporta Douglas (2010).

Los métodos más difundidos tendientes a evaluar el CO se realizan por combustión directa, el método de Dumas o de combustión seca (Grewal et al., 1991) permite determinar el COT; es un método exacto y preciso (McCarty et al., 2002) que requiere personal calificado, siendo su principal desventaja que generalmente es más costoso ya que se requieren equipos especiales y que se ve afectado por la presencia de carbonatos en la muestra. De todas formas, esta metodología es muy utilizada por su precisión y exactitud en la medida del CO₂ (Cambardella et al., 2001).

El método de W&B determina el CO más fácilmente oxidable, por lo que para estimar el COT se utiliza un factor de corrección que puede variar entre 63 y 86%, dependiendo del tipo de suelo y horizonte (Rosell et al., 2001; De Vos et al., 2007). El factor de corrección generalmente utilizado es 1,32 debido a que se asume que en promedio se oxida el 76% del COT (Rosell et al., 2001). Tradicionalmente, para los suelos, se ha utilizado un factor de conversión de 1,724 para convertir la materia orgánica en carbono orgánico basándose en el supuesto de que la materia orgánica contiene 58% de C orgánico (es decir, g de materia orgánica / 1,724 = g de C orgánico) (Nelson y Sommers, 1996).

Es sabido que la amplia variación encontrada en el coeficiente de oxidación del CO, logrado por el método Walkley-Black responde principalmente a características propias del suelo, tales como, la textura y calidad de materia orgánica (Galantini et al. 1994). También existen diferencias relacionados con aspectos metodológicos, siendo crítica la etapa de oxidación en función a las variaciones de calor durante la misma (Nelson & Sommers, 1996). En relación a la determinación de W&B ya sea en escala semimicro o micro se debe tener en cuenta al momento de la determinación del CO el tipo de agitación realizada al igual que los recipientes utilizados para su determinación, ya que la persistencia del calor obtenido por la disolución del ácido depende de la arquitectura del recipiente y del material del soporte o gradilla utilizada (IRAM-SAGyP, 2011).

Dado que estos dos métodos determinan el contenido de materia orgánica en el suelo o sedimento, es necesario convertir el contenido de materia orgánica en contenido de carbono orgánico total. Sin embargo, no existe un factor de conversión universal ya que el factor varía de un suelo a otro, dentro del mismo suelo de un horizonte a otro, y también varía según el tipo de materia orgánica presente en la muestra. Los factores de conversión van desde 1,724 hasta 2,5 (Nelson y Sommers, 1996; Soil Survey Laboratory Methods Manual, 1992).

Determinación de Materia orgánica por pérdida de peso por ignición (LOI)

Actualmente, una de las preocupaciones más importantes en diversos ámbitos de la ciencia es el medio ambiente y la generación de residuos de ácido, Cr (VI) y Cr (III) es disuasiva para su utilización, por el contrario, el método de ignición (Davies, 1974), que recientemente se ha utilizado en una amplia gama de aplicaciones, ha determinado con precisión el contenido de materia orgánica del suelo (Cambardella et al, 2001; Konen et al, 2002; DeLapp et al, 2004; Bellamy et al, 2005).

La pérdida de peso en el método de ignición se basa en la medición de la pérdida de peso de una muestra de suelo seco cuando se expone a altas temperaturas (360°C a 400°C). La pérdida de peso que se produce a esta temperatura es entonces correlacionada con compuestos oxidables de carbono orgánico. Este método es uno de los más utilizados por consultores independientes de cultivos y fertilizantes químicos en muestras de rutina de análisis de suelo en Estados Unidos

Cada método para la determinación de materia orgánica del suelo tiene sus ventajas. El método de Walkley-Black es más exacto y preciso aplicado a suelos con materia orgánica inferior al 2,0%. En suelos con contenidos altos de MO puede dar lugar a resultados bajos, debido a la oxidación incompleta del carbono orgánico en la muestra. La pérdida de C en el método de ignición se adapta mejor a los suelos con MO mayor que 6,0%.

Por otro lado, los métodos que calcinan la muestra de suelo a altas temperaturas en muchos casos sobreestiman el valor de MO, dado que junto con la materia orgánica se pierden otros compuestos inorgánicos volátiles, como los radicales oxidrilos de las arcillas, el agua estructural de los aluminosilicatos, o el agua de cristalización de las sales (sulfatos, cloruros, etc) e incluso la descomposición de los carbonatos, cuando estos se encuentran presentes (Nelson y Sommers, 1996), de ahí la importancia de ajustar las temperaturas y tiempos de incineración.

Eyherabide et al. (2014) en ensayos comparativos en la determinación de CO indican que los resultados de MO obtenidos por ignición son promisorios en vista de la no producción de residuos tóxicos respecto de la metodología de W&B y del menor costo comparado con el método de Dumas. Además, como el método de LOI utiliza una temperatura de 360 °C, esta metodología podría utilizarse en suelos con o sin carbonatos. Sin embargo, para la

conversión de MO por LOI a COT sería necesario estimar el factor para suelos de diferentes texturas.

Konen et al. (2002) concluyen que no existe una ecuación universal para predecir la MOS por el método de LOI, ya que como evidencia de otros estudios y el suyo demuestran que el elegir la temperatura y tiempo de combustión de la muestra son variables críticas de acuerdo a la región geográfica del cual proviene el suelo, debiendo considerarse cuando se determina la MOS.

Tabla 1. Comparación de las condiciones para la determinación de COT de acuerdo a cada autor.

Autor	Rango de Temperatura
Miyazawa et al. (2000)	T<100° C por pérdida de agua
Ben-Dor y Banim (1989)	T= 50°-100°C pérdida de agua
Miyazawa et al (2000) Wendlandt (1986) Beltran et al. (1988)	T=200-280°C descomposición de grupos carboxilo y fenólicos o compuestos de bajo peso molecular
Miyazawa et al. (2000) Ben-Dor y Banim (1989) Konen et al. (2002) De Vos et al. (2007) Eyherabide et al. (2014)	T=270° – 370°C oxidación de carbono orgánico T=100° - 400°C perdida de materia orgánica T=380° – 530°C deshidroxilación de los hidróxidos metálicos. T=200° -700°C deshidroxilación de los filosilicatos T= 700°-1000°C descarboxilación de los carbonatos
Combs & Nathan (1998)	T=200°-600°C oxidación de carbono orgánico
Rosell et al. (2001)	T> 500°C perdida dióxido de carbono de los carbonatos
Davies (1974)	T0= 430°C oxidación de carbono orgánico en suelos con carbonato

Idealmente, el CO del suelo se oxidaría completamente dentro de un estrecho rango de temperatura en el que la pérdida de peso de los minerales del suelo es despreciable. Lamentablemente esto no sucede en todos los casos, por lo que la selección de la temperatura es algo arbitraria, y al mismo tiempo, crítica para minimizar errores. La temperatura de secado debe ser lo suficientemente alta para eliminar una cantidad máxima de agua del suelo, pero lo suficientemente baja como para evitar la pérdida de CO. Análogamente, la temperatura de ignición debe ser lo suficientemente alta como para eliminar una cantidad máxima de CO y suficientemente baja para minimizar la pérdida de otros componentes del suelo. La combustión a alta temperatura (> 500 °C) puede provocar errores derivados de la pérdida de CO₂ de los carbonatos, agua de minerales arcillosos, oxidación de Fe²⁺ y descomposición de sales hidratadas (Ball, 1964, Ben-Dor y Banin, 1989).

El calentamiento a temperaturas ($< 500\text{ }^{\circ}\text{C}$), debería eliminar muchos de estos errores (Schulte y Hopkins, 1996).

Las temperaturas de ignición más reportadas van desde 250 a 600 $^{\circ}\text{C}$ en mufla y también varían los tiempos en mufla, desde 2 hasta 24 h (Combs & Nathan, 1998). Davies (1974) concluye que 430 $^{\circ}\text{C}$ podría ser una temperatura adecuada a utilizarse en suelos con presencia de carbonatos. Schulte y Hopkins (1996), para muestras de suelo de la región central del norte de los EEUU, desarrollaron el método de LOI, que incluye como pretratamiento el secado a 105 $^{\circ}\text{C}$ durante 24 h y luego 2 h de ignición a 360 $^{\circ}\text{C}$. Por otro lado, Rosell et al. (2001) y Konare et al. (2010), reportaron que temperaturas mayores a 500 $^{\circ}\text{C}$ pueden implicar importantes errores en la determinación de MO por pérdida de dióxido de carbono de los carbonatos, agua estructural de los minerales de arcilla, oxidación del ion ferroso, descomposición de sales hidratadas y óxidos.

Coser et al. (2012) trabajando en suelos de Brasil con diferentes manejos en el cultivo de maíz, solo o consociado con braquiaria, para ser usado como pasturas encontraron que el método de Walkley & Black reportó menores valores de COT en relación al analizador automático de carbono, mientras que el CO determinado por ignición presentó valores similares a los obtenidos por el analizador automático.

En función de lo planteado en relación a la importancia de conocer y ajustar la metodología para la determinación de CO del suelo es que se propone este capítulo que ayuda a la elección y ajuste de los parámetros planteados por la bibliografía de los diferentes métodos, esto dentro de los que están disponibles para la realización en los laboratorios de suelos de la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la UNRC y que serán utilizados para llevar adelante las determinaciones necesarias para realizar la evaluación de CO en los sucesivos capítulos.

OBJETIVOS

General

Determinar los factores de recuperación de carbono orgánico total y sus fracciones en los suelos con diferentes usos de la cuenca del río Cuarto y arroyos menores de la región centro y sudoeste de la provincia de Córdoba, comparando entre las diferentes metodologías disponibles para la determinación.

Específicos

- 1- Comparar metodología para medir CO, determinando los distintos factores de recuperación en suelos con diferentes manejos y texturas del departamento Río Cuarto.
- 2- Determinar el factor de recuperación de CO del método Walkley y Black en distintas fracciones orgánicas para las diferentes condiciones y grados de intervención antrópica.
- 3- Determinar el factor de recuperación del método de W&B y verificar si el factor de corrección teórico 1,724 para convertir el COT en MO se aproxima para las muestras de suelo con diferente uso y para las fracciones obtenidas.
- 4- Desarrollar relaciones entre diferentes métodos analíticos de determinación de CO que puedan ayudar a ajustar el mejor método a ser utilizado en los suelos del centro sur de la provincia de Córdoba

Materiales y Métodos

Se seleccionaron 35 sitios de muestreo en la Región Centro Sur de Córdoba Argentina, distribuidos desde el sur de la provincia de (40° lat S) hasta el centro de la provincia de (43° lat S), con suelos desarrollados bajo un gradiente pluviométrico de 800 mm anuales. Los sitios de muestreo fueron seleccionados en relación al uso actual. Los suelos muestreados para llevar adelante la experiencia fueron Haplustoles típicos y enticos; Hapludoles típicos, Ustortentes típicos correspondientes a la llanura ondulada, llanura plana y llanura medanosa respectivamente del departamento Río Cuarto, Córdoba .

Las muestras de suelo seleccionadas para esta experiencia correspondieron a suelos sometidos a tres tipos de usos en los últimos años:

- a) Agrícola: agricultura con cultivos extensivos en los últimos 30 años.
- b) Ganadero: en rotación con pasturas de alfalfa o consociadas en los últimos 4 años.
- c) Ganadero con pasturas permanentes (Ganadero PP) con praderas de pasto llorón y gramíneas en los últimos 20 años.

Las muestras de cada sitio evaluado fueron compuestas de 20 submuestras de igual volumen en los primeros 10 cm correspondientes al horizonte A. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron por tamiz de 2 mm. Para descartar la presencia de carbonatos en las muestras en estudio se hicieron reaccionar con ácido clorhídrico (HCl) (Schoeneberger et al., 2012).

Análisis de las muestras

Determinación de CO por el método de Walkley y Black (COWb)

Para la determinación de CO según W&B (combustión húmeda), a 0,5 g de suelo se le agregaron 10 mL de una solución 1 N de dicromato de potasio (K_2Cr_2O) en medio ácido (20 mL de H_2SO_4). Luego de 30 minutos se agregó agua destilada y unas gotas de ferroín (indicador, 0,696 g de sulfato ferroso y 1,485 g de ortofenantrolina monohidratada en 100 mL de agua destilada). Se realizó la titulación del exceso de Cr^{+6} con sal de Mohr ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$) 0,5 N. El viraje de color del verde oscuro al rojo indicó la presencia del punto final. Con esta técnica se cuantifica el CFO según IRAM-SAGyP (2011).

Determinación de CO total por método combustión seca (COaa)

Para la determinación de COT se pesaron 0,5 g de suelo seco. La combustión de la muestra se realizó a 950 °C utilizando oxígeno de alta pureza (99,9%). El producto de la combustión, es filtrado, secado y cuantificado por medio de una celda de radiación infrarroja. Se utilizó un analizador Leco TruSpec CN (LECO Corporation). Para la calibración del equipo se utilizaron estándares de suelo certificados.

Determinación de MO por calcinación o combustión seca

La determinación de la pérdida de masa por ignición se realizó mediante los siguientes procedimientos:

- 1) Se pesaron 5 g de muestra en crisoles de 15 mL, posteriormente fueron colocados en estufa durante 24 h a 105 °C. Las muestras fueron enfriadas en desecador y pesadas. Luego se colocaron durante 2 h en una mufla a 360 °C, posteriormente se transfirieron a un desecador y luego de enfriarse se registró el peso nuevamente (Schulte & Hopkins 1996) (LOI_{2h}).
- 2) Se pesaron 5 g de muestra en crisoles de 15 mL, posteriormente fueron colocados en estufa durante 24 h a 105 °C. Las muestras fueron enfriadas en desecador y pesadas. Luego se colocaron durante 4 h en una mufla a 360 °C, posteriormente se transfirieron a un desecador y luego de enfriarse se registró el peso nuevamente (Maguire y Heckendorn, 2011; Eyherabide et al. 2014) (LOI_{4h}).
- 3) En crisoles de porcelana de 15 ml, que se limpiaron previamente calentándolos durante 4 horas a 800°C, se dejaron enfriar y en ellos se pesaron 5 g de muestra y se llevaron a estufa a 105°C durante 24 h para eliminar la humedad presente en las muestras de suelo. Después de enfriar en un desecador los crisoles se colocaron en un horno de mufla a 800 °C durante 4 h, se dejaron enfriar en desecador y se pesaron nuevamente. Por diferencia entre ambas medidas se obtiene la pérdida de masa en la ignición (Sleutel et al., 2007) (LOI₈₀₀).

El cálculo de MO se realizó por diferencia de peso en las distintas temperaturas, según:

$$\% \text{ MO} = ((\text{peso } 105 \text{ } ^\circ\text{C} - \text{peso } 360(800) \text{ } ^\circ\text{C}) * 100) / \text{peso } 105 \text{ } ^\circ\text{C}$$

Fraccionamiento de la materia orgánica

El fraccionamiento de la materia orgánica se realizó, en muestras de 0–10 cm de profundidad, por tamizado en húmedo con tamiz 100 y se determinó materia orgánica particulada (MOP) y materia orgánica unida a la fracción mineral (MGF) de acuerdo a Galantini et al. (2004) y Bongiovanni y Lobartini (2006).

Determinación de granulometría

A cada muestra extraída para la determinación de CO se le realizó el análisis de partículas utilizando un analizador de partículas por difracción láser (Laser Particle Sizer “analysette 22” Fritsch Gimblt) y la reparación de la muestra se realizó según Gee y Bauder (1986).

Análisis de los datos

Para comparar las medias de los porcentajes de COT cuantificados por los métodos de Walkley & Black, LOI y LECO se utilizó un diseño completamente aleatorizado y se realizó el análisis de varianza y pruebas de regresión lineal entre las variables estudiadas utilizando los límites de confianza al 95% (Infostat, 2020). Cuando se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos se empleó el test de la diferencia mínima significativa (LSD) con un nivel de significancia del 0,05%.

Los % de recuperación de carbono de cada método fueron obtenidos mediante la siguiente ecuación:

$$\%R = \frac{\text{CO método evaluado}}{\text{CO por combustión seca}} \times 100$$

Resultados y Discusión

Los contenidos de CO obtenidos en los suelos analizados se compararon mediante ecuaciones de regresión para CO_{aa} siendo utilizado como variable predictora a CO_{wb} y LOI. La determinación del CO_{wb} presentó un ajuste significativo cuando se lo comparó con el analizador automático con un ajuste de R^2 : 0,88 ($p < 0,01$), indicando que es un método relativamente sencillo que brinda resultados confiables para el rango de suelos estudiados (Figura 3).

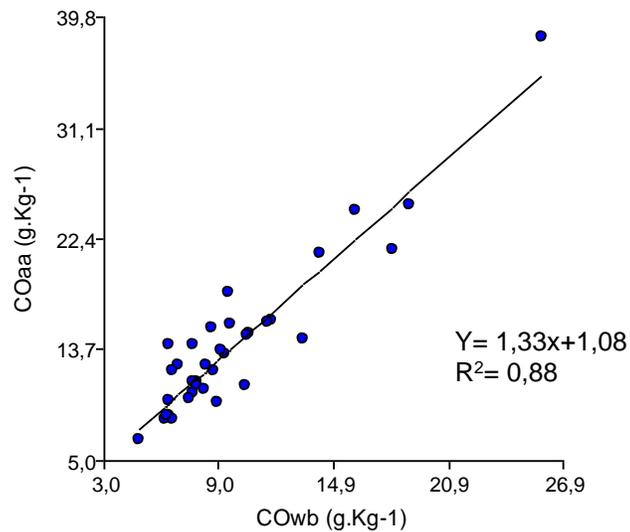


Figura 1.

Figura 3. Relación entre la determinación de CO mediante Walkley Black (CO_{wb}) y Analizador automático (CO_{aa}) para muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.

El análisis del contenido de CO por combustión húmeda se ha considerado un procedimiento estándar desde que Walkley y Black (1947) lo introdujeron; produciendo resultados en acuerdo con los de la técnica de combustión seca (Nelson y Sommers, 1996).

Alves Fernandez et al. (2015) plantean que el método de oxidación con dicromato (Walkley-Black) con calentamiento externo a 130 ° C durante 30 minutos fue el menos afectado por el contenido de carbono orgánico del suelo y la textura, por lo cual debería ser el procedimiento para propósitos de rutina en Brasil. Otros métodos para el mismo objetivo tendrían que considerar el factor de recuperación y las ecuaciones de regresión deberían ser generadas teniendo en cuenta las condiciones locales y regionales.

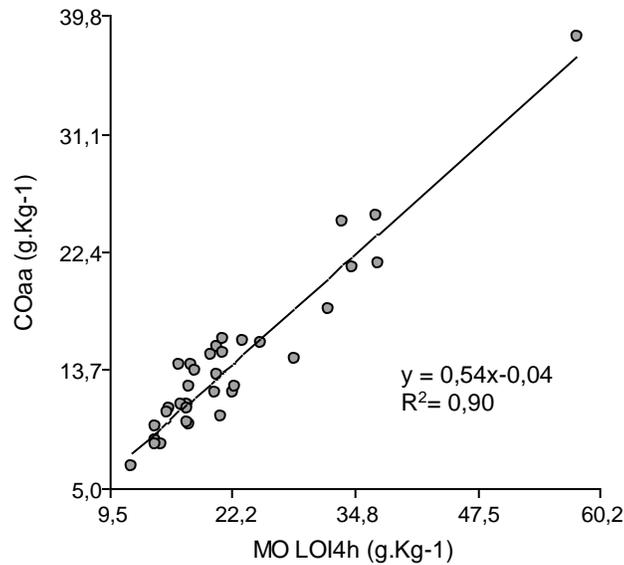


Figura 4. Relación entre la determinación de CO mediante combustión seca (LOI) y analizador automático (COaa) para muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.

Los resultados obtenidos para la serie de suelos analizados con la determinación por ignición, en la mufla por un tiempo de 4 horas, presentaron un ajuste significativo con el CO obtenido por el analizador automático con R^2 : 0,90, lo que lo hace una alternativa con un uso menor de productos contaminantes (Figura 4).

Rowell y Coetzee (2003), comparando métodos de determinación de CO en suelos del sudeste de África observaron que tanto W&B como LOI correlacionaban muy bien con los datos obtenidos con un analizador automático de carbono, siendo esa correlación más fuerte con el método de W&B para suelos con contenidos bajos de CO.

El porcentaje de recuperación del método W&B depende más del tipo y lugar que del uso del suelo. Mikhailova et al. (2003) comparando cuatro regímenes de manejo (pastizales nativos, pastoreo, cultivo continuo y barbecho arado continuamente) obtuvieron un solo factor de corrección de 1,63 independiente del tipo de manejo.

De Vos et al. (2007) reportaron una fuerte correlación entre porcentaje de recuperación (utilizando el método W&B) y la clase de textura y horizontes pedogenéticos. La recuperación fue 3 a 8 % mayor en suelos arenosos que en suelos francos y franco limosos.

Wright et al. (2008) encontraron alta correlación entre LOI y CO cuando las muestras de suelo contenían más de 400 mg C kg⁻¹ en suelos con presencia de carbonatos de la

Florida (EEUU), sin embargo, en suelos con valores menores de CO el método genera errores por la presencia de los carbonatos.

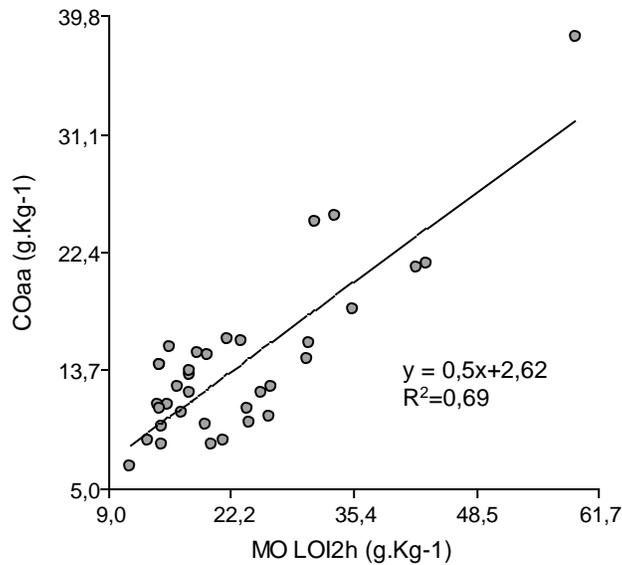


Figura 5. Relación entre la determinación de CO mediante combustión seca (LOI) y analizador automático (COaa) para muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.

Cuando se realizó la determinación de MO por el método de LOI con un tiempo de 2 hs de combustión en la mufla, el análisis de regresión fue significativo, pero con menor ajuste ($R^2 = 0,69$) en comparación con el método de referencia utilizado (Figura 5). Esto está relacionado a que este método de ignición por 2 hs, a diferencia de aquellos con 4 hs de combustión, solo logró la combustión total en algunas muestras.

El contenido de CO orgánico determinado mediante el método de LOI a 800°C tiene muy buen ajuste ($R^2 = 0,92$) cuando se lo compara con la determinación realizada mediante analizador automático (Figura 6).

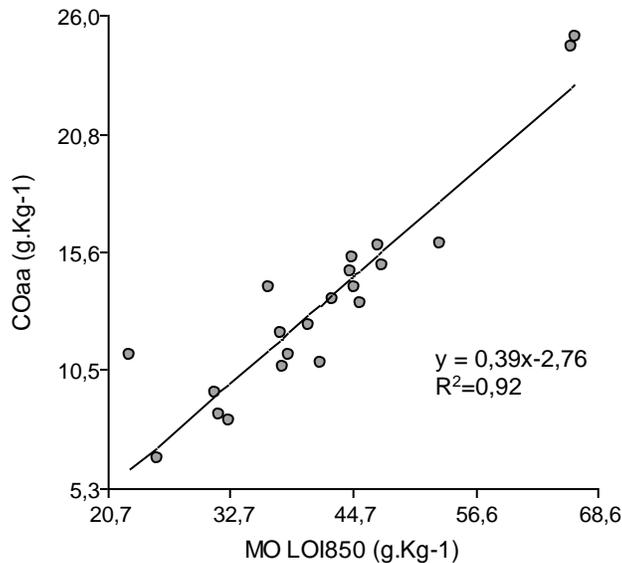


Figura 6. Relación entre la determinación de CO mediante combustión seca (LOI) y analizador automático (COaa) para muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.

Sleutel et al. (2007), en la comparación de métodos para determinar CO y a diferencia de lo planteado por otros autores utilizaron 800°C durante 4 hs para la determinación de MO por el método de ignición, encontrando un coeficiente de correlación de $R^2 = 0,98$ comparando con el analizador automático.

Los experimentos realizados mostraron que la pérdida porcentual de masa no mostró diferencia en relación al tiempo de calcinación, aunque se encontró diferencia con el incremento de temperatura. Como se observa en la Figura 7, cuando se compararon las determinaciones de MO mediante el método por combustión seca a dos temperaturas, con la combustión a 800 °C los niveles de MO fueron mayores que con la combustión a 360°C.

Estas diferencias podrían atribuirse a mayores pérdidas de CaCO, de acuerdo a lo expresado por Mackenzie (1957), respecto a que la temperatura a la que se degrada el CaCO₃ se encuentra entre 860 y 1000°C. Las muestras en este estudio se calentaron a 800 °C, por lo que se puede esperar un efecto menor de la descomposición de carbonatos en la LOI medida.

Van Hove (1969) plantea como ventaja que utilizar una temperatura de 800°C elimina el agua de minerales de arcilla y alofano ya que, a temperaturas más bajas, es imposible evaluar en qué medida la deshidratación y deshidroxilación de arcilla y alofano contribuyen con la pérdida de masa medida como pérdida de masa debida a la ignición de OM.

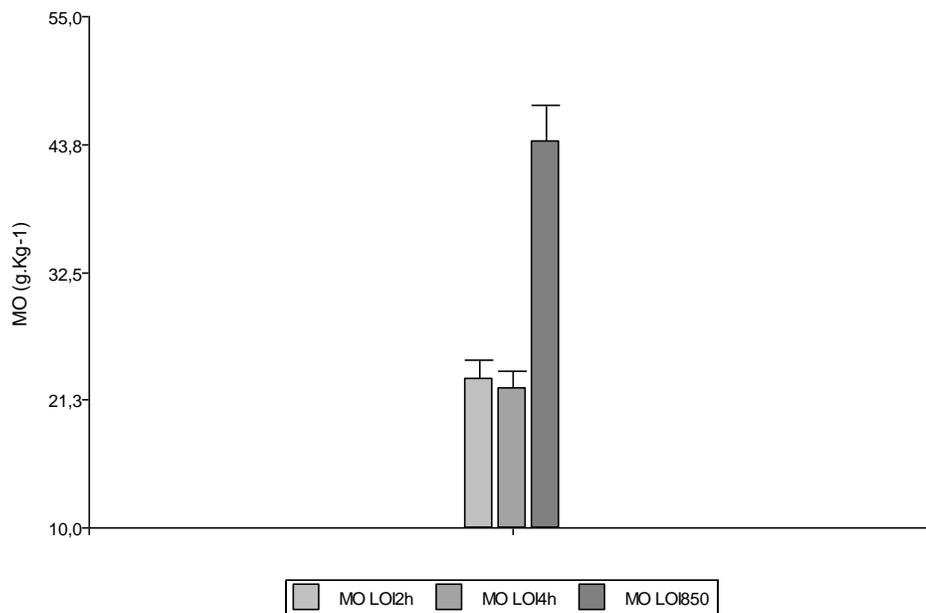


Figura 7. Comparación entre la determinación de MO por combustión seca (LOI) con dos temperaturas 360°C (MOLOI360, 2 y 4 horas) y 800°C (MOLOI850) en muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.

La determinación de MO por calcinación a 800°C fue 1,94 veces mayor a los valores obtenidos por calcinación a 360°C. Las diferencias pueden ser atribuidas a procesos de deshidroxilado de kaolinita (pérdida de OH de la red cristalina) entre 350 y 600 °C, esmectitas entre 500 y 1000°C, micas entre 350 y 700°C, y halloysita entre 250 y 500°C (Paterson y Swaffield, 1987).

Cuando se relacionó la MO obtenida por calcinación en relación al contenido de limo + arcilla se encontró que la misma no se correlacionaba en forma significativa con la textura de acuerdo al método utilizado. La determinación por calcinación a 800°C arrojó diferencias significativas en el contenido de MO cuando el suelo contenía mayor cantidad de fracciones finas (Tabla 2). Esto significa que, cuando se determina MO por esta metodología, se debe contar con la información del porcentaje de arcilla en el suelo. De esta forma, cuando los contenidos de CO se estiman a partir de la pérdida por ignición se pueden cometer errores cuando se utiliza un factor de conversión general en lugar de uno específico de la región en estudio (De Vos et al., 2007).

A temperatura de calcinación a 800°C se observa mayor pérdida de masa en relación

a los tratamientos a 360° C, destacando que el color del suelo después de este tratamiento toma un color rojizo-anaranjado (Figura 8)



Figura 8. Resultado de muestras de suelo con calcinación en mufla a 800°C en las que se determinó MO por pérdida de peso.

De acuerdo a lo planteado anteriormente los mayores contenidos de limo y arcilla coinciden con mayores contenidos de CO y con menores temperaturas (360 °C) se reducen las pérdidas de agua estructural de las arcillas (Rosell et al., 2001).

Tabla 2. Materia orgánica determinada mediante combustión seca (LOI) a 360°C (MOLOI360) y a 800°C (MOLOI800) en función de la textura.

	Arcilla+Limo %	M.O. (g.kg-1)
MO		
LOI360	<50	18,83 a
	>50	28,02 a
MO		
LOI850	<50	39,25 a
	>50	56,84 b

En cada método, medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

A partir de los análisis de regresión entre los valores de CO obtenidos con WB y MO LOI (Figura 9), se observa que existe una fuerte relación entre LOI_{4h} y WB ($R^2 = 0,86$) que

ajustó al modelo $y = 0,44x + 0,21$.

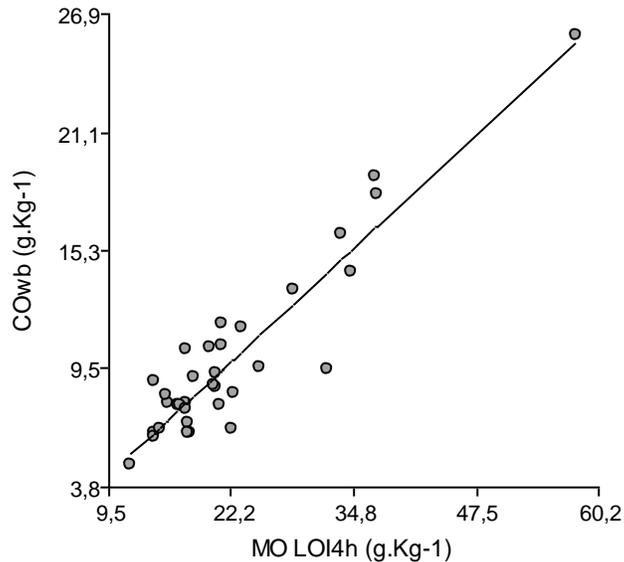


Figura 9. Relación entre la determinación de CO mediante combustión seca (LOI) y analizador automático (COaa) para muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.

Lo descrito se diferencia de lo encontrado por Abella y Zimmer (2007) que compararon metodologías para la determinación de CO entre LOI y un analizador elemental de CO en suelos de una plantación de pino ponderosa (*Pinus ponderosa* P & C. Lawson), donde probaron nueve combinaciones de temperatura-duración de LOI de 300 a 600 °C y de 2 a 6 h y encontraron ajustes de las regresiones entre los dos métodos cercanos a 74% no mostrando tendencia a cambiar con el aumento de la duración, pero sí tendencia a ser ligeramente mayores a la temperatura más baja (300°C).

Utilizando la ecuación lineal de ajuste obtenida (1) se comprobó el ajuste lineal entre el contenido de CO LOI estimado en relación al CO determinado por el analizador automático dando una relación significativa.

$$\text{COaa (g.kg}^{-1}\text{)} = 0,54 \text{ LOI4h} - 0,04 \quad (1)$$

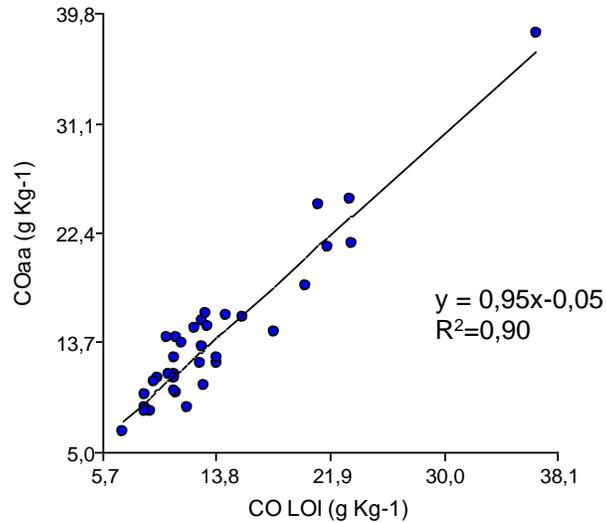


Figura 10. Relación entre la determinación de CO mediante combustión seca (LOI) y analizador automático (COaa) para muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.

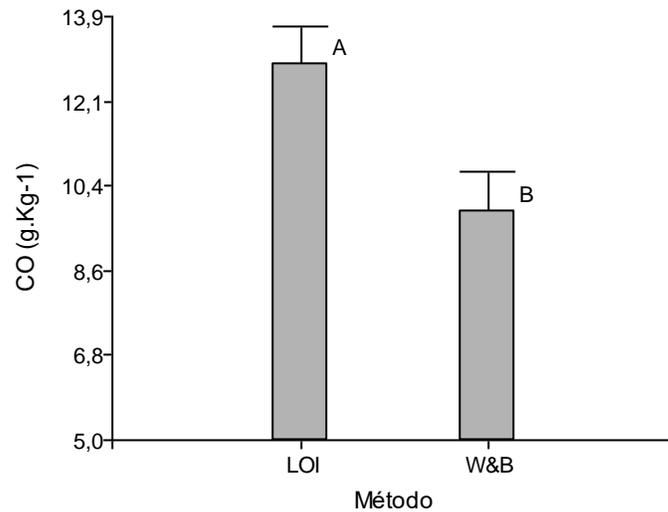


Figura 11. Comparación del contenido de CO mediante combustión seca (LOI) a 360°C (MOLOI360 4 horas) y Walkley & Black (W&B) en muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad. Medias con diferente letra indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Utilizando el modelo de ajuste lineal (1) se calcularon los contenidos de CO LOI360 4h y se compararon con los valores obtenidos mediante el método de W & B sin corrección por el factor de recuperación. Los valores medios de CO obtenidos con el método de WB

(9,83 g.kg⁻¹) fueron significativamente diferentes ($p < 0,05$) a los obtenidos con el método LOI (12,81 g.kg⁻¹) independientemente del tiempo de calcinación empleado (Figura 11). Esto puede deberse a las características intrínsecas de cada método.

Determinación de carbono en fracciones de suelo

La determinación de CO mediante W&B en las fracciones de suelos obtenidas por tamizados en húmedo tuvo una alta correlación con la determinación mediante el analizador automático, siendo el modelo lineal significativo, tanto en la fracción que quedó por arriba como por debajo del tamiz de 100 μm (Figura 12).

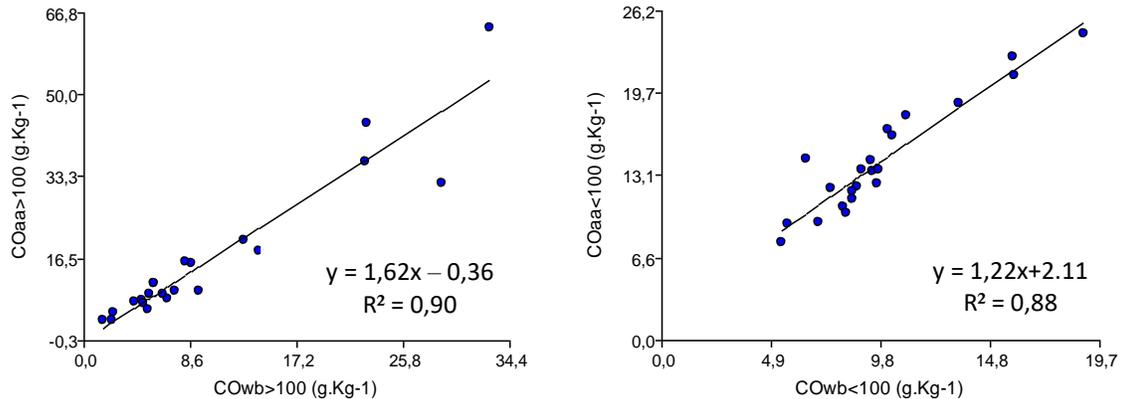


Figura 12. Ajuste lineal del contenido de CO determinado mediante Walkley & Black (COWb) y Analizador automático (COaa) en fracciones de suelo mayores a 100 μm y menores a 100 μm en muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.

Factor de recuperación

Rosell et al. (2001) indicaron que una de las principales fuentes de error en la estimación de la MOS es el uso de factores de corrección como la oxidación de CO (110/76 = 1,33) y el coeficiente de conversión de CO a MO (1,724) a los que se le suman la titulación y procedimientos analíticos volumétricos, la presencia de C inorgánico (carbonatos) y la necesidad de expresar los resultados sobre una base volumétrica utilizando la densidad aparente del suelo tomada en el momento del muestreo.

La determinación del CO utilizando métodos de combustión húmeda y seca muestra que los mismos son rápidos, simples y bastante precisos, pero ambos procedimientos tienen errores que deben ser evaluados y corregidos, para lo que se deben conocer los factores de corrección como son: la capacidad de oxidación y conversión para cada grupo de suelos estudiados y ajustes metodológicos de acuerdo a la metodología establecida en cada laboratorio.

Mikhailova et al. (2003) plantean que la eficiencia del W&B en la recuperación de CO es muy variable. Estudiando suelos de Rusia encontraron que los valores variaron entre 44 y 92%, sin embargo, no encontraron correlación entre la eficiencia y el contenido de CO ni el contenido de arcilla del suelo.

El porcentaje de recuperación que se obtuvo, en los suelos estudiados del sur de Córdoba, por el método W&B utilizado, fue de 70,4% (CV:15,1) y para el método LOI fue de 99,2 (CV:14,5) (Figura 13). El valor de recuperación obtenido para el método de W&B fue menor a lo propuesto por Walkley & Black (1934), sin utilizar calefacción externa, coincidiendo con lo encontrado por Alves Fernandes et al. (2015) que para suelos brasileros de diferentes texturas encontraron un porcentaje de recuperación del 71% con un factor de recuperación (FC) de 1,41.

La precisión de la medición de LOI para diferentes muestras fue comparable a un analizador automático, siendo este último más confiable. De Vos et al. (2007) para la cuantificación en suelos con bajos contenidos de CO.

El valor medio de recuperación de CO, para los suelos estudiados, fue de 70,4 %, para el método de oxidación de dicromato sin calentamiento externo, más bajo que algunos valores reportados, dando como factor de recuperación a utilizar 1,42; difiriendo del valor de 1,33 planteado por Walkley & Black (1934).

Es importante en las mediciones de CO tener en cuenta oxidación incompleta, ya que en muchos casos los factores de corrección no son consistentes entre suelos (Jain et al., 1997). Algunos estudios encontraron que el factor original de corrección propuesto estaba bien correlacionado con el CO medido por analizador automático (De Vos et al., 2007), mientras que otros informaron ajustes a los factores de corrección basados en la textura del suelo (Kamara et al., 2007; Meersmans et al., 2009).

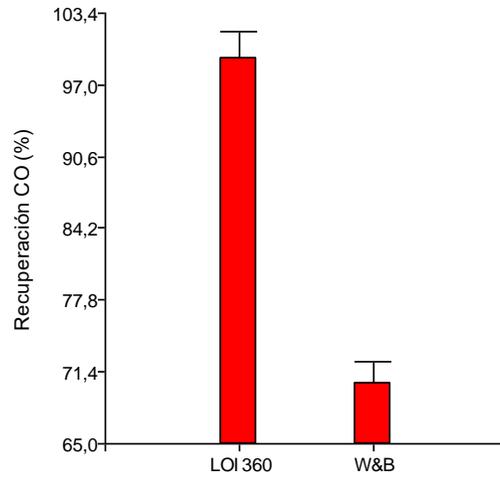


Figura 13. Factor de recuperación de CO obtenido por combustión seca (LOI) a 360°C (MOLOI360 4 horas) y Walkley &Black (W&B) en muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad.

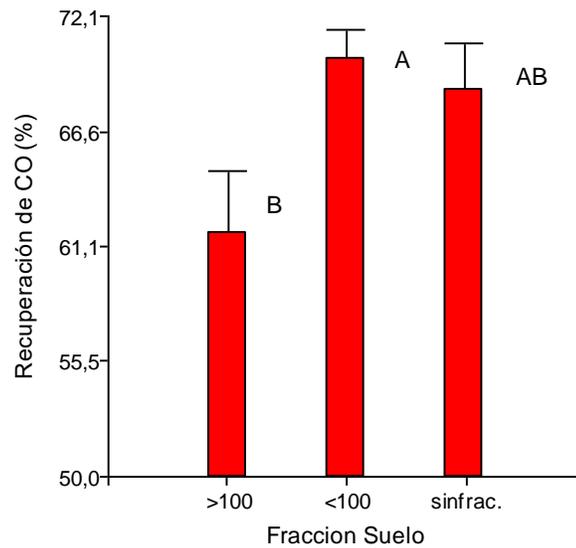


Figura 14. Recuperación de CO del método Walkley &Black (W&B) para el suelo sin fraccionar y para fracciones $>100 \mu\text{m}$ y $<100 \mu\text{m}$ y en muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Es importante, por lo tanto, el conocimiento de los factores de recuperación de CO cuando se fracciona el suelo, debido a que las metodologías de fraccionamiento granulométrico separan el material humificado a fracciones finas de los residuos orgánicos

(semistransformados) mezclados con fracciones gruesas, por este motivo estas fuentes de error deben ser consideradas (Galantini et al. 1994).

Cuando se evaluaron los porcentajes de recuperación del método W&B para las fracciones de suelo se encontraron diferencias significativas cuando se comparó la fracción >100 (64,3%) con la fracción <100 (70,2%) (Figura 14). Estos valores de recuperación fueron menores a los encontrados por Galantini et al. (1994) en suelos del sudoeste argentino.

Los % de recuperación de carbono orgánico cuando se tiene en cuenta el uso del suelo no fueron diferentes significativamente ni para el suelo sin fraccionar ni para para las fracciones separadas por el tamiz de 100 μm (Tabla 3).

Tabla 3. Recuperación de CO mediante el método de W&B para distintos usos del suelo en fracciones y suelo sin fraccionar.

Recuperación de CO del Método (%)			
	Suelo sin Fraccionar	Fracción suelo > 100 μm	Fracción suelo < 100 μm
Agrícola	72,9 a	68,0 a	69,4 a
Ganadero	64,1 a	64,8 a	68,4 a
Ganadero PP	69,9 a	53,8 a	73,4 a
CV	15,4	20,63	8,91

Medias con una letra común no son significativamente diferentes dentro de una columna ($p > 0,05$).

En virtud de los resultados encontrados con los diferentes métodos estudiados para determinar CO, teniendo en cuenta la capacidad instalada en los laboratorios de suelos de la Facultad de Agronomía y Veterinaria (UNRC), el método utilizado a lo largo de la tesis será W& B, por arrojar valores confiables, pero con el uso del correspondiente ajuste del factor de recuperación para el suelo sin fraccionar y para sus fracciones por tamizado ya que lo encontrado difiere de lo planteado por la bibliografía.

CAPITULO II

Diferentes usos de los suelos en las cuencas del Río Cuarto y arroyos menores de Córdoba y su efecto sobre el carbono orgánico total y sus fracciones

INTRODUCCIÓN

La importancia de la materia orgánica (MO) del suelo no radica tan solo en la cantidad encontrada sino también en la calidad (estructura y composición) y distribución de fracciones que son importantes para mantener la fertilidad y estructura del suelo (Ding et al., 2006). El aporte de carbono orgánico (CO) por parte de los residuos de cultivos es el principal factor que afecta la MO (Hendrix, 1997) y consecuentemente las propiedades edáficas relacionadas con el coloide orgánico.

El intenso uso de los suelos bajo sistemas agrícolas, la ausencia de rotaciones con cultivos que hagan aportes voluminosos de materia orgánica y el excesivo laboreo para la preparación de la cama de siembra, son factores que determinan el aumento de las pérdidas de suelo por erosión y/o degradación de sus propiedades físico-químicas (Casas, 2005).

La pérdida de materia orgánica por la actividad agrícola se atribuye a un balance negativo entre el ingreso, egreso y stock de CO en el suelo, estando ampliamente documentado el impacto negativo que produce este proceso sobre la fertilidad física y química de los suelos agrícolas de la Argentina (Buschiazzo et al., 2001).

Las asociaciones de la MO con los constituyentes minerales del suelo, principalmente arcillas, son muy importantes, ya que regulan la mineralización y la acumulación CO (Woomer y Swift, 1994). El contenido de arcilla y limo de la mayoría de los suelos juega un rol importante en la estabilización de la materia orgánica (Paul y Collins, 1997). Relacionados a la fracción arena se encuentran los residuos orgánicos no descompuestos. Esto varía con la vegetación y tipo de manejo, existiendo en suelos más degradados una menor proporción de compuestos orgánicos no descompuestos que en suelos de condiciones no intervenidas antrópicamente (Galantini et al. 2004). Unido a las fracciones granulométricas más finas se encuentra siempre la mayor proporción de CO que a su vez es el más resistente a la degradación. Las asociaciones de la MO con los constituyentes minerales del suelo,

principalmente arcillas, son muy importantes, ya que regulan la mineralización y el almacenaje de MO (Woomer y Swift, 1994).

El CO total (COT) en muchos casos es poco sensible para detectar cambios debidos al uso del suelo, por lo que es importante el fraccionamiento de la MO como herramienta para analizar los efectos de la agricultura. Las fracciones lábiles son más sensibles a los efectos del uso de la tierra, motivo por el cual pueden utilizarse como indicadores tempranos de la calidad del suelo por efecto de la rotación de cultivos, labranzas y usos (Six et al. 2002).

Según Doran y Safley (1997) para que el concepto de salud o calidad del suelo sea útil, el mismo debe basarse en propiedades del suelo definidas y medibles, argumentando que debe basarse en parámetros que reflejen la dinámica de las funciones físicas, químicas y biológicas del suelo. El planteo de valores umbrales de MO por debajo de los cuales el suelo no se puede gestionar de forma sostenible es difícil con este enfoque.

Dexter (2004) considera que la calidad del suelo tiene tres aspectos principales: físicos, químicos y biológicos y que se considera un concepto importante para la evaluación del grado de degradación o mejora de la tierra y así poder identificar prácticas de gestión para el uso sostenible de la tierra. En la evaluación de la calidad se deben involucrar estudios de los procesos sobre la calidad física, química y biológicas del suelo.

En un intento por cuantificar el papel de los suelos en la contribución a uso sostenible de la tierra, el concepto de calidad del suelo implica evaluar la capacidad de un suelo para realizar una función particular. Por lo tanto, la calidad de un suelo que se evalúa para el propósito de almacenar agua puede ser diferente de la calidad del mismo suelo cuando se lo evalúa con el propósito de cultivar trigo. Siendo la MO del suelo un componente que influye fuertemente en la calidad de los suelos cuando se evalúa de acuerdo con estos criterios, pudiéndose argumentar que una de las características más importantes de un suelo y de la MO que contiene, es la capacidad de actuar como un sistema vivo (Rees et al., 2001).

Weil y Brady (2017) indican que la MO del suelo ejerce influencias tanto directas como indirectas que contribuyen a incrementar disponibilidad de agua en el suelo. Los efectos directos se deben a la muy alta capacidad volumétrica de retención de agua de la MO, siendo los efectos indirectos la mejora en la cantidad de agua disponible para las plantas, principalmente al mejorar estructura del suelo, que a su vez aumenta tanto la infiltración de agua como la capacidad de retención. El reconocimiento de los efectos beneficiosos de la MO sobre la disponibilidad de agua para las plantas es esencial para una gestión inteligente del suelo

Los diferentes tipos de suelos contienen cantidades muy diferentes de materia orgánica reflejando diferencias, entre otras cosas, en la génesis del suelo. Loveland et al (2001) llevó a cabo una extensa revisión de la literatura que relaciona el CO con las propiedades físicas del suelo, encontrando que existía poca evidencia consistente para definir los umbrales críticos de CO por debajo de la cual las propiedades físicas cambian significativamente.

Los niveles de CO en el suelo al estado natural se encuentran determinados por un equilibrio entre grupos de factores como son la granulometría de la fracción inorgánica, clima y vegetación (o más ampliamente, bioma). Como en la mayoría de los casos la intervención del hombre en el ecosistema se ha hecho presente en grado variable, es necesario considerar además al factor uso de la tierra. Sin embargo, es importante diferenciar entre el corto (tecnología de manejo) y el largo (patrón de uso) plazo, por cuanto la materia orgánica puede ser considerada tanto una variable ecológica de rápida dinámica como son sus fracciones como de lenta dinámica cantidad y tipo.

Al verificarse una pérdida de la MO total se altera la proporción de las distintas fracciones que la componen (Piccolo, 1996; Bongiovanni y Lobartini, 2006). Estas fracciones representan "cortes" en el continuum que es la MO y son intentos por asociar funciones, grados de evolución, y tasas de descomposición de la MO (Post et al., 2001).

En una revisión de trabajos sobre CO y MO Tisdall y Oades (1982) indicaron la importancia de conocer las fracciones que componen la materia orgánica ya que en una cantidad considerable de trabajos se ha demostrado que los componentes "activos" o "frescos" de la MO del suelo eran en muchos casos, más importante en el control del comportamiento físico del suelo que la MO total, parte o gran parte de la cual podría ser "inerte".

Prácticas como la agricultura sin labranza (Huggins et al. 2007), fertilización con nitrógeno, abonos verdes y derivados de animales y un mayor uso de cultivos perennes (Ogle et al. 2005; Nafziger y Dunker 2011;) se han sugerido como formas de gestionar la agricultura para almacenamiento de carbono en el suelo. Existe un acuerdo general de que tales prácticas tienen efectos beneficiosos sobre el estado del CO del suelo a largo plazo. La estabilización depende de la textura del suelo, la mineralogía y el medio ambiente (Schmidt y col. 2011) por lo que es poco probable que un conjunto estándar de prácticas agrícolas tenga los mismos efectos beneficiosos cuando es adoptado en distintas condiciones edáficas (Sanford, 2014).

Antecedentes

Importancia de la temática. Fundamentación

El CIC (2017) plantea que, en la cuenca del Plata, durante las últimas décadas grandes sectores han experimentado el aumento de la presión humana sobre los ambientes naturales con los consecuentes cambios de uso de los suelos, provocando su degradación y la pérdida de sus funciones. El grado en que el suelo se encuentra degradado actualmente está relacionado al desarrollo de una agricultura inadecuada, la que consecuentemente ha disminuido su productividad.

Los cambios en los sistemas naturales en general y en los agroecosistemas en particular operados en Argentina en los últimos 30 años, han impactado de manera diversa, y a diferentes escalas sobre la productividad y estabilidad de las tierras. La expansión agrícola se ha dado sobre ecosistemas como el bosque chaqueño, el espinal pampeano, el área medanosa, caracterizados por una alta fragilidad, inestabilidad y heterogeneidad (Cisneros, 2016).

El modelo productivo adoptado masivamente se caracteriza por una simplificación de la rotación de cultivos, un cultivo anual predominante (soja), adopción masiva de la siembra directa, un aumento en la escala de la maquinaria y la presencia del régimen de contrato anual. El modelo anteriormente planteado ha sido adoptado en los más diversos ambientes productivos argentinos, y no ha sido adaptado tomando en cuenta las características estructurales (heterogeneidad) y funcionales (vulnerabilidad) de los ecosistemas. El predominio del monocultivo compromete los niveles de MO de los suelos, tendiendo a incrementar la degradación de algunas de sus propiedades fundamentales para la producción (Casas, 2015; Cisneros, 2016).

Como consecuencia de estos cambios de uso, con ausencia o bajos tiempos de recuperación de la capacidad productiva de los suelos mediante la implantación de pasturas perennes evidencian signos de deterioro de la calidad del suelo que se manifiestan a través de distintos procesos de degradación (Panigatti, 2010).

Las cuencas del río Cuarto y de arroyos menores (Córdoba) son productoras de bienes agropecuarios registrando en los últimos años una tendencia a la agriculturización tipo monocultivo de soja, en desmedro de las rotaciones y disminución de la ganadería. Según datos del Censo Nacional Agropecuario 2018 (INDEC, 2021) de un total 1.513.514

de hectáreas (ha) explotadas en el departamento Río Cuarto 1.065.150 ha son utilizadas con cultivos anuales y unas 144.300 ha están implantadas con pasturas perennes y pastizales. En el departamento General Roca, de un total de 1.098.490,8 ha, 532.275,3 son utilizadas con cultivos anuales y 197.400 ha mantienen un uso ganadero con pasturas perennes y pastizales.

En las últimas dos décadas los cultivos oleaginosos como soja (*Glycine max L.*) y maní (*Arachis hypogaea L.*) en menor medida, han ido aumentando su superficie en el sur de la provincia de Córdoba, principalmente en los últimos años en los departamentos de Gral. Roca y Río Cuarto. La estimación de uso del suelo en el sudoeste de la provincia de Córdoba muestra un predominio de la agricultura por sobre la ganadería y dentro de la agricultura el cultivo de soja prevalece sobre el resto de los rubros agrícolas. A partir del año 2003, las relaciones soja: maíz más difundidas en el departamento Río Cuarto están en el orden de 3:1 a 2:1, según los años considerados (MAyG, 2020) (Figura 15).

La mejora o mantenimiento de la calidad de los suelos, dentro de un concepto integral de fertilidad, es un desafío determinante en esta etapa de intensificación agrícola, asociado a la diversificación del uso, con la incorporación de nuevos rubros de producción, y la promoción de los usos ganaderos y forestales (Cisneros, 2016).

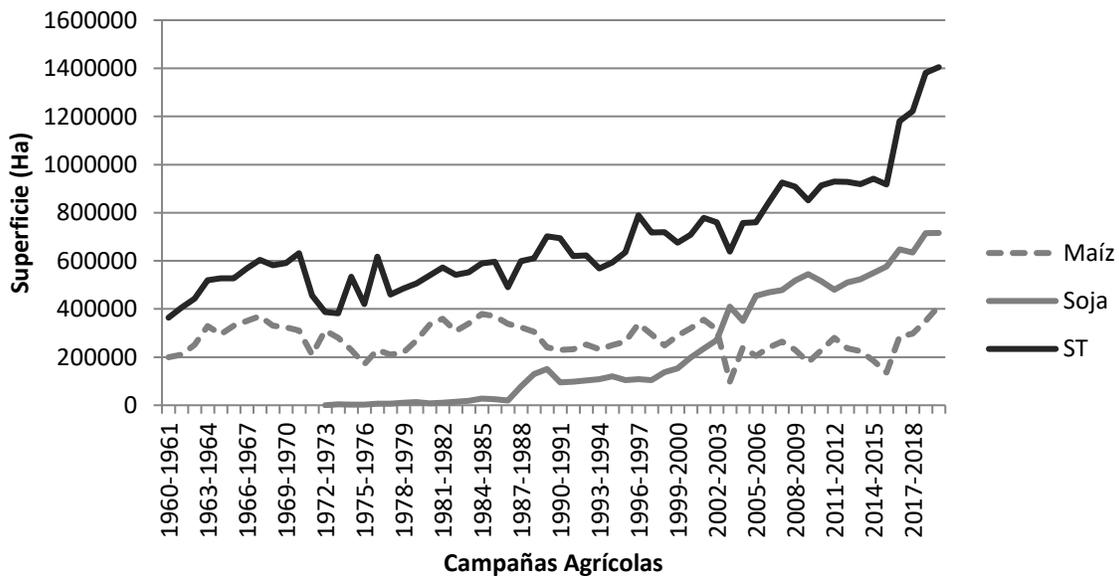


Figura 152. Evolución de superficie sembrada total y superficie sembrada con los cultivos de maíz y soja en el departamento Río Cuarto para distintas campañas agrícolas (Adaptado de información obtenida MAyG, 2020).

A diferencia de los ecosistemas naturales, los agroecosistemas son sistemas "abiertos" y complejos con importantes exportaciones de productos primarios (es decir, cosecha) e insumos como nutrientes y energía, y poseen recursos económicos y sociológicos adicionales con sus propias variables impulsoras (por ejemplo, demandas de la sociedad para productos agrícolas). En cierto sentido, los agroecosistemas, en contraste con los ecosistemas, son "super-sistemas" donde las decisiones de gestión a menudo están dominado y controlado por los componentes socioeconómicos. El predominio de los componentes socioeconómicos puede justificar la continuidad de las salidas de un sistema, incluso cuando los componentes ecológicos del sistema comienzan a fallar, como puede ser un uso excesivo de insumos (por ejemplo, fertilizantes) por encima de la capacidad natural de almacenamiento del sistema lo que conduce a la contaminación y degradación de los ecosistemas adyacentes (Carter, 2001).

De manera similar a las observaciones mencionadas anteriormente para la gestión sostenible de la tierra, una disminución en la MO del suelo puede hacer que la ecología y la economía puedan entrar en conflicto, en consecuencia, ese efecto adverso en el contenido de la materia orgánica impacta en funciones del suelo dependientes de la misma. (Carter, 2001). Aunque todos los componentes del sistema deben satisfacerse para cumplir el objetivo de uso sostenible de la tierra, se reconoce que la sostenibilidad tiene una escala de tiempo y que la sostenibilidad para cualquier uso específico de la tierra es relativa en lugar de indefinida (Smyth y Dumanski, 1995), y en la mayoría de los casos solo se pueden evaluar los cambios mediante la experimentación a largo plazo (Reeves, 1997).

El diagnóstico del estado actual de las propiedades que definen la calidad del suelo en los sistemas productivos predominantes en la región, en comparación con situaciones de referencia de menor deterioro, permite conocer el efecto del uso de la tierra y dimensionar cuán lejos o cerca se encuentran de las situaciones de máximo y mínimo deterioro (brecha de CO entre el potencial y el alcanzable) y concientizar sobre la necesidad de establecer políticas de uso y manejo sustentable de los agroecosistemas.

OBJETIVOS

General

Medir los niveles actuales de CO total y de sus fracciones en suelos de la cuenca del Río Cuarto y arroyos menores, sometidos a distintos sistemas productivos y determinar indicadores de suelo relacionados con CO que indiquen niveles de degradación que comprometan la productividad sustentable.

Específicos

- 1- Estudiar el efecto de diferentes historias de uso de la tierra sobre la dinámica de la materia orgánica edáfica, en relación a cada área productiva con similitudes ambientales, de suelos cuenca del Río Cuarto y arroyos menores.
- 2- Evaluar y caracterizar las distintas fracciones orgánicas para las diferentes condiciones y grados de intervención antrópica.
- 3- Evaluar como los niveles de CO definen niveles de estabilidad en relación al uso del suelo.
- 4- Evaluar la relación entre los componentes orgánicos del suelo y la actividad biológica para cada uso del suelo.
- 5- Relacionar los niveles de los distintos componentes orgánicos con otras propiedades de suelo como niveles de densificación, porosidad y capacidad de almacenar y conducir agua, para poder identificar niveles de deterioro del sistema productivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización y descripción del área bajo estudio

Área de Estudio: está localizada entre los paralelos 32,59° y 34,10° de latitud sur y los meridianos 64,84° y 61,55° de longitud oeste y comprende las cuencas del río Cuarto y los arroyos Santa Catalina, del Gato y Ají (2.297.500 ha). La misma ha sido subdividida en cuatro unidades ambientales homogéneas: llanura ondulada, plana, medanosa y deprimida

con lluvias de muy alta intensidad, en algunos casos superando los 100 mm en una hora y los 150 mm diarios, siendo el balance hidrológico negativo, de 320 mm/año, distribuidos entre los meses de mayo a setiembre y en menor proporción ocurren breves períodos secos y vientos entre diciembre y enero para la serie climática 1931/2018 (INTA, 2019).

Suelos:

Síntesis de la génesis

La tectónica del área se caracteriza por un levantamiento en bloque de dirección N-S que generó las sierras Comechingones. Este proceso provocó fallas de compensación en dirección E-O generando un relieve primario muy fuertemente ondulado en los sectores cercanos a las sierras y pie de monte y ondulado en la llanura. Por otra parte, la dinámica de la tectónica condicionó las vías de circulación de los arroyos del área: Las Lajas, La Barranquita, Cipión y La Colacha todos tributarios del Santa Catalina y que conforman el sistema de arroyos menores del sur de Córdoba (Cantero et al., 1999).

El área estudiada está comprendida dentro del Gran Ambiente Geomorfológico denominado "Planicie Periserrana Distal" (Jarsún et al, 2006). Los suelos se han desarrollado principalmente a partir de sedimentos eólicos de textura franca a franco arenosa. El material de origen de los suelos corresponde a un sedimento loessico (Fm Laguna Oscura) de acuerdo a Cantú (1992), de textura franca arenosa con ciclos de deposición variables en el tiempo lo que condicionó la evolución pedológica de los suelos.

Esta combinación de materiales loésicos y tiempo de sedimentación, junto con los procesos hídricos y eólicos, modelaron el actual relieve donde se combinan lomadas alargadas, algunas redondeadas, con pendientes de longitudes cortas y medias, y gradientes de hasta 3%. Estas lomadas están asociadas a planicies bajas, largas y muy largas con pendientes de hasta 1,5% que actúan como colectoras y concentradoras del escurrimiento mantiforme y en surcos de las lomadas a las que están asociadas (Bonadeo et al., 2017).

Series de suelos

Los suelos predominantes en cada Unidad Ambiental homogénea son: en la llanura plana predominio de Haplustoles típicos y enticos; Hapludoles típicos y Argiustoles típicos; en la llanura ondulada Haplustoles típicos y enticos; Hapludoles típicos; Argiudoles típicos y Ustortentes típicos, mientras que en la llanura medanosa Ustipsament típicos y

Haplustoles énticos (Cantero et al., 1986).

Situaciones muestreadas

Las situaciones estudiadas fueron seleccionadas en función del sistema productivo predominante, las mismas a fines del trabajo se definieron como diferentes usos del suelo. Los mismos fueron: a) Agrícola (Agr), lotes usados bajo agricultura pura con cultivos de soja y maíz; b) Ganadero (Gan), lotes con praderas de alfalfa de tres años de implantada, como tiempo mínimo del último ciclo de agricultura y c) Ganadero (GanPP) lotes con pasturas de gramíneas permanentes (pasto llorón) o pradera, sin agricultura por más de 20 años (Figura 16). La selección de las áreas en estudio y el diseño experimental se realizó teniendo en cuenta lo propuesto por Doran y Parkin (1997).

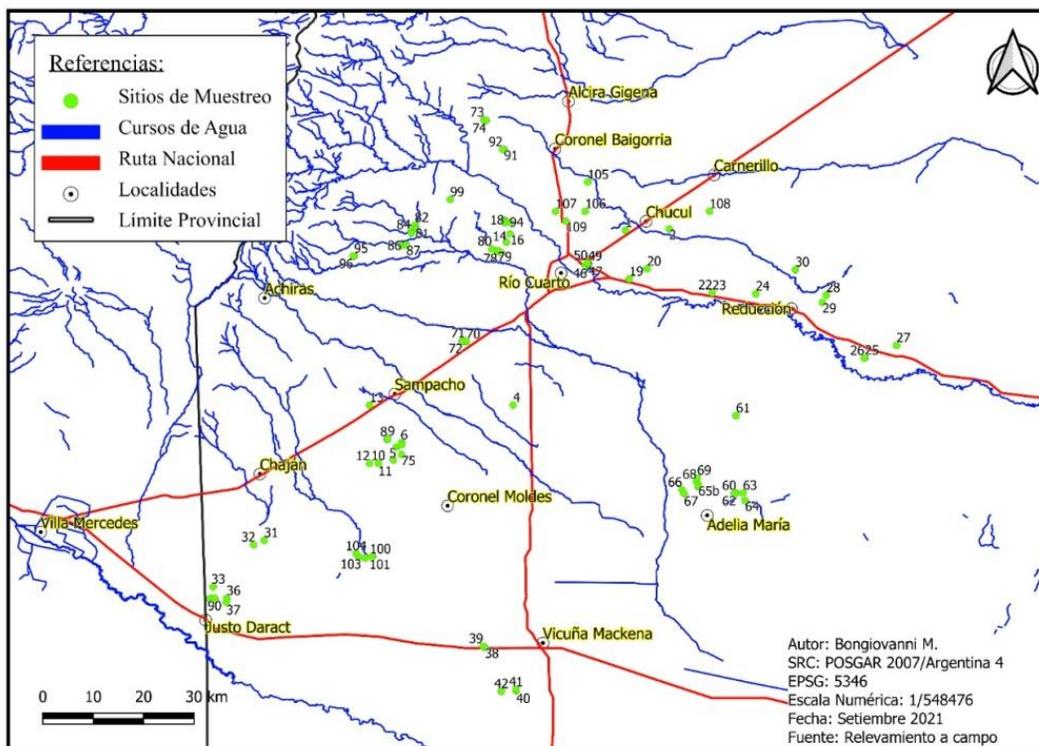


Figura 17. Área de estudio y ubicación de los suelos muestreados.



Figura 18. Imagen de la situación Ganadero con pasturas permanentes (GanPP) en la llanura medanosa.

La situación de suelo cultivado ha tenido uso agrícola desde hace aproximadamente 50 años, principalmente con sistemas de labranzas convencionales y rotaciones de cultivos que incluyen maní, soja y sorgo, implementándose en los dos últimos años prácticas de siembra directa. El tiempo de historia agrícola en el área de estudio va de mayor a menor en una transecta NE – SO siendo los establecimientos de la llanura medanosa los últimos en entrar en agricultura pura, un poco de la mano de la tecnología de la siembra directa (Bongiovanni et al., 2010).



Figura 19. Detalle de situación de ganadera (Gan) alfalfa de cuatro años de implantada llanura plana.



Figura 20. Situación agrícola (Agr) rastrojo de soja sembrada a favor de la pendiente.



Figura 21. Rastrojo de soja, situación agrícola (Agr), cultivo bordeando médanos en llanura medanosa

Análisis de las muestras

Determinación de CO por el método de Walkley y Black

La determinación de CO en las muestras obtenidas se realizó por duplicado según W&B (combustión húmeda). Los factores de recuperación de CO por el método W&B se ajustaron de acuerdo a lo encontrado y descrito en el capítulo 1 (IRAM-SAGyP, 2011; Nelson y Sommers, 1982).

Fraccionamiento de la materia orgánica

Fraccionamiento Físico

El fraccionamiento físico de la materia orgánica se realizó por tamizado en húmedo, en muestras de 0-10 cm de profundidad. En un recipiente con tapa de 100 cm³ se adicionaron 30 g de suelo tamizado por tamiz de 2000 µm, 60 mL de solución de

hexametáfosfato de sodio 5 g L^{-1} (relación 1:2) y 10 bolitas de vidrio de 5 mm de diámetro. Se agitó vigorosamente en agitador planetario durante 60 min para dispersar el suelo y desintegrar los agregados. Al finalizar el agitado la muestra se pasó por tamiz de $100 \mu\text{m}$ (A.S.T.M. Nro.140) lavando con agua destilada por medio de una pizeta. Se obtuvieron dos fracciones: carbono orgánico unido a la fracción mineral (**CO_{fm}**) de $0\text{-}100 \mu\text{m}$ y carbono orgánico joven o pàrticulado (**COP**) $100\text{-}2000 \mu\text{m}$. Las muestras se secaron a 50°C y luego fueron homogeneizadas mediante mortero para la determinación de CO. La metodología utilizada fue adaptada de Elliott y Cambardella, (1991), Galantini et al., (2004) y Bongiovanni y Lobartini (2006).

Fraccionamiento Químico

Extracción alcalina de compuestos orgánicos (sustancias húmicas o carbono asociado a la fracción mineral)

El fraccionamiento de las sustancias orgánicas mediante extracción alcalina se llevó a cabo mediante el método propuesto por Mehlich (1984). Para ello se pesaron 1 g de suelo, tamizado por tamiz de 2 mm, en tubos de centrifuga de 50 mL y se añadieron 20 mL de extractante, el cual se agita con la fuerza suficiente para mezclar con el suelo. Pasada 1 hora se añadieron otros 20 mL de extractante y se dejó la muestra toda la noche. Del sobrenadante se tomaron 5,0 mL (mitad superior de la solución) de cada muestra y se añadieron 35 mL de H_2O en tubos de centrifuga. con fuerza suficiente para mezclar (Figura 22). Se leyó la concentración de sustancias orgánicas en espectrofotómetro a 650 nm. La determinación semi - cuantitativa de este procedimiento se normalizó mediante una curva de calibración con un estándar de sustancias húmicas purificadas de un suelo Haplustol típico del centro sur de Córdoba, correspondientes a la serie General Deheza.



Figura 22. Extracción alcalina sustancias húmicas.

Determinación de granulometría

A cada muestra extraída se le determinó la granulometría. Se realizó un pretratamiento adaptado de Gee y Bauder (1986) en donde se colocaron en tubos de centrífuga, muestras de aproximadamente 2 g de suelo a las que se les agregó 10 ml de $C_2H_3NaO_2$ pH 5,0 y 5 ml de H_2O_2 de 100 V (30 %) y se dejaron en reposo al menos por una noche. Luego se colocaron las muestras en baño termostático a 60 °C hasta la oxidación de la fracción orgánica. Una vez ocurrido esto, se procedió a la dispersión de las muestras, agregándoles 10 ml de $C_2H_3NaO_2$ pH 8,0 y se centrifugaron a 2500 rpm. La solución sobrenadante se desechó, se agregaron 20 ml de agua destilada y se agitaron las muestras, cuidando de que no quedara parte de la muestra pegada al fondo del tubo. Se realizaron lavados y centrifugados sucesivos hasta que el material coloidal estuviera disperso. Una vez finalizada esta etapa, se determinó el tamaño y proporción de partículas por difracción láser, con un Medidor de Tamaño de Partículas por Láser, Marca FRITSCH, Modelo ANALYSE TTE 22 Economy, Industria Alemana (Figura 23).



Figura 23. Equipo analizador de partículas determinación (Laser Particle Sizer "analysette 22" Fritsch Gimbft).

Determinación de constantes hídricas

Las muestras de suelo secas al aire fueron llevadas a saturación durante un período de 48 h, utilizando agua destilada a temperatura ambiente. Luego las muestras se sometieron a diferentes tensiones de interés: capacidad de campo (CC) y de punto de marchitez permanente (PMP) en laboratorio, correspondientes a succiones de -0,33 B y -15 B por el método de las ollas y membranas de presión de Richards (1947), aplicando el principio hidrostático (Klute, 1986). Finalmente, las muestras fueron secadas en estufa a 105 °C hasta peso constante, y pesadas para determinar el contenido hídrico gravimétrico.

Determinación de densidad aparente (DAp)

Para poder expresar los datos en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ se determinó la DAp. del primer horizonte por el método del cilindro (Blake y Hartge, 1986).

Determinación de la actividad biológica global (ABG) del suelo (o tasa de mineralización)

Actividad respiratoria: el CO_2 es uno de los principales productos de excreción del metabolismo de los microorganismos heterótrofos. La biodegradación de moléculas complejas como celulosa y lignina conducen a su liberación por procesos como descarboxilación, respiración o fermentaciones. La determinación de la ABG del suelo se

realizó mediante la cuantificación de CO₂ en sistemas cerrados después de 7 y 14 días de incubación a 28 °C y de acuerdo con Anderson y Domsh (1990).

Técnica de medición de ABG: Se pesaron 100 g de suelo tamizado, que se lo llevó a capacidad de campo en un recipiente de plástico con tapa a rosca con cierre hermético. Dentro del recipiente se colocó un vaso de precipitado con 20 mL de NaOH de concentración 0,5 N, se cerró en forma hermética y se llevó a incubación a 28°C. A los 7 días se retiró el vaso con NaOH y se lo reemplazó con otro con nuevo NaOH por 7 días más. A las muestras de NaOH se le agregó BaCl₂ al 2%, y luego se titularon por retorno con HCl 0,5 N para poder determinar la cantidad de CO₂ liberado (Frioni, 2005).

Para presentar los datos en mg de CO₂ por cada 100 mg de suelo y por día se aplicó la siguiente ecuación:

$$\frac{(VB - VM) \times (NHCl) \times 22 \times h \times 100}{\text{Peso de la muestra}} = \text{mg CO}_2/100 \text{ gr de suelo seco/7 días}$$

Detalles:

VB = volumen de HCl empleado en titular el blanco.

VM = volumen de HCl para titular muestra.

Reacción del suelo (pH)

El pH se determinó en una relación suelo - agua de 1:2,5 mediante potenciometría (Mclean, 1982).

Análisis de los datos e interpretación de resultados

Se efectuaron análisis estadísticos del tipo descriptivo para diagnosticar el estado actual de los indicadores de calidad de suelo a estudiar bajo cada uso y situaciones de referencia.

Se realizaron regresiones lineales y Análisis de la Varianza a fin de observar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las propiedades y parámetros edáficos evaluados, atribuibles a características propias de los suelos y a los diferentes usos implementados mediante Modelos Lineales Mixtos por presencia de heterocedasticidad para las condiciones estudiadas y de correlación espacial (errores no independientes). A su vez,

se contemplaron los efectos aleatorios de la textura para realizar el análisis de las demás propiedades, y lograr así reducir la variabilidad no explicada en los modelos estadísticos empleados. Las variables indicadas como covariables (o variables concomitantes) representan variables aleatorias continuas cuyo valor varía con cada unidad experimental y que posiblemente están relacionadas linealmente con la variable respuesta. En situaciones donde se señala la presencia de una variable concomitante, InfoStat puede realizar análisis de covarianza, es decir, ajusta o remueve la variabilidad en la variable dependiente debida a la covariable antes de analizar las diferencias entre tratamientos. (Di Rienzo et al., 2020).

En caso de existir diferencias significativas, se efectuaron test de comparación mediante la prueba LSD de Fisher y Tuckey con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ según el caso. Se utilizó el software estadístico InfoStat y su interfaz con el Software R (Di Rienzo et al., 2020).

Se efectuaron, además, análisis de de las propiedades afectadas por el uso de la tierra a fin de inferir en su influencia sobre la susceptibilidad de los suelos a la pérdida de CO: Índice Estabilidad Estructural (IEE), calculado según Pieri et al. (1995), como la relación entre el contenido de materia orgánica (MO) y el contenido de arcilla más limo, según la ecuación:

$$IEE = (MO (\%) / \text{Arcilla} + \text{Limo} (\%) * 100$$

Se evaluaron si los posibles cambios en los niveles de CO debido al uso del suelo tiene efectos sobre la capacidad de almacenaje de agua y movilidad. Esto se hizo mediante la utilización de las determinaciones medidas en laboratorio y las predichas por el modelo Soil Water Characteristics Hydraulic, Properties Calculator.

$$\Theta_{33} = \Theta_{33t} + 1.283 * \Theta_{33t}^2 - 0.374 * \Theta_{33t} - 0.015$$

$$\Theta_{33t} = -0.251S + 0.195C + 0.011OM + 0.006(S * OM) - 0.027(C * OM) + 0.452(S * C) + 0.299$$

$$\Theta_{33-DF} = \Theta_{33} - 0.2(\Theta_S - (\Theta_S - DF))$$

$$\Theta(S-33) = \Theta(S-33)t + 0.636 * \Theta(S-33)t - 0.107$$

$$\Theta(S-33)t = 0.278S + 0.034C + 0.022OM - 0.018(S * OM) - 0.027(C * OM) - 0.584(S * C) + 0.078$$

$$\Theta_S = \Theta_{33} + \Theta(S-33) - 0.097S + 0.043$$

Θ_{33} : 33 kPa humedad, densidad normal, %v

Θ33: DF 33 kPa humedad, ajustada por densidad, %v
Θ(S-33): 0-33 kPa humedad, %v
ΘS: 0 kPa humedad (Saturado), %v

El programa estima la tensión del agua del suelo, la conductividad y la capacidad de retención de agua en función de la textura del suelo, la materia orgánica, el contenido de grava, la salinidad y la compactación. (Saxton y Rawls, 2018), USDA - Agricultural Research Service and USDA-ARS, Hydrology & Remote Sensing Laboratory. Para el análisis y observación de los resultados se utilizó el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2020).

Análisis de Componentes Principales

Mediante el análisis estadístico multivariado de componentes principales (ACP), se analizó la variabilidad total de las variables involucradas en el estudio. El ACP permitió identificar tendencias generales y relaciones entre las variables, construyendo ejes artificiales que permitieron proyectar las observaciones y las variables simultáneamente en un mismo plano (Balzarini et al., 2015).

El ACP y los gráficos conocidos como biplot, son técnicas generalmente utilizadas para reducción de dimensión. Estas técnicas de reducción de dimensión permiten examinar todos los datos en un espacio de menor dimensión que el espacio original de las variables. Con el ACP se construyen ejes artificiales (componentes principales, CP) que permiten obtener gráficos de dispersión de observaciones y/o variables con propiedades óptimas para la interpretación de la variabilidad y covariabilidad subyacente. Los biplots permiten visualizar observaciones y variables en un mismo espacio, siendo así posible identificar asociaciones entre observaciones, entre variables y entre variables y observaciones. El ACP es una técnica frecuentemente utilizada para ordenar y representar datos multivariados continuos a través de un conjunto de combinaciones lineales ortogonales normalizadas de las variables originales. Usualmente se espera que dicha reducción de dimensionalidad no produzca una pérdida importante de información.

Desde este punto de vista, la técnica de reducción de la dimensión implica una consecuente ayuda en la interpretación de los datos. La primera componente contiene más información (sobre variabilidad) que la segunda, ésta a su vez más que la tercera y así sucesivamente hasta que no se explica más variabilidad.

En los gráficos biplot, las observaciones se grafican como puntos y las variables como vectores desde el origen. Las observaciones que se grafican en una misma dirección que una variable podrían tener valores relativamente altos para esa variable y valores bajos en variables que se grafican en dirección opuesta. Por otro lado, los ángulos entre los vectores que representan las variables pueden ser interpretados en términos de las correlaciones entre variables. Ángulos de 90° entre dos variables indican que ambas variables no se encuentran correlacionadas. Valores diferentes, tanto sea menores o mayores a 90° , implican correlación, positiva o negativa. Es decir, un ángulo cercano a cero implica que ambas variables están fuertemente correlacionadas en forma positiva y un ángulo cercano a 180° entre dos variables indica que ambas muestran fuerte correlación negativa. Cuando las longitudes de los vectores son similares el gráfico sugiere contribuciones similares de cada variable en la representación realizada (Córdoba et al., 2012).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se presentan y discuten los resultados obtenidos de cada una de las propiedades estudiadas.

Relación de CO y textura

La textura del suelo es una de las propiedades más estables y un índice útil de varias otras propiedades que determinan el potencial productivo del suelo (Gabler et al, 2009). Los niveles de materia orgánica en el suelos no intervenidos antrópicamente se encuentran determinados por un equilibrio entre los grupos de factores como granulometría de la fracción inorgánica, clima y vegetación. En la mayoría de los casos la intervención del hombre en el ecosistema se ha hecho en grado variable, por lo que se hace necesario considerar además al factor uso de la tierra. Sin embargo, es importante diferenciar entre el corto (tecnología de manejo) y el largo (patrón de uso) plazo, por cuanto la materia orgánica puede ser considerada tanto una variable ecológica de reacción rápida, en sus fracciones como lenta, cantidad y tipo (Titonell y DeGrazia, 2006).

La materia orgánica del suelo tiende a aumentar a medida que aumenta el contenido de arcilla. Este aumento depende de dos mecanismos: primero, los enlaces entre la superficie de las partículas de arcilla y la materia orgánica retardan el proceso de descomposición y en segundo lugar, suelos con mayor contenido de arcilla aumentan el potencial de formación de macroagregados los que físicamente tienen la capacidad de proteger las moléculas de materia orgánica de una mayor mineralización causada por el ataque de microorganismos (Rice, 2002).

En la región de estudio del SO de Córdoba, comprendida por las cuencas del río Cuarto y los arroyos Santa Catalina, del Gato y Ají, se encontraron suelos con rangos de textura que van de arenosos franco a franco limosos, siendo los suelos evaluados mas representativos los que presentaron materiales del tipo franco-arenoso seguidos por suelos francos (Figura 24).

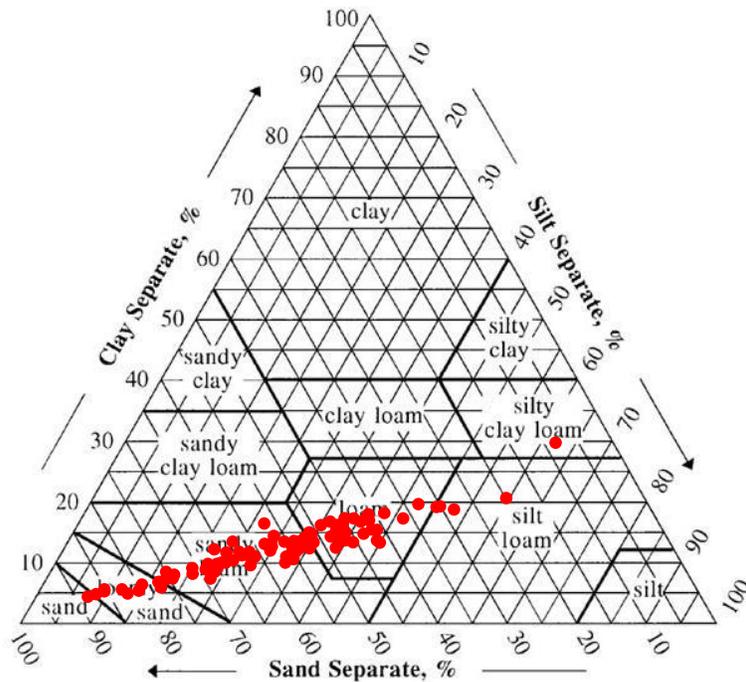


Figura 24. Clases texturales de las muestras de suelos estudiadas correspondientes a la llanura plana, llanura ondulada y llanura medanosa del Sudoeste de Córdoba.

En los suelos estudiados, con distintos tipos de uso se encontró una relación lineal significativa entre el contenido de CO y el contenido de arcilla + limo, tanto para el muestreo de 0-20 cm como 0-10 cm de profundidad. Es probable que los complejos organominerales sean uno de los mecanismos principales para el almacenaje de CO a largo plazo, porque la afinidad de adsorción entre el CO y las superficies cargadas de los minerales arcillosos y los coloides amorfos.

Galantini et al (2004), en un estudio de suelos con pastizales en la zona semiárida pampeana encontraron que la distribución de la fracción de materia orgánica correlacionaba significativamente de manera positiva con el contenido de fracción fina del suelo, lo que sugiere la existencia de varios mecanismos que actúan protegiendo a la MOS de la descomposición microbiana.

El hecho que las fracciones de arcilla, limo y arena se combinen aún más para formar agregados del suelo mejora la protección porque opera una combinación de adsorción y

oclusión (Martens et al. 2003). Esto también concuerda con lo planteado por Paul y Collins (1997), en relación a la importancia de la protección que cumplen en la estabilización las partículas más finas del suelo.

La protección del CO es proporcional al tamaño decreciente y al aumento de la densidad de las fracciones del suelo (Zimmermann et al. 2007), porque una cantidad sustancial de CO con edades de radiocarbono antiguas está asociado con el limo y especialmente con las fracciones del tamaño de arcilla (Marschner et al. 2008).

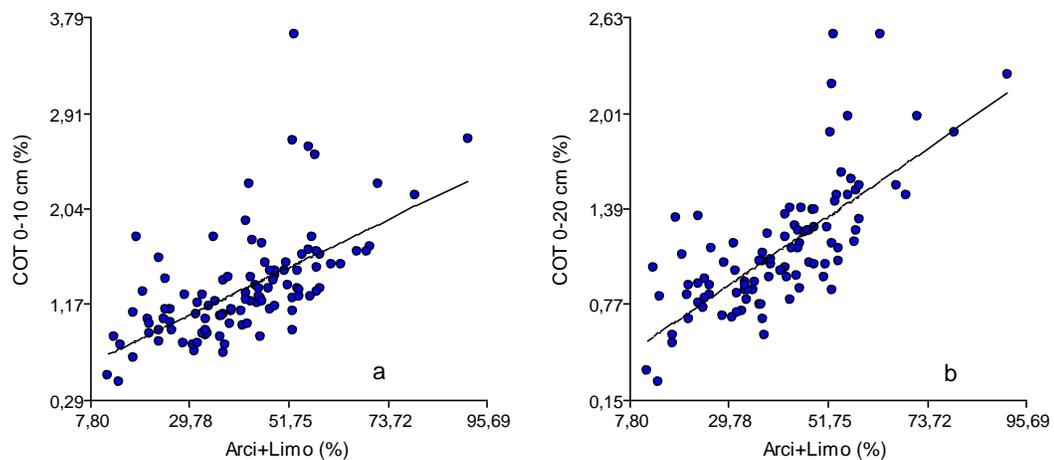


Figura 25. Relación de COT y arcilla más limo (Arci+Limo) para dos profundidades de muestreo 0-10 (a) y 0-20 cm (b).

El ajuste encontrado entre tamaño de partículas y CO fue mayor en las muestras de 0-20 cm, posiblemente debido a que la materia orgánica de la capa superficial está más influenciada por condiciones de uso del suelo que modifiquen niveles de cobertura, temperatura, periodos de humedecimiento y secad. (Figura 25).

Los suelos de textura fina tienen mayores contenidos orgánicos que los suelos de textura gruesa., cuando el aporte de MO es similar (Amato y Ladd, 1988; Hassink y Whitmore, 1997). Se supone que la diferencia es el resultado de la mayor protección física de la materia orgánica en suelos de textura fina (Jenkinson, 1990; Van Veen y Kuikman, 1990). Existe evidencia que uno de los principales factores responsables de la protección física de la materia orgánica en los suelos es su capacidad para asociarse con partículas de arcilla y limo (Yuan y Theng 2012). Varios estudios muestran que la cantidad de C y el N

asociado con partículas de arcilla y limo es principalmente afectado por la textura del suelo y no por el aporte de compuestos orgánicos al suelo, mientras que la materia orgánica en fracciones de mayor tamaño se ve afectado principalmente por los compuestos orgánicos de entrada y no tanto por textura del suelo (Christensen, 1996; Quiroga, 1994; Hassink, 1997).

Cuando se separa el efecto del uso del suelo y se correlaciona entre CO y arcilla + limo para la condición Agrícola el ajuste es mayor, evidenciando el efecto protector de las partículas finas al CO almacenado en el suelo (Figura 26).

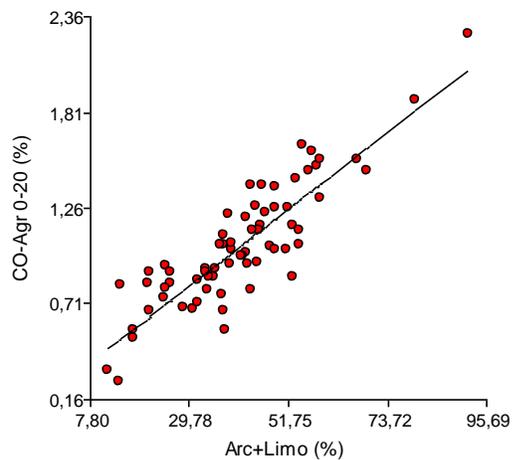


Figura 26. Relación de COT y arcilla más limo (Arci+Limo) para el uso agrícola a la profundidad de muestreo 0-20 cm. $R^2=0,79$ p -valor $<0,001$.

Los mecanismos predominantes que proporcionan la preservación física del CO del suelo son la adsorción de CO en minerales y oclusión dentro de los agregados (Six et al., 2002), pero existe un umbral a partir del cual los sitios de almacenamiento de CO están completamente llenos, lo que se conoce como el umbral de saturación de CO, y está definido por las propiedades fisicoquímicas del suelo (Hassink y Whitmore 1997; Six et al. 2002). Una vez que el umbral de saturación del CO se alcanza, los incrementos adicionales de CO no están físicamente protegidos por asociación con la fracción mineral del suelo, pero pueden estar protegidos de la descomposición debido a otras limitaciones ambientales, como la falta de oxígeno como ocurre en la turba (Dungait y Hopkins, 2016).

Tittonell (2004) en estudios de suelos del área central de Argentina indica que prácticamente no se observaron valores de MO menores al 2% en suelos que presentaron valores mayores al 30% para la fracción arcilla+limo. A partir de esta distribución, sería posible definir un potencial de saturación de carbono para los suelos de la región que no superaría los 25 a 30 g C kg⁻¹ suelo (4 a 5 % de materia orgánica, respectivamente) en los suelos con una fracción arcilla+limo menor a 40% (60% de los suelos relevados en la región).

Es de esperar, que en función del supuesto de que la capacidad protectora de un suelo es limitada, se produzcan consecuencias importantes para la dinámica a largo plazo de la MO del suelo y el papel de los diferentes tipos de suelo como término fuente y sumidero en el ciclo global de C y N a largo plazo (Hassink,1997).

Uso del suelo y Carbono orgánico

En función de lo anteriormente expuesto y para hacer comparables los contenidos de CO del suelo en las dos profundidades estudiadas con distinto uso es que se tomó como covariable a la textura (Arcilla + Limo) y así de esta forma poder introducir sus efectos aleatorios en los modelos estadísticos empleados, logrando así reducir la variabilidad no explicada.

El modelo planteado para el análisis estadístico fue:

$$Y = \mu (\text{CO}) + \text{uso} + \text{Arc+Limo} \beta_1 + \varepsilon$$

Cuando se comparó el contenido de CO del suelo en los distintos usos estudiados se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre el uso GanPP en relación al uso GAn y Agr, tanto para la profundidad 0-20 cm como 0-10 cm (Figura 27).

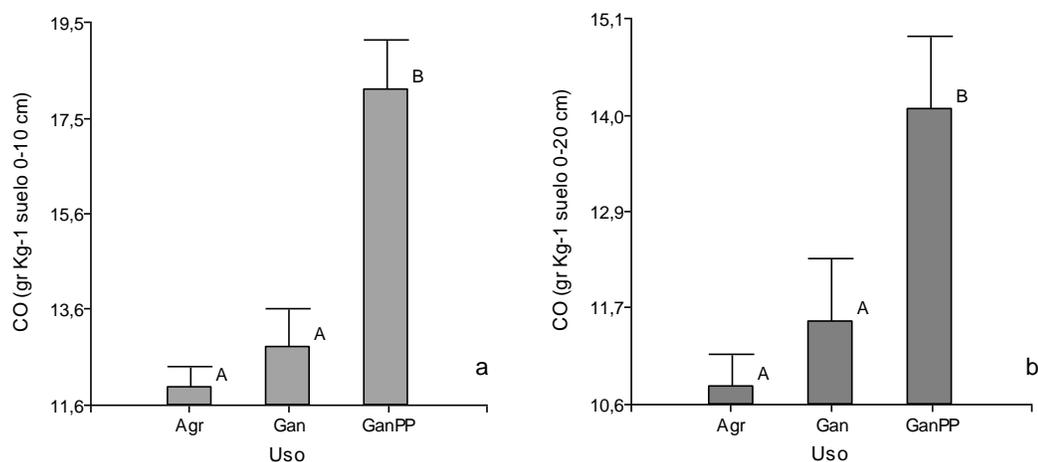


Figura 27. Contenido de CO en suelo de 0-10 cm (a) y 0-20 cm (b) de profundidad en distintos usos del suelo (Agrícola, Ganadero y Ganadero oastura permanente).

El uso Agr como el Gan, con previa agricultura, generó un impacto negativo en el contenido de CO del suelo, tanto a los 10 como a 20 cm de profundidad cuando se lo compara con el uso GanPP. El uso del sistema productivo Agr dio como resultado una disminución promedio en relación a GanPP de 7,53 Mg Ha⁻¹ CO de 0-10 cm y 5,14 Mg Ha⁻¹ de 0-20 cm, lo que representa una pérdida de un 31,5 % y 35,4 % respectivamente (Tabla 4). Si bien no hay una diferencia estadística significativa, se encontró en el uso Gan valores medios mayores a Agr que podrían mostrar una tendencia muy gradual a la recuperación del CO en el periodo de permanencia de la pastura, que para el caso del estudio era de cuatro años.

Tabla 4. Contenido de CO en toneladas de suelo por hectárea para los distintos sistemas productivos estudiados en dos profundidades.

Uso	CO Suelo (Mg ha ⁻¹)	
	0-10 cm	0-20 cm
GanPP	23,9 a	19,6 a
Gan	17,3 b	15,5 b
Agr	16,4 b	14,5 b

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Lo encontrado concuerda con Ferreras et al (2009) que en suelos de Marcos Juárez, Oliveros y Rafaela y estudiando el paso de un sistema pastoril a uno agrícola encontraron que se redujo la cantidad de CO alrededor de 30%, debido a un menor aporte de residuos orgánicos al suelo.

Teniendo en cuenta que los cambios de CO en relación a los usos se evalúan con pasto llorón y praderas de años de implantación, lo encontrado concuerda con lo planteado por Sainz Rozas et al. (2011), que indican que los pastizales naturales poseen mayor contenido de carbono orgánico, pero cuando estos sistemas pasan a ser agrícolas los niveles de MO descienden hasta un nuevo estado estable y que la intensificación de la actividad agrícola y la falta de rotaciones con pasturas generan un deterioro en los niveles de MO.

Retomando lo planteado por Tittonell (2004) que para suelos con texturas promedio de 40% de limo + arcilla la saturación de CO se daría en 25 gr por Kg de suelo, el uso GanPP presentaría una saturación de CO de 55% (13,9 gr por Kg⁻¹ de suelo) de 0-20cm de profundidad, mientras que para Gan y Agr la saturación de CO encontrada, para el rango de textura estudiado, sería de 45% (11,4 gr por kg⁻¹ de suelo) y 42% (11,4 gr por kKg⁻¹ de suelo) respectivamente, lo que muestra que a pesar de los mayores niveles de CO encontrados en el uso GanPP después de muchos años de no poseer uso agrícola, la recuperación de los niveles de CO se encuentran lejos del mayor valor de secuestro de CO posible en suelos prístinos.

Estas diferencias significativas de CO en el suelo encontradas debidas a diferentes usos están relacionadas con lo planteado por Schmidt et al (2011) que indican que la vulnerabilidad de la MOS a la degradación depende de la naturaleza de la perturbación, así como de los mecanismos de estabilización y desestabilización en un ecosistema dado. La vulnerabilidad de las existencias de CO en el suelo no debe evaluarse de acuerdo con las clases de material presente, sino de acuerdo con los mecanismos a través de los cuales la materia orgánica se estabiliza o asimila en ese suelo y cómo estos factores físicos, químicos y biológicos que interactúan responden al cambio.

Se necesita una mejor comprensión de la desestabilización de la MOS para mejorar los esfuerzos que evitan su degradación y aceleran la recuperación en los suelos. Hace aproximadamente una década, se articuló un enigma fundamental: por qué, a pesar de que la materia orgánica es termodinámicamente inestable persiste en los suelos, a veces durante

miles de años. Avances recientes relacionados con las ciencias del suelo han permitido una nueva generación de investigaciones sobre este tema, llevando a una nueva visión del CO del suelo y su dinámica, indicando que la MO persiste no solo debido a las propiedades intrínsecas de la materia orgánica en sí, sino debido a las propiedades fisicoquímicas y a las posibles influencias biológicas del entorno circundante que reducen la probabilidad (y, por tanto, velocidad) de descomposición, permitiendo a la MO persistir, definiendo que su persistencia en el suelo no es principalmente una propiedad molecular, sino una propiedad del ecosistema (Schmidt et al, 2011).

Dinámica de acumulación de CO

El grado de estratificación de los depósitos de CO orgánico del suelo con la profundidad del suelo, expresado como una proporción, podría indicar la calidad del suelo o el funcionamiento del ecosistema del suelo. Las proporciones de estratificación permiten comparar una amplia diversidad de suelos en la misma escala de evaluación debido a un procedimiento de normalización interno que tiene en cuenta las diferencias inherentes del suelo (Franzluebbers, 2002).

La dinámica de acumulación de CO como indicador se puede interpretar siguiendo lo planteado en el manual de agricultura sustentable certificada (AAPRESID, 2013) teniendo en cuenta que si el aumento de CO es mayor en el espesor 0 a 20 cm está indicando que el sistema está acumulando carbono oriundo de la parte aérea y de las raíces, mientras que si el aumento en el contenido de CO es mayor en la profundidad 0 a 5 cm que el contenido de CO en la profundidad 0 a 20 cm estaría indicando una mayor participación de la parte aérea en el aporte de CO generando una estratificación del mismo. Si el aumento fue proporcional en ambas capas, esto indica que tanto la parte aérea como las raíces están contribuyendo para la acumulación de CO.

Constantini et al. (2010) en un estudio del efecto del sistema de labranza llevado a cabo en E.E.A. INTA Manfredi concluyó que la relación de estratificación puede ser usada para monitorear cambios en el suelo como consecuencia del manejo, pero no puede concluirse que la cantidad de carbono secuestrado pueda inferirse a partir del conocimiento de esta relación de estratificación.

En la comparación de los contenidos de CO entre la profundidad de 0-10 cm y 0-20 cm realizadas en este estudio se encontró que en el contenido de CO en forma general independiente del uso, existía una diferencia significativa entre el CO de 0-10 cm (14,5 g kg⁻¹) y 0-20 cm (12,7 g kg⁻¹) (Tabla 5).

Cuando se evaluó la dinámica de acumulación de CO (DACO), que relaciona el contenido de CO de 0-10 cm en relación a 0-20 cm no se encontraron diferencias significativas de DACO ($p < 0,05$) entre los diferentes usos. De acuerdo a los aportes de residuos orgánicos en el uso de GanPP cuando se relacionaron las profundidades de muestreo, hubiera sido esperable que el indicador fuera próximo a 1 ya que el aporte de la biomasa aérea y el aporte de raíces de la pastura permanente es más equilibrado en relación al uso Agr en siembra directa, donde la mayoría de los aportes de residuos orgánicos son superficiales. Uno de los efectos más marcados de la SD es la redistribución de la CO dentro del perfil, que pueden ser observados en los valores máximos encontrados Agr y Gan fueron de 2,17 y 2,05, indicando que en estos usos existieron situaciones muestreadas donde el carbono acumulado fue el doble de 0-10 comparado con la capa de suelo 0-20.

Lo encontrado en GanPP en relación a valores medios de DACO no concuerda con lo planteado por Galantini et al. (2004) que indica que la no remoción del suelo produce la estratificación de la MO que puede utilizarse como indicador de calidad y funcionamiento del sistema.

Con el indicador DACO determinado en este estudio no se pudo comprobar lo planteado por Lopez-Fando y Pardo (2011) que indica que los suelos sobre los que se desarrollan pastizales poseen raíces densas y fibrosas, que al morir son incorporadas como MO al suelo, permitiendo que cada año los porcentajes de MO se mantengan en niveles altos en todo el espesor del perfil.

Tabla 5. Índice de la dinámica de acumulación de CO. Relación del contenido de CO 0-10/0-20 (DACO) del suelo para distintos sistemas productivos

Uso	CO (Relación 0-10/0-20)			
	DACO	CV	Mín	Máx
GanPP	1,17 a	18,3	0,60	1,44
Gan	1,17 a	27,8	0,83	2,17
Agr	1,19 a	15,5	0,84	2,07

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Fraccionamiento de los compuestos orgánicos

Fraccionamiento Físico - Carbono orgánico particulado

Cuando se analiza la relación que existe entre la fracción de COP en relación con la textura del suelo (en este caso expresado como arcilla más limo), se puede observar una correlación negativa significativa, pero de bajo ajuste que indica mayores contenidos de COP para los suelos más arenosos significativa (Figura 28). Esta baja relación del COP con la textura puede deberse principalmente a que este indicador al ser más dinámico está sujeto a modificaciones generadas por el uso y al estar incluidos todos los usos del suelo el ajuste se hace más variable.

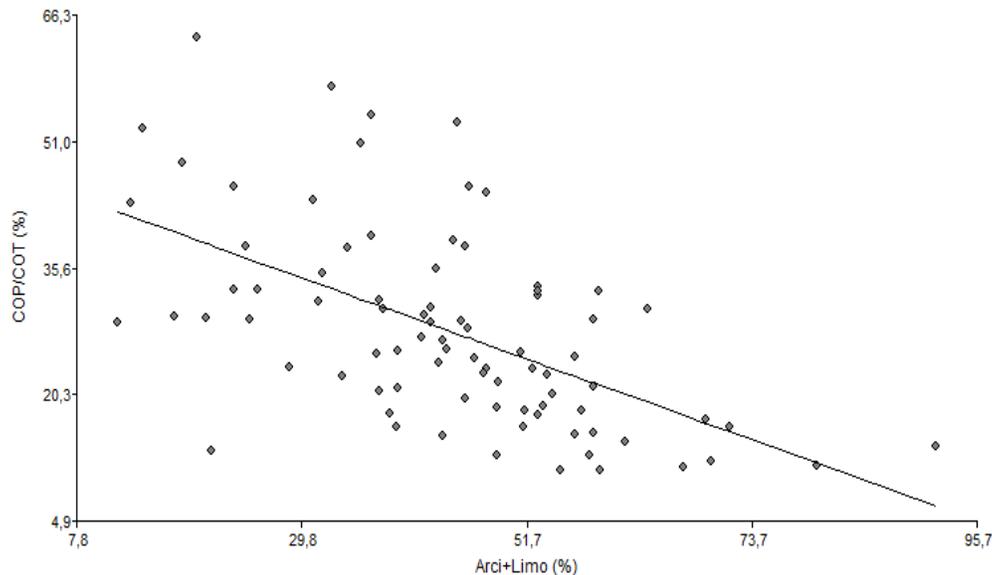


Figura 28. Relación entre carbono orgánico particulado (COP) y carbono orgánico total (COT) en relación al contenido de limo + arena del suelo.

Esta misma relación cuando se realiza particionando por sistema de uso se observan correlaciones negativas significativas entre COP y textura (Figura 29). Esta correlación significativa tiene un ajuste muy bajo (R^2 : 0,12) para el uso agrícola, debido a que en el uso agrícola se incluyen distintos tipos de labranzas y cultivos antecesores que varían en los niveles de residuos aportados y en los niveles de mineralización que modifican la dinámica de esta fracción. Para los usos Gan y GanPP donde los aportes son más estables en el tiempo, los ajustes entre COP y textura son mayores (R^2 : 0,52 y 0,62).

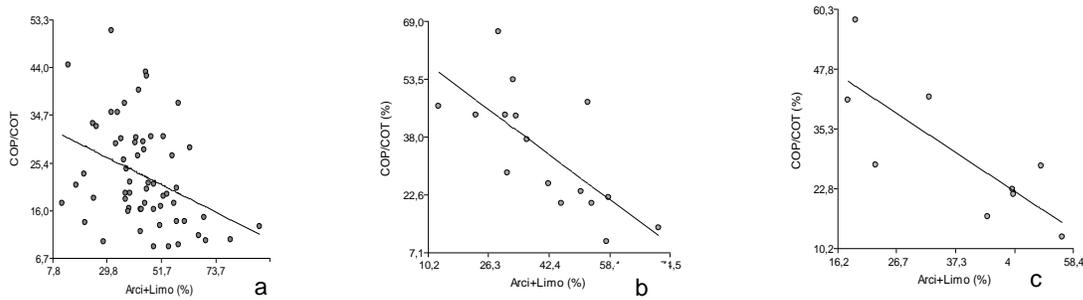


Figura 29. Relaciones entre carbono orgánico particulado (COP) y carbono orgánico total (COT) en relación al limo + arena para uso Agr (a), Gan (b) y Gan PP (c).

A diferencia de lo encontrado con el CO total para los distintos usos de suelo de 0-10 cm, donde se observaron diferencias significativas solo para GanPP comparado con los otros usos, cuando el CO se fracciona por tamaño de partículas se puede ver que los tres usos son diferentes significativamente en COP, GanPP ($5,48 \text{ g kg}^{-1}$) Gan ($3,58 \text{ g kg}^{-1}$) y Agr ($2,63 \text{ g kg}^{-1}$) (Figura 30). En la fracción CO_{fm} se encontró que GanPP ($11,15 \text{ g kg}^{-1}$) es diferente significativamente a los usos Gan ($8,09 \text{ g kg}^{-1}$) y Agr ($7,72 \text{ g kg}^{-1}$) (Figurar 31) comportándose de forma similar al COT. Lo encontrado concuerda con lo planteado por Galantini y Suñer (2008), que indican que los cambios en el corto plazo debidos al manejo agronómico son más importantes en la MO lábil que en la más estable, siendo el COP un buen indicador de niveles de degradación ya que las fracciones lábiles del suelo son de gran importancia en la estabilidad del sistema y en el aporte de nutrientes (Galantini et al. 2004). El uso de pastura en base a alfalfa después de cuatro años, donde por lo general se registran avances de malezas gramíneas genera un ambiente propicio para la acumulación de las fracciones de CO más jóvenes, esto principalmente dato por una mejora en los aportes y en una disminución de la degradación.

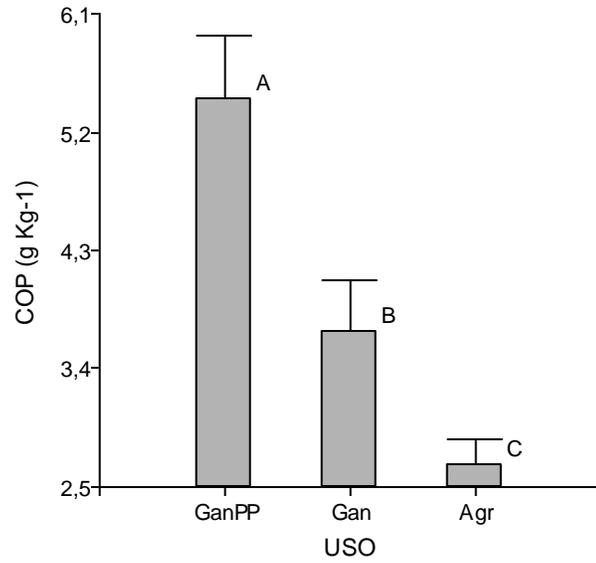


Figura 30. Contenido de carbono orgánico particulado (COP) en suelo de 0-10 cm de profundidad con uso Agrícola (Agr), ganadero (Gan) y ganadero con pasturas permanentes (GanPP).

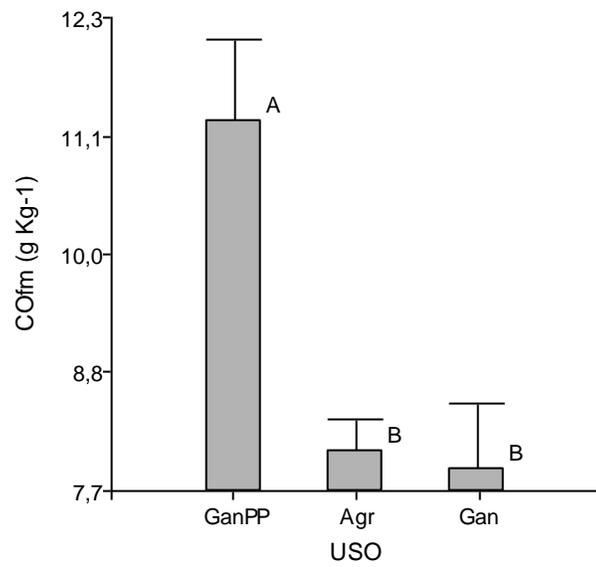


Figura 31. Contenido de carbono unido a la fracción mineral (COfm) en suelo de 0-10 cm de profundidad con uso Agrícola (Agr), ganadero (Gan) y ganadero con pasturas permanentes (GanPP).

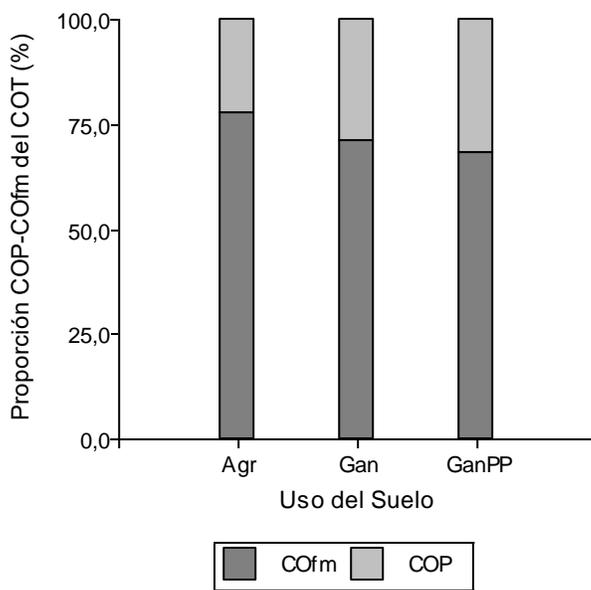


Figura 32. Relación (% de las Mg Ha⁻¹) de carbono orgánico particulado (COP) y de carbono orgánico unido a la fracción mineral (CO_{fm}) con el COT en el suelo de 0-10 cm de profundidad con uso Agrícola (Agr), Ganadero (Gan) y Ganadero con pasturas permanentes (GanPP)

Cuando se evaluó la proporción que representa el COP en relación al COT se puede observar que con el uso Agr el COP representó un 22,0 % (3,5 Mg ha⁻¹ COP / 16,6 Mg ha⁻¹ COT), en el suelo Gan el COP representó un 28,7 % (5,1 Mg ha⁻¹ COP / 17,6 Mg Ha⁻¹ COT) y GanPP el COP representó un 31,5 % (7,3 Mg ha⁻¹ COP / 23,06 Mg ha⁻¹ COT) (Figura 32). Lo encontrado concuerda con lo planteado por Hassink, (1997) que indica que los suelos con uso agrícola contienen menos materia orgánica que los suelos de pastizales adyacentes, pero la cantidad de carbono orgánico asociado con la arcilla más el limo (p. ej. 2 a 20 µm de diámetro) pueden ser similares. Más del 80% del carbono orgánico en suelos templados se puede asociar con partículas organominerales de diámetros <20 µm (Christensen, 1996).

Una vez que la arcilla más el limo es saturado con materia orgánica, se encontraría materia orgánica adicional principalmente en la fracción de materia macroorgánica del tamaño de la arena. Por lo tanto, pastizales y suelos forestales que pueden contener concentraciones relativamente altas de materia orgánica generalmente tienen más materia orgánica del tamaño de la arena que los suelos arables (Carter et al., 1998). En suelos con bajas concentraciones de CO relacionadas a la fracción de arena, > 90% de la materia orgánica del suelo se puede encontrar en la arcilla más partículas de limo (Christensen, 1996). Así, el CO unido al limo+arcilla puede ser una medida inherente de la capacidad de

cualquier tipo de suelo para almacenar materia orgánica (Hassink, 1997), proporcionando una medida básica de CO agregado.

Fraccionamiento Químico - Extracción Alcalina de CO

Teniendo en cuenta lo propuesto por Tisdall y Oades (1982) en relación la interacción de la MO y la formación de estructura del suelo, los agentes agregantes que forman la fracción organomineral en el suelo y van a integrar la fracción de micro agregados son más resistentes a la degradación que los otros componentes orgánicos. Esto no es debido a su naturaleza química sino porque al estar asociados con la fase mineral, se sitúan en compartimentos muy poco accesibles al ataque biológico y/o químico, quedando protegidos y haciendo que la biodegradación se haga más lenta. Los contenidos de CO_{fm} entre Agr y Gan no fueron diferentes significativamente, pero para poder indagar dentro del comportamiento de la fracción de CO unido a la fracción mineral se realizó una extracción alcalina que puede explicar el pool de CO más estabilizado mediante las sustancias húmicas. El fraccionamiento físico de la MO por tamaño de partículas describe mediante el CO_{fm} en parte este compartimiento en el suelo, existiendo una correlación significativa entre las sustancias húmicas (SH) y el CO_{fm} (Figura 33).

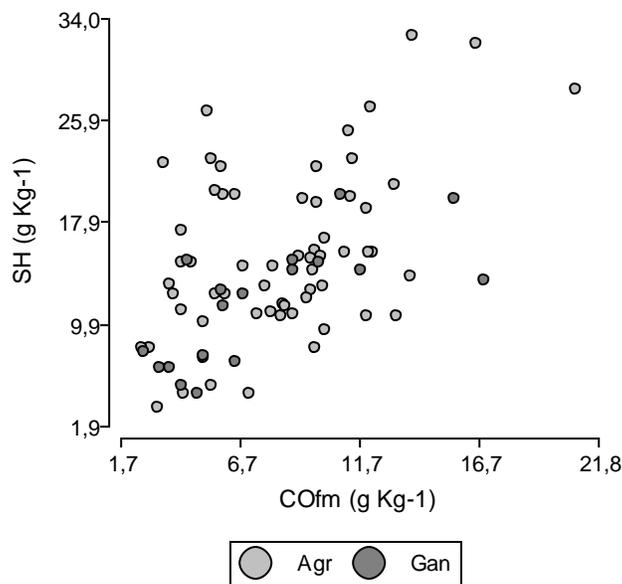


Figura 33. Sustancias Húmicas (SH) y Carbono orgánico unido a la fracción mineral (CO_{fm}) en suelo de 0– 10 cm de profundidad en uso agrícola (Agr) y ganadero (Gan).

El contenido de sustancias húmicas obtenidas mediante extracción alcalina no presentó una diferencia significativa entre usos del suelo. Esto indica que proporcionalmente el suelo el uso Agr no modificó la concentración en la fracción de CO humificada (Figura 34). El fraccionamiento químico mediante extracción alcalina demuestra ser una herramienta complementaria de mayor sensibilidad en la cuantificación de CO_{fm}.

Con la actividad agrícola se degradan todas las fracciones de CO, si los microorganismos del suelo pueden acceder al mismo, pudiendo degradarlo relativamente rápidamente casi independientemente de su estructura molecular (Kleber 2010; Schmidt et al. 2011), marginando el concepto de recalcitrancia como control en todos los casos excepto en los más extremos (von Lützow et al. 2010), lo que concentra las fracciones unidas a la fracción mineral en detrimento de las fracciones de materia orgánica particulada.

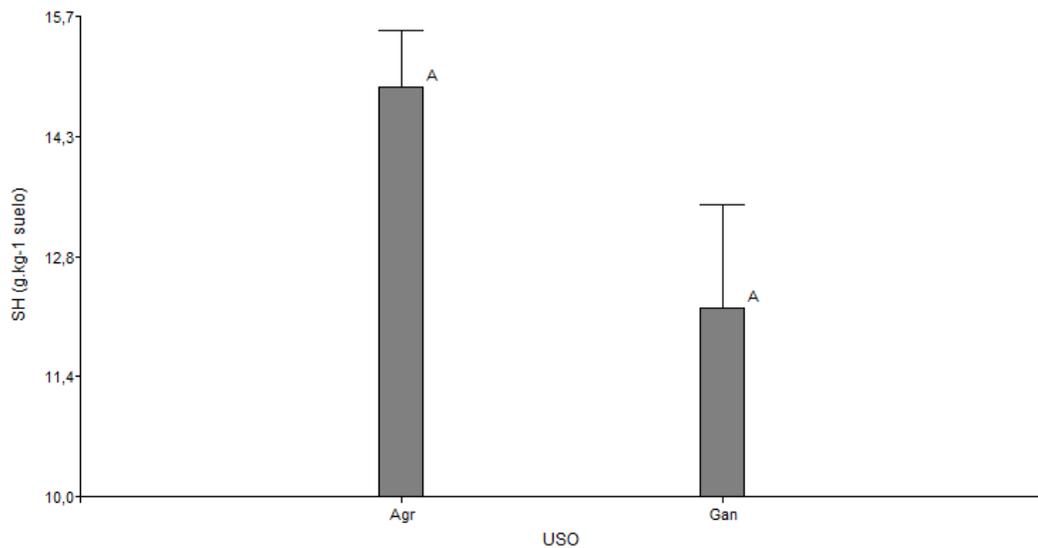


Figura 34. Sustancias Húmicas (SH) en suelo de 0 – 10 cm de profundidad en uso agrícola (Agr) y ganadero (Gan).

Índice de Estabilidad Estructural

El índice de estabilidad estructural (IEE) es un indicador cuyo uso es destacado en ambientes donde los suelos presentan bajos porcentajes de las fracciones finas,

principalmente la arcilla y donde el componente orgánico adquiere mayor importancia en la estructuración.

Como se expresará anteriormente el contenido de carbono orgánico óptimo está íntimamente asociado a la fracción de materiales finos del suelo, es por ello que resulta adecuado el uso del índice propuesto por Pieri et al. (1995) que relaciona la materia orgánica con el contenido de limo y arcilla del suelo. Teniendo en cuenta el contenido de MO, los valores de IEE >9 indican una estructura estable, entre 9-7 indican bajo riesgo de degradación estructural, entre 7-5 indican alto riesgo de degradación, y valores del IEE ≤ 5 indican suelos estructuralmente degradados. En la Región Semiárida Pampeana, valores promedio de 3,6 se han obtenido para suelos agrícolas mientras que valores de 7,5 se encontraron en ambientes naturales (Quiroga et al., 2006).

Para el obtener el índice de estabilidad estructural se utilizó la información de CO y si se tiene en cuenta que el CO es aproximadamente el 58% de la MO (Nelson y Sommers, 1996), los valores del IEE de referencia como 5-4 indican bajo riesgo de degradación estructural, entre 5-2,8 alto riesgo de degradación, y valores del IEE $\leq 2,8$ indican suelos estructuralmente degradados.

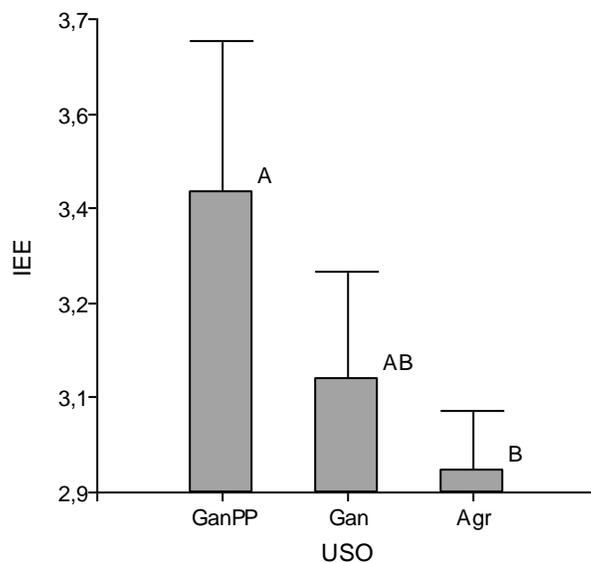


Figura 35. Índice de estabilidad estructural (COT/Arc+Lim) en suelos de 0-20 cm profundidad con uso agrícola (Agr), ganadero (Gan) y ganadero pastura permanente (GAnPP).

Se observó que la influencia de los usos de los suelos evaluados sobre el IEE fue significativa ($p < 0,05$), El uso GanPP (3,43) se diferenció significativamente del uso Agr (2,92) en el IEE, mientras que el uso Gan presento valores de IEE intermedio (3,15). Si se tiene en cuenta los valores propuestos por Pieri et al. (1995) los suelos con uso GanPP se encontrarían en una situación de bajo riesgo estructural, el uso Gan se encontraría en el límite inferior del rango de bajo riesgo estructural y susceptible a la degradación, mientras que el uso Agr en función de los valores de CO se encontraría en un valor umbral a partir del cual un suelo se torna en una condición de degradación (Figura 35).

Para las distintas unidades ambientales homogéneas comprendidas en el estudio, independiente del uso, se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$), siendo el IEE en el ambiente medanoso mayor y diferente a los ambientes plano y ondulado, a pesar que los valores de COT son menores en forma absoluta (Tabla 6). Como ya se planteó con antelación este ambiente del área de la cuenca del Río Cuarto y arroyos menores tienen una historia más reciente en el ingreso de la agricultura de alta producción en relación a los otros ambientes. Esta mejor situación en el IEE del ambiente medanoso es una información importante, pero que llama a la reflexión ya que, si este ambiente se mantiene en una agricultura permanente sin ingreso de praderas, en las rotaciones, lo condiciona estructuralmente, ya que de los tres ambientes es el de menor resiliencia y el que tiene menos posibilidades de que el CO se mantenga protegido debido a los bajos contenidos de arcilla que ayude a formar complejos órgano-minerales.

Tabla 6. Índice de estabilidad estructural (IEE) determinado con carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico particulado (COP) para las distintas unidades ambientales homogéneas estudiadas.

Unid. Ambiental	COT (%)	IEE (COT)	IEES (COP)
Medanosa	0,94 c	3,97 a	1,10 a
Plana	1,31 b	3,01 b	0,69 b
Ondulada	1,57 a	2,97 b	0,53 b

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Lo encontrado concuerda con Sanford (2014), que estudiando el potencial secuestro el carbono en sitios de investigación agrícola a largo plazo en diversos agroecosistemas, evaluó las existencias de CO en el suelo e identificó que con la agricultura de cultivos anuales

se perdió una significativa cantidad de CO comparado con sistemas de praderas perennes; los sistemas implantados con forraje se encuentran en una situación intermedia, con pérdidas de CO del suelo pero no en las cantidades que lo hacían los sistemas agrícolas, concluyendo que no es posible estabilizar y acumular CO en los molisoles de textura fina del centro norte de EE. UU., incluso bajo las mejores prácticas de manejo agrícola, sin la inclusión de gramíneas perennes.

Actividad biológica global

Se ha sugerido que la MO orgánica total del suelo puede no ser un buen indicador de la calidad del suelo (Carter et al., 1999), particularmente en la medida en que el stock total está conformado por fracciones estabilizadas física y químicamente, como se pudo comprobar con el CO₂ y las SH descritas anteriormente. El carbono de la biomasa microbiana representa uno de los depósitos más lábiles y hace una contribución fundamental a los flujos de nutrientes, MO en la rotación y estabilidad estructural de los agregados del suelo. La biomasa también es altamente sensible en períodos cortos a los cambios en la gestión productiva del suelo. La medición de este grupo puede proporcionar una advertencia anticipada en los cambios en la fracción total de materia orgánica (Powlson et al., 1987).

Tabla 7. Actividad Biológica global del suelo (0-10 cm profundidad) para usos Agrícola (Agr.) Ganadero (Gan.) y Ganadero pastura permanente (GanPP).

Uso	ABG			pH
	0-7 días	7-14 días	Total	
	(gr CO ₂ Kg ⁻¹ de suelo)			
GanPP	77,3 a	42,6 a	116,4 a	6,39 a
Gan	66,4 a	35,9 a	103,5 a	6,25 a
Agr	47,5 b	26,2 b	72,5 b	6,28 a

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

La respiración del suelo, medida a través de la actividad biológica global (ABG), fue diferente de acuerdo al tipo de uso del suelo. La evaluación de la ABG se realizó en condiciones controladas de temperatura y humedad existiendo un tercer parámetro a tener en cuenta, el pH del suelo, ya que puede condicionar la evolución de microorganismos,

afectando la comparación entre los usos del suelo. Cuando se evaluó el pH entre las situaciones todos los suelos eran levemente ácidos, no existiendo diferencias significativas por efecto del uso.

La ABG en el uso Agr fue menor comparada con Gan y GanPP tanto en el acumulado como en la determinación de CO_2 tanto en los primeros 7 días y como en los segundos 7 días, no evidenciando un pulso de actividad de microorganismos en los primeros momentos en que se dieron las condiciones óptimas para que esto sucediera, el mayor contenido de CO brindó más sustrato para respirar a lo largo del todo el ensayo. La respiración en GanPP y Gan fue en promedio 1,5 veces mayor que en Agr (Tabla 7).

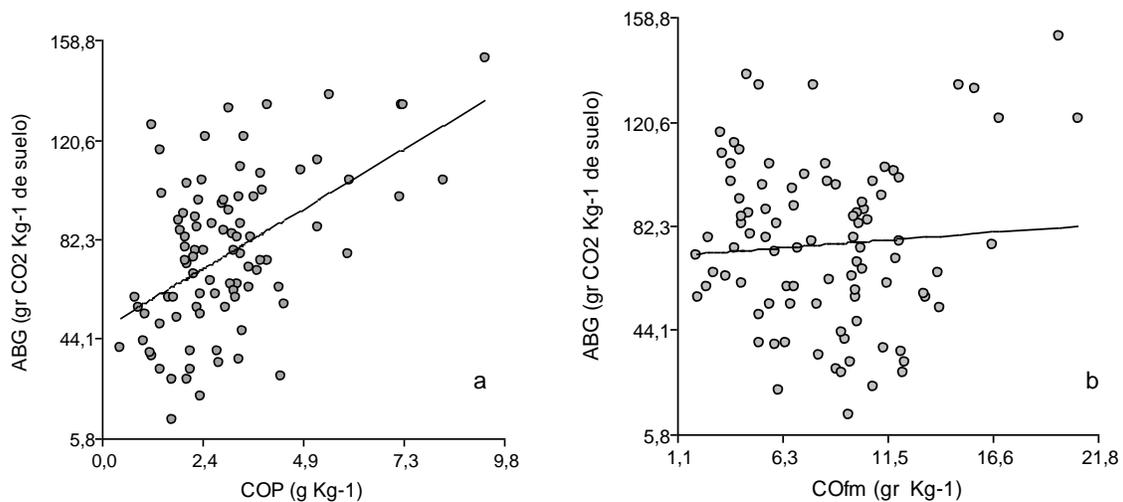


Figura 36. Relación entre Actividad Biológica global del suelo (0-10 cm profundidad) en relación a carbono orgánico particulado (COP) (a) y carbono orgánico unido a fracción mineral COfm (b).

Cuando se comparó la relación de ABG con las fracciones de CO se pudo observar que para la fracción COfm no se encontró relación entre estas variables, mientras que la regresión entre ABG y COP fue significativa, indicando que el desarrollo de microorganismos es más dependiente de los compuestos orgánicos jóvenes, de más fácil acceso para ser atacados, que los compuestos unidos a la fracción mineral. A pesar de que la variable COP explica un bajo porcentaje de la variación de la ABG, hay una relación positiva, mientras que con la fracción COfm no existe correlación (Figura 35).

La respuesta significativa de ABG para GanPP y Gan en parte se explica por una mayor disponibilidad de COP, pero que el ajuste sea bajo puede ser debido a una mejora en

compuestos carbonados simples como hidratos de carbono (información no medida) que citan distintos autores Bongiovanni y Lobartini (2006) y que son los primeros compuestos en generarse en procesos de menor disturbio de los suelos como puede ser en Gan.

La mayor ABG asociada al CO del suelo indica un mayor potencial productivo y se relaciona con lo planteado por Janzen (2006) como "una aparente paradoja" porque " para construir CO, es necesario disminuir la respiración" para promover al suelo como un sumidero de CO.

Si es necesario promover la actividad productiva mediante la actividad microbiana se verán afectados los niveles de CO orgánico del suelo; ya que si queremos almacenar más CO en el suelo debemos disminuir la actividad microbiana. Entonces, para cualquier uso del suelo y lapso de tiempo, tenemos que elegir entre un: aumento del CO del suelo o una mayor respiración".

Entonces, el dilema enunciado por Janzen (2006), plantea una disyuntiva entre la necesidad de secuestrar CO para contribuir con los efectos de cambio climático y para mejorar la calidad del suelo-ambiente, desarrollando técnicas y usos más sostenible mediante prácticas de ordenamiento territorial. Las estimaciones globales de pérdida de C de la agricultura proporcionan un nivel de referencia para el secuestro de CO que podría lograrse mediante un mejor manejo del suelo.

Si bien la productividad del ecosistema y la mineralización de la materia orgánica del suelo dependen en gran medida de los factores ambientales, el clima, el tipo de suelo y la gestión del uso de la tierra, tienen un efecto directo sobre el potencial de secuestro de carbono. La cantidad de CO que se puede almacenar en el suelo está determinada por el equilibrio de la entrada de CO de las plantas y residuos animales y mineralización de la materia orgánica del suelo. A pesar que usos como GanPP no aumentan la productividad primaria neta anual comparado con Agr se puede llegar a un equilibrio entre los aportes y la tasa de respiración heterótrofos.

En los sistemas de cultivos Agr, la entrada de CO al suelo está determinada por la producción primaria neta y la fracción de residuos que quedan en el campo, mientras que la pérdida de C está determinada por descomposición y pérdida por erosión. Las prácticas de uso y manejo para el secuestro de CO deben enfocarse en los insumos y productos de CO, aumentar el contenido de CO del suelo significa aumentar la entrada y disminuir la salida o una combinación de los dos a través de una mejora administración.

Por lo tanto, el dilema puede superarse aumentando la cantidad de CO que ingresa en el suelo en la situación Agr, suelos que se encuentran empobrecidos en CO en relación con su condición nativa o de baja perturbación como puede ser GanPP, siendo el aumento de las entradas de CO la vía principal para aumentar el CO almacenado en el suelo (Grego y Lagomarsino, 2008)

Las características de relativa estabilidad a la permanencia del CO del suelo lo hacen muy susceptible a los cambios de uso de la tierra o el manejo diferente del suelo lo que determinan su rápida pérdida. Se sabe que la acumulación de C en el suelo requiere tierras de uso estables y el beneficio de una labranza reducida se pierde cuando el suelo se somete nuevamente a labranzas cada 3-4 años. Muchos autores sugieren que la gestión de la tierra debe ser permanente para permitir que CO se acumule. (Moukanni et al., 2022)

Influencia del CO en las propiedades hídricas del suelo

El aumento de MO generalmente produce un suelo con mayor capacidad de retención de agua y conductividad, en gran parte como resultado de su influencia en la agregación del suelo y la distribución del espacio poroso asociado (Hudson, 1994).

La relación entre la retención de agua del suelo y el contenido de carbono orgánico se ve afectada por proporciones de componentes de textura. Contenido de agua almacenada a altas tensiones, como .1500 kPa, está determinado en gran parte por la textura, por lo que hay una influencia mínima por agregación y MO. Los efectos de los cambios de MO para mayores contenidos de humedad varían con la textura del suelo, particularmente la arcilla. Los efectos de MO son similares a los de la arcilla, por lo que las texturas con alto contenido de arcilla enmascaran los efectos del aumento de MO (Rawls et al., 2003).

La retención de agua del suelo a -33 kPa se ve más afectada por el carbono orgánico que la retención de agua a 1500 kPa. La retención de agua de suelos con textura medias a gruesas es sustancialmente más sensible a la cantidad de carbono orgánico en comparación con suelos de textura fina.

Los informes sobre el efecto de los cambios en la materia orgánica del suelo sobre la retención de agua del suelo han sido motivo de discusión de diferentes autores. Rawls et al. (1982) y Rawls (1983) encontraron útil incluir el contenido de CO en ecuaciones de

edafotransferencia para -33 y -1500 kPa. Bell y van Keulen (1995) y Calhoun et al. (1973) indican que el uso de contenido de MO mejoró las ecuaciones de edafotransferencia a -33 kPa, pero no a -1500 kPa. Bauer y Black (1981) encontraron que el efecto del carbono orgánico sobre la retención de agua en muestras perturbadas, fue sustancial en suelo arenoso y marginal en textura media y fina de suelos. De Jong (1983) experimentó con muestras de suelo alterado y encontró que el aumento en el contenido de MO significó un mayor contenido de agua en todos los potenciales hídricos.

Saxton y Rawls (2006) concluyeron que el efecto de los cambios en el contenido de CO sobre la retención de agua del suelo depende de la proporción de componentes texturales y que un aumento en el contenido de carbono conduce a un aumento en el agua. También afirmaron que las ecuaciones por ellos desarrolladas en Soil Water Characteristic se pueden utilizar para evaluar el efecto del CO del suelo sobre las propiedades hidráulicas del suelo.

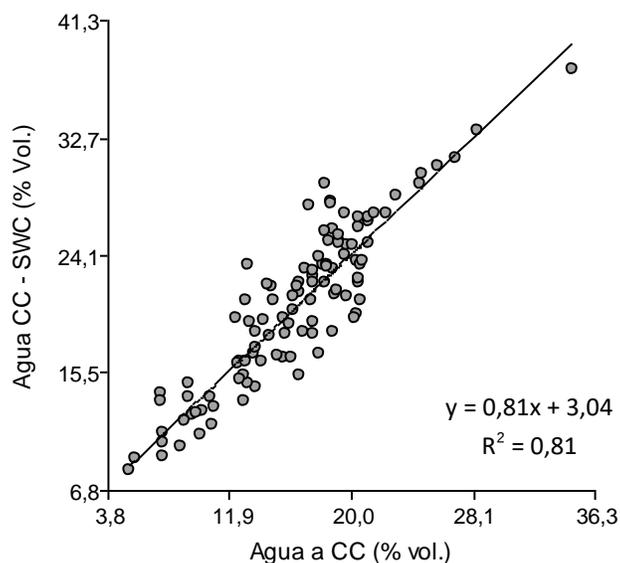


Figura 37. Contenido de agua almacenada a capacidad de campo (CC) medida en relación a al contenido de agua a capacidad de campo, determinada mediante el modelo Soil Water Characteristics (SWC).

Cuando se probaron los valores de agua a capacidad de campo, 0,33B, (CC) resultantes del uso del modelo Soil Water Characteristics en relación a la CC medida con las ollas de Richards, se pudo observar un muy buen ajuste de lo predicho por el modelo, que usando ecuaciones de edafotransferencia utilizó la información como textura y contenido de

CO y densidad aparente. Este ajuste significativo permite utilizar el modelo para poder evaluar el efecto de las modificaciones en propiedades hídricas estáticas y dinámicas del suelo (Figura 37).

Los niveles de CO en el suelo tienen un efecto positivo sobre el agua útil (0,33 B – 15 B), la correlación entre estas dos variables fue significativa ($p < 0,05$), pero explica un bajo porcentaje ($R^2: 0,37$) del almacenaje, esto debido a que a succiones mayores, el almacenaje está definido principalmente por la textura (Figura 38).

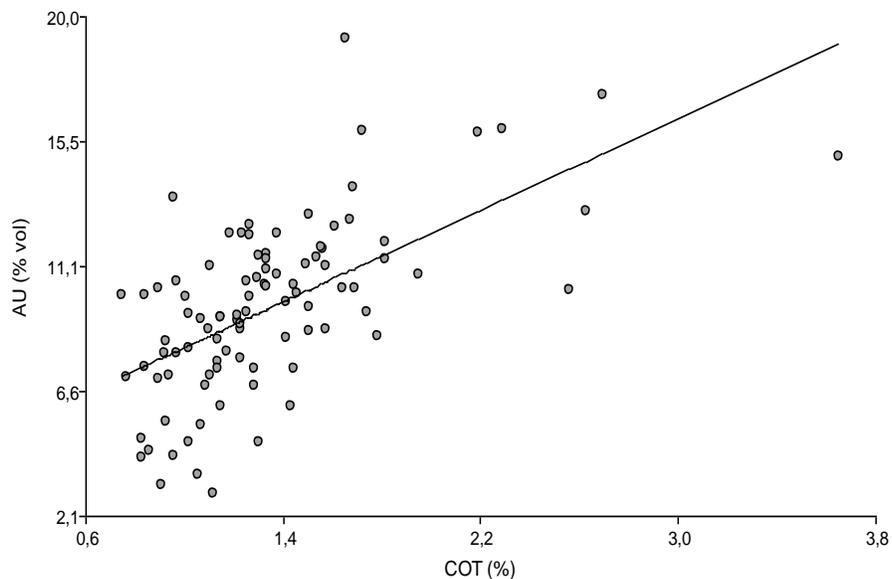


Figura 38. Agua útil almacenada entre -0,33B y -15B (AU) en relación al carbono orgánico total del suelo (COT).

En caso del almacenaje de agua a saturación (0 B) con gran influencia de macroporos definidos en gran medida por la estructura, el COT asociado a la textura del suelo explica en gran medida ese almacenaje. Esta propiedad que le brinda el CO al suelo es de gran importancia, ya que si el suelo cuenta con una buena proporción de estos macroporos se mejoran funciones que regulan la entrada del agua al suelo (Figura 39).

Cuando esta capacidad a saturación se quiere explicar solo con la textura (Figura 40), se puede observar que el ajuste es más bajo que si se explica con el COT propiedad que está asociada a la textura, como ya se explicó anteriormente. Esta comparación entre las

dos funciones obtenidas muestra la relevancia de contar en estos suelos, francos a francos arenosos, con niveles de COT que favorezcan la estructuración del suelo.

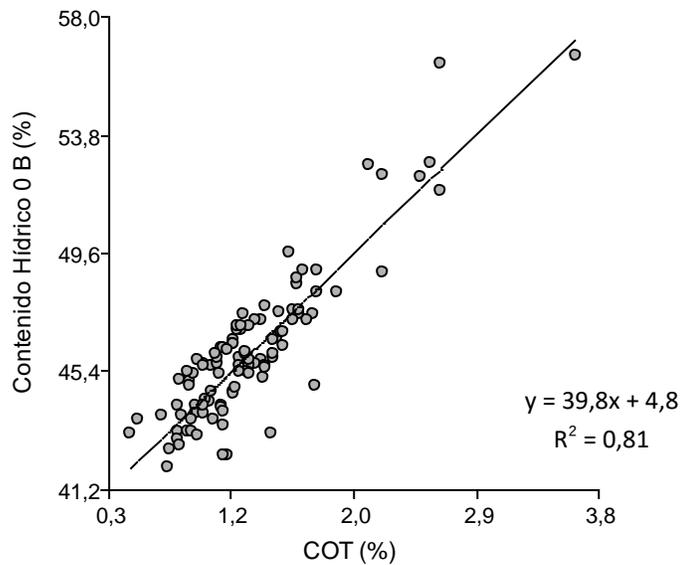


Figura 39. Contenido hídrico almacenado en el suelo a saturación (0 Bar) en relación al carbono orgánico total del suelo (COT).

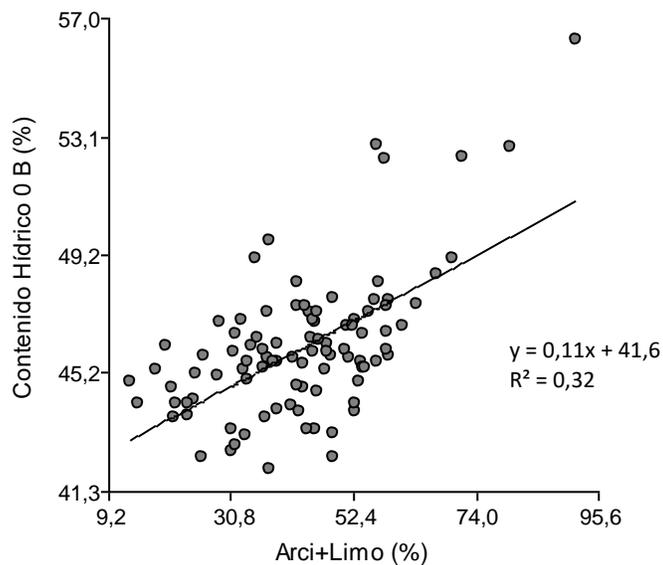


Figura 40. Contenido hídrico almacenado en el suelo a 0B en relación a arcilla + limo.

Cuando se relacionó la conductividad hidráulica a saturación (K_s) del suelo, calculada con SWC incluyendo todos los usos de suelo, con el contenido de COT sobre el contenido de Arc+Limo la correlación fue significativa, aunque con un bajo ajuste, explicando el 57% de la conductividad. Para poder aislar solo el efecto del COT se lo dividió por la textura, debido a que los flujos de agua están fuertemente condicionados por la textura y así poder ver la contribución del COT en la formación y continuidad de poros (Figura 41).

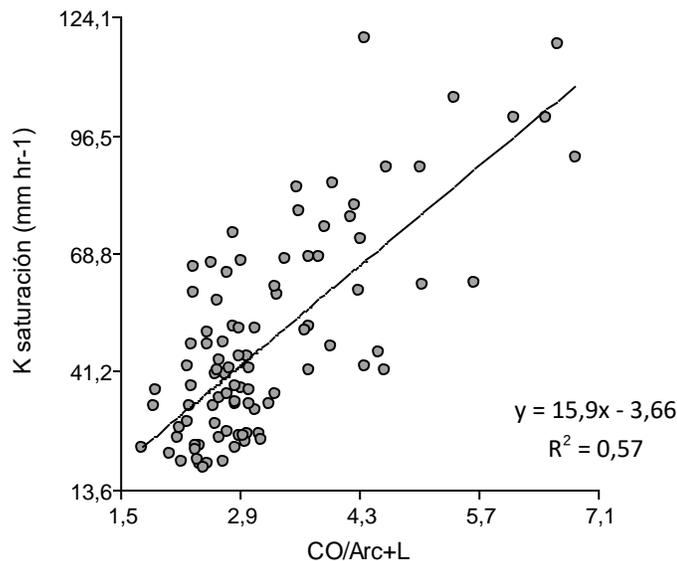


Figura 41. Conductividad hidráulica a saturación (K) en relación al CO/ arcilla + limo

Dexter (2004) explica que la conductividad hidráulica saturada del suelo es dependiente de características y variaciones macroestructurales y de bioporos, especialmente en su conectividad. Estas características definidas por Dexter (2004) tienen participación del CO del suelo aportando, sobre todo en las texturas de los suelos que comprenden la zona estudiada.

Loveland y Webb (2003) estudiando niveles críticos de carbono orgánico del suelo concluyó que no existen valores por debajo de los cuales la estructura del suelo colapsa repentinamente. Sin embargo, hay una gran cantidad de literatura que muestra que las disminuciones en el contenido de carbono orgánico están asociadas con condiciones físicas del suelo cada vez más adversas que afectan los flujos internos de agua.

Cuando se utilizaron las ecuaciones de edafotransferencia para estudiar propiedades hídricas y se las relaciona con los usos del suelo estudiados se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) tanto para el almacenamiento de agua a saturación (Figura 42 a) como en la conductividad hidráulica a saturación (K_s) (Figura 42 b). El almacenaje de agua fue mayor en GanPP en promedio un 5% mayor que con el uso Agr, teniendo esto una gran importancia ya que el almacenaje a 0B define la porosidad total del suelo, lo que muestra que el uso agrícola con menor CO tiene una degradación de la estructura, sobre todo en la definición de macroporos. Cuando se evaluó la K_s en función del uso, se encontró que el uso Gan tuvo una K_s un 20% mayor que en el uso agrícola, siendo la diferencia significativa. En el caso del uso GanPP tuvo un comportamiento intermedio y registró una diferencia del 15% en la K_s .

El aumento del CO del suelo y la formación de agregados del suelo pueden aumentar el almacenamiento de agua pudiendo mitigar la variabilidad del clima al conservar el agua y disminuir los efectos de la sequía en la producción de cultivos, además de proporcionar buena protección de la función del suelo al reducir la erosión del suelo y aumentar la recarga de agua (Guzman y Al-Kaisi, 2011; Weil y Brady, 2017).

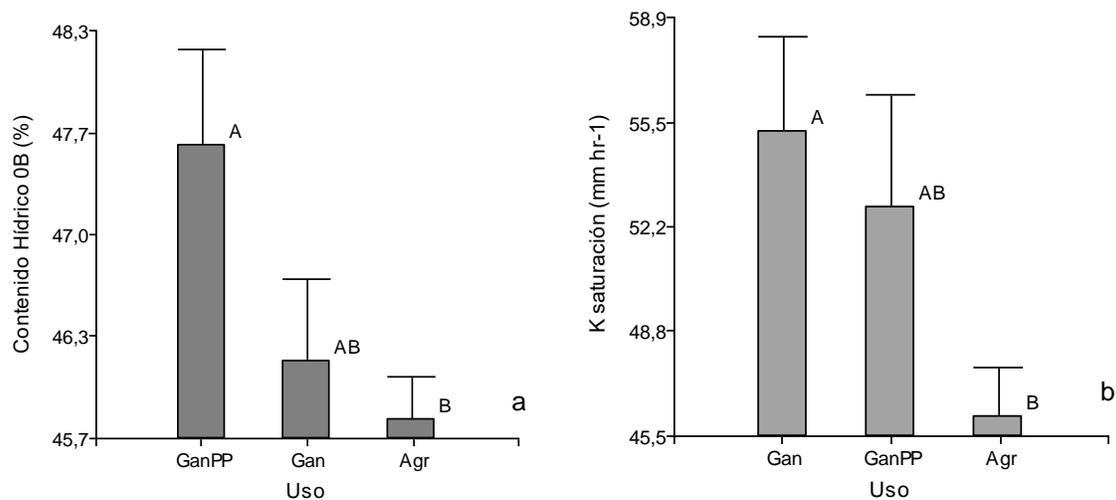


Figura 42. Contenido hídrico almacenado en el suelo a 0B (a) y conductividad hidráulica a saturación (K_s) en función de lo uso ganadero pastura permanente (GanPP), ganadero (Gan) y agricultura (Agr).

El carbono en el suelo consolida la resiliencia de los sistemas de cultivo frente al exceso

de agua y a la escasez de agua, al mismo tiempo que la biodiversidad aumenta la resiliencia frente al cambio de las condiciones medioambientales y al estrés. Por lo tanto, refuerza la capacidad de hacer frente a las crisis climáticas (adaptación climática) (FAO, 2011).

Análisis de Componentes Principales

En el análisis de componentes (ACP) realizado, las observaciones son los usos del suelo representados por los puntos verdes y las variables Carbono Orgánico Total (COT), Carbono orgánico particulado (COP), Carbono orgánico en la fracción mineral (CO_{fm}), pH, Índice de estabilidad estructural (IEE), Actividad biológica global (ABG), Agua almacenada a saturación (H₂O_{sat}), Conductividad hidráulica a saturación (K_s) y % de Arcilla + Limo (Arci+Limo) están representadas por vectores.

Para este análisis se seleccionaron, los dos primeros componentes principales que explicaron la variabilidad total de los datos (Figura 43). El Componente Principal 1 (CP1) explicó el 70.8 % y el Componente Principal 2 (CP2) aportó el 29,2 %.

En general se observa una clara separación del uso GanPP hacia la derecha del gráfico, estando relacionado con la mayoría de las variables. Hacia el otro extremo del CP1 se encuentra Agr no teniendo ninguna asociación fuerte con las variables analizadas, encontrándose el uso Gan en una situación intermedia entre GanPP y Agr. Por otro lado, en base al CP2 se separó el uso Gan del Agr. El uso GanPP puede ser explicado por su cercanía por las variables IEE y COP. Tanto COP tiene una fuerte relación con ABG, al igual que COP tiene una buena relación con K_s a diferencia con CO_{fm} por el ángulo generado entre los vectores las variables se encuentran en una situación intermedia. La variable Arci+Limo tiene, por su cercanía, una mayor asociación con CO_{fm} que con COP que forma un ángulo cercano a 90°. La variable K_s presenta una fuerte asociación, pero negativa, con Arci+Limo.

Lo encontrado concuerda con O'Mara (2012) que concluye que los pastizales son un almacén muy importante de carbono, con más carbono almacenado en los pastizales globales que en bosques globales, y además continúan secuestrando carbono.

Existe un potencial considerable para aumentar esto aún más a través de la gestión de las tierras de pastoreo (por ejemplo, a través de la gestión e intensidad de pastoreo, mejora de la productividad, etc.) y la restauración de pastizales degradados.

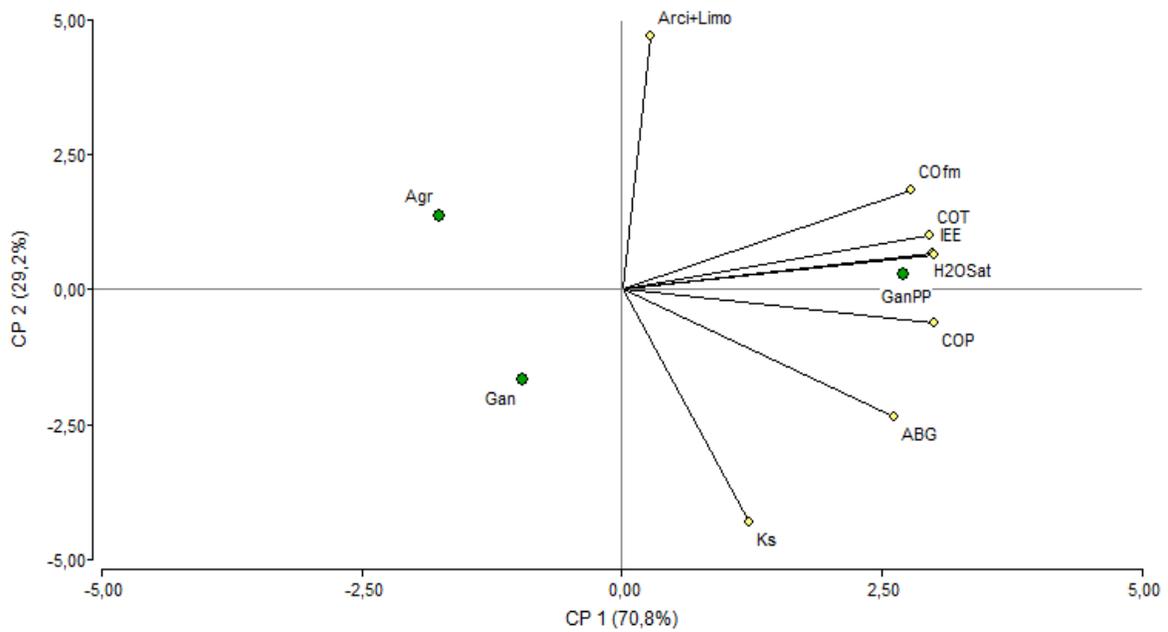


Figura 43. Ordenamiento en base a un Análisis de Componentes Principales con todas las variables evaluadas en relación al uso Ganadero pastura permanente (GanPP), Ganadero (Gan) y Agrícola (Agr).

CAPITULO III

Carbono orgánico en un Hapludol típico en una rotación agrícola bajo tres sistemas de labranza

Establecimiento de un modelo descriptivo simple de balance de carbono

INTRODUCCIÓN

Presentación, fundamentación e importancia del trabajo

El suelo es uno de los ecosistemas más complejos y diversos que existe en la naturaleza. Es un ambiente que combina las fases sólida, líquida y gaseosa, formando una matriz tridimensional (Zerbino y Altier, 2006). Su intenso uso bajo sistemas agrícolas, la ausencia de rotaciones con cultivos que hagan aportes voluminosos de materia orgánica (MO) y el excesivo laboreo para la preparación de la cama de siembra, son factores que determinan el aumento de las pérdidas de suelo por erosión y/o degradación de sus propiedades físico-químicas (Casas, 2005).

En los sistemas de producción de la región central de Córdoba, durante los últimos treinta años, fueron ocurriendo importantes cambios en el uso de la tierra que incluyeron un avance de la agricultura sobre áreas ocupadas por la ganadería. Este proceso se caracterizó por un creciente predominio de la soja en reemplazo de otros cultivos como sorgo, maíz, girasol y maní, que inicialmente se cultivaban con sistemas convencionales de labranza, caracterizados por la remoción del suelo y la escasa o nula permanencia de rastrojo en superficie. Hacia fines de la década de los 80, los sistemas fueron evolucionando hacia los llamados conservacionistas, dentro de los cuales el sistema de siembra directa es actualmente el de mayor adopción en la región ya que contribuye a aumentar los rendimientos de los cultivos, porque mejora la condición hídrica del suelo, como así también genera importantes aportes de carbono de la biomasa vegetal que incrementan el stock de carbono del suelo (Basanta y Alvarez, 2015).

El hombre, con su intervención de los agroecosistemas provoca, a veces de manera muy importante, la pérdida de MO del suelo (Cisneros et al., 2007). Este componente es de vital importancia para proveer energía, sustrato y la diversidad biológica necesaria para el mantenimiento de las numerosas funciones del suelo (Galantini *et al.*, 2004), además de ser una fuente de nutrientes, facilitar la agregación

y la estabilidad estructural (Bongiovanni *et al.*, 2000). La disminución de la MO, inicialmente aumenta la productividad por la liberación de los nutrientes contenidos en ella, pero tiene efectos adversos cuando los niveles disminuyen, pudiendo alcanzar niveles críticos (Galantini *et al.*, 2004).

La MO representa un sistema complejo de sustancias, cuya dinámica es gobernada por el aporte de residuos orgánicos de diversa naturaleza y por la transformación continua a través de factores biológicos, químicos y físicos (Galantini *et al.*, 2005). Es el resultado del balance entre la mineralización, que aumenta con los laboreos, y el aporte de carbono al sistema a través de los rastrojos y raíces de los cultivos y restos de otros organismos. Este aporte varía en volumen y calidad según los cultivos y las prácticas de manejo, especialmente aquellas que permiten incrementar la producción de biomasa (Studdert y Echeverría, 2000).

Duval y Radu (2018) indican que el carbono orgánico del suelo (COS) es un conjunto complejo de depósitos y para comprender su dinámica es necesario saber cuáles de estos depósitos son sensibles a las condiciones edáficas y climáticas o las prácticas agrícolas, o ambas.

El contenido de carbono orgánico total (COT) en los sistemas agrícolas cambia lentamente a través del tiempo, producto del clima, el uso y manejo, y es un indicador biológico de calidad del suelo (Prados *et al.*, 2008). Cuando se elimina la vegetación original de un ecosistema y se inicia un cultivo, el contenido de MO del suelo decrece. La disminución es más rápida durante los primeros años y luego se hace más lenta tendiendo a un equilibrio. Este equilibrio significa que los niveles de MO se mantienen constantes en el tiempo. Si las condiciones de manejo cambian, el balance es disturbado y las pérdidas pueden exceder a las ganancias o viceversa (Álvarez y Steinbach, 2006).

La separación del CO en fracciones físicas de diferente tamaño y estabilidad es de importancia para el estudio de la fertilidad del suelo. Varias fracciones han sido definidas dependiendo de la severidad del tratamiento de separación empleado, y su proporción varía en función del uso de la tierra, vegetación y otros factores como clima, tipo de suelo y actividad microbiana que afectan el balance entre el ingreso de residuos vegetales y su descomposición (Christensen, 2001). Estas fracciones, según explican Cambardella y Elliot (1992), tienen diferentes velocidades de ciclado y esto se debe el grado de protección física del carbono orgánico (CO) dentro de micro-agregados como también a la protección química desde los procesos de humificación.

La fracción de CO con rápido ciclado es la que ejerce mayor aporte de nutrientes, ya que constituye la fuente más accesible de energía para la microbiota del suelo, responsable de los procesos involucrados en el ciclado de nutrientes (Whalen *et al.*, 2000). Esta fracción es la denominada materia orgánica particulada (MOP) y corresponde al carbono orgánico particulado (COP) de la fracción mineral entre 50 μm y 2 mm, la cual es sensible a los cambios inducidos por los sistemas de manejo (Cambardella y Elliot, 1992). La fracción con menor velocidad de ciclado, asociada a la fracción mineral del suelo inferior a 50 μm es la menos afectada y permanece más estable frente a diferentes prácticas agrícolas. El COP puede ser utilizado como indicador temprano de efectos producidos por las rotaciones, labranzas y fertilización (Galantini y Suñer, 2008), ya que demuestra mayor sensibilidad en el corto plazo (Prados *et al.*, 2008), y por ello es considerado un indicador rápido del efecto del manejo sobre la calidad del suelo (Janzen *et al.*, 1998).

Como se dijo anteriormente, la labranza favorece la reducción del contenido de COT como consecuencia del aumento de la mineralización, disrupción de los agregados del suelo y la mayor aireación (Sainju *et al.*, 2006).

La desprotección generada por la labranza del suelo parece afectar a todas las fracciones de CO, desde la más joven hasta la más estabilizada. La desprotección provoca un cambio drástico de las tasas de descomposición, lo que indica el alto potencial de biodegradación del ICO protegida (Balesdent *et al.*, 2000).

En este sentido, numerosos trabajos han observado que los sistemas de labranzas conservacionistas incrementan el CO del suelo respecto a los sistemas de labranza convencional (Apezteguía y Sereno, 2008; Lardone, 2009). Sin embargo, este incremento de CO en los planteos de siembra directa se concentra en los primeros centímetros del suelo (Galantini *et al.*, 2004; Álvarez y Steinbach, 2006; Sainju *et al.*, 2006), además de producirse procesos de compactación superficial debidos a la mínima remoción y tráfico continuo de elevado peso (Balbuena *et al.*, 2009). Para prevenir esta problemática, la introducción de una labor de descompactación surge como alternativa de manejo mecánico que, de acuerdo a Melero *et al.* (2011), ejerce mínimo disturbio sobre el COT acumulado.

La correcta elección de una combinación de rotaciones y labranzas puede ser una herramienta para reducir los riesgos de degradación del suelo y para maximizar la producción con el mínimo compromiso para el medio ambiente (Eiza *et al.*, 2002).

Antecedentes

La MO es un componente fundamental del suelo ya que de ella dependen muchas de sus propiedades químicas, físicas y biológicas. La variación de la fracción orgánica del suelo y la intensidad de laboreo influyen sobre dichos atributos. La labranza destruye los macroagregados por la acción física directa y produce pérdida de la estabilidad de los mismos debido a la reducción de los contenidos de MO por exposición de fracciones que se hallaban protegidas dentro de sus estructuras (Balesdent, 2000; Bongiovanni y Lobartini, 2006).

Según pudieron determinar Diosalvi *et al.* (2006), los sistemas de labranza alteran la dinámica de la MO del suelo. La labranza convencional (LC) crea condiciones para que se produzca la descomposición de los residuos de cosecha y de la MO nativa. Bajo siembra directa (SD) ocurre lo contrario, produciéndose una acumulación de la CO o una reducción de la tasa de pérdida en los primeros centímetros del perfil. Por otro lado, si bien la merma del CO es directamente proporcional a la agresividad de la labranza, depende además del retorno de carbono del suelo, ya que cuanto mayor es la cantidad de carbono devuelto, menores son sus tasas de caída.

En correspondencia con lo descripto, Minoldo *et al.* (2004), afirmaron que los cambios de corto plazo (1-5 años) inducidos por las prácticas de manejo, son difíciles de detectar debido que existe una gran cantidad de MO relativamente estable. Sin embargo, aquellas fracciones de naturaleza más dinámica, pueden reflejar rápidamente los cambios en la provisión de carbono y/o condiciones que afectan la mineralización. Estas fracciones, tales como el carbono de la biomasa microbiana y el carbono lábil o particulado, han sido propuestas como indicadores sensibles y precoces del efecto de los sistemas de producción sobre la calidad de la MO del suelo.

Estudios realizados por Eiza *et al.* (2002), demostraron que el nivel de MO en el suelo es afectado por la LC, bajo la cual se reduce significativamente al cabo de diez años consecutivos. En nuestro país, Galantini *et al.* (2007) al analizar 40 ensayos en los que se evaluó el efecto de los sistemas de labranza, encontraron que en promedio el contenido de CO de los suelos en SD era 17,2% más alto que el de los suelos en LC.

Por otra parte, Galantini *et al.* (2004), expresaron que el incremento de la producción de residuos junto con la reducción de las labranzas permite mantener y/o aumentar el nivel de CO del suelo. El efecto más notorio al disminuir las labranzas es la redistribución y estratificación del CO dentro del perfil. Con respecto al carbono

orgánico particulado (COP), la LC mostró una distribución homogénea en los primeros centímetros de suelo, como consecuencia de la incorporación y mezclado de los residuos. En la medida que el laboreo del suelo fue menor se observó una estratificación cada vez mayor del COP. Las diferencias estadísticas se localizaron en el primer centímetro, donde la SD presentó los valores más elevados. La cantidad relativa de COP aumentó en el sentido LC, labranza vertical y SD.

En otra situación, Galantini *et al.* (2012) en un Argiudol típico del partido de Tornquist (Buenos Aires), tomaron muestras de suelo a diferentes profundidades, a los 18, 24 y 25 años de mantener dos sistemas de labranza: SD y LC, y realizaron un fraccionamiento físico por tamaño de partícula. El CO en el tiempo fue estable en SD (de 49,0 a 49,7 Mg CO ha⁻¹) y decreciente en LC (de 42,8 a 40,9 Mg CO ha⁻¹). En promedio para las tres fechas de muestreo, el contenido de CO en la profundidad 0-2 cm fue 16,8% más alto en SD que en LC.

Por su parte, Eiza *et al.* (2004), realizaron una comparación entre sistemas de LC y SD y no encontraron diferencias significativas en el CO asociado a la fracción mineral y a la particulada, excepto para la profundidad de 0-5 cm en la que sí hubo diferencias en el CO de la fracción particulada. También incluyeron en sus tratamientos la rotación con pasturas y observaron que en una pastura de 3 años de antigüedad y con 3 años de agricultura previa, en los primeros 20 cm de suelo se pudieron alcanzar los valores de CO total similares a los presentes en una pastura permanente, independientemente del sistema de labranza empleado durante el periodo agrícola.

Otra práctica que influye sobre los niveles de carbono en el suelo, es la fertilización, ya que permite aumentar la producción de los cultivos, y la cantidad de residuos que retornan al suelo permitiendo mantener un balance positivo para poder mantener los contenidos de CO y reducir las tasas de pérdida (Havlin *et al.*, 1990; Studdert y Echeverría, 2000).

En una investigación de la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la Universidad Nacional de Río Cuarto, en el establecimiento "Pozo del Carril", luego de 16 años de estudios continuos del efecto de la rotación, las labranzas, el pastoreo de los rastrojos y la fertilización sobre un Hapludol típico franco arenoso muy fino, se pudo determinar que al quinto año de evaluación, el mayor contenido de carbono se observó en SD y labranza reducida no pastoreada, y el menor en LC con pastoreo (Bricchi *et al.*, 2004). La evaluación temporal de las fracciones de la MO indica que, a los ocho años de

ensayo, las labranzas conservacionistas sin pastoreo comparadas con LC, presentaron una tendencia al incremento de la fracción liviana y pesada de la MO, en la parte superficial del perfil cultural, indicando así una tendencia al mejoramiento en las primeras y a la degradación en la LC (Verri, 2004). Luego de 13 años de iniciado el ensayo Esposito et al. (2008) determinaron que el contenido de CO liviano fue superior en SD en relación con las restantes labranzas. Algo similar encontró Massobrio (2012) en un ensayo realizado en el mismo campo experimental, que la anterior cita, donde la MO estabilizada fue significativamente mayor en los sistemas de labranzas conservacionistas respecto de la LC, como así también ésta última, registró un menor contenido de MOT debido a una mayor remoción del suelo. Natali (2013) encontró similares resultados en el mismo sitio de ensayo, sistemas de labranza con mínima remoción del suelo como es el caso de la siembra directa y labranza reducida permiten incrementar los niveles de materia orgánica total y estabilizada, esencialmente en los primeros centímetros de profundidad, respecto a la labranza convencional.

Por lo antes dicho, se plantea para el presente trabajo determinar el efecto de diferentes técnicas y estrategias de manejo del suelo a través de la labranza, sobre el CO en un sistema agrícola, en una situación representativa del sudoeste de la provincia de Córdoba.

OBJETIVOS

General

Evaluar el efecto acumulado en un ensayo de larga duración de rotación agrícola pura, con distintos sistemas de labranzas sobre el contenido de CO total y sus fracciones en la capa superficial de un Hapludol típico franco arenoso muy fino del sur oeste de Córdoba.

Específicos

- Determinar el contenido de COT y de las fracciones, lábil y estabilizada, de la capa superficial de un suelo con uso agrícola durante 23 años, con manejo diferenciado correspondiente a labranza convencional, labranza reducida y siembra directa.
- Evaluar los valores de CO obtenidos y compararlos con una situación de mínimo disturbio.
- En base a los datos del presente trabajo, y los obtenidos de trabajos anteriores, mediante un modelo de dos compartimentos realizar un balance de MO del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización de área de estudio

La experiencia se desarrolló en el campo de la Docencia y Experimentación (CAMDOCEX) de la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la universidad Nacional de Río Cuarto “Pozo del Carril”, ubicado en las cercanías del paraje La Aguada, Departamento Río Cuarto ($32^{\circ}58'20''$ Sur, $64^{\circ}39'19''$ Oeste) (Figura 44). El ensayo está ubicado en la unidad ambiental de la llanura ondulada subhúmeda bien drenada (Cantero et al., 1998).

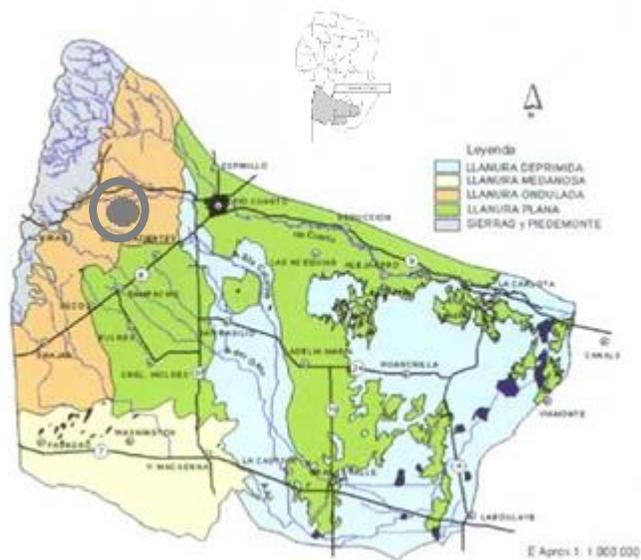


Figura 44. Área de estudio en llanura ondulada, círculo gris indica ubicación, campo Pozo del Carril, La Aguada donde se llevó adelante la experiencia. (Adaptado de Degioanni et al. 2008).



Figura 45. Vista del campo experimental campo Pozo del Carril de la U.N.R.C. En el punto se marca el ensayo de labranzas de larga duración.

El clima es templado subhúmedo, con régimen de precipitaciones Monzónico (80% de las lluvias concentradas en el período comprendido entre octubre y abril), con una precipitación media anual de 850 mm (Becerra et al., 1999). El balance hídrico presenta un déficit entre 50 y 300 mm/año de acuerdo al régimen de lluvia. Las principales adversidades climáticas son: heladas extemporáneas, granizo e intensidad de las precipitaciones.

El área bajo estudio se caracteriza por presentar un relieve muy complejo, de moderado a fuertemente ondulado, con lomadas pronunciadas, cuya longitud oscila entre los 3.000 y los 6.000 metros, con gradiente del 2% al 3%. Localmente se presentan pendientes más cortas de mayor gradiente (Becker et al., 2001). Los suelos son bien a algo excesivamente drenados, profundos (+ de 100 cm), y de elevada susceptibilidad a la erosión hídrica. El material originario está constituido principalmente por sedimentos de tipo loésicos, franco-arenosos muy finos de la Fm La Invernada (Cantú, 1992), donde predominan Hapludoles típicos de textura franco arenosa muy fina (Cantero et al., 1984).

El área de estudio está comprendida en Complejo de Series La Aguada 60% y La Invernada 40% con capacidad de uso Illec y un índice de Productividad: 46.

El paisaje de la unidad está compuesto por lomas suavemente onduladas, con gradientes entre 0,5 a 1%, modelado sobre materiales eólicos de textura franca a franco arenosa. El complejo está integrado fundamentalmente por la serie La Aguada, que se ubica en lomas y pendientes, mientras que la serie La Invernada ocupa sectores planos y concavidades. Los suelos son profundos, bien a algo excesivamente drenados con moderada a débil agregación del horizonte superior, susceptibles a la densificación en los primeros cm de suelo.



Figura 46. Detalle del área del ensayo perteneciente a la unidad ambiental Llanura ondulada.

La aptitud de estas tierras es agrícola, presentando ciertas limitaciones de uso y manejo que requieren prácticas especiales de conservación sencillas de aplicar, en especial aquellas destinadas a disminuir los riesgos de erosión hídrica, aumentar la conservación de la humedad y el mantenimiento de la estructura del horizonte superficial (Hoja 3363-19 Río Cuarto, 2019).



Figura 47. Detalle del Haplustol típico serie Rodeo Viejo, donde se lleva a cabo el ensayo de labranzas de larga duración.

El suelo en el que se llevó a cabo el ensayo es de textura franco arenosa con 12% de arcilla, 32% de limo y 54% de arena, El suelo del área de mínimo disturbio utilizada como control es de textura franca con 17% de arcilla.

Descripción de los tratamientos y diseño experimental

El programa de investigación sobre el cual se llevó a cabo este trabajo se inició en agosto de 1994. El sistema agrícola comenzó en la campaña 1994/95 con la rotación maíz-girasol, siendo reemplazado este último cultivo por soja a partir del 2003. Desde la campaña 2007/08 a la fecha, se adoptó la rotación maíz-soja.

Los tratamientos fueron tres sistemas de labranzas:

- 1) Siembra directa (SD)
- 2) Labranza reducida (LR)
- 3) Labranza convencional (LC)

Para todos los tratamientos de fertilización con nitrógeno y fosforo y se plantearon dos niveles: Fertilizado (F) y No fertilizado (NF).

Las labores mecánicas realizadas difirieron según fuera el sistema de labranza. La condición de suelo en las cuales fueron realizadas correspondía con estado friable y su antelación en el tiempo depende de las condiciones de humedad del suelo y de los objetivos perseguidos por las mismas.

En la parcela de SD no se realizó laboreo del suelo, solamente se realizó la siembra en plano con una sembradora con kit de siembra constituido por: una cuchilla de microlabranza (corta labranza), posteriormente un sistema de doble disco (abre surco sembrador y fertilizador en la línea de siembra) y luego las ruedas dentadas tapadoras del surco. Para poder realizar la fertilización al costado de la línea de siembra, se agrega un doble disco fertilizador sujeto al chasis y cuchillas de microlabranza (corta rastrojo) colocadas delante en la barra porta cuchillas.

El tratamiento de LR consistió, hasta el año 2013, en dos labores de arado cincel hasta los 20 cm de profundidad realizando un corte vertical en el suelo dejando aproximadamente el 70% de los residuos en superficie. A partir del 2010 se sustituyó esta labranza por una labor de descompactación con una herramienta para descompactar, desarrollada y patentada por la Universidad Nacional de Río Cuarto, denominada "reja cero", se caracteriza por tener forma de T invertida, el timón es recto, rígido, posee filo longitudinal y en la base presenta una rejita alada. Estas características le confieren elevada capacidad de fisuramiento de las capas densificadas con mínima remoción de la cobertura superficial (Cholaky, 2018).

En el caso de la LC se realizaba una labor de arado de reja y vertedera en el momento del barbecho, con un repaso de rastra de disco de tiro excéntrico. A partir del 2013 se sustituyó por una labor con cincel más una labor con rastra de discos antes de la siembra.

En cuanto a la fertilización, fue llevada a cabo al momento de la siembra y es ubicada en el costado y por debajo de la línea del cultivo, para todos los tratamientos con fertilizante. Para la fertilización nitrogenada, se aplica urea entre la línea del cultivo. Las dosis aplicadas son determinadas en función de los rendimientos potenciales de los cultivos y de las condiciones de suelo. La fertilización fosfatada se realizó con el objetivo de incrementar los niveles de fósforo en el suelo, es decir una dosis que cubra

los requerimientos del cultivo y permita acumular un remanente de manera de ir aumentando paulatinamente el contenido de fósforo del suelo.

El presente trabajo se realizó sobre la rotación agrícola pura con producción de maíz y soja en rotación, sobre los tratamientos fertilizados y no fertilizados, siguiendo los tres sistemas de labranza planteados: SD, LR y LC.

Los datos de CO obtenidos en los tratamientos, se contrastaron con los registrados en una situación de mínimo disturbio (MD), correspondiente a un bosque de Eucaliptus y otras especies invasoras, en donde no se registraron intervenciones antrópicas en los últimos 30 años cercano al área del ensayo.

El diseño experimental del ensayo en macroparcelas de 150 x 50 m fue en bloques completos al azar con arreglo de tratamientos en parcelas divididas con cuatro repeticiones. A las parcelas principales se les asignó el factor sistema de labranza: SD; LR y LC y el factor secundario fue con y sin fertilización. En la rotación el cultivo de soja no se fertilizó con nitrógeno.

Muestreo

De cada tratamiento y repetición se obtuvieron muestras de suelo, compuestas por siete submuestras tomadas al azar, de 0-10 cm y 10-20 cm de profundidad, previo a la realización de las labores para la campaña agrícola 2014. Las muestras fueron secadas al aire y acondicionadas en laboratorio para su posterior análisis.

Determinaciones

Fraccionamiento físico de la materia orgánica

Este procedimiento se realizó adaptando el método desarrollado por Galantini *et al.* (1994). La técnica consistió en el fraccionamiento físico por tamaño de partícula. Para ello se colocaron 30 gr de suelo seco y tamizado (2 mm), en un frasco con 60 mL de "Calgón" (Hexametáfosfato de sodio 0,5% p/v) y 10 bolitas de vidrio y se agitó vigorosamente en agitador planetario durante 60 min para dispersar el suelo y desintegrar los agregados. Posteriormente se separó la muestra con dos tamices, de 53 μm y de 100 μm de abertura de malla, lavando con agua destilada. Se recogieron

en forma separada tres fracciones y se secaron en estufa a 50°C. Las fracciones de suelo presentaron características diferentes: carbono orgánico unido a la fracción mineral (CO_{fm}), menor a 53 μm donde se encuentra la arcilla, limo, arena muy fina y el CO humificado o estabilizado unido a la fracción mineral, el carbono orgánico particulado fino (COP_f), entre 53 μm y 100 μm y el carbono orgánico particulado grueso (COP_g), entre 100 μm -2000 μm.

Determinación de carbono orgánico

Se determinó el contenido de carbono orgánico total (COT) en las dos profundidades 0-10 y 10-20 cm y de las 3 fracciones mencionadas precedentemente, solo se determinó CO para la profundidad de 0-10 cm, siguiendo el método de Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1982).

Determinación de granulometría

La determinación granulométrica se llevó a cabo mediante difracción láser, con un Medidor de Tamaño de Partículas por Láser, Marca FRITSCH, Modelo ANALYSE TTE 22 Economy, Industria Alemana. (metodología detallada Cap II).

Balance de la COT

Para llevar adelante el tercer objetivo específico se utilizó un modelo basado en la ecuación propuesta por Hénin y Dupuis (1945). Es un modelo sencillo que utiliza dos fracciones de CO: residuo y CO humificado, y dos factores de transformación: coeficiente de humificación y coeficiente de mineralización.

$$\text{COS}_{\text{final}} = \text{COS}_i + (\text{CO}_a \times \text{K}_1) - (\text{CO}_i \times \text{K}_2)$$

Siendo: *CO_{final}*: carbono orgánico final. *CO_i*: carbono orgánico inicial. *CO_a*: el CO de la materia orgánica aportada. El contenido del COS está determinado por la relación entre la entrada de C en el suelo ($k_1 A$) y pérdidas de C ($k_2 \text{SOC}$); lo temporal variación (dC/dt) está representada por la ecuación $dC/dt = k_2 \text{SOC} + k_1 A$, donde A es la entrada anual de C al suelo (residuos + raíces) (Mg ha⁻¹ año⁻¹), COS es la reserva de carbono orgánico total en el suelo (Mg ha⁻¹), k_1 y k_2 representaron las tasas de conversión de C agregado en SOC y la tasa de descomposición de SOC, respectivamente (Caruso et al, 2018).

El modelo de balance opera con variables que son necesarias ajustar de acuerdo a las características del ambiente y del manejo que se realice. Para este caso se tuvieron en cuenta los siguientes parámetros.

Rendimiento de los cultivos, que a través del índice de cosecha permite estimar la biomasa aérea aportada, a la que se le agregó un 20% ó 30% de biomasa correspondiente al aporte de raíces (Álvarez y Steinbach, 2006).

Densidad aparente utilizada: fue ajustada de acuerdo a la determinada en el proyecto de larga duración 1,42 Mg/m³ de suelo para Siembra Directa y 1,30 Mg/m³ para Labranza Reducida y Labranza Convencional, para el espesor de 0-10 cm. Una vez conformada la base, se ajustó el contenido de COT a masa constante de suelo para esta manera poder comparar todos los sistemas de manejo uniformemente (Davidson y Ackerman 1993)

- Índices de cosecha de 0,45 – 0,29 – 0,37 para maíz, girasol y soja, respectivamente (Andrade y Sadras, 2002, Rubio et al. 2014).
- Coeficientes de descomposición (K): El valor k aproximado se puede obtener de experimentos a largo plazo. Cuando se alcanza un estado estacionario y no cambia en COS o sus fracciones se espera con el tiempo ($\delta\text{COS}/\delta t = 0$), el valor k se puede estimar como sigue: $K = I/\text{SOC}$ (Landriscini et al., 2020). Para el ensayo de larga duración se determinaron los siguientes valores de K: SDF (COP 0,30; COS 0,029), SDNF (COP 0,29; COS 0,027), LRF (COP 0,35 COS 0,036), LRNF (COP 0,26; COS 0,028), LCF (COP 0,33; COS 0,036) y LCNF (COP 0,24; COS 0,029).
- Coeficientes de humificación: se consideraron para un suelo franco arenoso coeficientes de 0,18% en cereales y 0,21% en leguminosas (Saña et al., 1996; Andriulo et al. 1999; Rubio et al. 2014).
- Aporte de materia seca en raíces adicional al 20% de la materia seca aérea total (Álvarez & Steinbach, 2006).

Análisis estadístico de los resultados

Los datos fueron analizados mediante ANOVA y test de comparación de medias, comparando los tratamientos de labranza y fertilización a diferente profundidad, y entre las dos rotaciones analizadas mediante el programa estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSION

Efecto de los sistemas de labranza sobre el contenido de carbono en el suelo con sin fertilización de los cultivos.

Carbono orgánico total (COT)

En el contenido de la COT se pudo observar que sólo hubo interacción significativa entre labranza y fertilización en la profundidad de 0-10 cm., mientras que en la profundidad de 10-20 cm no hubo interacción (Figuras 48 y 49).

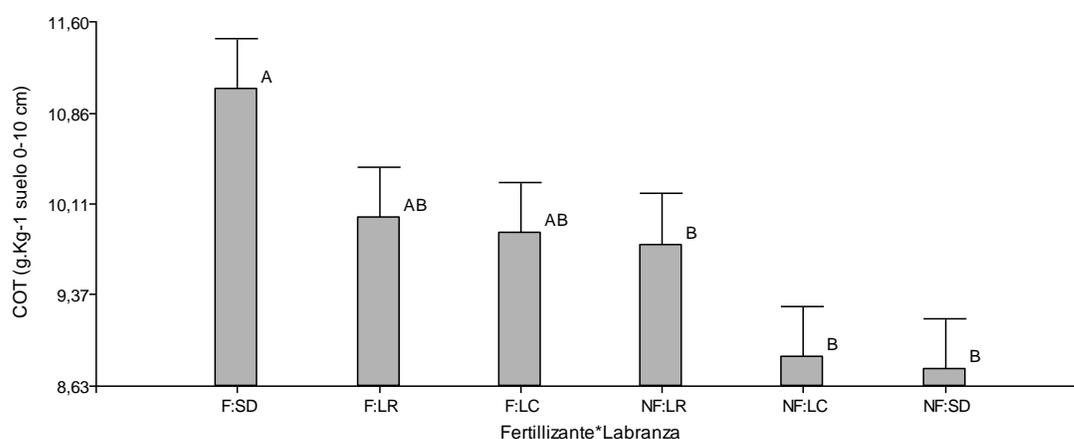


Figura 48. Contenido de carbono orgánico total (COT) en la profundidad 0-10 cm del suelo en relación a la interacción entre las diferentes labranzas y tratamientos de fertilización. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$)

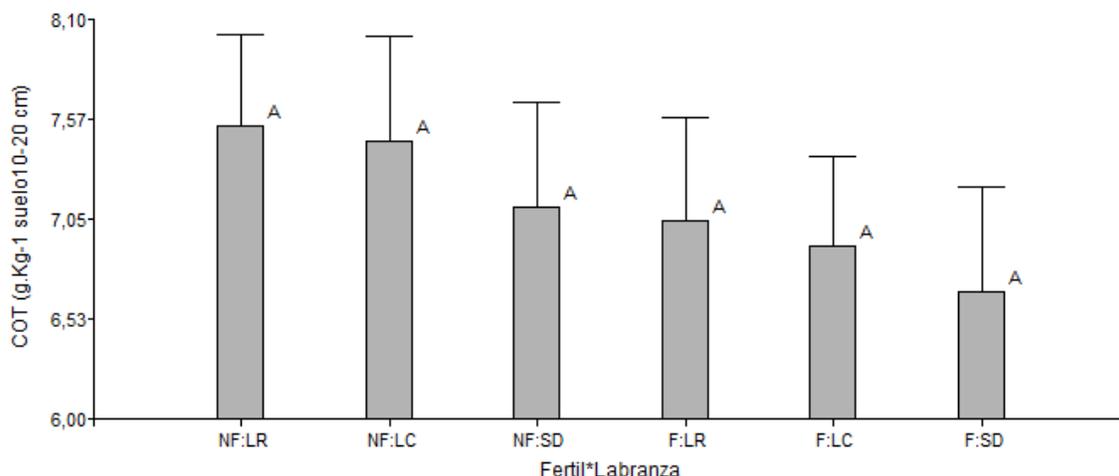


Figura 49. Contenido de carbono orgánico total (COT) en la profundidad 10-20 cm del suelo en relación a la interacción entre las diferentes labranzas y tratamientos de fertilización. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$)

Cuando se analiza la interacción entre Labranza*Fertilizante en relación al COT en la profundidad de 0-10 cm se observó que la interacción SD/F tuvo la mayor acumulación ya que en los sistemas bajo SD los procesos de mineralización de la materia orgánica son más lentos y el aporte de biomasa por residuos vegetales se incrementa cuando se fertiliza, siendo los sistemas SD y LC cuando no se fertilizan los que menos COT acumularon de 0-10 cm. En la situación SD no fertilizada, a pesar de que no hay remoción de suelo que promueva los procesos de descomposición de la MO, los niveles de COT fueron más bajos que en los otros sistemas (Figura 48).

Aparte de que el rastrojo en superficie es un aporte constante a la MO del suelo, la fertilización aumenta la biomasa del cultivo aportando más residuos al suelo y raíces. Esto concuerda con lo expuesto por Galantini y Suñer, (2008), donde en siembra directa (SD), la utilización de cultivos de cobertura, rotación de cultivos y fertilización maximizan la cantidad de residuos que quedan en la superficie, practicas comúnmente utilizadas para mantener o aumentar la MO del suelo. Muchos investigadores en la región pampeana evaluaron el efecto de la siembra directa a largo plazo, y encontraron que los contenidos de materia orgánica mejoraron respecto de la labranza convencional (Galantini et al., 2007, Eiza et al., 2006).

El CO en sistema SD-F fue en promedio 21% superior al sistema SD-NF mientras que la comparación entre F y NF en LC fue 11% mayor a favor de F. El CO en el sistema LR

entre F y NF tuvo una diferencia de 3%, la más baja entre las labranzas estudiadas, esto posiblemente se debe a que los procesos de aporte de residuos y mineralización están más balanceados.

La interacción Labranza*Fertilizante no fue significativa cuando se analizó el COT en la profundidad 10-20 cm (Figura 49). A pesar de no tener diferencias significativas, se puede observar un cambio en la tendencia la LC F y NF en la profundidad de 0-10 cm, seguramente debido a la incorporación de los residuos por la labor de rastra de disco, estando en relación con Unger, (1997), que la no-remoción del suelo y manejo superficial, en SD, de residuos aumentaría los contenidos de CO en los primeros centímetros de suelo.

Otro aspecto que surge es el proceso de estratificación marcado del CO (DACO), que produce la SD, especialmente en la situación fertilizada. En los primeros 10 cm de suelo hay un 60% más de CO que de 10-20 cm, mientras que en el resto de los sistemas de labranza, esa diferencia es menor (40% y 36% en LR y LC fertilizados, respectivamente). Cuando se observa el COT en los distintos sistemas de labranza que no fueron fertilizados la estratificación entre la profundidad de 0-10/10-20 cm fue menor que en las labranzas fertilizadas (Tabla 9).

Tabla 8. Relación (DACO) de carbono orgánico total entre la profundidad de 0-10 y 10-20 cm para los diferentes de sistemas de labranzas.

Uso	DACO (Relación 0-10/0-20)	
	F	NF
SD	1,55	1,39
LR	1,38	1,34
LC	1,20	1,18
Labranza	*	
Fertilización	ns	
Labran*Fert	ns	

*: Diferencias significativas ($p < 0,05$), ns: sin diferencias significativas

En este estudio se pudo probar la presunción que SD genera a través de los años una acumulación progresiva de COT en superficie y que los procesos de mineralización se dan más lentos que en LC, que por lo general origina pérdidas de carbono debido al aumento de la mineralización debido a que estimula la descomposición de las fracciones protegidas dentro de los agregados (Janzen et al., 1998). Estos resultados

difieren con lo encontrado con Nieto et al. (2015), que en un trabajo realizado en un establecimiento agrícola – ganadero en el sur de San Luis perteneciente a la ecorregión bosque de caldén, mostraron que no existieron diferencias entre SD y LC en cuanto al contenido de MO, al igual que lo expresado por Puget y Lal, (2005) en un ensayo realizado en un molisol en Ohio afectado por la labranza y el uso de la tierra. Fabrizzi et al. (2003) obtuvieron resultados similares en un ensayo sobre molisoles en Argentina donde analizaron fracciones de carbono y nitrógeno en suelos degradados frente a los no degradados. Por su parte Arzeno et al. (2004), quienes evaluaron sobre un Ustocrepte údico cuatro sistemas de labranza (labranza convencional, labranza mínima vertical, labranza mínima con disco y siembra directa), observaron una tendencia al incremento del nivel de materia orgánica, en la medida que los sistemas de labranza fueron menos agresivos (menos laboreo y más cobertura) en el largo plazo.

Los menores contenidos de CO en los sistemas de laboreos más agresivos, como la labranza convencional, estarían explicados por las condiciones ideales de aireación, contacto sustrato-suelo y exposición de la materia orgánica protegida en los agregados que producen estos sistemas, lo cual genera una rápida descomposición de los residuos de cosecha y de la MO nativa (Domínguez et al., 2004).

En los sistemas de producción menos agresivos, como la siembra directa, Cabrera et al. (2012) sostienen que se establece un equilibrio dado por el menor ingreso de residuos al interior del suelo, que es compensado por una menor tasa de mineralización en el suelo no removido.

Una mayor producción neta de biomasa del cultivo en F que deriva en un mayor aporte de residuos vegetales en los primeros centímetros del suelo a lo largo de los años de manejo con fertilización fósforada y nitrogenada, siendo este aporte variable en volumen y calidad según los cultivos y las prácticas de manejo, especialmente aquellas que permiten incrementar la producción de biomasa (Studdert y Echeverría, 2000). En este sentido es importante considerar que la MO del suelo representa un sistema complejo de sustancias cuya dinámica es gobernada por el aporte de residuos orgánicos de diversa naturaleza y por la transformación continua a través de factores biológicos, químicos y físicos (Galantini et al., 2004).

La aplicación de fertilizantes a suelos deficientes en nutrientes generalmente aumenta el contenido de COS porque los fertilizantes aumentan la producción de cultivos y, por lo tanto, la cantidad de residuos de plantas que se liberan al suelo (Edmeades, 2003)

Este mayor contenido de CO en los tratamientos fertilizados podría deberse, además de a los aumentos de aportes por mayor producción neta de biomasa, también a lo planteado por Moorhead y Sinsabaugh, (2006) en su teoría que indica que la fertilización con nitrógeno puede reducir la mineralización microbiana de la MO ya que en situaciones de bajo contenido de N inorgánico del suelo los microbios aceleran la descomposición de MO en busca de N, para satisfacer la demanda de crecimiento de la actividad metabólica. Mahal et al. (2019) en dos experimentos a largo plazo en el centro y sur de Iowa, EE. UU. en parcelas con cultivo de maíz continuo con tres niveles de fertilización nitrogenado pudieron identificar que el fertilizante nitrogenado provocó una modificación constante y agronómicamente relevante en la tasa de mineralización de MO, según lo evaluado por medio de la amonificación. Los tratamientos con menor aplicaciones de fertilizantes tenían menor CO y N total, lo que sugiere los microbios pueden estar mineralizando MO para satisfacer la demanda de N.

Carbono orgánico particulado grueso (COPg) fracción 100-2000 μ .

En el ensayo de larga duración se observaron diferencias significativas entre labranzas y fertilización en el contenido de COPg. El tratamiento LR-F fue diferente significativamente con SD-NF, y el resto de los tratamientos similares entre ellos en el contenido de COPg (Figura 50).

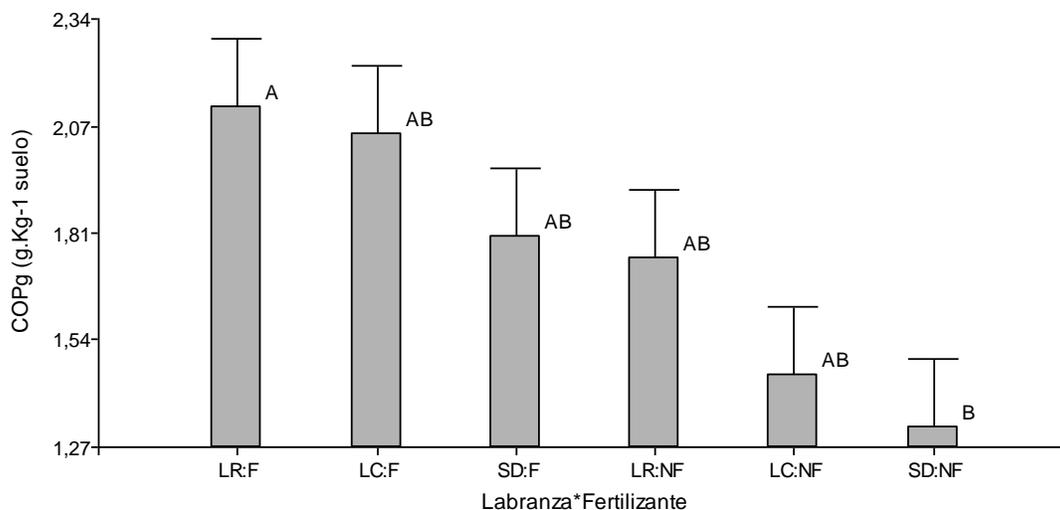


Figura 50. Contenido de carbono orgánico particulado grueso (COPg) en la profundidad 0-10 cm del suelo, interacción entre labranzas con diferentes tratamientos de fertilización. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$)

El tratamiento LR-F ($2,12 \text{ g.kg}^{-1}$) presentó 60% más que SD-NF ($1,32 \text{ g.kg}^{-1}$) COPg cuando se lo compara con SD-NF, mostrando que el aporte de residuos de CO es determinante para mantener los niveles de esta fracción que es la más dinámica en el suelo.

Por su parte Eiza *et al.* (2005), observaron una tendencia creciente en el contenido de COT y COP en los sistemas de labranza conservacionistas en un ensayo de larga duración en Balcarce, el cual se encuentra sobre un complejo de Argiudol Típico y Paleudol Petrocálcico de textura franca. Dicho ensayo combina diversas rotaciones mixtas (cultivos y pasturas) y dos sistemas de labranza (SD y LC).

Carbono orgánico particulado fino (COPf), fracción 53-100- μ .

Como se puede observar en la Figura 51 los contenidos de COPf (53-100 μ) del espesor de 0-10 cm fueron estadísticamente diferentes. En el análisis del COPf para la interacción entre labranzas y fertilización se encontró diferencia significativa ($p=0,05$). Se pudo observar que la diferencia más fuerte se mostró por efecto de la fertilización. A diferencia del COPm que el mayor valor de COP se encontró en LR-F los tratamientos SD-F y LR-F fueron los que más COPf acumularon, siendo la diferencia de un 65% mayor en relación a LC-NF.

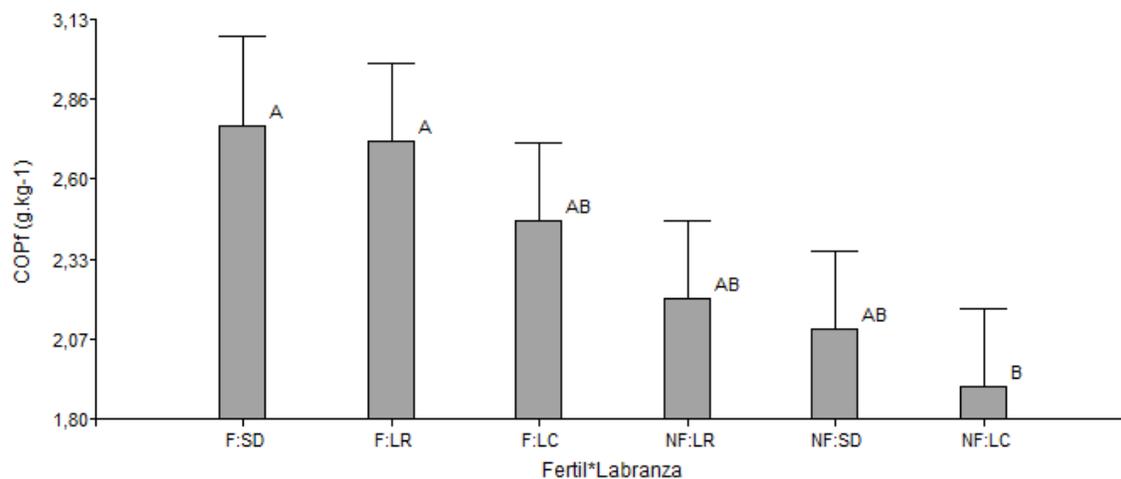


Figura 51. Contenido de carbono orgánico particulado fino (COPf) en la profundidad (0-10 cm) del suelo para la interacción entre labranzas con diferentes tratamientos de fertilización. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$)

Carbono orgánico unido a la fracción mineral (CO_{fm}), fracción 0-53 μ .

En el CO unido a la fracción mineral (CO_{fm}) en el espesor de 0-10 cm de suelo, se observaron diferencias significativas a favor de SD-F con 6,3 g kg⁻¹ suelo, siendo la interacciones con menos CO_{fm} las LC-F, LC-NF y SD-NF. En el caso de la disminución de CO en LC, la exposición y mineralización del CO por la rotura de agregados afecta a esta fracción, que por protección por la arcilla es la más resistente a la degradación, esto concuerda con lo encontrado por Bongiovanni y Lobartini (2006) que con suelos de similares texturas observaron una disminución de la fracción CO_{fm} por efecto de las labranzas.

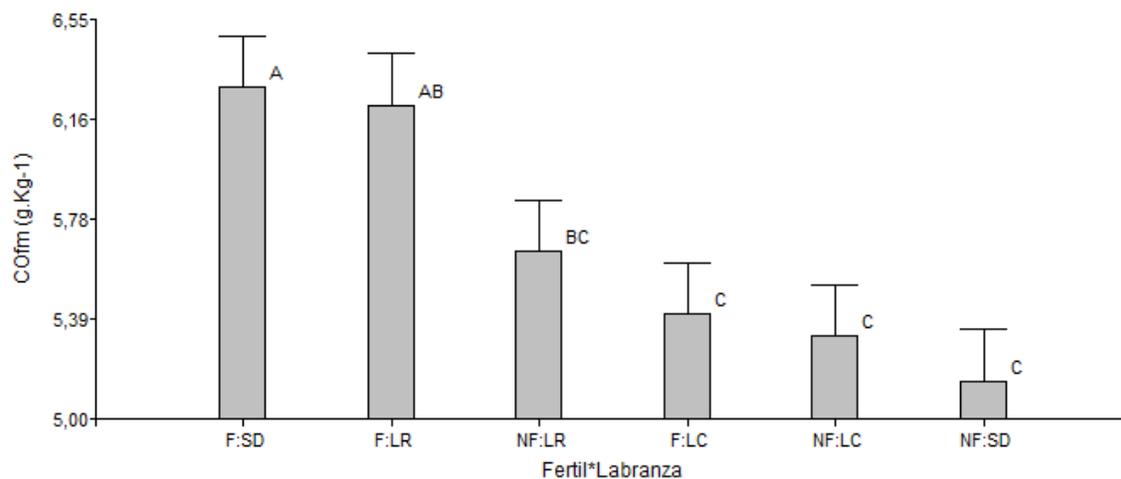


Figura 52. Contenido de carbono orgánico fracción mineral (COfm) de (0-10 cm) del suelo, interacción entre labranzas con diferentes tratamientos de fertilización. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$)

Andriulo *et al.* (2008) plantean que hay un equilibrio dado por el menor ingreso de residuos al interior del suelo en la SD respecto a la LR, siendo esto compensado por una menor tasa de mineralización en el suelo no removido. Por lo que en el caso de la LR hubo un mayor ingreso de residuos al suelo con menor mineralización que hicieron que la misma aumente el contenido de CO.

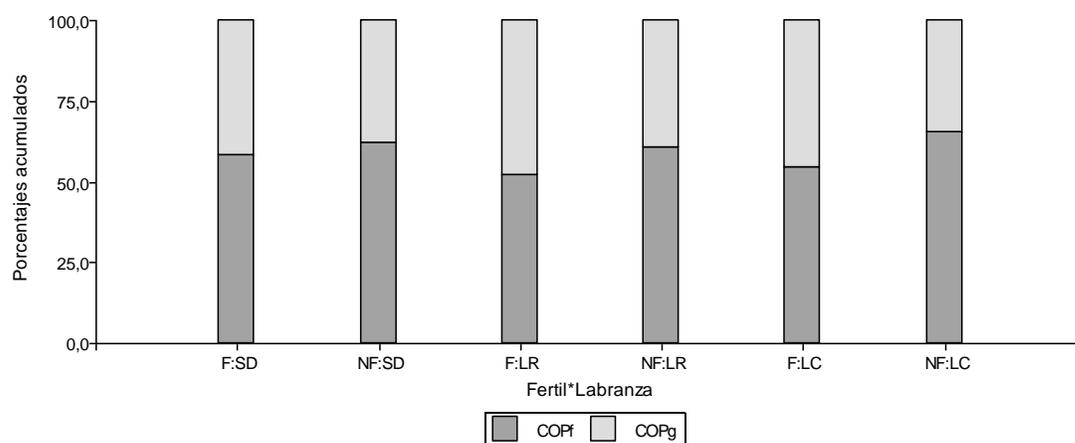


Figura 53. Análisis de proporciones de cada fracción, carbono orgánico particulado grueso (COPg) y fino (COPf) en relación al total del carbono orgánico particulado.

En la Figura 53 se pueden observar las distintas proporciones de las fracciones de COP que se obtuvieron en la interacción entre labranza y fertilización. En forma general se observa que la F aumentó la proporción de COPg en relación al COP, siendo más marcado este aumento en LR y LC. La NF impactó en los aportes de residuos, siendo más marcada en el NF-LC donde la COPf proporcionalmente es mayor que COPg.

Duval et al (2018) en una experiencia con suelos no perturbados y agrícolas con diferentes rotaciones y niveles de fertilización encontraron que la fracción más afectada por las prácticas agrícolas fue la POCf.

Comparación de los contenidos de carbono orgánico de una situación de mínimo disturbio (MD) con la rotación agrícola con diferentes labranzas.

Se puede observar analizando la Tabla 9, que los sistemas de labranza para la implantación de los cultivos han disminuido de manera considerable los niveles de CO con respecto a la situación de MD. Estos resultados son similares a los explicados por Bongiovanni (2002), que comparó el contenido de COT de un Haplustol típico franco arenoso, ubicado en el área central de la provincia de Córdoba de una situación no disturbada correspondiente al monte natural, con otra disturbada donde el suelo era cultivado desde hace aproximadamente 40 años. Concluyó que el CO total disminuyó en casi 60%, pasando de 2,82% en el suelo no disturbado a 1,07% en el disturbado.

En este caso, se encontraron diferencias significativas en el contenido de COT en ambas profundidades 0-10 cm y 10-20 cm, entre todos los tratamientos respecto del Mínimo Disturbio (MD), lo mismo se observó en las distintas fracciones donde las diferencias fueron a favor de la situación MD, respecto de todos los tratamientos ya sea SD, LR o LC.

Tabla 9. Contenido de carbono orgánico total (COT) de 0-10 cm y 10-20 cm y carbono orgánico particulado grueso (COTg), fino (COTf) y carbono unido a la fracción mineral (COfm) en tres sistemas de labranza y una situación de mínimo disturbio (MD) para la profundidad de 0-10 cm.

Carbono Orgánico

Tratamientos	Fracciones			COT	
	CO _{fm}	CO _f	CO _g	0-10 cm	10-20 cm
MD	16,5 b	9,30 b	10,8 b	35,50 b	24,60 b
SD	5,72 a	2,43 a	1,56 a	9,68 a	6,75 a
LR	5,94 a	2,46 a	1,75 a	9,91 a	7,08 a
LC	5,36 a	2,18 a	1,93 a	9,45 a	7,67 a

En columnas, letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos, según test de comparación de medias DGS ($p > 0,05$).

En la comparación entre los tratamientos de labranzas y la situación de MD, se observó, hasta los 10 cm de profundidad, una disminución de 72,2% promedio entre el contenido de COT de los diferentes sistemas de labranzas con respecto a la situación de MD, al igual que para la profundidad de 10-20 cm. Un comportamiento similar se evaluó Cabrera *et al.* (2012), donde el stock de carbono orgánico en los sistemas de labranza no mostró diferencias entre ellos, mientras que sí se encontraron respecto al sistema natural de referencia (MD) con una disminución de 25%, disminución respecto al determinado en el presente trabajo en ambas profundidades analizadas. Bosser *et al.* (2017) encontraron disminuciones de COT, en el área medanosa del sur de Córdoba, entre la situación de monte no disturbado y suelos agrícolas del orden del 55%.

La pérdida de COT medida en este trabajo entre la situación MD y labranzas puede ser algo mayor a lo citado por otros autores, ya que la textura entre ambos sitios es algo diferente, estando probablemente MD más asociado a suelos de la serie la Invernada que a La Aguada dentro de la consociación que componen, ya que posee un porcentaje mayor de arcilla, lo que puede favorecer la acumulación y protección del CO, de todas formas, la disminución de COT es importante, indicando una gran desaturación de COT del sistema.

El incremento de la actividad agrícola produce cambios en la condición original del suelo a medida que transcurre el tiempo, dado que la puesta de un cultivo implica una aceleración de la mineralización y una disminución exponencial en el contenido de MO (Martínez Uncal *et al.*, 2008). Esta disminución en los contenidos de materia orgánica no solo afecta a esta propiedad química como tal, sino también a la fertilidad del suelo y produce modificaciones en otras propiedades físicas de los mismos. Tomando como ejemplo una situación de Monte, el horizonte superficial que está en contacto con la broza, presenta las mejores condiciones físicas, evidenciadas por los bajos valores de densidad aparente y muy elevada porosidad (Figura 54), eso hace también que sus valores de impedancia mecánica sean muy bajos y se genere un ambiente muy apropiado para la infiltración, circulación y

almacenamiento del agua (Parera, 2006). Martínez Uncal *et al.* (2008) determinaron que la disminución de MO en el horizonte superficial fue de alrededor de 11,8 t/ha al pasar de un suelo virgen con bosque de caldén, a un suelo agrícola de 30 años.

Cuando se comparan las fracciones, Tabla 10, se pueden observar cambios en las proporciones de cada fracción, COP_{fm} y COP_f, aumentaron en las situaciones disturbadas en detrimento de COP_g, que corresponde a la fracción más dinámica y sujeta a sufrir cambios por el uso y manejo del suelo en los agrosistemas. La disminución de COP_g entre MD y las labranzas fue de 6,9 veces en relación COP_f que disminuyó 3,7 veces.

Esto se puede relacionar con lo encontrado por Bongiovanni y Lobartini (2006) en un estudio realizado sobre un suelo Haplustol típico en el centro de la provincia de Córdoba que observaron que en la situación de suelo de monte no disturbado la fracción estabilizada conto con un 18,3 g CO/ kg suelo (70%) y la MO lábil con 7,7 g CO/kg suelo (30%), que comparado con la situación disturbada la proporción de MO estabilizada aumenta en detrimento de la MO lábil, con valores de 84% para la fracción estabilizada (9,6 g CO/kg suelo) y 16% para la fracción lábil (1,8 g CO/kg suelo). Demostrando como las fracciones sufren cambios a partir de la intervención antrópica.



Figura 54. Suelo del horizonte superficial de la situación monte, perteneciente a la unidad ambiental llanura ondulada.

Balance del Carbono Orgánico. Uso de un modelo simple de dos compartimentos

Evolución del COT observado bajo uso Agrícola.

En la Tabla 10 se pueden observar los niveles de COT medidos en el ensayo de larga duración a través de distintos años. En el año 1981 se obtuvieron los primeros registros y hasta el año 1994 no se comenzaron a realizar los tratamientos. En el inicio de los tratamientos, los niveles de CO se encontraban en el orden de 16,2 g.kg⁻¹ suelo y la tendencia hasta ese momento era decreciente (Figura 55). Con la incorporación de las labranzas y el uso agrícola con fertilización, se observó un cambio de tendencia con una elevación de los contenidos de COT. Luego de 20 años de comenzado el ensayo de larga duración, se determinó que en SD, LR y LC promediando F y NF, los niveles de COT aumentaron hasta el año 2014 en el orden de 17%, 5,5% y 4,4% respectivamente (valores respecto del año 1994) y en relación al año 2018 los valores se incrementaron para SD 19% para LR 16% y disminuyeron 4% en LC evidenciando ciclos de mayores y menos aumentos que para SD y LR.

Tabla 10. Niveles de carbono orgánico total (COT) medidos en distintos años en el ensayo de larga duración para los diferentes sistemas de labranza.

Tratamiento	COT (g.kg ⁻¹ suelo) por año				
	1981	1994	2010	2014	2018
SD	10,76	9,42	12,21	11,05	11,28
LR	10,76	9,42	10,76	9,94	10,99
LC	10,76	9,42	9,88	9,83	9,01

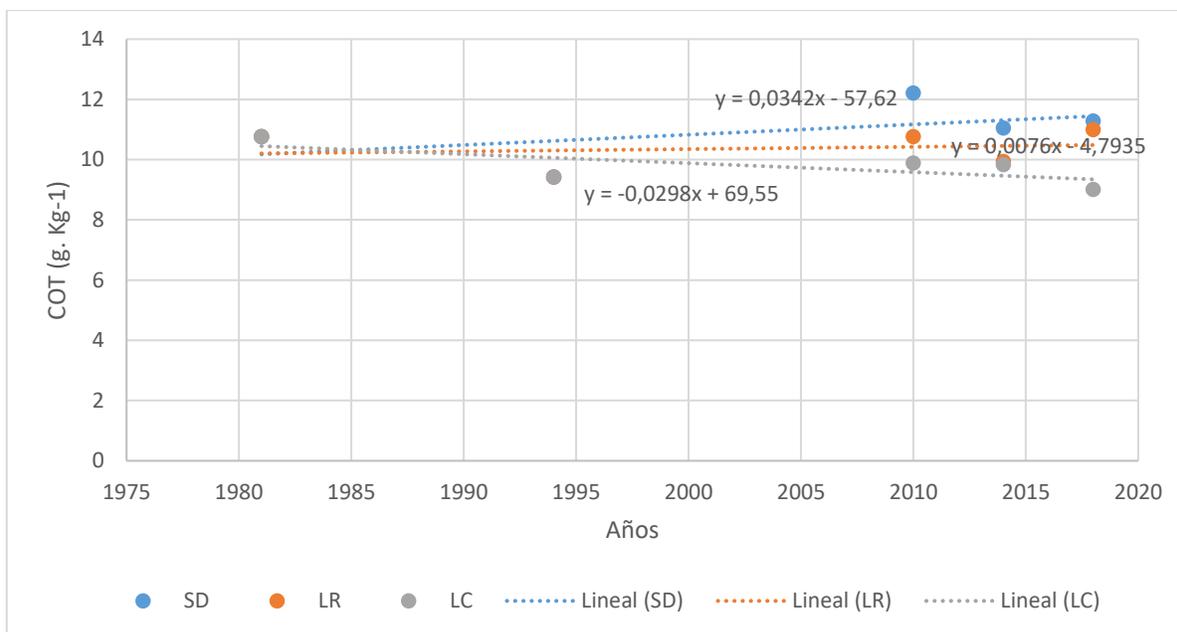


Figura 55. Evolución del contenido de carbono orgánico del suelo de 0-10 cm de profundidad en el sitio del ensayo.

Este comportamiento en el contenido de CO en relación al cambio de sistemas de labranzas y fertilización es avalado por diversos autores. La intensificación del uso agrícola de los suelos con laboreos agresivos afecta la fertilidad y la resistencia a la erosión a través de la disminución del contenido de MO (Echeverría y Ferrari, 1993; Studdert y Echeverría, 2000; Landriscini et al., 2020).

La disminución del CO que se produce bajo efecto de la SD en la rotación agrícola es poco observada habitualmente, por lo general el carbono edáfico en el área Centro Sur de la Provincia de Santa Fe muestra una pérdida constante (Cordone y Martinez, 2005) Asumiendo un valor inicial promedio del 2,5 % de materia orgánica en los suelos, en rotación agrícola con un manejo en SD continua y para una secuencia regional de 10 años constituida por 7 años de soja de primera, 2 años del doble cultivo trigo/soja de segunda y 1 año de maíz, se habrían perdido 500 kg de CO/Ha/Año.

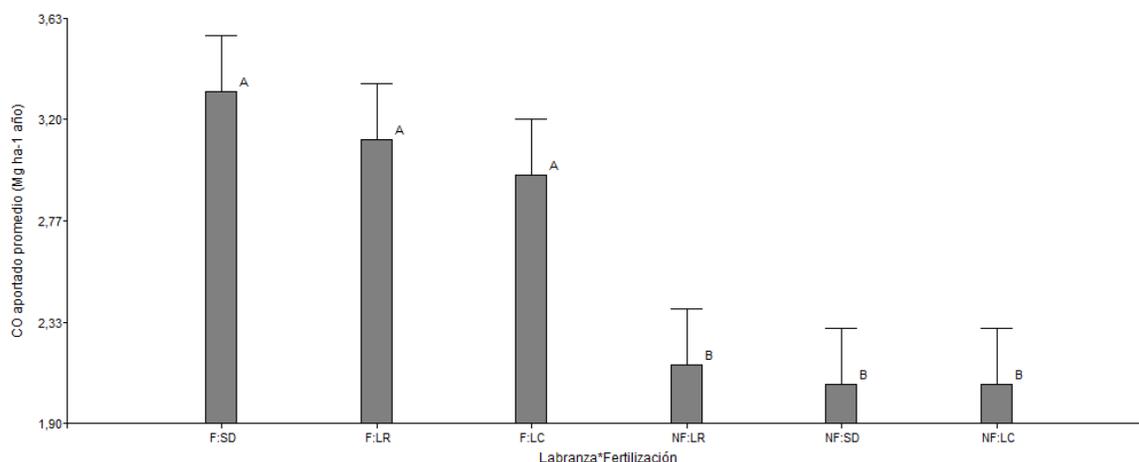


Figura 56. Carbono orgánico aportado por año en relación al tipo de labranza y fertilización. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$).

El aporte medio de CO al suelo por año en el ensayo de larga duración se diferenció estadísticamente entre los tratamientos F de los NF independientemente del tipo de labranzas utilizadas (Figura 56), pero cuando se observa el aporte de CO por cultivo en la secuencia de rotaciones se puede ver que los mayores aportes están más relacionados con el tipo de cultivo realizado, como el maíz, que se diferencia de soja y girasol F, estando el aporte de maíz NF en una condición intermedia de los antes citados. que los antes citados (Figura 57). Los menores aportes de CO en la secuencia de cultivos fueron soja y girasol NF, siendo este un dato destacable debido a la alta participación del cultivo de soja en el sur de Córdoba, la cual en Argentina se llevada a cabo mayormente sin o con muy bajos niveles de fertilización. Del total de fertilizantes utilizado en Argentina en la campaña 2018/19 solo el 10% fue utilizado en el cultivo de soja (Calzada y D'Angelo, 2021)

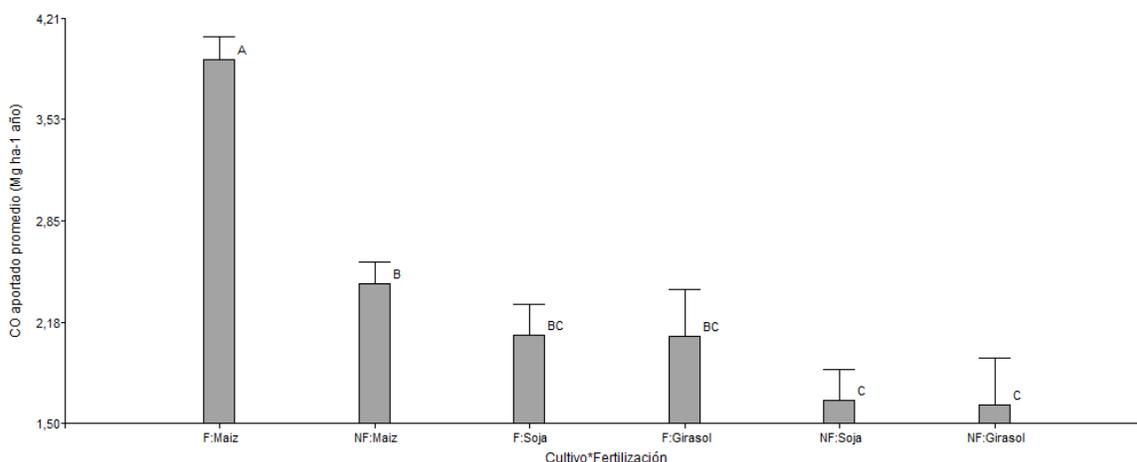


Figura 57. Carbono orgánico (CO) aportado por año al suelo en relación de cultivo y fertilización en ensayo de larga duración. Medias con letras distintas son significativamente diferentes ($p < 0,05$)

Evolución del carbono orgánico del suelo simulado bajo un uso Agrícola

Para poder entender la evolución del CO que comenzó en el año 1994, se utilizaron los tratamientos de labranzas y fertilización conjuntamente a la rotación de cultivos realizada. La evolución se estimó a través del modelo propuesto por Henin y Dupuis (1945) desarrollado por Guérif. (1986) y ajustado, para suelos de Argentina sujetos a distintas rotaciones agrícolas, por Andriulo et al. (1999b) que tuvo como derivación en el modelo AMG, pasando de 2 compartimiento a 3 donde incluyó fracciones de CO y de donde se tomaron como referencia valores de humificación y mineralización.

Los valores de entrada son los aportes de residuos de cosecha y por raíces de cultivo los cuales se obtuvieron a partir de la producción de grano (Tabla 12 Anexo), el índice de cosecha de los cultivos y la concentración de carbono en los residuos, que para el trabajo se tomó como 40% (Skjemstad et al. 2004; Saffih-Hdadi y Mary, 2008). Cabe destacar que el 20% de la MS total corresponde a aporte radical, el resto es aporte por biomasa aérea y que para la estimación del modelo a partir del año 2018 se tomaron los valores promedios históricos de aportes de CO del ensayo de larga duración.

Como se puede observar en la Figura 58, los contenidos de CO del suelo mejoraron a través de la secuencia de cultivos cuando se realizaron tratamientos de fertilización. Sin tener en cuenta las labranzas, vemos que la fertilización presenta valores mayores a los tratamientos no fertilizados, coincidiendo con los valores observados. Esto coincide con Carter (1996), que estableció que la disminución de los niveles de CO en el tiempo, bajo agricultura, es directamente proporcional al aporte de CO realizado a través de los residuos de cosecha de los cultivos utilizados.

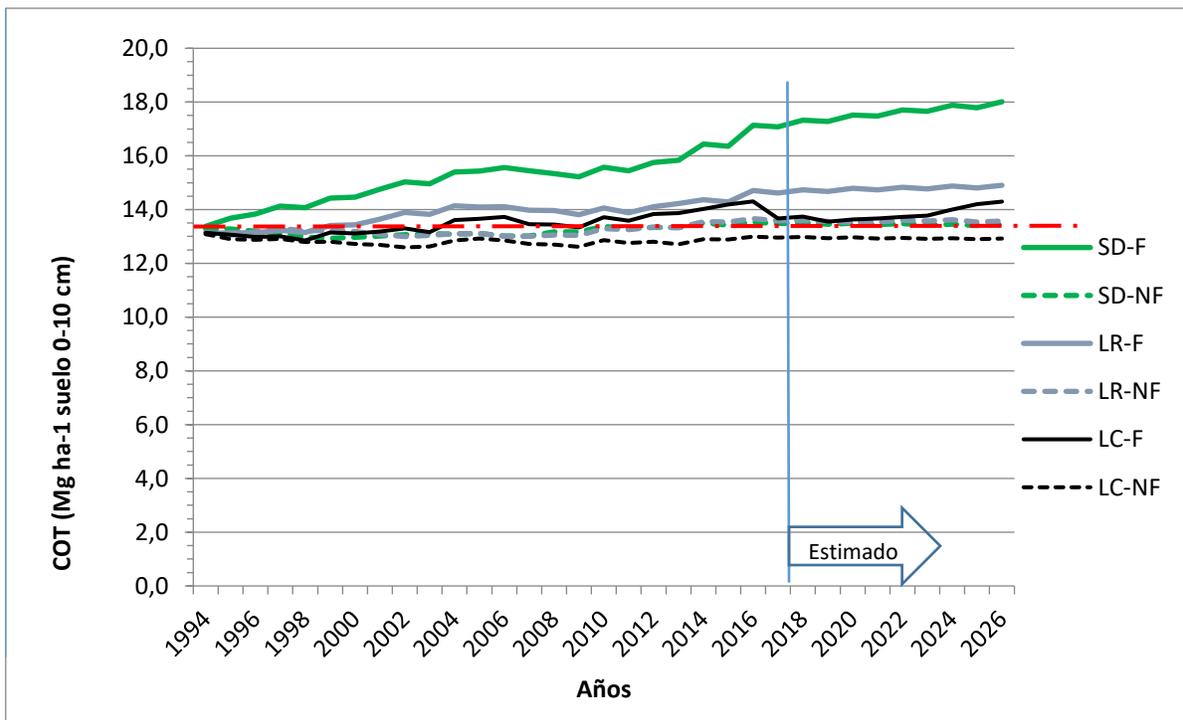


Figura 58. Evolución del carbono orgánico total (COT) en el sitio del ensayo, con datos medidos y simulados a partir del año 2018 para los distintos tratamientos con sistemas de labranzas y fertilización. (SD: siembra directa; LR: labranza reducida; LC: convencional; F: fertilizado y NF: no fertilizado)

En el presente trabajo se pudo observar algo similar, donde cultivos como maíz, generador de mayor cantidad de biomasa, en el tiempo aportó más cantidad de CO al suelo, en comparación con soja y girasol donde los aportes de residuos orgánicos fueron menores, como así también el CO generado a partir de ésta, en el tiempo. Esto se complementa con lo dicho por Domínguez & Studdert (2015) en un análisis de balance de carbono en un suelo

del sudeste bonaerense, donde los rendimientos altos en cultivos fertilizados, el aporte de carbono de los residuos excedió en todos los cultivos el nivel necesario para el mantenimiento del contenido de materia orgánica.

Si analizamos y tenemos en cuenta lo observado y estimado por el modelo (Figura 56), los tratamientos fertilizados tienen pendientes positivas de mejoras en el contenido de CO original. Esta tendencia positiva se da con distintos grados de pendientes, siendo la de mayor ganancia SD-F en relación a los otros dos sistemas que tienen algún grado de removilización del suelo previo al establecimiento de los cultivos. De mantenerse esa tendencia los tratamientos F pueden mejorar o estabilizar a futuro los niveles de CO del suelo por en relación a los contenidos de partida. Distinto es el caso cuando los cultivos se realizan sin fertilización, el modelo predice solo en LC-NF disminuciones en los contenidos de CO, mientras que para SD-NF y LR-NF se indica una neutralidad en relación a los niveles de partida. Lo observado coincide con lo concluido por Galantini y Suñer (2008) que indica que la reducción en la intensidad de la labranza del suelo bajo siembra directa (SD), la utilización de cultivos de cobertura, rotación de cultivos y fertilización para maximizar la cantidad de residuos que quedan en la superficie son prácticas de manejo usadas comúnmente para mantener o aumentar la MO.

Mediante un modelo de regresión lineal se compararon los valores observados y los predichos de CO del suelo para la campaña 2013/14 y se encontró un ajuste significativo ($p < 0,05$), con un R^2 : 0,87 (Figura 59). El buen ajuste nos indica que el estimador de K ($K = I/SOC$) utilizado en ensayos de larga duración tuvo buen comportamiento para determinar la evolución del CO en el suelo. En general el ajuste de los factores de mineralización anual y humificación para estrechar los valores simulados a los observados suele ser un problema en estos modelos de un compartimento ya que por sus características el modelo de Guerif utilizado puede presentar un problema de sesgo sistemático que tiende a sobreestimar los niveles de CO en suelos con mayores aportes de residuos, como los tratamientos fertilizados y subestimando a los de menor aporte de residuos.

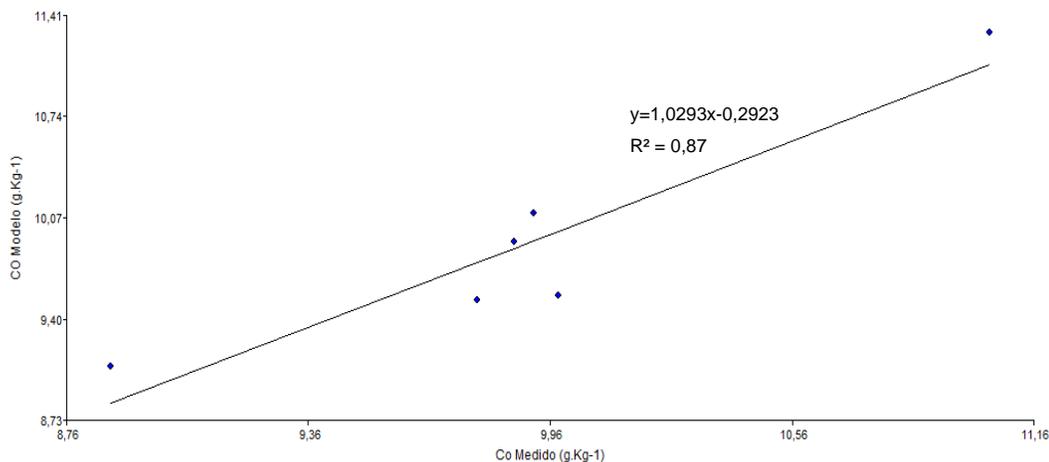


Figura 59. Carbono orgánico total (COT) medido versus el calculado por el modelo para la campaña 2013/14 para la interacción labranzas fertilizante del ensayo de larga duración.

Sin embargo, la siembra directa (SD) junto con un adecuado sistema de rotación podría reducir los efectos negativos de una agricultura intensiva. La no-remoción del suelo y el manejo superficial de residuos aumentaría los contenidos de CO en los primeros centímetros de suelo y la resistencia de los agregados a la desintegración (Unger, 1997). Esta particularidad es atribuida por algunos autores a la conservación del CO dentro de los macro agregados (Tisdall & Oades, 1982). Muchos investigadores en la región pampeana evaluaron el efecto de la SD a largo plazo y encontraron que los contenidos de MO y la agregación mejoraron respecto de labranza convencional (Galantini et al., 2007, Eiza et al., 2006). Ensayos de larga duración han demostrado que la SD en comparación con los sistemas de labranza, en general, produce un aumento del stock de carbono orgánico (Franzluebbers, 2005). La intensificación del uso agrícola de los suelos con laboreos agresivos como la labranza convencional, afecta la fertilidad y la resistencia a la erosión a través de la disminución del contenido de MO (Echeverría & Ferrari, 1993; Studdert & Echeverría, 2000).

En los aportes de carbono en los residuos y raíces del cultivo de maíz los tratamientos fertilizados SD-F tuvieron la máxima probabilidad de aportes positivos en relación a LR-F y LC-F casi en un 99% comparado con LR-F. En el caso del cultivo de soja en rotación en SD-F y SD-NF, en la mitad de los años el aporte de residuos realizado por el cultivo fue

insuficiente, con aportes de CO negativos, siendo más marcada la deficiencia de aportes de residuos de soja en los sistemas LR y LC. Cuando no se fertilizó SD y LC en 90% de los años que se utilizó soja, los aportes de residuos fueron insuficientes y se perdió CO del suelo.

De Grazia (2008), mediante el uso del modelo de simulación Century para suelos del centro Oeste de Córdoba, encontró que se produciría una pérdida del 30% del COS en 50 años si se continuara bajo el esquema actual de uso de la tierra agrícola o agrícola-ganadero. Asimismo, simulaciones en estos ambientes mostraban pérdidas de 30% del CO al pasar de una rotación maíz - soja de 6 años y una pastura polifítica de 4 años, a monocultivo de soja, y que, si se abandonaran las tierras para que creciera la vegetación natural durante 50 años, el COS aumentaría 75%, llegando a valores 15% inferiores a aquellos previos al inicio de la agricultura.

CONCLUSIONES y CONSIDERACIONES FINALES

Conclusiones

Se acepta la **Hipótesis I** donde los factores de recuperación de carbono orgánico total y de sus fracciones fueron diferentes a los definidos por la metodología Walkley Black para los suelos con distintos usos de la cuenca del río Cuarto y arroyos menores de la región centro y sudoeste de la provincia de Córdoba

- En la determinación de CO, se encontró una alta correlación entre la metodología por combustión con analizador automático (utilizado como referencia) y las metodologías W&B y LOI
- Para la determinación de CO con la metodología LOI a 360°C se encontró mejor correlación con lo determinado por el analizador automático, cuando el tiempo de incineración en mufla fue de 4 hs en relación a 2 hs.
- La determinación de CO con la metodología LOI a 850°C mostro una alta correlación con el método de referencia, pero sobrestimando los contenidos de CO y a su vez con interacción en la textura del suelo.
- El factor de recuperación encontrado fue aproximadamente 70%, menor al 77% utilizado por defecto por la metodología W&B.
- Cuando se evaluaron los porcentajes de recuperación del método W&B para las fracciones de suelo se encontraron diferencias significativas para la fracción >100 (64,3%) en relación a la fracción <100 (70,2%) de suelo.

Se acepta la **Hipótesis II** debido a que la agricultura permanente como sistema productivo dominante sobre los suelos de la cuenca del río Cuarto y arroyos menores del centro y sur oeste de Córdoba afectó los niveles de CO de los suelos, incrementando la degradación de algunas propiedades fundamentales de los suelos relacionadas con el mismo.

- Se determinó una fuerte correlación entre el COT y el contenido de arcilla más limo del suelo, característica importante al momento de comprar usos en suelos con distintas texturas de la cuenca del río Cuarto.
- Se encontraron diferencias significativas en los niveles de COT de los suelos con distintos usos, siendo los usos Agr y Gan los de menor contenido.

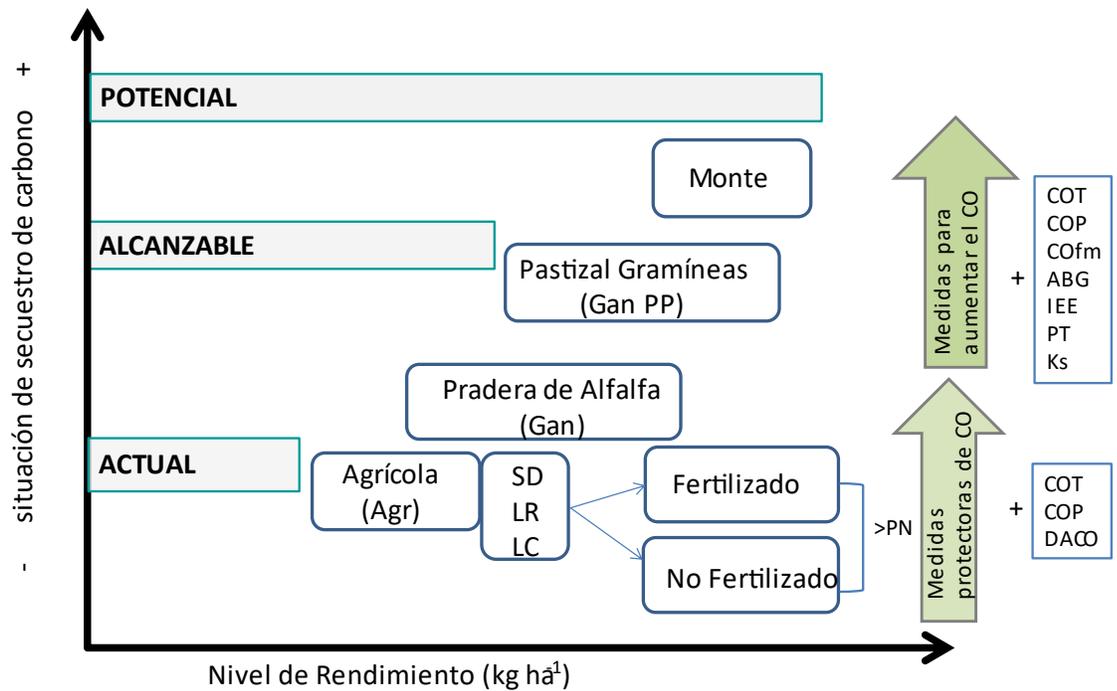
- La disminución de COT encontrada en el uso Agr fue de 7,5 Mg ha⁻¹ de 0 a 10 cm de profundidad y de 5,1 Mg ha⁻¹ de 0a 20 cm en relación al uso GanPP.
- El contenido de COP >100 µm fue más sensible a los cambios de uso que COT. Se identificaron diferencias en los tres usos GanPP (7,3 Mg ha⁻¹), Gan (5,1 Mg ha⁻¹) y Agr (3,5 Mg ha⁻¹).
- La extracción alcalina mostró una buena correlación con la fracción CO_{fm}, pero no se encontraron diferencias en la concentración de SH por el uso agrícola del suelo en relación al uso ganadero.
- Se observó que la influencia de los usos de los suelos evaluados generó diferencias en el índice de estabilidad estructural (IEE). El uso GanPP (3,42) se diferenció significativamente del uso Agr (2,92) en el IEE, mientras que el uso Gan presento valores de IEE intermedio (3,15).
- Los distintos usos del suelo modificaron la ABG siendo mayor en el uso GanPP, siendo este un buen indicador ya que mostró sensibilidad al sistema uso del suelo en corto plazo, como es pasar de Agr a Gan.
- El uso del suelo, por su efecto sobre el CO, generó cambios en las propiedades hídricas del suelo. Se encontró correlación positiva entre los niveles de CO en el suelo con el agua almacenada a CC y con la conductividad hidráulica a saturación.

Se acepta la **Hipótesis III**, donde se concluye que las técnicas y estrategias de manejo del suelo, a través de la labranza y fertilización, modifican el contenido de carbono total y sus fracciones.

- La implementación de diferentes sistemas de labranza y fertilización del suelo, como es el caso de la siembra directa, labranza reducida y labranza convencional generaron diferencias de COT significativas en la profundidad de 0 -10 cm a favor de de la SDF, siendo la peor interacción en relación al contenido de COT del suelo la SD y LC NF. Las labranzas LR y LC quedaron en una situación intermedia en relación a los niveles de COT.
- Los sistemas de labranzas y fertilización no generaron modificaciones de COT en la profundidad de 10 a 20 cm.
- Cuando se analizó el efecto de labranzas y fertilización, el tratamiento LR-F fue diferente significativamente con SD-NF, y el resto de los tratamientos similares entre

ellos en el contenido de COPg. El tratamiento LR-F presentó 60% más de COPg que SD-NF.

- En el contenido de COPf para la interacción entre labranzas y fertilización fue diferente significativamente. Se encontró que los tratamientos SD-F y LR-F fueron los que más COPf acumularon, siendo la diferencia de un 65% mayor en relación a LC-NF.
- La comparación de suelos prístinos o de mínima perturbación, en relación a los suelos con intervención antrópica con uso agrícola, mostró fuerte disminución de los contenidos de COT y de sus fracciones en los suelos estudiados, evidenciando una fuerte desaturación de CO de los mismos.
- El modelo de balance propuesto, simple de dos compartimientos, mostró ser una herramienta útil para comprender la dinámica de CO de suelo y de los residuos que se aportan, mediante el ajuste del factor de mineralización anual que tuvo en cuenta la relación CO aportado y el CO del suelo en ensayos de larga duración. Según el modelo el tratamiento de SD-F puede mejorar los niveles de CO en el suelo, mientras que los tratamientos LR-F y LC-F mantienen los niveles de Co estables o con ganancias mínimas a lo largo del tiempo. El peor tratamiento fue LC-NF que generó una disminución del CO del suelo a lo largo del tiempo.
- En la serie de 20 años, y tomando el aporte de restos vegetales de los principales cultivos sembrados en el ensayo de larga duración, se pudo observar que los mayores aportes de CO al suelo se registraron con el cultivo de maíz con y sin fertilización y que el menor aporte se dio cuando en la rotación se incluía soja y girasol sin fertilización.



Adaptado de Ingram and Fernandes, (2001)

Figura 60. Modelo conceptual que resume el secuestro de carbono en la cuenca del Río Cuarto, construido a partir de los resultados de la tesis. Factores estudiados (PN: producción neta, COT: carbono orgánico total, COP: carbono orgánico particulado, CO_{fm}: carbono orgánico fracción mineral, ABG: actividad biológica global, IEE: índice de estabilidad estructural, PT: porosidad total y Ks: conductividad hidráulica a saturación. Los signos + indican mejora del factor.

Consideraciones finales

En la provincia de Córdoba, el área comprendida por las cuencas del río Cuarto y arroyos menores es una región eminentemente productora de bienes agropecuarios primarios, donde el bosque nativo ha sido reemplazado en su mayor parte por pasturas y cultivos. En los últimos 15 años, la agricultura ha desplazado a la ganadería debido a su mejor rentabilidad del cultivo de soja, que incrementó su superficie de siembra en detrimento de otros cultivos anuales, dando lugar a una relación entre soja/ maíz (2:1) y soja/pastura (3:1) lo que indica claramente la tendencia actual a una agriculturización tipo “monocultivo de soja” en desmedro de las rotaciones, con implicancias sobre los procesos de degradación ambiental, aumentando la presión que se ejerce sobre el suelo en cuanto a la estabilidad

física y física-química. Todo esto trae aparejado deterioro de las condiciones físicas en las estructuras del suelo, que se evidencian por aumento de las densificaciones y modificaciones físico químicas y químicas con disminuciones de pH, pérdida de CO, disminución de nutrientes.

En el desarrollo del presente trabajo se planteó que en el estudio de los agroecosistemas es posible diferenciar tres niveles de producción de cultivos: potencial, alcanzable y actual, y que ese modelo conceptual se podía usar para explicar el CO del suelo, pudiendo ser aplicado como CO "potencial", "alcanzable" y "actual" para la gestión del secuestro de carbono y nos serviría como herramienta para entender las brechas generadas por su uso y manejo.

En virtud de lo planteado en el primer párrafo, es evidente que las brechas de CO del suelo se han ido ampliando, en primera instancia por un paso continuo de gestión de la tierra a agroecosistemas, y la pérdida del bosque nativo que profundizaron la pérdida de CO con balances negativos, ampliando la brecha entre el CO alcanzable y el actual.

En función de los resultados encontrados en este trabajo, para los suelos de la cuenca del departamento Río Cuarto, la posibilidad de reducir la brecha de CO del suelo entre alcanzable y el actual nos enfrenta, como lo plantea Schumacher (1977), a la resolución de un problema divergente, ya que para poder acumular CO es necesario cambiar el uso del suelo a sistemas de pasturas permanentes, con retorno de biomasa tanto aéreo como de raíces, sin la posibilidad del uso agrícola por un determinado tiempo, estando el mismo determinado por el objetivo planteado de reducción de la brecha de CO. Distinto es si el objetivo planteado en relación al CO del suelo, de mantener la brecha en forma estable manteniendo el contenido de CO actual en los suelos en agroecosistemas en base a agricultura permanente. En ese caso nos enfrentamos ante una problemática de tipo convergente, no resuelta todavía ya que el abordaje de la problemática incluiría diversas herramientas para su solución. Las diferentes técnicas a aplicar podrían ser: variar los sistemas de labranzas, mejorar el uso de fertilizantes o toda herramienta que en la agricultura aumente el aporte de residuos orgánicos, como pueden ser los cultivos de servicios que median entre una sucesión de campañas agrícolas, tema no abordado en esta tesis. Esta técnica se plantea como promisorio y de interés para futuros estudios que ayuden a poder encontrar el punto de equilibrio entre el aporte de CO logrado por el cultivo de servicio y que no afecte los residuos aportados por el cultivo en producción en zonas subhúmedas o semiáridas donde se pone en juego otro factor limitante como es el agua, de

un orden de magnitud mayor en el centro sur de Córdoba. Encontrar ese punto de equilibrio se plantea como un gran desafío.

Retomando el concepto de los agroecosistemas, en contraste con los ecosistemas, entendidos como "super-sistemas" donde las decisiones de gestión a menudo son dominadas y controladas por los componentes socioeconómicos, la toma de decisiones en cuanto a la recuperación del CO del suelo, muchas veces exceden a la posibilidad de contar con las herramientas científicas y tecnológicas disponibles, ya que en muchos casos el predominio de los componentes socioeconómicos pueden justificar la continuidad de las salidas de un sistema, incluso cuando los componentes ecológicos del sistema comiencen a deteriorarse.

ANEXO

Tabla 11. Sitios muestreados correspondientes a las cuencas del río Cuarto y los arroyos Santa Catalina, del Gato y Ají, subdividida en unidades ambientales homogéneas.

Nº muestra	Coordenadas		cultivo	Uso	Unidades Ambientales
1	33° 01' 50,8	64° 12' 59,6	soja	Agrícola	llanura plana
2	33° 01' 40,82	64° 07' 21,1	soja	Agrícola	llanura plana
4	33° 24' 26,1	64° 27' 29,6	maíz	Agrícola	llanura plana
5	33°29'52.50"	64°42'37.30"	soja	Agrícola	llanura plana
6	33° 29' 17,0	64° 41' 55,0	alfalfa	Ganadero	llanura plana
7	33°29'33.94"	64°41'55.78"	soja	Agrícola	llanura plana
8	33°28'52.00"	64°43'46.44"	maíz	Agrícola	llanura plana
9	33°28'47.17"	64°43'41.72"	soja	Agrícola	llanura plana
10	33°31'55.77"	64°44'45.20"	Llorón	Ganadero PP	llanura plana
11	33°31'56.37"	64°44'55.80"	maíz	Agrícola	llanura plana
12	33°31'58.20	64°46'1.40"	alfalfa	Ganadero	llanura plana
13	33° 24' 26,1	64° 27' 29,6	maíz	Agrícola	llanura plana
14	33° 03' 24	64° 28' 21,9	alfalfa	Ganadero	llanura ondulada
15	33° 03' 24	64° 28' 21,9	soja	Agrícola	llanura ondulada
16	33° 02' 20,9	64° 27' 52,8	soja	Agrícola	llanura ondulada
17	33° 00' 39,8	64° 27' 52,8	soja	Agrícola	llanura ondulada
18	33° 00' 31,9	64° 28' 41,0	soja	Agrícola	llanura ondulada
19	33° 08' 08,9	64° 12' 29,8	soja	Agrícola	llanura plana
20	33° 06' 50,3	64° 10' 11,5	alfalfa	Ganadero	llanura plana
21	33° 06' 50,3	64° 10' 11,5	soja	Agrícola	llanura plana
22	33° 09' 54,3	64° 01' 47,4	alfalfa	Ganadero	llanura plana
23	33° 9'56.46"	64° 1'47.34"	soja	Agrícola	llanura plana
24	33° 10' 03,7	63° 56' 09,4	soja	Agrícola	llanura plana
25	33° 18' 19,9	63° 42' 04,2	alfalfa	Ganadero	llanura plana
26	33°18'22.11	63°42'8.95"	soja	Agrícola	llanura plana
27	33° 16' 43,6	63° 37' 59,1	maíz	Agrícola	llanura plana
28	33° 10' 14,7	63° 47' 03,6	maíz	Agrícola	llanura plana
29	33° 11' 10,1	63° 47' 33,2	pasto llorón	Ganadero PP	llanura plana
30	33° 06' 56,6	63° 51' 02,1	maíz	Agrícola	llanura plana
31	33° 41' 53,3	64° 59' 40,0	soja	Agrícola	llanura medanosa
32	33° 42' 27,2	65° 01' 02,4	alfalfa	Ganadero	llanura medanosa
33	33° 47' 53,7	65° 06' 16,5	soja	Agrícola	llanura medanosa

34	33° 49' 29,4	65° 06' 41,1	pasto llorón	Ganadero PP	llanura medanosa
35	33°49'22.91	65° 6'34.61	soja	Agrícola	llanura medanosa
36	33° 49' 48,5	65° 04' 31,0	soja	Agrícola	llanura medanosa
37	33°49'53.11	65° 4'33.11	alfalfa	Ganadero	llanura medanosa
38	33°55'45.10	64°31'8.83	maíz	Agrícola	llanura medanosa
39	33°55'33.27	64°31'23.80"	alfalfa	Ganadero	llanura medanosa
40	34 01 18,8	64 27 05,7	soja	Agrícola	llanura medanosa
41	34° 1'9.10	64°27'7.49"	alfalfa	Ganadero	llanura medanosa
42	34° 01' 23,7	64° 29' 01,8	mani	Agrícola	llanura medanosa
43	33° 6'28.71"	64°18'5.06"	alfalfa	Ganadero	llanura plana
44	33° 6'26.90"	64°18'6.90"	soja	Agrícola	llanura plana
45	33° 6'26.64"	64°18'9.21"	soja	Agrícola	llanura plana
46	33° 6'26.12"	64°18'10.90"	soja	Agrícola	llanura plana
47	33° 6'12.04"	64°17'45.53"	maíz	Agrícola	llanura plana
48	33° 6'6.81 "	64°17'51.78"	soja	Agrícola	llanura plana
49	33° 6'9.99	64°17'48.91	soja	Pastura	llanura plana
50	33° 6'4.78"	64°17'52.93	pasto llorón	Ganadero PP	llanura plana
51	32°59'23,70	64 29'07,53	maíz	Agrícola	llanura ondulada
52	32°59'42,76	64° 29'11,50	soja	Agrícola	llanura ondulada
53	32° 59'24,28	64° 29'17,24	maíz	Ganadero PP	llanura ondulada
54	33° 00'51,0	64° 27' 53	pasto llorón	Ganadero	llanura ondulada
55	33° 00'52,0	64° 27' 54	maní	Agrícola	llanura ondulada
56	33° 35 21,4	64 03 46,7	alfalfa	Ganadero	llanura plana
57	33° 35 21,5	65 03 45,1	maíz	Agrícola	llanura plana
58	33° 36 22,1	66 03 44,4	maíz	Agrícola	llanura plana
59	33°34'46.10"	64° 3'34.21"	soja	Agrícola	llanura plana
60	33° 35' 48,1	63° 58' 41,5	soja	Agrícola	llanura plana
61	33° 25' 48,1	63° 58' 41,5	llorón	Ganadero	llanura plana
62	33° 35' 48,6	63° 58' 55,8	soja	Agrícola	llanura plana
63	33° 35' 47,5	63° 57' 47,7	maíz	Agrícola	llanura plana
64	33° 36' 46,8	63° 57' 31,8	alfalfa	Pastura	llanura plana
65	33° 34' 59,1	64° 03' 36,8	soja	Agrícola	llanura plana
66	33° 35' 22,4	64° 05 41,9	maíz	Agrícola	llanura plana
67	33°35'50.71	64° 5'25.32"	soja	Agrícola	llanura plana
68	33 34 21,4	64 03 48,7	soja	Agrícola	llanura plana
69	33°33'49.87	64° 3'43.09	soja	Agrícola	llanura plana
70	33°16'15,20	64°33'33,41	soja	Agrícola	llanura ondulada
71	33°16'6.92"	64°33'43.36"	soja	Agrícola	llanura ondulada

72	33°16'7.51	64°34'2.89	soja	Agrícola	llanura ondulada
73	32°47'36.12"	64°31'15.36"	soja	Agrícola	llanura ondulada
74	32°47'41.37"	64°30'59.27"	llorón	Ganadero PP	llanura ondulada
75	33°30'50,68	64°41'55,54	alfalfa	Ganadero	llanura plana
76	33°31'30.97	64°42'58.90	soja	Agrícola	llanura plana
77	33° 04' 45,2	64° 29' 00,3	alfalfa	Ganadero	llanura ondulada
78	33° 4'31.12	64°29'33.96	llorón	Ganadero PP	llanura ondulada
79	33° 4'34.39	64°29'28.50	soja	Agrícola	llanura ondulada
80	33 04 16,2	64 30 16,9	alfalfa	Ganadero	llanura ondulada
81	33° 1'17.41	64°40'8.74"	pasto llorón	Ganadero PP	llanura ondulada
82	33° 1'12.10"	64°40'12.97"	soja	Agrícola	llanura ondulada
83	33 01 43,60	64 40 56,72	soja	Agrícola	llanura ondulada
84	33 02 7,34	64 40 45,80	potrero grami	Ganadero PP	llanura ondulada
85	33°02'14,05	64° 40'40,29	maíz	Agrícola	llanura ondulada
86	33°3'50,02	64°41'57,04	maíz	Agrícola	llanura ondulada
87	33°3'44,03	64°41'17,96	soja	Agrícola	llanura ondulada
88	33 04 45,2	64 29 00,3	maíz	Agrícola	llanura ondulada
89	33°49'34.60"S	65° 6'0.34"O	monte	Ganadero PP	llanura medanosa
90	33°49'21.07"S	65° 6'4.27"O	cultivo	Agrícola	llanura medanosa
91	32°51'26.24"	64°28'40.83"	virgen	Ganadero PP	llanura plana
92	32°51'25.68"	64°28'52.18"	cultivado	Agrícola	llanura plana
93	33 00 52,71	64° 27' 54,46	alfalfa	Ganadero	llanura ondulada
94	33° 0'50.27"	64°27'57.55"	cultivado	Agrícola	llanura ondulada
95	33 05 10,73	64 48 02,89	soja	Agrícola	llanura ondulada
96	33° 5'5.39	64°48'11.01"	maíz	Agrícola	llanura ondulada
97	33° 0'49.97"	64°28'37.92	soja	Ganadero PP	llanura ondulada
98	33 0 51,54	64 28 36,36	soja	Agrícola	llanura ondulada
99	32°57'53.14"S	64°35'37.83"	maíz	Agrícola	llanura ondulada
100	33° 43'58,69	64°45' 40,09	soja	Agrícola	llanura plana
101	33°44'00,44	64°45' 43,7	potrero grami	Ganadero PP	llanura plana
102	33° 44'10	64°46' 35	potrero grami	Ganadero PP	llanura plana
103	33° 43'58	64°47' 28	soja	Agrícola	llanura plana
104	33° 43'36	64° 47' 48	soja	Agrícola	llanura plana
105	32° 55'39,04	64°17' 52,21	soja- trigo	Agrícola	llanura plana
106	32° 55'43,80	64°18' 12,22	pasto llorón	Ganadero PP	llanura plana
107	32° 59'25,16	64°22' 00,50	soja	Agrícola	llanura plana
108	32° 59'24,69	64° 2' 7,63	maíz	Agrícola	llanura plana

109	33° 0'41.19	64°20'41.47"	soja	Agrícola	llanura ondulada
-----	-------------	--------------	------	----------	------------------



Figura 61. Vista aérea ensayo larga duración, campo experimental Pozo del Carril, La Aguada, Córdoba.

Tabla 12. Rendimientos grano de cultivos de por campaña en el ensayo de larga duración.

Campaña	Cultivo	Rendimientos (kg ha ⁻¹)					
		SD		LR		LC	
		F	NF	F	NF	F	NF
94/95	Maíz	6007	4432	4624	3589	4464	3177
95/96	Maíz	6842	3224	5143	2544	4018	1948
96/97	Girasol	2530	2634	2188	2336	1661	1590
97/98	Maíz	6928	2542	5688	4969	5012	4199
98/99	Girasol	1603	1049	1686	1374	1416	1165
99/00	Maíz	7664	2632	7898	3868	7711	3864
00/01	Girasol	2073	1290	2028	1567	1936	1290

01/02	Maíz	7108	323	6693	2631	5331	3393
02/03	Maíz	6931	804	6696	2723	5938	2321
03/04	Soja	2744	2389	2584	2705	2143	2553
04/05	Maíz	8709	3027	8089	4252	9292	6026
05/06	Soja	3364	2530	3116	2528	3442	2838
06/07	Maíz	5722	2256	5109	2474	5620	3080
07/08	Soja	0	0	0	0	0	0
08/09	Maíz	0	0	0	0	0	0
09/10	Soja	0	0	0	0	0	0
10/11	Maíz	7967	5618	7661	6026	7354	6333
11/12	Soja	2264	1975	2084	2331	2258	1800
12/13	Maíz	7540	4204	7468	4574	7472	4684
13/14	Soja	3791	2546	3963	2323	3444	1873
15/16	Maíz	7339	5940	6574	6150	6385	5877
16/17	Soja	2823	2100	2850	2548	2774	2334
17/18	Maíz	9508	5964	9452	5834	8906	5385

Fuente: Cátedra de Producción de Cereales; Cátedra de Manejo de Pasturas, Cátedra Sistema Suelo Planta Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. (Los tres años donde se registró rendimiento 0 kg/ha, corresponden a cultivos dañados por granizo).

Tabla 13. Aportes de total de biomasa aérea más raíces de cultivos de por campaña en el ensayo de larga duración.

Campaña	Cultivo	Aportes total de residuos (kg MS/ha)					
		SD		LR		LC	
		F	NF	F	NF	F	NF
94/95	Maíz	8208,2	6056,1	6318,4	4904,2	6099,8	4341,2
95/96	Maíz	9349,2	4405,4	7027,6	3476,2	5490,4	2661,8
96/97	Girasol	6925,0	7209,7	5988,9	6394,0	4546,4	4352,1
97/98	Maíz	9466,7	3473,5	7772,3	6789,9	6848,6	5737,7
98/99	Girasol	4387,7	2871,3	4614,9	3760,9	3875,8	3188,8
99/00	Maíz	10472,4	3596,5	10792,2	5285,4	10536,7	5279,9
00/01	Girasol	5674,2	3531,0	5551,0	4289,1	5299,2	3531,0
01/02	Maíz	9712,7	441,4	9145,6	3595,1	7284,5	4636,3
02/03	Maíz	9470,8	1098,6	9149,7	3720,8	8113,9	3171,5
03/04	Soja	5223,5	4547,8	4919,0	5149,3	4079,5	4859,9
04/05	Maíz	11900,4	4136,2	11053,2	5810,1	12697,0	8234,2
05/06	Soja	6403,8	4816,2	5931,7	4812,4	6552,3	5402,5

06/07	Maíz	7818,8	3082,7	6981,2	3380,6	7679,4	4208,6
07/08	Soja	4472,0	4472,0	4472,0	4472,0	4472,0	4472,0
08/09	Maíz	6708,0	6708,0	6708,0	6708,0	6708,0	6708,0
09/10	Soja	4472,0	4472,0	4472,0	4472,0	4472,0	4472,0
10/11	Maíz	10886,5	7676,7	10468,3	8234,2	10048,8	8653,7
11/12	Soja	4309,8	3759,7	3967,1	4437,3	4298,4	3426,5
12/13	Maíz	10303,0	5744,5	10204,6	6250,1	10210,1	6400,4
13/14	Soja	7216,6	4846,6	7544,1	4422,1	6556,1	3565,5
15/16	Maíz	13970,7	11307,5	12514,4	11707,3	12154,6	11187,6
16/17	Soja	5373,9	3997,6	5425,3	4850,4	5280,6	4443,1
17/18	Maíz	21185,4	13251,1	23163,3	15396,5	22192,4	13155,9

BIBLIOGRAFÍA

- AAPRESID. 2013 Protocolo del Sistema de Gestión de Calidad - Manual de Buenas Prácticas de Manejo de Agricultura Certificada. 90 páginas.
- Abella, SR y Zimmer BW. 2007. Estimating organic carbon from loss-on-ignition in northern Arizona forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*
- Alvarez, R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century Model. *Soil Use and Management* 17, 62-66.
- Alvarez, R. y R. S. Lavado 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils. *Geoderma* 83: 127-141.
- Alvarez, R. y H. Steinbach. 2006. Efecto del sistema de labranza sobre la materia orgánica: 41-53. En: *Materia Orgánica. Valor Agronómico y Dinámica en suelos pampeanos.* Álvarez R. (coord.). Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina. 423 p.
- Alves Fernandes R. B., Bragança de Carvalho R., Silva Ribeiro E., y E. de Sá Mendonça. 2015. Comparison of different methods for the determination of total organic carbon and humic substances in Brazilian soils. *Rev. Ceres, Viçosa*, v. 62, n.5, p. 496-501.
- Amato, M. y Ladd, J.N. (1988) Assay for microbial biomass based on ninhydrin-reactive nitrogen in extracts of fumigated soils. *Soil Biol. and Biochem.* 20, 107-114.
- Anderson, T. H. y K. H. Domsch. 1990. Application of ecophysiological quotients (qC₀, AND qD) on microbial biomasses from soil of different cropping histories. *Soil Biol Biochem.* 22, 251-255.
- Andrade F. H. y V. O. Sadras, 2002. Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. E.E.E. INTA Balcarce – F.C.A. U.N.M.P. Cap 3, pag 75.
- Andrén O y T. Kätterer. 1997. ICBM: The introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecol. App.* 7: 1226-1236.
- Andriulo A., Guérif J. y Mary B. 1999a. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in Determination of carbon origin using variations of natural ¹³C abundance, *Agronomie* 19, 349-364.
- Andriulo, A., Sasal, M., Irizar, C A, Restovich S. y F. Rimatori. 2008. Efecto de diferentes sistemas de labranza, secuencias de cultivo y de la fertilización nitrogenada sobre los stocks de C y N edáficos. En: *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina.* Ed: Galantini J.A. (EdiUNS). Argentina. 117-126 pp.

- Andriulo A., Sasal C., Rivero M.L. 2001. Los sistemas de producción conservacionistas como mitigadores de la pérdida de carbono orgánico edáfico. En Panigatti J.L., Buschiazzo D., Marelli H. (Eds). Siembra Directa II. Ediciones INTA. 377 pp.
- Andriulo A.J., Mary B. y Guerif J. 1999b. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie* 19: 365-377
- Apezteguía, H. P.y R. C. Izaurrealde 2009. "Simulation study of soil organic matter dynamics as affected by land use and agricultural practices in semiarid Córdoba, Argentina." *Soil and Tillage Res.* 102(1): 101-108.
- Apezteguia, H. y R. Sereno. 2008. Sustancias húmicas y otras fracciones de la materia orgánica en el bosque nativo y en suelos cultivados: 131-143. En: Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la argentina. Galantini, J. (Ed.) Editorial de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. 308p.
- Arzeno J. L., Corvalan E. R., Huidobro D. J., Franzoni A. y D. A. Matta. 2004. Indicador de la calidad de suelo: relación de la materia orgánica entre dos profundidades: 0-5 y 0-20cm. XIX Congreso Argentino de Ciencias del Suelo. Paraná, Argentina.
- Balbuena, RH; GF Botta y ERD Rivero. 2009. Herramientas de labranza para la descompactación del suelo agrícola. 1era ed. Buenos Aires. Orientación gráfica editora. 216 p.
- Baldock, J.A., y Nelson, P.N. 2000 Soil organic matter. In: Sumner, Malcolm E., (ed.) *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, B25-B84
- Balesdent, J., C.Chenu y M.Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Tillage Res.* 53: 215-230.
- Ball D. F. 1964. Loss on ignition as an estimate of organic soils matter and organic carbon in non calcareous. *J. Soil Sci.*, Vol. 15, No. 1.
- Balzarini M., Bruno C., Córdoba M. y Teich I. 2015. Herramientas en el Análisis Estadístico Multivariado. Escuela Virtual Internacional CAVILA. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina
- Basanta M. y Alvarez C.. 2015. Manejo sustentable de sistemas agrícolas en la región central de Córdoba: una experiencia de largo plazo en INTA EEA Manfredi. RIA. Revista investigación agropecuaria vol.41 no.2 Ciudad Autónoma de Buenos Aires agosto 2015.
- Batjes, N. H. y Dijkshoorn, J. A. (1999). Carbon and Nitrogen Stocks in the Soils of the Amazon Region. *Geoderma*, 89, 273-286. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(98\)00086-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(98)00086-X)
- Batjes, N.H. (Ed.), 1995. A homogenized soil data file for global environmental research: a subset of FAO. ISRIC and NRCS profiles (Version 1.0). Working Paper and Preprint 95/10b. International Soil Reference and Information Center, Wageningen, The Netherlands

- Bauer, A. y Black, A.L., 1981. Soil carbon, nitrogen, and bulk density comparison in two cropland tillage systems after 25 years and in virgin grassland. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 1166 – 1170.
- Bayer C., Lovato T., Dieckow J., Zanatta J.A.y Mielniczuk J. 2006. "A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments". *Soil Till Res* 91, 217-226.
- Bayer C., Mielniczuk J., Amado, T. J. C., Martin Neto L. y S. V Fernandes, 2000. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil Till Res.* v.54, 101-109.
- Beare, M. H.; M. I. Cabrera; P. F. Hendrix y D. C. Coleman 1994: Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional tillage and no-tillage soils, *Soil Science Society of America Journal*, 58: 787-795.
- Becerra, V., G. Cimadevilla, J. De Prada, A. Geymonat, H. Gil, J.J. Miras, G. Calvi y D. Cedriani. 1999. Plan director. ADESUR (Asociación interinstitucional para el desarrollo del sur de Córdoba). Edición: Depto. Prensa y Publicaciones. Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina
- Becker A.R., Cantú M.P., Schiavo H.F. y J.I. Osana. 2001. Evaluación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la región pedemontana del suroeste de Córdoba, Argentina. XV Congreso Latinoamericano y V Cubano de la ciencia del suelo. CD. Trabajo VII 41-44.
- Becker, AR; Díaz, E.; Cantú, MP; C Meyers y C Cholaky. 2006. Aplicación del modelo WEPP en la predicción de erosión hídrica en el Suroeste de Córdoba, Argentina. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo CD 5 pp.
- Bell, A.M. y van Keulen, H., 1995. Soil pedotransfer functions for four Mexican soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 865 – 871
- Bellamy P.H., Loveland P.J., Bradley R.I., Lark M. y G.J.D. Kirk GJD 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature* 437:245–248
- Beltrán, V.; Blasco, A.; Escardino, A. y Negre, F. 1988. Formation of black core during the fring of floor and wall tiles. *Interceram, Freiburg*, v.37, p.15-21
- Ben-Dor, E. y Banin, A. (1989), Determination of organic matter content in arid zone using a simple loss-on-ignition method. *Commun. Soil Sci. and Plant Anal.*, 20, 1675-1695.
- Biederbeck V.O., Campbell C.A., Rasiyah V., Zentner R.P. y G. Wen 1998. Soil quality attributes as influenced by annual legumes used as green manure, *Soil Biol. Biochem.* 30, 1177-1185.
- Blake, G.R. y K. H. Hartge 1986. Bulk Density, en *Methods of soil análisis, Part 1, Physical and mineralogical methods, Agronomy monographs no. 9, second edition, ASA.SSSA.*, pp 363-375.

- Bohn H. L., Myer R. A. y G. A. O'Connor 2002. Soil Chemistry, 3rd Edition 2nd Edición. John Wiley & Sons, pp 320. ISBN-13: 978-0471363392
- Bolin, B. y R. Sukumar. 2000. Global perspective. In: RT Watson; IR, Noble; B, Bolin; NH, Ravindranath; DJ, Verardo & DJ, Dokken (eds.), Land Use, Land-Use Change, and Forestry. A Special Report of the IPCC. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 23-51.
- Bonadeo E., Degioanni A., Cisneros J., Amín S., Chilano Y., Bongiovanni M., Marzari R., Mattalía M.L., Masseda E. y A. Cantero. 2017. Gira edafológica : guía para reconocimiento de suelos. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo - 1a ed . - Río Cuarto : UniRío Editora, Libro digital, PDF.
- Bongiovanni, M. 2002. Cambios en los componentes de la materia orgánica del suelo producidos por el uso y su efecto sobre la agregación y disponibilidad de micronutrientes. Tesis Magister en Cs. Agrarias - UNS Bahía Blanca.
- Bongiovanni, M. y Lobartini, J. C. 2006. Particulate organic matter, carbohydrate, humic acid contents in soil macro and microaggregates as affected by cultivation. *Geoderma*, 136: 660-665.
- Bongiovanni M. D. y Degioanni, A.. 2012. Materia Orgánica total y particulada en suelos con diferentes usos del sudeste de Córdoba. XXIII Congreso Argentino de Ciencias del Suelo. Mar del Plata. Argentina.
- Bongiovanni M. D., Lobartini J. C. y G. A. Orioli 2000. Cambios en las sustancias húmicas y agregados del suelo provocadas por labranzas. XVII Congreso Argentino de Ciencias del Suelo. Mar del Plata, Argentina.
- Bongiovanni M.D., Marzari R. y M. Ron. 2010. Fósforo disponible en suelos agrícolas del sur de Córdoba y sudeste de San Luis.. Trabajo XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario, Santa Fe, Argentina
- Bricchi E., Formía F., Esposito G., Rivieri L. y Aquino H. 2004. The effect of topography, tillage and stubble grazing on soil structure and organic carbon levels. *Span. J. Agric. Research*. Res.,2(3) 409-418.
- Buschiazzo, D.E. y Hevia G.G.; en Hepper; A Urioste; AA Bono y F Babinec. 2001. Organic C, N and P in size fractions of virgin and cultivated soils of the semi-arid pampa of Argentina. *J.Arid Environ.* 48(4), 501-508.
- Cabrera F., A. Becker, B. Parra y Bedano J. 2012. Stock de carbono orgánico en Haplustoles del centro-sur de Córdoba. XXIII Congreso Argentino de Ciencias del Suelo. Mar del Plata, Argentina.
- Calhoun, F.G., Hammond, L.C. y R.E. Caldwell, R.E. 1973. Influence of particle size and organic matter on water retention in selected Florida soils. *Soil Crop Sci. Fla. Proc.* 32, 111 – 113.
- Calzada G. y G. D'Angelo. 2021. Fertilizantes: panorama y oportunidades para la Argentina. Bolsa de Comercio de Rosario. AÑO XXXIX - N° Edición 2007.

<https://www.bcr.com.ar/es/mercados/investigacion-y-desarrollo/informativo-semanal/noticias-informativo-semanal/fertilizantes>

- Cambardella C.A. y Elliott E.T. 1993. Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma* 56: 449-457.
- Cambardella C.E., Gajda A.M., Doran J.W., Wienhold B.J. y Kettler T.A. 2001. Estimation of particulate and total organic matter by weight-loss-on ignition. In: Lal R, Kimble JF, Follet RF, Stewart BA (eds), *Assessment methods for soil carbon*. Boca Raton: CRC Press. pp 349-359
- Cambardella, C. A. y Elliott, E. T. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:777-783.
- Cambardella, C. A. and Elliott, E.T. 1994. Carbon and Nitrogen Dynamics of Soil Organic Matter Fractions from Cultivated Grassland Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:123-130
- Cambell, Curtin D. y Peru M. R. 1998. Long-term effects of tillage and fallow-frequency on soil quality attributes in a clay soil in semiarid southwestern Saskatchewan Volume 46, Issues 3-4, pp 135-144.
- Cantero A., E. Bricchi, V. Becerra, J. Cisneros. y H. Gil 1986. Zonificación y descripción de las tierras del departamento Río Cuarto. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Cantero A., E. Bricchi, V. Becerra, J. Cisneros y Gil. H. 1984. Zonificación y descripción de las tierras de Departamento de Río Cuarto. Talleres gráficos de la UNRC, adhesión del bicentenario de la fundación de la ciudad de Río Cuarto.
- Cantero, G., A., Cantu, M., Cisneros, J.M., Cantero, J.J.; Blarasin, M., Degioanni, A., Gonzalez, J., Becerra, V., Gil, H., de Prada, J., Degioanni, S., Cholaky, C., Villegas, M., Cabrera, A., Eric, C. 1998. *Las tierras y aguas del sur de Córdoba. Propuestas para un manejo sustentable*. Universidad Nacional de Río Cuarto, 119 págs. ISBN 950-665-101-9.
- Cantero, G., Cantú, M., Cisneros, J. M., Cantero, J. J., Blarasin, M., Degioanni, A., y otros 1999. *Las tierras y aguas del sur de Córdoba. Propuestas para un manejo sustentable*. Río Cuarto, Argentina: Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Cantú M.P., A. Becker, J. Bedano y H. Schiavo 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del Suelo* 25(2): 173-178.
- Cantú, M.P. 1992. *Holoceno de la Provincia de Córdoba. Manual: Holoceno de la República Argentina*. Tomo I. Ed. Doctor Martin Iriondo. Simposio Internacional sobre el holoceno en América del Sur. Paraná, Argentina

- Carter, M.R. 1996. Analysis of soil organic matter storage in agro-ecosystems. In Carter, M.R.; Stewart, B. A. (Eds.). Structure and organic matter storage in agricultural soil. Lewis Publishers. CRC Press. Boca Raton. Florida. p. 3-11.
- Carter, M.R. 2001. Organic Matter and Sustainability in Sustainable Management of Soil Organic Matter (eds R.M. Rees, B.C. Ball, C.D. Campbell and C.A. Watson. CAB International.
- Carter, M.R. 2002. Soil Quality for Sustainable Land Management: Organic Matter and Aggregation Interactions That Maintain Soil Functions. *Agronomy Journal*, 94, 38-47. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2002.0038>
- Carter, M.R., Gregorich, E.G., Angers, D.A., Beare, M.H., Sparling, G.P., Wardle, D.A. and Voroney, R.P. 1999. Interpretation of microbial biomass measurements for soil quality assessment in humid temperate regions. *Canadian Journal of Soil Science* 79, 507–510.
- Carter, M.R., Gregorich, E.G., Angers, D.A., Donald, R.G. and M.A. Bolinder. 1998. Organic C and N Storage, and Organic C Fractions, in Adjacent Cultivated and Forested Soils of Eastern Canada. *Soil Tillage Res.*, 47, 253-261.
- Caruso T., De Vries F., Bardgett R. y J. Lehmann. 2018. Soil organic carbon dynamics matching ecological equilibrium theory. *Ecology and Evolution* 8:11169–11178. DOI: 10.1002/ece3.4586
- Casanovas E.M., Studdert G.A. y Echeverría H.E. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. II Efecto de los ciclos de agricultura y pasturas. *Ciencia del Suelo* 13: 21-27.
- Casas, R. 2005. Efectos de la intensificación agrícola sobre los suelos. *Ciencia Hoy*, La transformación de la agricultura argentina. *Ciencia hoy*. Vol. 15. Nº 8742-43. ISS 1666-5171
- Casas, R. 2015. La erosión del suelo en la Argentina. En Casas, R. y G. F. Albarracín. *El Deterioro del Suelo y del Ambiente en la Argentina*
- Christensen B.T. 1996. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: Carter MR, Stewart BA (eds) Structure and organic matter storage in agricultural soils. CRC Press, Boca Raton, pp 97–165
- Christensen, B.T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European J. Soil Sci.* 52:345-353.
- CIC (Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata). 2017. Buenas prácticas de uso y manejo del agua y suelo en la Cuenca del Plata
- Cisneros J. M. 2016. Hacia un nuevo paradigma en Conservación de Suelos: El Ordenamiento Territorial. Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura (FECIC)

- Cisneros, J. M., Cantero, A., Degioanni, A., Becerra, V. y Zubrzycki, M. 2008. "Producción, Uso y Manejo de las Tierras". Cap. III. En Percepción económica y visión de los productores agropecuarios de los problemas ambientales en el sur de Córdoba, Argentina. J. de Prada y J. Penna Editores. UNRC – INTA. 94 p.
- Cisneros, J.M., C. Cholaky y A.R. Reiner. 2007. En: Documento de apoyo didáctico para el curso Uso y Manejo de Suelos. Manejo de la condición biológica de los suelos: la materia orgánica y su dinámica. Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina.
- Colby, M. E., 1991. Environmental management in development: the evolution of paradigms. Amsterdam, Holanda
- Combs, S.M., y Nathan, M.V. 1998. Soil organic matter. p. 53–58. Recommended chemical soil test procedures for the north central region. North Central Regional Res. Publ. No. 221 (revised). Mis- p. 157–168. In J.W. Doran and A.J. Jones (ed.) Methods for assouri Agric. Exp. Sta. SB 1001, Columbia, MO.
- Conant, R. T., K. Paustian, y Elliott, E. T.. 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecol App.* 11:343-355.
- Córdoba M., Balzarini M., Bruno C. y Costa, J. L.. 2012. Análisis de componentes principales con datos georreferenciados. Una aplicación en agricultura de precisión. *Rev. FCA UNCUYO.* 2012. 44(1): 27-39. ISSN impreso 0370-4661. ISSN (en línea) 1853-8665
- Cordone G. y Martinez, F. 2005. Avance en el manejo de la fertilización de cultivos y fertilidad de suelos en el Sur de Santa Fe. *INPOFOS, Simposio Fertilidad.* pág. 1:8.
- Coser, T.R.; Figueiredo, C.C.; Ramos, M.L.G.; Jannuzzi, H. y Marchao R. L. 2012. Recuperação de carbono obtida por três métodos em frações da matéria orgânica de Latossolo sob consórcio milho-forrageiras, no Cerrado. *Biosci J.*, v.28, p.91-97,
- Costantini A., Alvarez C., Álvarez C.R., Martellotto E. y Lovera E. 2010. Uso de la relación de estratificación del carbono orgánico como indicador de efectos del manejo sobre el suelo y el secuestro de carbono. 20 Congrso Argentino de la Ciencia del Suelo 2010. *Actas.*
- David, M. B., Mc Isaac G. F., Darmody R. G. y Omonode, R. 2003. Long-Term Changes in Mollisol Organic Carbon and Nitrogen. *J. Environ. Qual.* 38:200–211. doi:10.2134/jeq2008.0132
- Davidson, E.A. y Ackerman, I. L. 1993. Changes in soil carbon following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20:161-164.
- Davies, BE. 1974. Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J. Proc.* 38: 150-151.
- De Grazia J. 2008. La Materia Orgánica Edáfica como Indicador de Sustentabilidad de los Agroecosistemas en el Centro Sur de Córdoba. Tesis de Maestría en Ciencias Agropecuarias con Mención en Manejo de Tierras. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba, Argentina.

- de Groot, R. S. y Wilson, M. A. 2002. "A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services." *Ecol. Econ.* 41(3): 393-408.
- De Jong, R., 1983. Soil water desorption curves estimated from limited data. *Can. J. Soil Sci.* 63, 697 – 703.
- De Vos, B; S Lettens; B Muys y JA Deckers. 2007. Walkley-Black analysis of forest soil organic carbon: recovery, limitations and uncertainty. *Soil Use Manage.* 23: 221-229.
- Degioanni, A., de Prada, J.D. y Cisneros, J.M. 2008. Características del Área de Estudio, Unidades Ambientales y Productores de la Muestra. Cap. II. En *Percepción económica y visión de los productores agropecuarios de los problemas ambientales en el sur de Córdoba, Argentina*. J. de Prada y J. Penna Editores. UNRC – INTA. 94 p.
- Degtjareff W. TH. 1930 Determining Soil Organic Matter by Means of Hydrogen Peroxide and Chromic Acid. *Soil Sci.* 29 - 3 - 239-246.
- DeLapp, R., LeBoeuf E., y Bell, K. 2004. "Thermodynamic Properties of Several Soil-and Sediment-Derived Natural Organic Materials," *Chemosphere* 54, 527–539.
- Demmi, M.A., Puricelli C.A. y R. A. Rosell. 1986. El efecto del pasto llorón en la recuperación de los suelos. Información técnica N° 109. INTA EEA Villa Mercedes.
- Dexter A.R. 2004. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*. Volume 120, Issues 3–4.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo, C.W. InfoStat version 2020. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Ding, G., X. Liu, S. Herbert, J. Novak, D. Amarasiriwardena y B. Xing. 2006. Effect of cover crop management on soil organic matter. *Geoderma* 130 (3-4): 229-239.
- Diosalvi N.V., Studdert G.A., Dominguez G.F. y Eiza, M.J. 2006. Materia orgánica total y particulada en un molisol de Balcarce bajo dos sistemas de labranza. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, Argentina.
- Dominguez G. F. y Studdert G. A. 2015. Balance de carbono en el sudeste Bonaerense: Rol de los sistemas de cultivos. Unidad Integrada Balcarce (Fac. Ciencias Agrarias-UNMdP – INTA Balcarce) C.C. 276 (7620) Balcarce, Buenos Aires, Argentina.
- Dominguez G. F., G. A. Studdert, H. E. Echeverria y Lorenz, G. 2004. Efectos de dos sistemas de labranza sobre materia orgánica total y particulada en un molisol de Balcarce. XIX Congreso Argentino de Ciencias del Suelo. Paraná. Argentina.
- Doran, J. W. y Parkin T. B. 1997 Quantitative indicators of soil quality: A minimum data set. in *Methods for assessing soil quality*. SSSA Especial Publication N° 49. pp 25-39.

- Doran, J.W y Safley, M. 1997. Defining and assessing soil health and sustainable productivity. in: *Biological Indicators of Soil Health*, (Eds.) C. Pankhurst, B. Doube, V.V.S.R. Gupta, CAB International, pp. 1-28
- Douglas W. P. 2010. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma* 156(3):75-83
- Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W. 2016. Carbon: Physical protection. Lal, R. (Ed.), *Encyclopedia of Soil Science*, Third Edition. CRC Press, pp. 327 Lal, R. (Ed.), 330.
- Duval T. P. y Radu D. D. 2018. Effect of temperature and soil organic matter quality on greenhouse-gas production from temperate poor and rich fen soils. *Ecological Engineering* Volume 114, Pages 66-75. doi:10.1016/j.ecoleng.2017.05.011.
- Echeverria H.E. y Ferrari J. 1993. Relevamiento de algunas características de los suelos agrícolas del sudeste bonaerense. *Boletín Técnico* N° 112. INTA, CeRBAS, EEA. Balcarce.
- Eiza, M.J., Bianchini, M.R., F. Cabria y G. Monterrubianesi. 2002. Efecto de la labranza y la fertilización nitrogenada sobre la materia orgánica y la capacidad buffer. XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Puerto Madryn, Chubut, Argentina.
- Eiza M. J., N. Fioriti, G. A. Studdert, H. y E. Echeverria. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y fertilización nitrogenada. *Ciencias del suelo* v.23 n.1 Buenos Aires ene. /jul. 2005. ISSN 1850-2067
- Eiza M.J., Fioriti N., Studdert G.A. y H.E. Echeverria. 2004. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná-Entre Ríos, Argentina.
- Eiza M. J., G.A. Studdert, N. Fioriti y G.F. Domínguez 2006. Estabilidad de agregados y materia orgánica total y particulada en molisoles de Balcarce. En CD, 5 pp. En: *Actas de XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. ISBN 10:987- 21419-5-9. Salta y Jujuy, 19-22 de septiembre de 2006.
- Elliott E.T. y Cambardella, C.A. 1991. Physical separation of soil organic matter *Agric. Ecosystems Environ.*, 34, pp. 407-419
- Esposito G., Castillo C., Bricchi E., Balboa R. y Etcheverry, M. 2008. Productividad de maíz y propiedades químicas del suelo afectadas por su uso, tipo de labranza y fertilización. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná-Entre Ríos, Argentina. *Actas* pág. 79.
- Eyherabide, M; H Saíenz Rozas; P Barbieri y Echeverría, HE. 2014. Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. *Ciencia del Suelo* 32(1): 13-19
- Fabrizi K.P., Morón, A. y Garcia, F.O., 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. Non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci Soc Am J.* 67, 1831-1841.

- FAO. 2011. The state of the world's land and water resources for food and agriculture - Managing systems at risk. Retrieved from: <http://www.fao.org/docrep/015/i1688e/i1688e00.pdf>
- FAO, 2016. Estado Mundial del Recurso Suelo (EMRS) – Resumen Técnico. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura y Grupo Técnico Intergubernamental del Suelo, Roma, Italia.
- FAO and ITPS. 2020. Global Soil Organic Carbon Map V1.5: Technical Report. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/ca7597en>
- Ferreras L., Toresani S., Bonel B., Fernandez E., Bacigalupo S., Faggioli V. y C. Beltran; 2009. Parámetros químicos y biológicos como indicadores de calidad del suelo en diferentes manejos. *Ciencia del Suelo* 27(1): 103-114.
- Franzluebbers A.J. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil and Tillage Research* 66: 95-106
- Franzluebbers, A.J., 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential in agricultural regions of North America: introduction. *Soil Till. Res.* 83, 1–8.
- Frioni L., 2005 “Ecología Microbiana del suelo” dpto de Publicaciones, Ediciones de la Universidad de la Republica Montevideo, Uruguay.
- Gabler R. E, Petersen J. F., Trapasso L. M. and D. Sack. 2009. *Physical Geography*, Ninth Edition. Brooks/Cole, Cengage Learning
- Galantini J. A. Iglesias J.O. y R.A. Rosell. 2005. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en la región semiárida pampeana. *Conociendo el suelo en siembra directa*. AAPRESID. Marzo de 2005, p 21-28.
- Galantini J., J. Iglesia, C. Maneiro y C. Kleine. 2007. Efectos de largo plazo sobre la materia orgánica del suelo. La siembra directa en los sistemas productivos del Sur y Sudoeste Bonaerense. *Rev. Técnica especial. Sistemas Productivos del Sur y Sudoeste Bonaerense*. Ed. Responsable JA Galantini pag. 11-15.
- Galantini J.A., Iglesias J. O.y M. Duval. 2012. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense: efectos sobre las fracciones orgánicas. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Trabajo en CDROM. ISBN 978-987-1829-11-8.
- Galantini, J.A. y Rosell, R.A. 1997. Organic fractions, N,P and S changes in an Argentine semiarid Haplustoll under different crop sequences. *Soil Till Res* 42:221-228.
- Galantini J. A., Rosell R. y Iglesias J.O. 1994. Determinación de materia orgánica empleando el método de Walkley Black en fracciones granulométricas del suelo. *Ciencia del Suelo* 12: 81-83.

- Galantini J. A., Senesi N, Brunetti G. y Rosell R. 2004. Influence of texture on organic matter distribution and quality and nitrógeno and sulphur status in semiarid Pampean grassland soils of Argentina *Geoderma* 123: 143-152
- Galantini, J. y Suñer L. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *AgriScientia*, 25(1), 41–55.
- Garten, C.T. y Wullschleger, S.D. 1999. Soil carbon inventories under a bioenergy crop (Switchgrass): Measurement Limitations. *J. Environ Qual.* 28:1359-1365
- Gee, G.W. y J.W.Bauder, 1986. Particle-size analysis. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part I. Agron. Monogr. 9.* ASA and SSSA, Madison, WI, USA, pp. 383–411.
- Golchin A., Oades J.M., Skjemstad J.O. y Clarke P. 1994. Soil structure and carbon cycling. *Aust. J. Soil Research* 32: 1043-1068.
- Grego S. y Lagomarsino A. 2008. Soil organic matter in the sustainable agriculture: Source or sink of carbon? In *Soil Carbon Sequestration Under Organic Farming in the Mediterranean Environment*, 39-51 ISBN: 978-81-7895-327-4 Editors: Sara Marinari and Fabio Caporali. Transworld Research Network.
- Gregorich, E.G y H. H. Janzen, 1996. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. In: Carter, M.R., Stewart, B.A. (Eds.), *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils.* CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, pp. 167–190
- Grewal, KS; GD Buchan y RR Sherlock. 1991. A comparison of three methods of organic carbon determination in some New Zealand soils. *J. Soil Sci.* 42: 251-257
- Guérif J., Modification de la répartition et de l'évolution des matières organiques par la simplification du travail du sol: conséquences sur quelques propriétés physiques, in: *Les rotations céréalières intensives. Dix années d'études concertées*, Inra-ONIC-ITCF, 1973-1983, Paris, 1986, pp. 63-88.
- Guzman J.G. y Al-Kaisi M.M. 2011. Landscape position effect on selected soil physical properties of reconstructed prairies in southcentral Iowa. *Journal of Soil and Water Conservation* May 2011, 66 (3) 183-191; DOI: <https://doi.org/10.2489/jswc.66.3.183>
- Haas H.J., Evans C.E. y Miles E.F. 1957. Nitrogen and carbon changes in Great Plains Soils as influenced by cropping and soil treatments. Technical Bulletin N^o 1164.
- Hassink, J. 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1221-1231.
- Hassink, J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil* 191: 77–87, 1997. 77. Kluwer Academic Publishers
- Hassink, J. y Whitmore, A.P. 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 131–139

- Havlin J. L., Kissel D. E, Maddux, L. D.; Waasen M. M. y J. H. Long. 1990. Crop rotation and tillage effects on soil organic carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54(2),448-452
- Haynes R. J. & R. S. Swift. 1990. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. *J. Soil Sci.*, 41, 73-83.
- Hendrix P. F. 1997 *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems Long-Term Experiments in North America* Edited By E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, C.V. Cole Edition 1st Edition, CRC Press.
- Henin S. y M. Dupuis. 1945. Essais du bilan de la matière organique du sol. *Annales Agronomiques* 15:17-29, Paris
- Hevia G.G., Buschiazzo D.E., Hepper E.N., Urioste A.M. y Antón E.L. 2003. Organic matter in size fractions of soils of the semiarid Argentina. Effects of climate, soil texture and management. *Geoderma* 116 (3-4): 265-277.
- Hudson, B.D. Soil organic matter and available water capacity. *J. Soil Water Conserv.* 1994, 49, 189–193
- Huggins D. R., G.A. Buyanovskyb, G.H. Wagnerb, J.R. Brownb, R.G. Darmodyc, T.R. Peckc, G.W. Lesoingd, M.B. Vanottie y L.G. Bundyf. 1998. Soil organic C in the tallgrass prairie-derived region of the corn belt: effects of long-term crop management *Soil Tillage Res.* 47. 219-234.
- Huggins DR, Allmaras RR, Clapp CE, Lamb JA y G.W.Randall. 2007. Corn-soybean sequence and tillage effects on soil carbon dynamics and storage. *Soil Sci Soc Am J* 71:145–154
- INDEC, 2021 Censo Nacional Agropecuario 2018. Resultados definitivos / 1a ISBN 978-950-896-607-0 ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Instituto Nacional de Estadística y Censos.
- Ingram J.S.I. y Fernandes E.C.M. 2001. Managing carbon sequestration in soils: Concepts and terminology. *Agric. Ecosyst. Environ.* 87: 111-117.
- INTA. 2019. Mapa de Suelos Córdoba. Hoja 3363-19 Río Cuarto
- IRAM-SAGyP 29571-2. 2011. Calidad ambiental - Calidad del suelo. Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 2 - Determinación de carbono orgánico oxidable por mezcla oxidante fuerte, escala semi-micro.
- Jain T. B., Graham R. T., y D. L. Adam 1997. Carbon to Organic Matter Ratios for Soils in Rocky Mountain Coniferous Forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:1190-1195
- Janzen H. H. 2006. The soil dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biol. Biochem* 38: 419-424.

- Janzen, H. H., Campbell, C. A., Izaurralde, R. C., Ellert, B. H., Juma, N., McGill, W. B. y Zentner, R. P. 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. *Soil Tillage Res.* 47: 181–195
- Jarsún, B.; Gorgas, J. y E. Zamora, E. 2006. RECURSOS NATURALES DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA – LOS SUELOS – Nivel de Reconocimiento 1:500.000. Córdoba.
- Jastrow, J.D. 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biol Biochem.* 28:665-676.
- Jenkinson, D. S. 1990. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philos. Trans. of the R. Soc.* , 329, 361–368.
- Jobbágy E. G. y Jackson R. B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* 10:423-32
- Kamara A, Rhodes ER y P.A.Sawyer. 2007. Dry Combustion Carbon, Walkley–Black Carbon, and Loss on Ignition for Aggregate Size Fractions on a Toposequence. *Commun. Soil Sci Plant Ana*, 38(15–16): 2005–2012. <https://doi.org/10.1080/00103620701548639>
- Kapkiyai JJ, Karanja NK, Qureshi JN, Smithson PC y P.L.Woomer .1999. Soil Organic matter and nutrient dynamics in a Kenyan ultisol under long-term fertilizer and organic input management. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1773 – 1782
- Kleber, M. 2010. What is recalcitrant soil organic matter? *Environ Chem.* 7, 320–332
- Konare, H; RS Yost; M Doumbia; GW McCarty; A Jarju y R Kablan. 2010. Loss on ignition: Measuring soil organic carbon in soils of the Sahel, West Africa. *Afr. J. Agric. Res.* 5(22): 3088-3095.
- Konen, E.M.; P.M. Jacobs; C Lee Burras; B.J. Talaga y J.A. Mason. 2002. Equations for Predicting Soil Organic Carbon Using Loss-on-ignition for North Central U.S. *Soils Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1878-1881.
- Klute, A. (1986) *Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods.* 2nd Edition, American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, USA.
- Ladd J.N., Foster R.C., Nannipieri P. y Oades J.M. 1996. Soil structure and biological activity. In: Stotzky G y Bollag J.M. *Soil Biochemistry* vol 9: 23-78. Marcel Dekker. New York. Basel. Hong Kong.
- Lal, R. 2008. “Carbon sequestration in soil”. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutr. Nat. Resour.* 3:30.
- Lal, R., J. Kimble, R. Follett y Stewart B.A. (ed.). 1998. *Adv. Soil Sci: Management of carbon sequestration in soil.* CRC Press. Boca Raton, Florida.

- Landriscini M. R., Duval M. E., Galantini J. A., Iglesias J. O. y Cazorla C. R. 2020. Changes in soil organic carbon fractions in a sequence with cover crops. *SJSS. Span. J. Soil Sci.*, Volume 10 ISSUE 2.
- Landriscini M. R., J. A. Galantini, M. E. Duval y Iglesias J. O. 2020. Cambio de fracciones orgánicas resistentes en suelos de la región pameana. *Cienc. Suelo (Argentina)* 38 (2): 203-211.
- Lardone, A. 2009. Estimación de los coeficientes de humificación y mineralización de la materia orgánica en un Hapludol típico de Rio Cuarto. Trabajo final de graduación de la carrera Ingeniería Agronómica. Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Rio Cuarto, Argentina. 33 p.
- Li Liu, K. Y. C. y Conyers M. K. 2009. "Simulation of soil organic carbon under different tillage and stubble management practices using the Rothamsted carbon model." *Soil and Tillage* Volume 104, Issue 1, 2009, Pages 65-73
- Lopez Fando C. y Pardo M.T.. 2011. Soil carbon storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid region. *Soil and Tillage Research* 111(2):224-230
- Loveland P.J., Webb J. y Bellamy D P. 2001. Critical Levels of Soil Organic Matter: the Evidence for England and Wales in Sustainable Management of Soil Organic Matter (eds R.M. Rees, B.C. Ball, C.D. Campbell and C.A. Watson. CAB International.
- Loveland, P. y Webb, J. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil Tillage Res.* 70, 1–18.
- Mackenzie R.C. 1957. *The Differential Thermal Investigation of Clays*. Mineralogical Society. London
- Maguire R, Heckendorn S. 2011. Laboratory procedures: Virginia Tech Soil Testing Laboratory. VA cooperative extension publication #452-881. Virginia Cooperative Extension, Blacksburg, VA
- Mann L.K. 1986. Changes in soil carbon after cultivation. *Soil Science*, 142, 5, 279-288.
- Marschner B., Brodowsky S., Dreves A., Gleixner G. y Gude A., et al. 2008. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171: 91-110.
- Martelotto E., Salas H.P. y Lovera E. 2001. Rendimientos y resultado económico de los sistemas de soja continua y rotación soja-maíz. Publicado en internet. Disponible en <http://www.inta.gov.ar/manfredi/info/documentos/docsuelos/sojacontinua.htm>.
- Martens, D.A., Reedy, T.E. y D.T. Lewis, 2003. Soil organic C content and composition of 130-year crop, pasture and forest land-use managements. *Global Change Biology* 10, 65–78

- Martinez Uncal M. C., S. Aimar, H. M. Martinez y Heiva R. 2008. Estudio de materia orgánica y estabilidad en un Haplustol del caldenal, con distintos manejos. XX Congreso Argentino de Ciencias del Suelo. Salta, Argentina
- Masciandro, G y Ceccanti B. 1999. Assessing soil quality in different agro-ecosystems through biochemical and chemico-structural properties of humic substances. *Soil & Tillage Research* 51 129-137
- Massobrio N. J. 2012. Materia Orgánica total y lábil en un Hapludol típico del sur oeste de la provincia de Córdoba en una rotación agrícola ganadera con tres sistemas de labranza. Tesis de grado. Facultad De Agronomía y Veterinaria, UNRC, Rio Cuarto, Argentina.
- MAYG de Córdoba, 2020. Caracterización del sector agropecuario por departamento. Departamento Río Cuarto - <https://agricultura.cba.gov.ar/institucional/consulta-indicadores.php>
- McCallister D.L. y Chien W.L. 2000. Organic carbon quantity and forms as influenced by tillage and cropping sequence. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 31 (3&4), 465-479.
- McCarty, G. W., Reeves, J. B., Reeves, V. B., Follett, R. F. and J. M. Kimbl. 2002. Mid-Infrared and Near-Infrared Diffuse Reflectance Spectroscopy for Soil Carbon Measurement
- Mclean, E.O. 1982 Soil pH and Lime Requirement. In: Page, A.L., Ed., *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, 199-224.
- Mehlich, A. 1984. Photometric determination of humic matter in soils, A proposed method. . *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 15(12): 1417-1422.
- Melero S., Panettieri M., Madejon E., Gomez Macpherson H., Moreno y J.M. Murillo. 2011. Implementation of chiselling and mouldboard ploughing in soil alter 8 years of no-till. Management in SW, Spain: Effect on soil quality. *Soil Till. Res.* 112: 107-113.
- Miglierina A.M., Iglesias J.O., Landriscini M.R., Galantini J.A. y Rosell R.A. 2000. The effect of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil Till. Res.* 53 (2): 129-135.
- Mikhailova, E.A., Noble, R.R.P., y Post, C.J. (2003) Comparison of soil organic carbon recovery by Walkley – Black and dry combustion methods in the Russian chernozem. *Communications in Soil Sci. Plant Anal.*, 34: 1853– 1860.
- Minoldo G., Galantini J., Rosell R., Kruger H. y Venazi S. 2004. Fracciones orgánicas en el suelo de la región semiárida bajo diferentes rotaciones. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Miyazawa, M., Pavan, M.A., Oliveira, E.L. de, Ionashiro, M. y Silva, A.K. 2000b, Gravimetric determination of soil organic matter. *Braz. Arch. Biol Technol.*, 43, 475-47

- Moukanni N, Brewer KM, Gaudin ACM y O'Geen AT. 2022. Optimizing Carbon Sequestration Through Cover Cropping in Mediterranean Agroecosystems: Synthesis of Mechanisms and Implications for Management. *Front. Agron.* 4:844166. doi: 10.3389/fagro.2022.844166
- Musso, TB; MP Cantú y AM Becker. 2006. Indicadores químicos de calidad de suelos. Un set mínimo para Hapludoles de la Cuenca del A^o La Colacha. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, Argentina
- Nafziger ED, Dunker RE 201. Soil organic carbon trends over 100 years in the morrow plots. *Agron J* 103:261–267
- Natali, C. O. 2013. Efecto del sistema de labranza y de la rotación sobre la materia orgánica total y lábil de un Hapludol típico del sur oeste de la provincia de Córdoba. Trabajo final de grado. Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto. Argentina.
- Nelson, D.W. y Sommers, L.E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In Sparks, D.L., et al., Eds., *Methods of Soil Analysis. Part 3, SSSA Book Series*, Madison, 961-1010.
- Nieto M., Videla C., de Dios Herrero J., Demaría M., Frigerio K. y J. Riedel. 2015. Cambio de uso del suelo en caldenales de San Luis: Efecto sobre algunas propiedades edáficas. *Fac. Ciencias Agrarias, UNMdP. Unidad Integrada Balcarce, Ruta 226 km 74,5, Balcarce, Bs. As.*
- Núñez Vazquez F. y Fisher H.G. 1973. Manejo de residuos para el barbecho estival en la región central de Córdoba. *Información técnica N ° 53INTA EEA Manfredi*
- Oades J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant Soil* 76, 319-337.
- Ogle SM, Breidt FJ, Paustian y K. 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry* 72:87–121
- O' Mara F. P. 2012. Review: Part of highlight on breeding strategies for forage and grass improvement. The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany* 110: 1263–1270, doi:10.1093/aob/mcs209
- Ongley, E. 1997. "Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos." *Estudio FAO Riego y Drenaje* 55.
- Panigatti, JL. 2010. *Argentina 200 años, 200 suelos*. Ed. INTA Buenos Aires. 345 pp
- Parera, J. C. 2006. Dinámica de la materia orgánica aportada al suelo por bosque del chaco húmedo. XX Congreso Argentino de Ciencias del Suelo. Salta, Argentina.
- Parton W.J., Stewart J.W. y Cole C. V. 1988. Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: A model. *Biogeochemistry* 5: 109-131.

- Paterson, E. y Swaffield, R. 1987 Thermal analysis. In *A Handbook of the Determinative Methods in Clay Mineralogy*; Wilson, M.J. (ed.); Blackie: Glasgow and London, 99 – 132.
- Paul, E. A., y Collins H. P. 1997 The characteristics of soil organic matter relative to nutrient cycling. Pages 181–197 in R. Lal, W. H. Blum, and C. Valentine, editors. *Methods for assessment of soil degradation*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Paustian K., Six J., Elliott E.T. y Hunt H.W. 2000. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry* 48: 147–163.
- Piccolo A. 1996. Humus and soil conservation. In: Piccolo A.(ed.). *Humic Substances in terrestrial Ecosystems*. Elsevier Science, Amsterdam. 593 pp.
- Pieri C., Dumanski J., Hamblin A. y Young N.G. 1995. *Land Quality Indicators*. World Bank Discussion Paper 315, World Bank, Washington D.C. 63 p.
- Post W.M., Izaurralde R.C., Mann L.K. y Bliss N. 2001. Monitoring and verifying changes of organic carbon pools. In Rosemberg N.J. and Izaurralde R.C. (ed.) *Storing carbon in agricultural soils: a multi-purpose environmental strategy*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands. P 73-100.
- Powlson, D.S., Brookes, P.C. y Christensen, B.T. (1987) Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic-matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 19, 159–164
- Prados M.L., Debelis M.C., Gagey M.B., Barrios, Bozzo A.A. y Giráldez Cervera J.V. 2008. Variación de las fracciones de materia orgánica en función del paisaje. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.
- Puget, P. y LAL R. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil Tillage Res.* 80:201-213.
- Quiroga A.R. 1994. Influencia del manejo sobre propiedades físicas de suelos. Su relación con la granulometría y contenido de materia orgánica. Tesis Magister Scientiae en Ciencias Agrarias, U.N. del Sur.
- Quiroga A.R. y Funaro D. 2004. Materia orgánica. Factores que condicionan su utilización como indicador de calidad en Molisoles de las regiones semiárida y subhúmeda pampeana. Mesa redonda 1: La materia orgánica como indicador de la calidad del suelo. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, junio 2004. Actas CD Rom.
- Quiroga A; D Funaro; E Noellemeyer y N Peinemann. 2006. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil Tillage Res.* 90, 63-68
- Rabbinge, R. y van Ittersum, M.K., 1994. Tension between aggregation levels. In: Fresco, L.O., Stroosnijder, L., Bouma, J., van Keulen, H. (Eds.), *The Future of the Land: Mobilising and Integrating Knowledge from Land Use Options*. Wiley, Chichester, UK.
- Rastetter E. 1996. Validating models of ecosystems response to global change. *BioScience* 46, 190-198.

- Rawls, W. J. 1983. Estimating soil bulk density from particle size analyses and organic matter content. *Soil Sci.* 135(2):123-125.
- Rawls, W. J., D. L. Brakensiek, y Saxton K. E. 1982. Estimation of soil water properties. *Trans. ASAE* 25:1316-1320.
- Rawls, W.J., Y.A. Pachepsky, J.C. Ritchie, T.M. Sobecki, y Bloodworth H. 2003. Effect of Soil Organic Carbon on Soil Water Retention. *Geoderma* 116:61–76
- Rees R.M., Ball B.C. Campbell C.D. y Watson C.A. 2001. Sustainable management of soil organic matter. CAB International.
- Reeves, D.W., 1997. The list of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil Tillage Res.*43, 131– 167.
- Rice, C.W. 2002. Organic matter and nutrient dynamics. In: *Encyclopedia of soil science*, pp. 925–928. New York, USA, Marcel Dekker Inc.
- Richards, L.A., 1947. Pressure-membrane apparatus. Construction and use. *Agric. Eng.* 28: 451-454.
- Rosell, RA; Gasparoni JC y Galantini JC. 2001. Soil organic matter evaluation. In: R Lal et al.(eds). *Assessment Methods for Soil Carbon*. Serie *Advances in Soil Science*, CRC Press, Boca Raton, FL. Pp. 311-322
- Rowell M. J. y Coetzee M. 2003. The Measurement of low organic matter contents in soils. *S. Afr. J. Plant Soil* 20, 49-53..
- Rubio V., Sawchik J., Ernst O., Quincke, A. y Siri G. 2014. Calibración/validación del modelo AMG para simular la evolución del stock de carbono orgánico de los suelos de Uruguay.
- Saffih-Hdadi K y B.Mary . 2008. Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biol Biochem.* 40:594-607.
- SAGPyA – Consejo Federal Agropecuario (CFA). 1995. El deterioro de las tierras en la República Argentina. SAGPyA. 287pp.
- Sainju, U.M., Singh B.P., Whitehead W.F.y S. Wang. 2006. Carbon supply and storage in tilled and nontilled soils as influenced by cover crops and nitrogen fertilization. *J. Environ. Qual.* 35: 1507-1517.
- Sainz Rosas H; Hecheverria H. E. y Angelini H. P. 2011. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de las regiones pampeana y extrapampeana argentina. *Ciencia del Suelo.* 29(1): 29-37
- Sanford GS, Posner JL, Jackson RD, Kucharik CJ, Hedtcke JL y Lin T. 2012. Soil carbon lost from Mollisols of the north central U.S.A. with 20 years of agricultural best management practices. *Agric Ecosyst Environ* 162:68–76

- Sanzano G.A., Fadda G.S y Cáceres M.R.1997. Influencia de las pasturas en algunas propiedades de suelos del noroeste argentino. *Revista industrial y agrícola de Tucumán* 74: 65-69.
- Saña J., More J. C.y Cohi, A. 1996. La gestión de la fertilidad de los suelos. MAPA. Madrid. 277pp.
- Saxton, K. E. y Rawls, W. J. 2006. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. Veresion 6.02.74. <http://hydrolab.arsusda.gov/soilwater/Index.htm>
- Schimel J.P., Jackson L.E. y Firestone M.K. 1989 Spatial and temporal effects on plant-microbial competition for inorganic nitrogen in a California annual grassland. *Soil Biol. Biochem.* 21: 1059-1066
- Schmidt MW, Torn MS, Abiven S, Dittmar T, Guggenberger G, Janssens IA, Kleber M, KogelKnabner I, Lehmann J, Manning DAC, Nannipieri P, Rasse DP, Weiner S y Trumbore S. 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478:41–56
- Schnitzer M. y Khan S.U. 1978. Soil organic matter. Elsevier, Amsterdam.
- Schoeneberger, P.J., D.A. Wysocki, E.C. Benham. y Soil Survey Staff. 2012. Field book for describing and sampling soils, Version 3.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE
- Schulte, E.E. y Hopkins, B.G. 1996. Estimation of Organic Matter by Weight Loss-on-Ignition. In: Magdoff, F.R., et al., Eds., *Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation*, SSSA Special Publication Number 46, SSSA, Madison, 21-31.
- Schumacher E. F. 1977. A guide for the perplexed. Ediciones Atalanta S. L reedición 2019.España.
- Scott N.A., Cole C.V. y Elliott E.T. 1996. Soil textural control on decomposition and soil organic matter dynamics. *Soil Science Society of America Journal - Wiley Online Library*
- Six J., P. Callewaer, S. Lenders, Gregorich y K. Paustian.2002. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1981-1987.
- Six J., Paustian K., Elliott E. T. y Combrink. C. 2000. Soil Structure and Organic Matter I. Distribution of Aggregate-Size Classes and Aggregate-Associated Carbon First published: 01 March 2000 <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642681x>
- Skjemstad, J.O., Spouncer, L.R., Cowie, B. y R.S. Swift. 2004. Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools. *Aust. J. Soil Res.* 42, 79–88.
- Sleutel S., De Neve S., Singier B. y Hofman G. 2007. Quantification of Organic Carbon in Soils:A Comparison of Methodologies and Assessment of the Carbon Content of Organic Matter. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 38: 2647–2657.

- Smith P., Powlson D.S., Smith J.U. y E.T. Elliott E (ed.). 1997. Evaluation and Comparison of Soil Organic Matter Models. *Geoderma* 81: 1-225.
- Smith, J. L. y L. F. Elliott. 1990. Tillage and Residue Management Effects on Soil Organic Matter Dynamics in Semiarid Regions *Advances in Soil Science*, Volume 13 by Springer-Verlag New York Inc. pp. 69-88.
- Smyth AJ y Dumansky . 1995. "A framework for evaluating sustainable land management". *Can. J. Soil Sci.* 75:401-406
- Soil Survey Laboratory Staff. 1992. Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations Report No. 42, USDA-SCS, Washington DC.
- Stockfisch N., Forstreuter T. y Ehlers W.1999. Ploughing effects on soil organic matter after twenty years of conservation tillage in Lower Saxony, Germany. *Soil Tillage Res.* 52: 91-101.
- Studdert, GA y Echeverría HE. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamic. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1496–1503
- Tello, D.S. y De Prada, J.D. 2021. Evolución histórica de los factores y cambios en el área del bosque de caldén en la provincia de Córdoba, Argentina. *RIA Vol.* 47 nº 3.
- Tisdall J.M. y Oades J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.*33: 141-163.
- Tittonell, P. y De Grazia J., 2006. "Exploring land use scenarios by long-term simulation of soil organic matter in central Argentina." *Span J. Agric Res.* 4: 381-389
- Tittonell, P., De Grazia, J., Cisneros, J.M.y Bricchi E. 2007. "Capacidad de almacenamiento de carbono en suelos de la región central de Argentina". Oral presentation at the XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, September 17 - 21, León Guanajuato, México.
- Tittonell, P.A. 2004. El carbono orgánico en los suelos de la región central de Argentina. Derivando indicadores de sustentabilidad a partir de su evolución y estado de equilibrio actual. Tesis de Maestría en Ciencias Agropecuarias con Mención en Manejo de Tierras. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba, Argentina. 239 pp.
- Trumbore, S. E. 1997. Potential responses of soil organic carbon to global environmental change. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 94, 8284-8291
- Unger, P.W. 1997. Aggregate and organic carbon concentration interrelationships of Torrtic Paleustoll. *Soil Tillage Res.* 42:95-113.
- Van Hove, J. 1969. Variation of the Organic Matter Content and of the C/N Ratio in the Surface Horizons of Soils in Low- and Mid-Belgium, Ghent University: Ghent, Belgium

- Van Ittersum, M.K. y Rabbinge, R., 1997. Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. *Field Crops Res.* 52, 197/208.
- Van Veen JA y Kuikman PJ. 1990. Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. *Biogeochem.* 11, 213-233.
- Verri, L. 2004. Efecto del uso y del manejo sobre la materia orgánica total y sus fracciones en un Hapludol típico. Trabajo final para optar al grado de Ingeniero Agrónomo. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Rio Cuarto, Argentina. 54 p.
- von Lützw, M., Kögel Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B. y H. Flessa. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions—A review. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 426–445.
- Walkley, A. y Black I.A. 1934. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29–38. doi:10.1097/00010694-193401000-0000
- Warkentin B.P. 1995. The changing concept of soil quality. *J. Soil Water Conservation* 50, 226-236.
- Weil, R. R. y Brady, N. C. 2017. *The Nature and Properties of Soils.* 15ª ed. Pearson. 1104pp ISBN 9781292162232 ISBN-10 1292162236
- Wendlandt, W.W. M. 1986. *Thermal analysis.* New York: J. Wiley & Sons, p.137-460.
- Whalen J.K., Bottomley P.J. y Myrold D.D. 2000. Carbon and nitrogen mineralization from light –and heavy- fraction additions to soil. *Soil Biol Biochem.* 32: 1345-1352.
- Woomer P.L and M.J. Swift. 1994. *The Biological Management of Tropical Soil Fertility.* A Wiley-Sayce Publication
- Wright, A. L., Wang Y. y K. R. Reddy. 2008. Loss-on-Ignition Method to Assess Soil Organic Carbon in Calcareous Everglades Wetlands, *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 39:19-20, 3074-3083.
- Wright, A.F. y Bailey, J.S. 2001 Organic carbon, total carbon, and total nitrogendeterminations in soils of variable calcium carbonate contents using a LECO CN-2000 dry combustion analyzer. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 32: 3243– 3258.
- Yuan G. y Theng B.G. 2012. Clay-organic interactions in soil environments. In: Huang PM, Li Y, Sumner ME (eds) *Handbook of soil sciences, vol 2, 2nd ed, Resource management and environmental impacts.* CRC Press, Boca Raton, pp 2.1–2.2
- Zerbino S. y Altier N. 2006. La Biodiversidad del suelo. 8-9. Suplemento Tecnológico. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIA). La Estanzuela. Uruguay.

Zimmermann, M; J Leifeld; S Abiven; MWI Schmidt y Fuhrer J. 2007. Sodium hypochlorite separates an older soil organic matter fraction than acid hydrolysis. *Geoderma* 139(1-2), 171-179.