

Programa de Doctorado en Medio Ambiente y Sostenibilidad



Materia orgánica en suelos agropecuarios:
relación con el cambio climático

Abderraouf Benslama

Director de la tesis
Dr. D. Jose Navarro Pedreño
Codirector de la tesis
Dr. D. Ignacio Gómez Lucas

Universidad Miguel Hernández de Elche

- 2024 -

TESIS POR COMPENDIO DE PUBLICACIONES

La presente Tesis Doctoral, titulada “Materia orgánica en suelos agropecuarios: relación con el cambio climático”, se presenta bajo la modalidad de tesis por compendio de las siguientes publicaciones:

Capítulo de libro (Springer, posición 4 en el ranking de editoriales de prestigio SPI)

Benslama, A.; Benbrahim, F.; Navarro-Pedreño, J.; Gómez Lucas, I.; Jordan Vidal, M. M.; Almendro-Candel, M. B. (2024). Organic Carbon Management and the Relations with Climate Change. In *Frontier Studies in Soil Science*, A. Núñez-Delgado (ed.). Springer International Publishing, (pp. 109-133). https://doi.org/10.1007/978-3-031-50503-4_5

Artículo (Scopus Q1 Horticulture)

Benslama, A.; Gómez Lucas, I.; Jordan Vidal, M. M.; Almendro-Candel, M. B.; Navarro-Pedreño, J. (2024). Carbon and Nitrogen Stocks in Topsoil under Different Land Use/Land Cover Types in the Southeast of Spain. *AgriEngineering* 2024, 6(1), 396-408. <https://doi.org/10.3390/agriengineering6010024>

Artículo (Scopus Q1 Environmental Science - miscellaneous)

Benslama, A.; Benbrahim, F.; Rym Gadoum, L.; Gómez Lucas, I.; Jordan Vidal, M.M.; Navarro-Pedreño, J.; Bech Borrás, J. (2024). Soil carbon storage under different types of arid land use in Algeria. *Environmental Geochemistry and Health*. Aceptado para publicación el 14 de mayo de 2024, publicado online el 17 de julio de 2024. <https://doi.org/10.1007/s10653-024-02036-w>



El Dr. D. *Jose Navarro Pedreño*, director, y el Dr. D. *Ignacio Gómez Lucas*, codirector de la tesis doctoral titulada “Materia orgánica en suelos agropecuarios: relación con el cambio climático”

INFORMAN:

Que D. *Abderraouf Benslama* ha realizado bajo nuestra supervisión el trabajo titulado “Materia orgánica en suelos agropecuarios: relación con el cambio climático” conforme a los términos y condiciones definidos en su Plan de Investigación y de acuerdo al Código de Buenas Prácticas de la Universidad Miguel Hernández de Elche, cumpliendo los objetivos previstos de forma satisfactoria para su defensa pública como tesis doctoral.

Lo que firmamos para los efectos oportunos.

Director de la tesis
Dr. D. *Jose Navarro Pedreño*

Codirector de la tesis
Dr. D. *Ignacio Gómez Lucas*



El Dr. D. José Navarro Pedreño, Coordinador del Programa de Doctorado en Medio Ambiente y Sostenibilidad.

INFORMA:

Que D. *Abderraouf Benslama* ha realizado bajo la supervisión de nuestro Programa de Doctorado el trabajo titulado “Materia orgánica en suelos agropecuarios: relación con el cambio climático” conforme a los términos y condiciones definidos en su Plan de Investigación y de acuerdo al Código de Buenas Prácticas de la Universidad Miguel Hernández de Elche, cumpliendo los objetivos previstos de forma satisfactoria para su defensa pública como tesis doctoral.

Lo que firmo para los efectos oportunos.

Prof. Dr. D. José Navarro Pedreño
Coordinador del Programa de Doctorado en Medio ambiente y Sostenibilidad.

AGRADECIMIENTOS

Quería tomarme un momento para expresar mi más profunda gratitud a todas las personas que han hecho tanto por mí.

En primer lugar, a mi supervisor Dr. José Navarro Pedreño, quien ha sido un pilar fundamental para mí. Gracias, José, por tu inestimable ayuda, tu infinita paciencia y, sobre todo, por tu gran valor humano. Ser extranjero y no hablar perfectamente el español ha sido un desafío, pero tu apoyo constante ha sido crucial para mi éxito.

También quiero agradecer a mi co-supervisor, el Dr. Ignacio Gómez Lucas, por su guía y apoyo durante estos años. Sus conocimientos y consejos han sido invaluable para el desarrollo de esta tesis.

Gracias a Dr. Jordán Vidal Manuel Miguel, tutor de esta tesis, por ayudarme todos estos años, por aportar todo su conocimiento y por estar ahí cuando los he necesitado. Su orientación y apoyo han sido esenciales.

Un agradecimiento especial a la Dra. Maria Belén Almenro-Candel, por su inmensa ayuda en el laboratorio y sus valiosos consejos. A la Dra. Ana Pérez-Gimeno gracias también por tu calidad bienvenida, tu sonrisa constante y tu ayuda en el laboratorio.

Extiendo mi gratitud a toda la familia del departamento: Dr. Jorge Mataix-Solera y Dra. Fuensanta García-Orenes. Su amabilidad y colaboración han sido muy apreciadas.

A mis amigos Minerva, Vicky y Luis, quienes me han ayudado tanto dentro como fuera del campus, les doy las gracias de todo corazón.

Quiero expresar un agradecimiento muy especial a José Antonio Alonso Marín, quien me recibió en su casa y me trató como a su propio hijo. José Antonio, eres como un padre para mí; estoy inmensamente agradecido y nunca olvidaré tu generosidad.

A mi fuente de fuerza y motivación mis padres, Mohamed y Habiba, quienes son la razón de todo esto, les dedico este logro. Todo es por ellos.

A mi esposa Donia, quien ha sido mi apoyo incondicional. Gracias por tu amor, paciencia y comprensión durante todo este proceso.

A mis hermanos Alaa y Rachid, a su esposa Mariem y a mis sobrinas Ania y Dina, gracias por vuestro infinito cariño.

A mis compañeros Faredj y Salah, quienes han compartido este largo camino conmigo, les agradezco su amistad.

Finalmente, quiero dar las gracias a todos mis familiares y amigos y a aquellas personas que han contribuido de alguna manera en esta tesis, ya sea con sus conocimientos, consejos o simplemente su amistad.

Gracias a todos, de todo corazón.

TABLES DES MATIERES

Liste des abréviations	13
Listes des figures	13
Liste des tables	14
A. Résumé.	15
B. Abstract	17
C. Resumen (extenso)	19
1. Introduction	23
2. Objectifs	29
2.1. Objectifs spécifiques.	29
3. Matériels et méthodes	31
3.1. Zones d'études.	31
3.2. Échantillonnages de sol.	32
3.3. Paramètres mesurés.	34
3.4. La Méthode de la perte au feu.	35
3.5. La méthode Walkley-Black.	36
3.6. Analyse statistique.	37
4. Résultats et discussions.	39
4.1. Première publication. Organic Carbon Management and the Relations with Climate Change.	40
4.1.1. Importance de la connaissance de la teneur en carbone organique du sol en tant que principal réservoir de carbone terrestre.	40
4.1.2. Nécessité de protocoles de mesure COS	41
4.1.3. Agriculture et mesures d'atténuation.	42
4.1.4. Importance de la séquestration du carbone.	44
4.1.5. La relation entre le carbone organique du sol et le changement climatique.	44
4.1.6. Dynamique du stockage du carbone organique.	47
4.1.7. L'effet de la température sur la matière organique du sol (MOS).	47
4.1.8. Effet des pratiques culturales: Cultures intercalaires.	48
4.1.9. Augmentation des stocks du COS.	49
4.2. Deuxième publication. Carbon and Nitrogen Stocks in Topsoil under Different Land Use/Land Cover Types in the Southeast of Spain.	51
4.2.1. Propriétés de base du sol.	51
4.2.2. Stocks de COS et de NS dans les systèmes d'utilisation des sols.	53
4.2.3. Discussion.	54
4.3. Troisième publication. Soil carbon storage under different types of arid land use in Algeria.	57
4.3.1. Résultats et discussion.	57

4.3.2. Relation entre les deux méthodes.	58
5. Conclusions	65
6. Conclusiones	67
7. Références bibliographiques.	69
8. Annexe I	89
9. Annexe II	141
10. Annexe III	158



Liste des abréviations

COS: Carbone organique du sol.

MOS: Matière organique du sol.

MO : Matière organique

CO : Carbone organique

NS : Azote du sol

TCO: Totale carbone organique.

WB: Méthode de Walkley-Black.

LOI: Loss on ignition.

Δ : Delta

Listes des figures

Figure 1. Situation géographique de la zone d'étude dans la région d'Alicante, Espagne.

Figure 2. Situation géographique de la zone d'étude dans la région de Ghardaïa, Algérie.

Figure 3. Zones d'échantillonnage : Sols agricoles (A), sols des pastorales (B) et sols urbains (C). Photographies prises par l'auteur.

Figure 4. Échantillonnage des zones arides: sols agricoles (a), forestiers (b) et sols pastorales (c). Photographies prises par l'auteur.

Figure 5. Processus de stockage du carbone organique : l'humification

Figure 6. Coefficient de corrélation de Pearson et relation entre les deux méthodes d'estimation de la matière organique (WB-MO : méthode de Walkley-Black ; LOI-MO : perte au feu) pour tous les échantillons et toutes les utilisations du sol (ligne bleue : ajustement linéaire, ligne continue vert fonc: ajustement logarithmique).

Figure 7. Coefficient de corrélation de Pearson et relation entre les deux méthodes d'estimation de la matière organique (WB-MO : méthode de Walkley-Black ; LOI-MO : perte au feu) pour les terres agricoles (ligne bleue : ajustement linéaire, ligne continue vert foncé: ajustement logarithmique).

Figure 8. Coefficient de corrélation de Pearson et relation entre les deux méthodes d'estimation de la matière organique (WB-MO : méthode de Walkley-Black ; LOI-MO : perte au feu) pour les terres forestières (ligne bleue : ajustement linéaire, ligne continue vert foncé: ajustement logarithmique).

Figure 9. Coefficient de corrélation de Pearson et relation entre les deux méthodes d'estimation de la matière organique (WB-MO : méthode de Walkley-Black ; LOI-MO : perte au feu) pour les

terres pastorales (ligne bleue: ajustement linéaire, ligne continue vert foncé: ajustement logarithmique).

Liste des tables

Tableau 1. Pratiques qui augmentent ou diminuent le COS

Tableau 2. Quelques exemples d'effets positifs et négatifs attendus sur le stockage du COS

Tableau 3. Statistiques descriptives et test F des paramètres pédologiques analysés pour chaque utilisation du sol.

Tableau 4. Valeur moyenne des caractéristiques physico-chimiques du sol.

Tableau 5. Valeur moyenne des caractéristiques physico-chimiques du sol

Tableau 6. Valeurs moyennes et statistiques descriptives de la matière organique du sol (% p.s.).

Tableau 7. Valeurs moyennes et écart-type des différences de matière organique du sol ($\Delta\text{MOS} = \text{LOI-WB}$)



A. Résumé.

Le carbone organique du sol (COS) et l'azote du sol (NS) jouent un rôle crucial dans l'atténuation du réchauffement climatique et dans la gestion durable des sols. La capacité du sol à stocker le carbone dépend de plusieurs facteurs, notamment les conditions environnementales, les propriétés physicochimiques du sol, ainsi que les pratiques de gestion des terres. Cette étude évalue les effets de diverses pratiques de gestion du sol sur les propriétés du sol dans deux régions distinctes : une région semi-aride méditerranéenne du sud-est de l'Espagne (Alicante) et une région aride saharienne de l'Algérie (Ghardaïa).

Dans un premier temps, les méthodes de mesure de la matière organique présentées dans la bibliographie habituelle et la relation avec le changement climatique ont été contrastées, donnant lieu à la première des publications présentées. Ce chapitre du livre souligne la nécessité d'augmenter la teneur en matière organique des sols, avec diverses stratégies, parmi lesquelles se distingue l'incorporation d'engrais organiques, pour atténuer et combattre le changement climatique.

Pour la région semi-aride d'Alicante, les échantillons de sol ont été prélevés à une profondeur de 0-5 cm sous trois types d'occupation du sol : agricoles, pastorales et urbains. Les analyses ont révélé que les terres cultivées présentaient les stocks de COS et de NS les plus élevés, suivies par les prairies et les sols urbains. Les sols avaient principalement une texture de limon, de limon argileux et de limon sableux, avec des pourcentages d'humidité et des valeurs de densité apparente faibles dans les zones cultivées et pastorales. Le pH était alcalin, et la conductivité électrique ainsi que la teneur en carbonate de calcium étaient modérées à élevées. La matière organique estimée à l'aide des méthodes LOI et WB variait dans l'ordre suivant : agricoles > pastorales > urbains. Les résultats obtenus pour le COS et le NS indiquent que les terres cultivées présentaient les stocks les plus élevés, suivies par les prairies et les sols urbains. Les valeurs du rapport C/N proches de 10 indiquaient une décomposition facile de la matière organique.

Pour la région aride de Ghardaïa, des échantillons de sol ont été prélevés à une profondeur de 0-30 cm sous différentes utilisations du sol: agricoles, forestières et pastorales. Les méthodes d'oxydation avec du bichromate humide acidifié (méthode Walkley-Black - WB) et la perte au feu (LOI) ont été utilisées pour déterminer la matière organique du sol (MOS). Le pourcentage moyen des valeurs MOS était de 1,86, 2,42, 1,54 en utilisant la méthode LOI, mais des valeurs plus faibles de 0,34, 0,33, 0,36 ont été déterminées en utilisant la méthode WB, pour les sols agricoles, forestiers et pastoraux respectivement. Ces résultats ont montré des divergences significatives entre les deux méthodes, les valeurs MOS étant plus élevées avec la méthode LOI. Une faible relation linéaire entre les deux procédures analytiques a été obtenue (R^2 de 0,19 et 0,13 pour les sols agricoles et forestiers), tandis qu'une relation moyenne ($R^2= 0,65$) a été trouvée pour les sols pastoraux lors de l'utilisation de l'ajustement linéaire.

Les résultats soulignent l'importance d'évaluer les effets des pratiques de gestion des

sols et d'identifier les impacts de ces pratiques sur le stockage du carbone et de l'azote. Il est nécessaire d'améliorer les méthodes de mesure du COS et de comprendre les processus environnementaux locaux pour développer des stratégies efficaces de séquestration du carbone. Des recherches supplémentaires sont cruciales pour établir un cadre commun d'actions visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre et à améliorer le stockage du carbone dans les sols, particulièrement dans les régions semi-arides et arides.



B. Abstract

Soil organic carbon (SOC) and soil nitrogen (SN) play a crucial role in global warming mitigation and sustainable soil management. Soil capacity to store carbon depends on a number of factors, including environmental conditions, soil physicochemical properties and land management practices. This study assesses the effects of various soil management practices on soil properties in two distinct regions: a semi-arid Mediterranean region of south-eastern Spain (Alicante) and an arid Saharan region of Algeria (Ghardaïa).

Firstly, the organic matter measurement methods presented in the usual bibliography and the relationship with climate change were contrasted, giving rise to the first of the publications shown. This book chapter emphasizes the need to increase the organic matter content of soils, with various strategies, among which the incorporation of organic fertilizers stands out, to mitigate and combat climate change.

For the semi-arid region of Alicante, soil samples were taken at a depth of 0-5 cm under three types of land use: agricultural, pastoral and urban. Analyses revealed that cultivated land had the highest SOC and SN stocks, followed by grassland and urban soils. Soils were predominantly loam, clay loam and sandy loam in texture, with low moisture percentages and bulk density values in both cultivated and pastoral areas. pH was alkaline, and electrical conductivity and calcium carbonate content were moderate to high. Organic matter estimated using the LOI and WB methods varied in the following order: agricultural > pastoral > urban. The results obtained for SOC and SN indicate that cultivated land had the highest stocks, followed by grassland and urban soils. C/N values close to 10 indicated easy decomposition of organic matter.

For the arid Ghardaïa region, soil samples were taken at a depth of 0-30 cm under different land uses: agricultural, forestry and pastoral. Oxidation with acidified wet dichromate (Walkley-Black method - WB) and loss on ignition (LOI) were used to determine soil organic matter (SOM). The mean percentage SOM values were 1.86, 2.42, 1.54 using the LOI method, but lower values of 0.34, 0.33, 0.36 were determined using the WB method, for agricultural, forest and pastoral soils respectively. These results showed significant discrepancies between the two methods, with SOM values being higher with the LOI method. A weak linear relationship between the two analytical procedures was obtained (R^2 of 0.19 and 0.13 for agricultural and forest soils), while an average relationship ($R^2= 0.65$) was found for pastoral soils when using the linear fit.

The results underline the importance of assessing the effects of soil management practices and identifying the impacts of these practices on carbon and nitrogen storage. Improved methods for measuring SOC and an understanding of local environmental processes are needed to develop effective carbon sequestration strategies. Further research is crucial to establish a common framework of actions to reduce greenhouse gas emissions and enhance soil carbon storage, particularly in semi-arid and arid regions.



C. Resumen (extenso)

El carbono orgánico del suelo (COS) y el nitrógeno del suelo (NS) desempeñan un papel crucial en la mitigación del calentamiento global y la gestión sostenible del suelo. La materia orgánica almacenada en el suelo es uno de los reservorios de carbono más importantes y está directamente relacionado con el cambio climático, tal y como han indicado en numerosas ocasiones los expertos que configuran el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) que fue creado en 1988 para facilitar evaluaciones integrales del estado de los conocimientos científicos, técnicos y socioeconómicos sobre el cambio climático, sus causas, posibles repercusiones y estrategias de respuesta.

La capacidad del suelo para almacenar carbono es limitada, y depende de varios factores, incluidos las condiciones ambientales, las propiedades fisicoquímicas del suelo y las prácticas de gestión y manejo del suelo. El hombre, como factor que tiene una elevada capacidad técnica para modificar el medio, es uno de los principales agentes que debemos considerar. Por ello, es necesaria la realización de estudios que determinen el comportamiento del suelo frente al almacenamiento del carbono orgánico con la finalidad de mitigar los efectos negativos del cambio climático.

Existen numerosos trabajos realizados por investigadores en todo el mundo, así como por organismos como la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO) dependiente de Naciones Unidas, sobre la relación de la materia orgánica del suelo con el clima, sobre como realizar la medición de esta materia y como desarrollar estrategias que permitan incrementar el contenido de MOS.

Sin embargo, los trabajos realizados se han centrado fundamentalmente en zonas templadas o tropicales, posteriormente en las zonas situadas en la parte boreal de la Tierra, existiendo menos trabajos desarrollados en regiones áridas del planeta, lo que se convierte en una ausencia de datos en grandes zonas ocupadas por desiertos. Estas zonas cubren aproximadamente la cuarta parte de la superficie terrestre, en torno a 3.600 millones de hectáreas. En estas zonas de climas áridos, la presencia del hombre no es escasa ya que cerca de 2100 millones de personas, según estimaciones de Naciones Unidas, viven en desiertos y tierras secas. Por esta razón, en estas zonas se desarrollan labores productivas necesarias para la subsistencia, tanto agrícola como de pastoreo.

Este estudio, sin pretender ser exhaustivo, evalúa los efectos de diversas prácticas de manejo y gestión del suelo, agrícolas, pastoreo y forestal, sobre las propiedades del suelo y en particular sobre el contenido de materia orgánica, en dos regiones distintas del Mediterráneo occidental. Por un lado, una región mediterránea semiárida del sureste de España (provincia de Alicante), sobre la que existe una mayor información edáfica y es comparable con otras zonas semiáridas y templadas mediterráneas. Por otro lado, se realiza una investigación en una región árida del Sahara en Argelia (provincia de Ghardaïa), sobre la que existe menos información con relación al manejo del suelo y la presencia de carbono orgánico, pero que a pesar de disponer de limitados recursos, desarrolla importantes actividades agropecuarias.

Para abordar esta tesis, en primer lugar, se realizó un estudio sobre las metodologías de

medición habitual de materia orgánica y la relación de esta con el cambio climático. Para ello se contrastaron los métodos de medición de MOS que se presentan en la bibliografía habitual y los resultados que se asocian con el cambio climático, dando lugar a la primera de las publicaciones que se muestran, publicada en la editorial Springer como capítulo de libro. Se enfatiza en este capítulo de libro, la necesidad de incrementar el contenido de materia orgánica de los suelos como parte del conjunto de acciones que se deben aplicar para mitigar los problemas derivados del clima, se destacan diversas estrategias entre las que sobresale la incorporación de abonos orgánicos y la necesidad de estabilizar la materia orgánica en los suelos, para mitigar y combatir el cambio climático. Posteriormente, se muestra el segundo de los trabajos centrado en la zona de transición climática de la provincia de Alicante, que presenta un clima semiárido, pero con tendencia a la aridez en el sur provincial. Para esta región semiárida de Alicante, se tomaron muestras inalteradas de suelo a una profundidad de 0-5 cm, considerando que la zona superficial es la de mayor interacción con la atmósfera y esta es la zona más dinámica de intercambio y por tanto, en la que se producen de forma muy activa los procesos de descomposición y de transformación en MOS estable. Se estudiaron tres tipos de uso del suelo: agrícola, pastoril y urbano, siendo representativos de los grandes usos del suelo que se den en esta zona. Tras estudiar las muestras utilizando las dos formas habituales de medir materia orgánica, que se describen en las publicaciones con más detalle, así como el nitrógeno Kjeldahl presente en el suelo, los análisis revelaron que las tierras de cultivo tenían las reservas más altas de COS y NS, seguidas de los pastizales y los suelos urbanos. Estos resultados en principio, podían indicar que o bien hay aportes de abonos orgánicos o bien en los suelos se acumulan residuos vegetales que aportan MOS. En cuanto a las características de los suelos estudiados, estos presentan predominantemente una textura franca, franco-arcillosa y franco-arenosa, con porcentajes de humedad y valores de densidad aparente bajos en zonas cultivadas y pastoriles, y superiores en las zonas urbanas, más compactados. El pH era alcalino, como corresponde a suelos de origen calizo, y la conductividad eléctrica y el contenido de carbonato de calcio eran de moderados a altos, particularmente la salinidad en los suelos situados más al sur. Centrándonos en la materia orgánica, ésta se cuantificó utilizando los dos métodos contrastados hallados en la bibliografía como más comunes, la pérdida por ignición de materia orgánica conocido por sus iniciales en inglés LOI (Loss on ignition), y la determinación de materia orgánica oxidable utilizando el método dado en el proyecto de armonización de técnicas de medición en suelos auspiciado por FAO denominado GLOSOLAN (Global Soil Laboratory Network) y basado en el método ideado por Walkley y Black a principios del siglo XX. Los resultados obtenidos indicaron que el contenido de materia orgánica varió, independientemente del método utilizado para medirla, con el siguiente orden: agrícola > pastoril > urbana. Los resultados obtenidos para COS y NS indican que las tierras cultivadas tuvieron los mayores almacenamientos de carbono, seguidas de los pastizales y los suelos urbanos. Los valores obtenidos para la relación $C_{WB}/N_{Kjeldahl}$ fueron en general, cercanos a 10, indicando una tendencia a la descomposición de la materia orgánica frente a una acumulación/estabilización, por lo que sería deseable que esta relación C/N fuera superior, en torno a 20. Los resultados fueron muy distintos según el método de medida de materia orgánica

empleado, siendo mayores los valores obtenidos mediante la pérdida por ignición que los obtenidos mediante oxidación. Es posible que estas diferencias se deban a diversas fuentes de error que tradicionalmente se asocian a estos métodos y en particular a la pérdida por ignición. Entre otras, a la pérdida de agua de cristalización de las arcillas, la transformación de yesos o la existencia de materia orgánica que se pierde por ignición y que no se descompone por oxidación, favoreciendo la diferencia entre ambos métodos. Precisamente, este fue uno de los temas que promovieron un cambio de estrategia a la hora de trabajar en los suelos áridos, en los que se prestó mayor atención a los efectos en el uso de estas metodologías de determinación de COS y MOS, cuando se estudiaron los suelos de la zona desértica de Argelia.

Así, la tercera de las ubicaciones se centró en la región árida de Ghardaïa. La estrategia de toma de muestras en los suelos arenosos cambió, considerando relevante incrementar la profundidad, dado que la aireación y el intercambio gaseoso suele ser mayor en este tipo de suelos debido a la porosidad, a la presencia de poros más grandes favorecido por la granulometría arenosa. Así, se recolectaron muestras de suelo a una profundidad de 0 a 30 cm bajo diferentes usos del suelo: agrícola, forestal y pastoril. En este caso no se consideraron las afecciones urbanas y solo las escasas zonas que presentan un estado asimilable a forestal. Para determinar la materia orgánica del suelo (MOS) se utilizaron los mismos métodos que en el caso anterior, el basado en la oxidación con dicromato en medio húmedo acidificado (Walkley-Black - método WB) y la pérdida por ignición (LOI). El porcentaje promedio de los valores de MOS determinado fue 1.86, 2.42, 1.54 usando el método LOI, pero se obtuvieron valores mucho más bajos de 0.34, 0.33, 0.36 usando el método WB, para suelos agrícolas, forestales y pastoriles respectivamente. Estos resultados mostraron discrepancias significativas entre los dos métodos, como ya se apuntó en el trabajo anterior, siendo los valores de materia orgánica del suelo (MOS) mayores con el método LOI. En el caso del WB, los valores son tan bajos y la sensibilidad del método fue inferior a la deseable. Cuando se trataron de relacionar los resultados de ambos métodos, se obtuvo una relación lineal débil entre los dos procedimientos analíticos (R^2 de 0,19 y 0,13 para suelos agrícolas y forestales), mientras que se encontró una relación media ($R^2= 0,65$) para suelos de pastoreo cuando se aplicó el ajuste lineal. Se realizó también un ajuste logarítmico que no mejoró sustancialmente los resultados obtenidos con el ajuste lineal. Es muy posible que las circunstancias especiales que se dan en ambientes desérticos, con elevadas temperaturas y la baja disponibilidad de materia orgánica, favorezcan la rápida descomposición de los compuestos más lábiles, más fácilmente oxidables y permanezcan los más recalcitrantes. Estos últimos sí pueden ser consumidos mediante procesos de ignición y presentan más resistencia al ataque sulfocrómico del método WB. Este hecho podría explicar, en su mayor parte, la diferencia apreciada cuando se utiliza la pérdida por ignición de la materia orgánica frente a su descomposición mediante ataque oxidativo.

Los resultados obtenidos, tanto las líneas de actuación indicadas en el capítulo publicado en la editorial Springer, como los obtenidos en los dos artículos de investigación en países de la cuenca mediterránea, pero con condiciones climáticas muy diferentes, resaltan la importancia de evaluar los efectos de las prácticas de manejo del suelo y su

gestión, para poder identificar los impactos de estas prácticas en el almacenamiento de carbono y nitrógeno.

Pero, por otro lado, resalta la necesidad de mejorar los métodos de medición del carbono orgánico del suelo, de la materia orgánica, para comprender los procesos ambientales locales y para desarrollar estrategias efectivas de secuestro y de almacenamiento de carbono. En cualquier caso, los métodos de determinación habituales pueden ser utilizados para establecer comparaciones en la mayoría de los suelos que se analizan. Sin embargo, el método de pérdida por ignición (LOI) evita el uso de materiales altamente contaminantes, como es el caso del cromo, que está presente en el método de oxidación, además de ser de muy sencilla aplicabilidad y no requerir unas condiciones especialmente complejas para estimar la pérdida de materia orgánica del suelo durante la ignición.

No cabe duda que es crucial realizar más investigaciones para establecer un marco común de referencia en las metodologías a aplicar en los suelos, y acciones para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero mediante la mejora del almacenamiento de carbono en el suelo, particularmente en regiones áridas y semiáridas.



1. Introduction

Le sol est une ressource importante, essentielle pour filtrer l'eau, maintenir la biodiversité et stocker le carbone de l'atmosphère. Ainsi que les sols de la planète subissent la pression de nombreux facteurs, notamment la modification de l'utilisation des terres et le changement climatique, deux composantes du changement mondial. Pourtant, les différents types d'utilisation des sols, en particulier l'agriculture et la sylviculture, entraînent une augmentation ou une diminution des émissions de carbone dans l'atmosphère, ce qui représente près d'un quart des émissions de gaz à effet de serre (Veni et al., 2020). C'est pourquoi leur utilisation comme puits de GES est au cœur de nombreuses questions et objectifs de développement durable (Abera et al., 2021) et la plupart de ces objectifs sont associés à la gestion des terres dans le cadre de l'agriculture, de la sylviculture et du pastoralisme. En outre, la dynamique du carbone organique du sol (COS) n'est pas seulement d'une importance vitale pour le maintien de la qualité du sol (Mao et al., 2022), mais peut également exercer une influence substantielle sur le cycle global du carbone, contribuant ainsi au changement global (Bradford et al., 2016). Le COS est un élément vital pour le bon fonctionnement et la stabilité des sols, exerçant une influence sur leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques (Bongiorno et al., 2019 ; Kooch et al., 2020 ; Gualberto et al., 2023).

Le suivi des modèles de stockage du carbone dans le sol et l'identification des facteurs de contrôle à l'échelle régionale et mondiale sont essentiels pour prévoir et atténuer l'impact du carbone dans le sol sur le changement environnemental mondial (Zhang et al., 2023). Néanmoins, le changement climatique a un impact négatif sur le fonctionnement des écosystèmes, y compris les agrosystèmes, en modifiant les cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote et en changeant la biodisponibilité des nutriments, ce qui entrave la production alimentaire et exacerbe la perte de biodiversité (Pires et al., 2023). De plus, il a été souligné que le COS dans le sol joue un rôle central dans le bilan mondial du carbone. Le stockage du carbone dans les sols agricoles résulte principalement de l'accumulation de matière organique provenant des cultures, en particulier de la biomasse des différentes parties des plantes (Johansson et al., 2023), qu'il s'agisse de biomasse aérienne ou souterraine, et de la même manière dans les forêts et les pâturages.

L'augmentation du carbone organique du sol (COS), et donc des stocks de matière organique du sol (MOS), a été proposée comme une stratégie viable pour atténuer le changement climatique, avec l'avantage supplémentaire d'améliorer les propriétés du sol (Lal, 2016).

Le COS peut être évalué en mesurant la quantité totale de carbone organique (TCO) présent dans le sol, indépendamment de son origine ou de sa décomposition, bien que tout le carbone organique du sol déterminé n'ait pas les mêmes fonctions écologiques et la même capacité à être minéralisé (Navarro-Pedreño et al., 2021). Il contribue de manière essentielle au cycle du carbone et à l'atténuation du réchauffement climatique,

et varie dans l'espace en fonction des propriétés du sol et de l'environnement. Pour la productivité des écosystèmes et les fonctions du sol, le stockage du carbone et la matière organique du sol sont cruciaux (Thomaz et al., 2023).

Dans certains écosystèmes, ce carbone peut persister dans le sol pendant une longue période sous des formes récalcitrantes, résistantes à la dégradation. Toutefois, le type et la qualité du carbone qui peut être stocké dans les sols dépendent des écosystèmes locaux et des conditions environnementales, de l'utilisation et de la couverture des sols (Boubehziz et al., 2020 ; Malik et al., 2023). De ce fait, la dégradation des sols constitue une menace pour la durabilité des sociétés humaines (Masoudi et al., 2021) et les effets des modifications de l'utilisation et de la couverture des sols (LULC) sont devenus une préoccupation majeure pour les scientifiques qui s'intéressent au changement climatique mondial (Lambin & Geist, 2008).

Plusieurs études font état de changements positifs ou non significatifs de la teneur en COS dans les cultures, les forêts et les pâturages sans labour (Battaglia et al., 2022 ; Bogale et al., 2023). De même les sols agricoles présentent un vaste potentiel de stockage du carbone à l'échelle mondiale (McGuire et al., 2009), et les pratiques de gestion des terres jouent un rôle crucial dans la réalisation du développement durable. Des résultats des autres études menées sur les terres agricoles à l'exemple de Ren et al., (2020) soulignent que l'optimisation des pratiques de gestion offre un potentiel important pour la séquestration et le stockage du carbone. Cette approche peut permettre d'atténuer, dans une certaine mesure, la diminution du carbone organique du sol (COS) imputable aux effets du changement climatique. Une autre étude réalisée par les mêmes scientifiques (Ren et al., 2019) indique que dans les terres cultivées, le COS est un déterminant crucial de la qualité du sol, qui joue un rôle essentiel pour assurer la sécurité alimentaire et la durabilité de l'agriculture. Les pratiques de gestion humaine, en particulier les techniques agricoles durables, ont la capacité d'augmenter les niveaux de carbone et d'azote dans le sol, améliorant ainsi la qualité du sol (Fiorini et al., 2020). En revanche, dans une contradiction apparente, l'abandon des terres agricoles contribuerait à augmenter le stockage du carbone et de l'azote dans le sol (Deng et al., 2016 ; Zhang et al., 2020). D'un côté, il y a la gestion durable par le biais de techniques d'ingénierie agricole et de l'autre, l'abandon total de la gestion agricole. Toutefois, il est nécessaire de maintenir des sols productifs et la production alimentaire, car la population mondiale augmente et la nécessité de fournir de la nourriture peut être compromise par une réduction des rendements.

Les stocks de carbone forestiers étant essentiels à la stratégie de stockage du carbone, il est nécessaire de comprendre ce processus physiologique, tel qu'il est réalisé par les organismes vivants et principalement par les plantes, pour renforcer la protection et la durabilité de la gestion forestière (Zhu et al., 2022 ; Zhang et al., 2023). Il est donc essentiel de reconnaître que les pratiques de gestion forestière peuvent avoir un impact sur la stabilité et la composition des réserves de carbone et d'azote du sol (Zhou et al., 2015).

De nombreuses améliorations des pratiques de gestion ont été discutées et ont le potentiel d'augmenter les stocks de COS dans les sols des prairies gérées. Dans cet écosystème, l'amélioration des pratiques de gestion du pâturage, comme l'optimisation de l'intensité du pâturage ou l'adoption d'une planification holistique du pâturage, peut contribuer à la séquestration du carbone (McSherry et al., 2013). Globalement, la réduction de l'intensité du pâturage ou la mise en œuvre de mesures d'exclusion du pâturage dans l'espace et dans le temps conduit généralement à une augmentation des stocks de COS en raison d'un apport accru de carbone dans le sol. Cette tendance est particulièrement évidente dans les environnements semi-arides et arides tels que notre zone d'étude. Toutefois, l'utilisation intensive des terres pour la culture, le pâturage ou la construction, qui implique l'élimination de la végétation indigène et la perturbation du profil du sol, peut conduire à la dégradation du sol (Shekhovtseva et Mal'tseva, 2015). Il est important de reconnaître le rôle des zones urbaines et des sols urbains en tant que sources et puits de carbone.

Les sols urbains sont des sols anthropogéniques ou des sols affectés par les activités humaines liées aux établissements, que l'on trouve principalement, mais pas exclusivement, dans les zones urbaines. L'urbanisation et l'extension des terres agricoles conduisent souvent à la déforestation et à l'épuisement de la biomasse et des stocks de carbone du sol (Olorunfemi et al., 2020), ce qui implique souvent des sols composés d'un mélange de matériaux distincts de ceux des zones agricoles ou forestières adjacentes. Ces sols ont été largement transformés par l'activité humaine en raison du mélange, de l'importation et de l'exportation de matériaux, ainsi que de la contamination (Hillel et al., 2005). En outre, les horizons du sol dans les zones urbaines subissent des changements substantiels, contribuant à l'imperméabilisation du sol et à une réduction du carbone organique du sol (COS) (Liu et al., 2016 ; Zambon et al., 2018). Étant donné que le changement climatique mondial devrait exercer les effets les plus importants sur les sols des forêts et des prairies restantes, il est probable que les sols urbains très perturbés, bien conçus et gérés de manière extensive possèdent le potentiel le plus considérable pour atténuer les facteurs du changement climatique (Pouyat et al., 2019). Les sols sont fournis souvent des services écosystémiques essentiels dans le cadre de l'aménagement du territoire urbain. Leur contribution à l'atténuation du changement climatique est d'une importance capitale pour la durabilité et la résilience des régions densément peuplées du monde entier. Il est essentiel de souligner que divers facteurs environnementaux dans les zones urbaines, notamment l'effet d'îlot thermique urbain et les concentrations élevées de dioxyde de carbone (CO₂) dans l'atmosphère, ont un impact sur le climat urbain global et présentent des similitudes avec les facteurs qui devraient être importants dans le cadre du changement climatique mondial. Par conséquent, les zones urbaines peuvent servir de modèles pour anticiper les conditions climatiques futures.

Au cours des cinq dernières décennies, les écosystèmes ont subi des modifications généralisées et sans précédent, dépassant toute période comparable dans l'histoire. Ce

phénomène est particulièrement notable dans la région méditerranéenne (Serra et al., 2008 ; Steffen et al., 2011), dans des conditions arides et semi-arides, où les sols sont cultivés depuis des millénaires.

Aujourd'hui, ces régions sont proches et entourées de zones désertiques avec une faible teneur en matière organique et des processus de salinisation dans les sols. Les effets sont remarquables et le changement climatique induit par l'homme a entraîné la perte et la dégradation des sols, ce qui s'est traduit par un déclin mondial du stockage du carbone dans les sols (Eaton et al., 2008), cet impact a été particulièrement prononcé au cours des dernières décennies dans les régions méditerranéennes (Cerdá et al., 2010 ; Jerez et al., 2018). Pour faire face à l'augmentation des niveaux de dioxyde de carbone (CO₂) dans l'atmosphère et pour renforcer le potentiel des sols à stocker le carbone, une attention systématique et scientifique doit être accordée aux processus d'utilisation des terres (Lal, 2004 ; Dawson & Smith, 2007). Dans le même temps, une attention particulière est accordée aux méthodes utilisées pour déterminer le COS, le MOS et le TCO.

La méthode de la perte au feu (LOI) est une technique largement utilisée pour estimer la teneur en matière organique des sols en mesurant la perte de masse des échantillons de sol au moment de l'allumage. Cette méthode est l'une des techniques les plus couramment employées pour déterminer la teneur en matière organique présente dans les sols (Hoogsteen et al., 2015). En outre, la méthode WB est une autre approche conventionnelle utilisée pour mesurer le COS dans les sols (Roper et al., 2019). Nous avons donc utilisé les deux méthodes pour évaluer de manière approfondie la teneur en MOS et en COS des échantillons de sol. La sensibilité et la précision obtenues dans les déterminations de la teneur en carbone organique et, par conséquent, de la matière organique du sol, peuvent poser problème. Mais il en va de même pour les différences dans les estimations obtenues par diverses méthodes, qui conduisent à des résultats très différents et rendent la comparaison difficile. La MOS est la composante organique du sol qui exclut les résidus végétaux et animaux qui n'ont pas subi de décomposition. Cependant, la plupart des techniques analytiques ne font pas la distinction entre les résidus qui ont été dégradés et ceux qui ne l'ont pas été, car la MOS est une substance dynamique et hétérogène dont le temps de renouvellement, la concentration en carbone et la taille des particules varient (USDA, 2009).

C'est pourquoi l'environnement du sol et les conditions climatiques jouent un rôle majeur pour influencer le type de matière organique stockée. Il faut comprendre que la matière organique stabilisée et récalcitrante dans le sol est celle qui contribue le plus à atténuer les effets négatifs du changement climatique, car elle reste stockée dans le sol, retenant le carbone qui pourrait autrement être libéré dans l'atmosphère. Plus précisément, l'évaluation de la qualité du sol dépend des teneurs en carbone organique et en azote du sol, qui sont des éléments essentiels de cette évaluation (Dikgwatlhe et al., 2014 ; Shao et al., 2016). Le carbone et l'azote, ainsi que l'oxygène et l'hydrogène, sont les principaux constituants de la matière organique du sol (Mahdi et al., 2022). Le

carbone organique et l'azote du sol sont reconnus comme des composants essentiels en raison de leurs contributions significatives à la qualité du sol, à la fertilité et à la productivité des cultures. En outre, le pourcentage d'azote peut réguler les stocks de carbone du sol en affectant la décomposition (Gao et al., 2023). Plusieurs études menées par Chen et al. (2021), Tang et al. (2023) et Wang et al. (2023) mettent en évidence la complexité croissante de la compréhension des impacts de l'ajout d'azote sur les changements du carbone organique du sol. Ces études ont révélé que les réponses du COS à l'ajout d'azote sont divergentes, soulignant que de nombreux facteurs influencent ce processus. Ces résultats suggèrent que la relation entre le NS et le COS est complexe et dépend de multiples variables, et que l'ajout d'azote a une influence significative sur le COS (Jiang et al., 2019 ; Keller et al., 2022). Étant donné la forte interaction entre les cycles du carbone et de l'azote dans le sol, il est impératif d'effectuer une analyse complète des effets de l'ajout d'azote sur la dynamique du carbone organique du sol (Chen et al., 2020 ; Sun et al., 2023). Dans d'autres études menées par Abbas et al. (2020), Puget et Lal (2005) et Baker et al. (2007), les variations du COS et de l'azote ont été évaluées sous différents types de gestion du sol, ce qui a permis d'affirmer que l'accumulation du COS est étroitement liée au maintien d'un équilibre entre la qualité et la quantité de matière organique du sol (MOS), et que cet équilibre est façonné par une combinaison de facteurs, y compris les variables climatiques, les propriétés physiques du sol et les pratiques de gestion du sol.

La position de la matière organique dans le profil du sol détermine ses possibilités de stockage et les interactions avec un environnement aérobie proche de l'atmosphère (couche arable), ou dans un environnement anaérobie en profondeur, réduisant les échanges de gaz avec l'atmosphère. Cette position dans le profil du sol a une grande influence sur les réactions physiques, chimiques et biochimiques des composés de la matière organique qui conduisent à l'augmentation ou à la diminution du stockage du COS. Le carbone du sol à une profondeur de 0 à 0,2 m est le principal réservoir de carbone organique du sol, mais il est affecté par les activités humaines, principalement par l'agriculture, c'est-à-dire le travail du sol. La matière organique de la couche arable est labile et a tendance à se décomposer et à se transformer. De plus, les 0,2 m supérieurs du sol contiennent plus de la moitié du carbone dans le premier mètre du profil du sol, et c'est le site de 80 pour cent (%) du flux (Metay et al., 2017), l'échange entre l'atmosphère et le sol. Le COS profond est souvent négligé dans les stratégies de gestion ou les inventaires de carbone, en particulier en Afrique du Nord (Bounouara et al., 2017). En général, la matière organique située plus profondément dans le profil du sol a tendance à être plus stable, elle ne se décompose pas facilement et a moins d'interaction avec l'atmosphère.

Dans le cas de l'Algérie, certaines régions sont considérées comme vulnérables en termes de dégradation des sols en raison de la perte de carbone organique. Cependant, il est crucial de reconnaître qu'il y a peu de travaux et de données publiés sur ces régions spécifiques de l'Algérie (Boubehziz et al., 2020), en particulier dans les zones arides

extrêmes, de même que ce manque de connaissances existe dans d'autres régions arides à l'échelle mondiale, ce qui pose des défis à la compréhension des mécanismes qui régissent la dynamique de la matière organique du sol à l'échelle mondiale, régionale et locale.

Cela indique que des recherches sont nécessaires pour déterminer la teneur en carbone organique et comprendre les mécanismes qui affectent sa séquestration, son dépôt sur le sol, sa transformation et son stockage dans ces zones. Les études sur la quantité, la qualité et la dynamique de la MOS en Algérie sont limitées et se limitent souvent à une caractérisation préliminaire (Dellal & Halitim, 1992).



2. Objectifs

Le but de cette étude est de mieux comprendre le stockage du carbone dans les sols de la région méditerranéenne. En particulier, quels résultats donnent les méthodes de mesure habituelles et quelles conclusions peut-on en tirer. Pour cela, notre étude vise à estimer et à déterminer le carbone organique du sol stocké sous différents types d'utilisation des terres dans deux régions soumises à un climat (1) méditerranéen semi-aride du sud-est de l'Espagne (région d'Alicante) et un climat (2) aride saharien en Algérie (région de Ghardaïa).

2.1. Objectifs spécifiques.

Les objectifs spécifiques de cette thèse sont les suivants :

- Relier les méthodes de détermination du carbone et le changement climatique, ainsi que les mesures appropriées pour augmenter le stockage du carbone dans le sol.
- Une évaluation des impacts de diverses pratiques de gestion sur les propriétés du sol, en identifiant les différences associées à l'utilisation du sol dans la couche arable (0-5 cm) et en quantifiant également les variations dans les propriétés du sol.
- Déterminer la teneur en carbone organique du sol et comprendre les mécanismes de séquestration, de dépôt, de transformation et de stockage du carbone dans les régions arides et semi arides, afin de mieux comprendre et gérer la dégradation de ses sols dans ces zones vulnérables.
- Offrir une analyse critique des méthodologies utilisées pour estimer la matière organique et le carbone organique du sol.

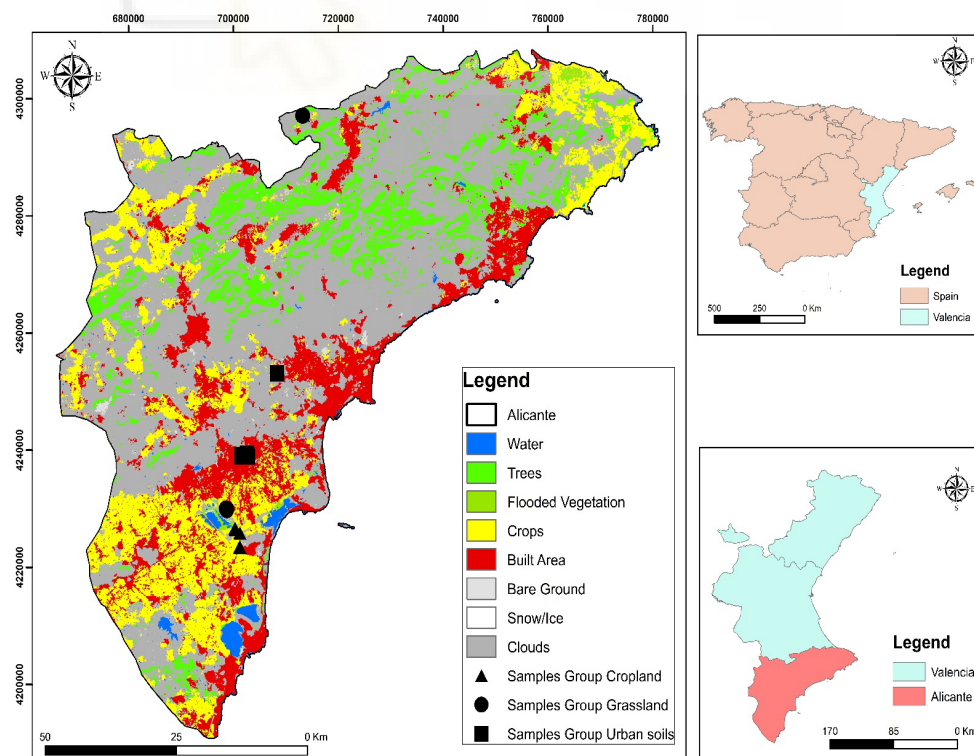


3. Matériels et méthodes

3.1. Zones d'études.

L'étude a été menée dans deux régions distinctes, l'une située dans le sud-est de l'Espagne et l'autre au centre de l'Algérie. La première région (Figure 1), la province d'Alicante, se trouve aux coordonnées 38,14 N et 0,73 W. Elle est caractérisée par un climat méditerranéen semi-aride chaud-estival (BSh) selon la classification de Köppen-Geiger (BSh) (Chazarra Bernabé et al., 2024), avec une pluviométrie annuelle moyenne variant de 300 à 600 mm, marquée par des sécheresses sévères et des inondations intenses. Les températures moyennes dépassent 18 °C. Les sols dominants sont des fluvisols calcariques et des anthrosols, avec un pourcentage de matière organique entre 1,9 et 2,6 % et un pH compris entre 8,1 et 8,4 en raison de la nature calcaire de la lithologie (Brevik, 1997; Coughenour et Chen, 1997; Hättenschwiler et al., 2002).

La seconde région (Figure 2), la province de Ghardaïa en Algérie, est située entre les latitudes 29°19' N et 32°57' N et les longitudes 02°03' E et 04°54' E. Le climat saharien aride de cette région présente deux saisons distinctes : une saison chaude et sèche d'avril à septembre, et une saison tempérée d'octobre à mars, avec des températures extrêmes atteignant des écarts de 15 à 16 degrés entre le jour et la nuit. Les précipitations sont limitées et irrégulières, avec des valeurs comprises entre 100 et 200 mm, accompagnées de pluies torrentielles, tandis que l'évaporation dépasse 2 000 mm par an. Les températures oscillent entre une moyenne minimale de 6,2 °C en janvier et une maximale de 41,8 °C en juillet (ONM, 2017).



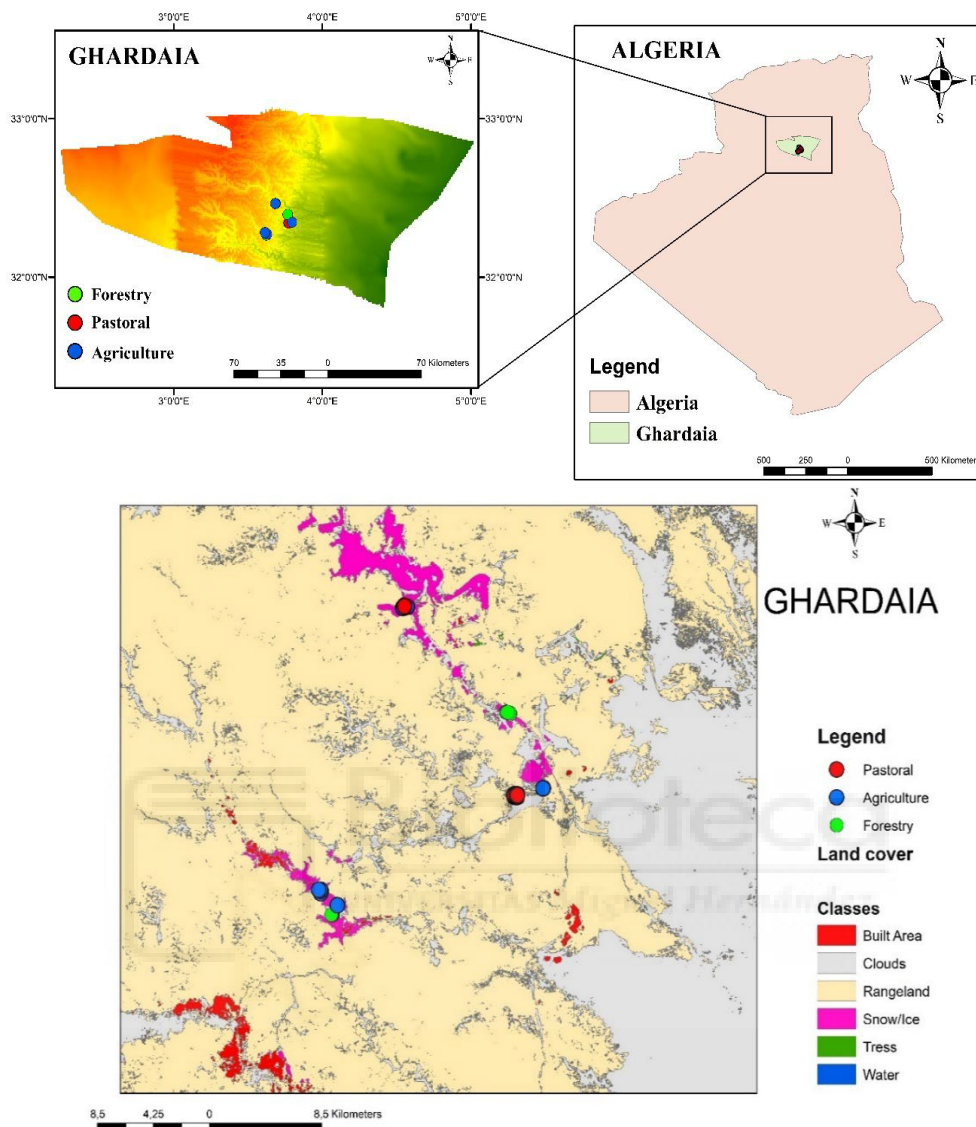


Figure 2. Situation géographique de la zone d'étude dans la région de Ghardaia, Algérie (fait par l'auteur) .

3.2. Échantillonnages de sol.

L'échantillonnage a été réalisé sur plusieurs sites représentatifs de différents types d'utilisation et de couverture des sols (LULC) dans deux régions distinctes.

Dans la province d'Alicante, en Espagne, 58 zones d'échantillonnage ont été analysées, chaque zone a été échantillonnée en trois points, représentant 174 échantillons de sol. Comportant 24 zones pour les terres cultivées (cultures horticoles et arboricoles, systèmes agricoles), 17 pour les prairies (zones de pâturage des ovins et caprins) et 17 pour les sols urbains (jardins et espaces ouverts sans imperméabilisation des sols) (Figure 3). Ces zones ont été choisies parce qu'elles correspondent à des régions dont la couverture est entièrement définie par le type d'utilisation et d'occupation du sol analysé, sans influence d'autres utilisations. Sur le terrain, un récepteur portable Garmin GPS (Global Positioning System) a été utilisé pour un suivi précis de la localisation, à l'aide d'un cylindre en acier inoxydable (5 cm de diamètre et 5 cm de hauteur) ces

échantillons ont été prélevés à une profondeur de 0 à 5 cm.

Dans la région aride de Ghardaïa, en Algérie, tous les échantillons de sol ont été classés comme arenosols selon le référentiel mondial des ressources en sol (IUSS, 2015). Les échantillons ont été collectés à une profondeur de 0 à 30 cm, localisés en 43 zones avec 3 réplifications sur trois types d'occupation du sol : 15 échantillons correspondant à des sols agricoles supportant diverses cultures (palmier dattier, grenadier, cultures maraîchères telles que la gourde), 13 échantillons prélevés sur des terres forestières abritant des végétaux tels que l'acacia et le tamaris, et 15 échantillons provenant de terres pastorales consacrées aux vaches laitières, dominées par des espèces comme le drinn (*Aristida pungens*) et le cram-cram (*Cenchrus biflorus*) (Figure 4).

Tous les échantillons ont été transportés au laboratoire, séchés à l'air à température ambiante, broyés et tamisés à 2 mm.



Figure 3. Zones d'échantillonnage : Sols agricoles (A), sols pastorales (B) et sols urbains (C). Photographies prises par l'auteur.

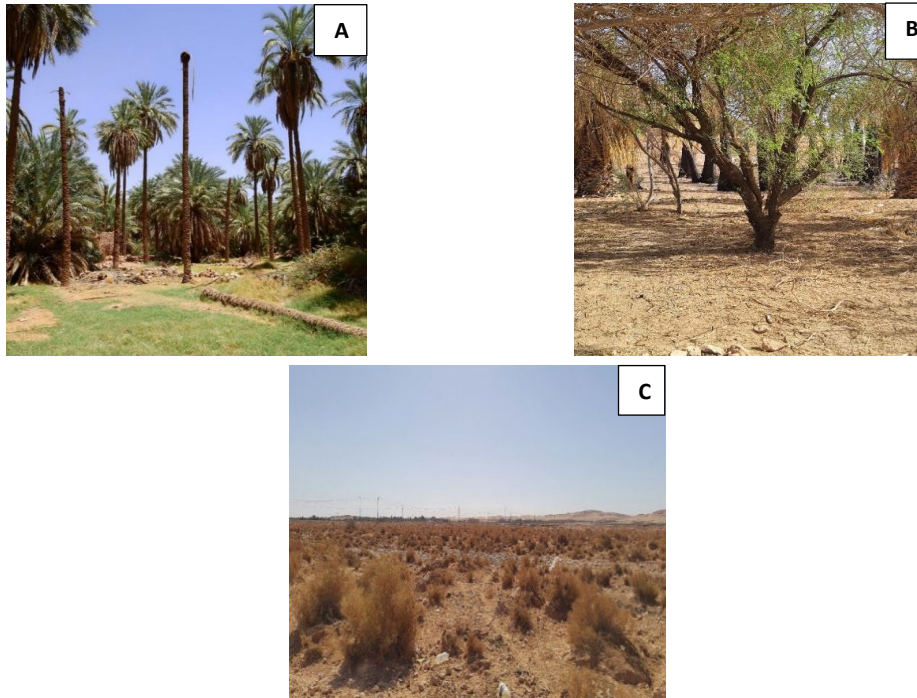


Figure 4. Échantillonnage des zones arides: sols agricoles (A), forestiers (B) et sols pastorales (C). Photographies prises par l'auteur

3.3. Paramètres mesurés.

Après la préparation des échantillons de sol, les propriétés du sol déterminées étaient la texture (granulométrie du sol), le pH, la conductivité électrique (EC), le carbonate de calcium équivalent, le carbone et la matière organiques, et l'azote Kjeldahl.

Le pH est utilisé comme indicateur de l'acidité, la conductivité électrique est principalement utilisée comme indicateur de la salinité, la teneur totale en carbonate reflète l'accumulation de carbonate, et la matière organique est généralement liée à l'ajout d'engrais organiques par les agriculteurs, entre autres pratiques, telles que celles associées à l'augmentation du stockage du carbone dans le sol pour atténuer le changement climatique (Navarro-Pedreño et al., 2021). La densité apparente du sol est cruciale pour l'estimation des changements dans les stocks de carbone organique du sol (COS), car elle varie en fonction de l'utilisation des terres et doit donc être prise en compte dans les calculs (Don et al., 2011).

La texture du sol a été évaluée selon l'USDA en utilisant la méthode du densimètre de Bouyoucos (Gee et Or, 2002), et le pH et la CE ont été mesurés à une température de 25 °C en utilisant la procédure décrite par le Laboratoire de salinité des États-Unis, avec un rapport sol/eau de 1/2,5 (w/v) pour le pH et de 1/5 (w/v) pour la CE (USSS, 1954). La teneur en humidité du sol (H%) a été évaluée par gravimétrie en séchant le sol à 105 °C pendant 24 h, tandis que la teneur équivalente en carbonate de calcium (CaCO₃) a été évaluée par la méthode de digestion acide à l'aide d'un calcimètre (Perry et Adams, 1978). La densité apparente du sol (BD) a été évaluée à l'aide de la méthode du carottage (Blake et Hartge, 1986). La MOS a été estimée à l'aide de deux méthodes : la perte au

feu, connue sous le nom de méthode LOI (Gustafsson et al., 1996 ; Poot et al., 2009), qui donne la teneur totale en MOS LOI, et la méthode Walkley-Black (Walkley et Black, 1934), dans laquelle le carbone organique oxydable (%) est donné comme OC WB. Ensuite, le pourcentage de matière organique oxydable du sol (MOS WB) a été obtenu en appliquant le facteur de conversion de 1,742 (Shamrikova et al., 2022). L'azote du sol (NS) a été analysé en utilisant la méthode Kjeldahl (Bremner, 1996; Guan et al., 2015). Les stocks de COS et de NS ont été déterminés en fonction de chaque profondeur d'utilisation des terres sélectionnée à l'aide des équations proposées par Pearson et al. (2007).

$$\text{Stock COS} = BD \times D \times C$$

$$\text{Stock NS} = BD \times D \times N$$

Où :

COS = stock de carbone organique du sol par unité de surface en t ha⁻¹ ;

BD = densité apparente du sol en g cm⁻³ ;

D = profondeur de l'horizon du sol où l'échantillon a été prélevé, en cm ;

C = concentration de carbone organique, en %;

NS = stock d'azote du sol par unité de surface en t ha⁻¹ ;

N = concentration d'azote, en %.

3.4. La Méthode de la perte au feu.

La perte au feu est une technique couramment utilisée pour l'estimation directe de la matière organique totale (Bojko et Kabała, 2014 ; Mikutta et al., 2005 ; Raya-Moreno et al., 2017). Elle est généralement basée sur la combustion de l'échantillon à haute température (500-550 °C). Toutefois, pour éviter la décomposition du gypse et du carbonate, une température modérée est recommandée (Poot et al., 2009). La différence entre la masse initiale et la masse résiduelle est utilisée pour estimer la quantité de matière organique présente dans l'échantillon. Cette méthode présente plusieurs avantages par rapport aux autres méthodes de mesure du carbone organique, notamment sa simplicité et son faible coût. Dans notre cas, les échantillons secs ont été placés pendant une nuit (8 heures) dans un four à moufle à 375°C et la perte de poids a été calculée, sans détruire le carbone inorganique en raison de la température modérée utilisée (Salehi et al., 2011). La matière organique (MO) est calculée à l'aide de l'équation suivante (Salehi et al., 2011).

$$\text{Matière organique du sol (\%)} = \frac{((P1 - P0) - (P2 - P0))}{(P1 - P0)} \times 100$$

Où ;

P0 : poids du creuset vide ;

P1 : poids final ;

P2 : poids du creuset contenant les cendres.

3.5. La méthode Walkley-Black.

La méthode Walkley-Black détermine le carbone organique oxydable par une attaque sulfochromique, puis la valeur peut être transformée en matière organique du sol (Walkley & Black, 1934). La méthode de titrage est la procédure de détermination de la matière organique du sol après l'attaque acide produite par l'utilisation de bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) et d'acide sulfurique concentré (H_2SO_4). La méthode utilise 0,5 g de sol séché à l'air qui est disposé dans un erlenmeyer de 500 mL, en ajoutant 10 mL de $K_2Cr_2O_7$ 1N, puis, avec précaution, ajouter rapidement 20 mL de H_2SO_4 , laisser reposer l'erlenmeyer pendant 30 minutes (la réaction exothermique atteint des températures de l'ordre de 120°C). Pour arrêter la réaction, on ajoute 200 mL d'eau dans le ballon et 10 mL d'acide phosphorique à 85% (H_3PO_4). Le titrage a été effectué en utilisant trois à quatre gouttes d'ophénanthroline comme indicateur et le sel de Mohr 0,5 M $[(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O]$ comme solution de titrage (FAO, 2019). La matière organique a été calculée à l'aide de l'équation :

$$\text{Carbone organique du sol \%} = \frac{(V \text{ blanc} - V \text{ échantillons}) \times MFe2 \times 0.003 \times 100 \times f * mcf}{W}$$

Où ;

$V \text{ blanc}$ = volume du réactif de titrage dans le blanc, ml

$V \text{ échantillons}$ = volume du réactif de titrage dans l'échantillon, en ml

$MFe2$ = solution de $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$, molarité

0,003 = carbone oxydé ($12 \text{ g C/mole} \times 1 \text{ mole } K_2Cr_2O_7 / 6 \text{ moles } FeSO_4 \times 3 \text{ moles C} / 2 \text{ moles } K_2Cr_2O_7 \times 1 \text{ L} / 1000 \text{ mL}$)

f = facteur de correction, 1. 3

W = poids du sol, g

Mcf = facteur de correction de l'humidité

Le COS est généralement multiplié par 1,724, « facteur de Van Bemmelen » qui suppose que la matière organique du sol contient 58 % de C (Pribyl, 2010 ; Shamrikova et al., 2022), pour obtenir le pourcentage de matière organique oxydable, en utilisant l'Eq. 3 (Shamrikova et al., 2022).

$$\text{Matière organique oxydable du sol \%} = \text{carbone organique du sol \%} \times 1.724$$

3.6. Analyse statistique.

L'analyse statistique a été réalisée à l'aide d'Excel Stat ©, les statistiques descriptives pour les échantillons de sol comprennent le maximum (max), le minimum (min), la moyenne, le coefficient de variation (CV) et l'écart-type (ET). L'intervalle de confiance (IC) basé sur la distribution t de Student et les tests ANOVA F (dans les tableaux, les moyennes avec la même lettre indiquent un groupe homogène dans lequel les échantillons ne sont pas significativement différents) ont été utilisés pour tester statistiquement l'égalité des moyennes à un niveau de signification de 0,05. Le test de Kolmogorov-Smirnov a été employé pour vérifier la distribution normale des données. Pour évaluer le degré de corrélation linéaire entre les deux méthodologies analytiques pour estimer la matière organique (MO), le coefficient de corrélation de Pearson (R) a été déterminé. Les relations entre MO-WB et MO-LOI ont été étudiées en appliquant une régression linéaire simple, car une relation directe entre les deux procédures et la teneur en matière organique du sol était attendue. Cependant, l'ajustement logarithmique a été testé, car la disposition des points suggérait la possibilité d'un meilleur ajustement en utilisant cette régression.





4. Résultats et discussions.

Les résultats les plus significatifs de chaque article ainsi que leur analyse sont présentés ci-dessus.



4.1. Première publication. Organic Carbon Management and the Relations with Climate Change.

4.1.1. Importance de la connaissance de la teneur en carbone organique du sol en tant que principal réservoir de carbone terrestre.

Le carbone organique du sol joue un rôle majeur dans le maintien des propriétés du sol et constitue un important réservoir de carbone sensible aux perturbations anthropogéniques, y compris les changements dans l'utilisation ou la gestion des terres (Gong et al., 2021). L'absence de règles de base et de législation relatives aux changements de gestion des sols dans la plupart des pays est critique. En même temps, l'absence d'un cadre commun pour déterminer les effets des changements de gestion des terres sur la qualité des sols.

En termes d'environnement, l'augmentation du stockage de carbone sous forme de matière organique du sol pourrait être cruciale pour éviter le changement climatique en limitant l'émission de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (Banwart et al., 2014; McSherry et Ritchie, 2013). Les objectifs sont de réduire les pertes de stock de COS et d'explorer le potentiel de séquestration de COS (Knotters et al., 2022) afin d'augmenter la présence de matière organique stabilisée dans les sols. D'autre part, les sols constituent une source importante de carbone stocké sous forme de matière organique du sol (MOS), ce qui les rend potentiellement extrêmement vulnérables aux changements climatiques (Abdalla et al., 2018). Les sols peuvent contribuer à atténuer les effets négatifs, mais ils y sont également soumis.

Le carbone organique représente 50 % de l'ensemble des matières organiques du sol. Il s'agit d'un mélange de matériaux, provenant principalement d'organismes vivants plus ou moins reconnaissables et mélangés à la fraction inorganique du sol. Le stock de carbone organique est constamment renouvelé dans le sol et détermine de nombreuses propriétés du sol : sa fertilité, sa structure et la biodiversité qui l'habite. En fonction du climat, de l'utilisation et de la gestion des terres, le stock de carbone organique peut également être une source de gaz à effet de serre en raison des processus de décomposition et du métabolisme du biote.

Comprendre les mécanismes de stockage et de déstockage de la matière organique du sol est donc une question cruciale tant pour la durabilité des systèmes de culture que pour les objectifs environnementaux (Olorunfemi et al., 2021). Les terres agricoles subissent des changements de COS au fil du temps, caractérisés par des processus d'échange dynamiques influencés par des facteurs environnementaux tels que la texture du sol, la température et les précipitations, ainsi que par des techniques de gestion telles que les systèmes de culture, la fertilisation, l'élimination des résidus et les régimes de travail du sol (Lal et al., 2004; Dolan et al., 2006; Alston et al., 2009; Van Wesemael et al., 2010; De Gryze et al., 2011; Knotters et al., 2022). Par conséquent, la séquestration du carbone dans les sols, sous forme de matière organique, est bénéfique pour la fertilité des sols agricoles et forestiers, et réduit également le CO₂ dans l'atmosphère, ce qui en fait un acteur majeur du changement climatique en cours et de son atténuation.

La recherche sur la manière dont le changement climatique affecte les stocks de carbone dans les sols agricoles et forestiers est une question qui ne cesse de se développer. Sous

l'effet de l'augmentation de la température, les données indiquent deux effets opposés : une accélération de la minéralisation du carbone, ou de sa conversion en CO₂, et une augmentation de la biomasse, le carbone étant recyclé dans le sol sous forme de matière organique. A l'inverse, le processus de libération du CO₂ dans le sol d'une unité foncière a pour effet de réduire les émissions de gaz à effet de serre.

L'utilisation des plantes, des déchets végétaux et d'autres solides organiques dans le sol permet à l'unité foncière de retenir ou de stocker le carbone en tant que composant de la matière organique du sol (humus). La clé de ce processus, comme le montre la Figure 5, est d'obtenir des matières organiques stabilisées (matières organiques humifiées), qui développent des matériaux complexes pouvant être conservés dans le sol pendant une longue période. La promotion de l'humification semble être la stratégie naturelle pour augmenter le COS.

Le temps de rétention du carbone organique séquestré et stocké dans le sol (réservoir terrestre) peut aller du stockage à court terme (mais pas immédiatement libéré dans l'atmosphère) au stockage à long terme (millénaires), de sorte que le processus de séquestration du COS devrait augmenter le stockage net du COS (Olson, 2013; Olson et al., 2014) s'il est suivi d'une humification adéquate. Dans ces conditions, notre société doit comprendre et prévoir le devenir du carbone organique dans les sols afin de comprendre non seulement les changements actuels mais aussi les changements prévus à l'échelle mondiale (Mathieu et al., 2015).

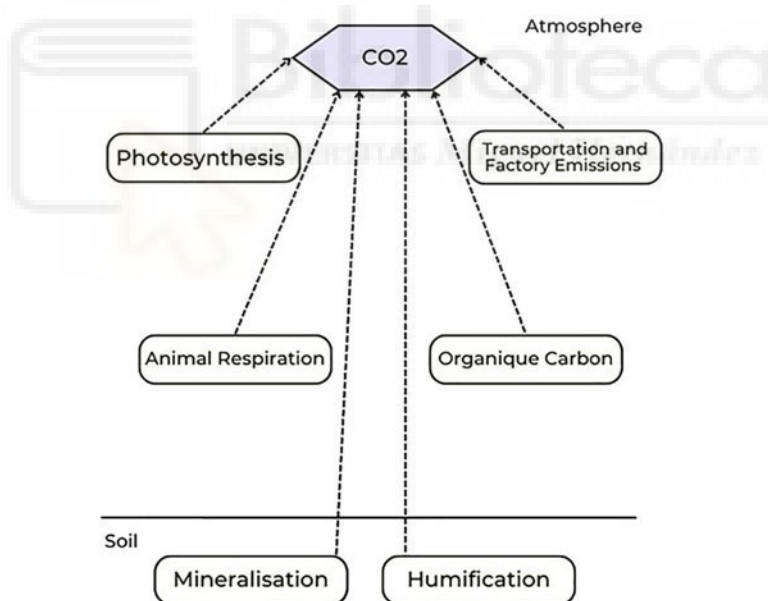


Figure 5. Processus de stockage du carbone organique : l'humification (fait par l'auteur).

4.1.2. Nécessité de protocoles de mesure COS

Le potentiel de réduction dans le secteur agricole est moins bien défini que dans d'autres secteurs en raison de la nature largement diffuse des émissions, de la complexité des processus biophysiques et comportementaux sous-jacents et de la grande diversité des systèmes de production. Toutefois, il est essentiel d'évaluer et de comparer équitablement les coûts des différents leviers disponibles aux fins de l'élaboration des politiques (Pellerin et al., 2017).

Il est nécessaire d'établir un protocole d'échantillonnage des sols pour certifier les

changements dans les stocks de carbone organique dans les sols minéraux (Stolbovoy et al., 2007) et dans les sols organiques (tourbières), ainsi que des lignes directrices pour mesurer et modéliser les stocks de COS et les changements de stocks dans les systèmes de production animale (FAO, 2018).

La Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC) (United Nations, 1992) et ses concrétisations dans le Protocole de Kyoto (United Nations, 1998) et l'Accord de Paris (United Nations, 2015) exigent des pays déclarants qu'ils surveillent et signalent les variations des stocks de COS.

Des règlements, des procédures et des exigences en matière de rapports ont été créés en conséquence, notamment la décision 529/2013, le règlement 2018/841 et le règlement (UE) 525/2013 (European Union, 2013a) sur les émissions et les absorptions de gaz à effet de serre provenant des activités liées à l'utilisation des terres, au changement d'affectation des terres et à la foresterie (UTCATF) ((European Union, 2013b; European Union, 2018).

L'accord historique de Paris, qui vient d'être signé en 2015, vise à maintenir le réchauffement climatique bien en dessous de 2 °C, idéalement en dessous de 1,5 °C. Pour y parvenir, les réductions d'émissions doivent être associées à des mesures d'atténuation rapidement mises en œuvre (Milne et al., 2016).

Le rôle des Nations Unies et, dans ce cas, de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, est essentiel pour établir et diffuser un protocole qui peut être utile pour mesurer les changements de COS dans les sols et rendre compte de la manière dont ces changements se produisent. Il s'agit d'une nouvelle étape qui devrait être appliquée après la création en 2017 du Réseau mondial de laboratoires de sols (GLOSOLAN) pour construire et renforcer la capacité des laboratoires dans l'analyse des sols et pour répondre au besoin d'harmonisation des données d'analyse des sols.

4.1.3. Agriculture et mesures d'atténuation.

La réduction des émissions de N₂O, CH₄ et CO₂, le stockage d'une plus grande quantité de carbone dans les sols et la biomasse, et la création de bioénergie (biocarburants, biogaz) pour remplacer les combustibles fossiles peuvent tous être utilisés par l'agriculture pour aider à atteindre les objectifs nationaux et internationaux de réduction des gaz à effet de serre (Pellerin et al., 2013). Nous savons ce qu'il faut faire, mais la manière de le faire dépend de nombreuses circonstances, notamment environnementales, techniques et socio-économiques. En outre, il est largement reconnu que l'utilisation des terres dans l'agriculture peut jouer le rôle le plus important dans la réduction et l'atténuation des émissions en raison de la grande surface occupée par les systèmes de culture, près de 40 % de la surface terrestre (FAOSTAT, 2023). Les émissions liées à l'utilisation des terres sont de plus en plus souvent incluses dans les contributions déterminées au niveau national, les CDN, officiellement les INDC (Milne et al., 2016).

De nombreuses stratégies d'atténuation ont été proposées à l'échelle mondiale ou pour des pays individuels, avec des secteurs agricoles tels que l'initiative internationale 4/1000 (qui appelle à une augmentation de la matière organique du sol de 0,4 % par an) lancée lors de la Conférence des Nations unies sur le changement climatique de 2015 à Paris, mettant en évidence le rôle potentiel des sols dans les activités d'atténuation. Selon (Lal et al., 1998), une augmentation de 0,4 % du carbone organique du sol (COS) à

une profondeur de 30 cm pourrait réduire les émissions anthropiques de gaz à effet de serre (GES) d'environ 25 % par an (en utilisant les données des émissions de 2014), mais aussi à différents niveaux : au niveau mondial (Smith et al., 2008; Smith et al., 2016), à l'échelle du continent (Aertsens et al., 2013), au niveau national (Schneider et al., 2007; Fitton et al., 2011; Rees et al., 2013), pour le secteur de l'élevage (Monteny et al., 2006; Schils et al., 2013), stockage du carbone (Sommer et Bossio, 2014), pour l'agroforesterie (Zomer et al., 2016).

Les chercheurs ont découvert, par exemple, que le COS de la couche arable dans un système agricole est inférieur à celui du sol forestier d'origine situé à proximité, car l'écosystème agricole exporte une quantité importante de C organique, ce qui entraîne une offre limitée de COS (Gao et al., 2017). Par exemple, des pratiques agricoles optimisées avec des apports organiques élevés, une couverture végétale permanente et un travail du sol réduit peuvent jouer un rôle clé dans le piégeage du carbone du sol, défini par opposition à un système de culture de référence (Malhi et al., 2011), et donc dans l'atténuation du changement climatique (West et al., 2002; Freibauer et al., 2007; Powlson et al., 2011; Autret et al., 2016).

Les effets de l'agriculture de conservation (AC) sur la dynamique du carbone du sol se traduisent directement par une augmentation du carbone dans la fraction du sol, car l'AC contribue à atténuer le changement climatique. En réduisant la manipulation mécanique du sol, elle peut ralentir de manière significative l'oxydation du carbone organique (González-Sánchez et al., 2012) et, par conséquent, les composés organiques du sol pourraient être plus longtemps inaltérables dans les sols.

Pour découvrir les mécanismes de piégeage/stockage du carbone dans le sol, il faut disposer d'informations sur les conséquences de la culture intensive avec différents systèmes agricoles et les approches de gestion associées. Une fois découvertes, ces connaissances peuvent aider à créer des pratiques agricoles modifiées qui ont une grande chance d'améliorer les stocks de COS, ce qui réduirait la quantité de CO₂ dans l'atmosphère et ralentirait le réchauffement de la planète (Mandal et al., 2007). Les trois facteurs les plus importants qui influencent la dynamique du COS sont la quantité de carbone ingérée, la teneur totale en COS et les conditions environnementales (précipitations et température). Ces facteurs pourraient expliquer la majeure partie de la variation des taux de changement du COS (Luo et al., 2017).

On estime que les pertes annuelles de carbone des sols agricoles représentent environ 12 % de toutes les émissions d'origine humaine à l'échelle mondiale (Chaplot, 2021). La conversion des forêts primaires en terres agricoles est donc considérée comme un appauvrissement du COS, tandis que le boisement est considéré comme un moyen de reconstituer les réserves de COS (Genxu et al., 2002; Guo et Gifford, 2002; De Gryze et al., 2004; Dawson et Smith, 2007; Maia et al., 2010; Xiang et al., 2014).

Les sols ont perdu d'énormes quantités de carbone organique à cause de l'agriculture (Tableau 1), de la conversion d'écosystèmes naturels en terres cultivées et, plus récemment, de l'intensification de l'agriculture face aux changements démographiques (Chaplot, 2021). D'autre part, le réservoir de COS est vulnérable à l'intervention humaine, en particulier sous la forme de changements dans l'utilisation et la couverture des sols (Xiong et al., 2014).

Tableau 1. Pratiques qui augmentent ou diminuent le COS (fait par l'auteur).

COS	Augmenter le COS	Diminuer le COS
Pratiques	Apports organiques importants tels que : fumier, résidus non récoltés et non brûlés Teneur en azote minéral Irrigation Fécondation Réduction du travail du sol Agriculture de conservation Boisement	Intensification de l'agriculture Interférence humaine Modification de l'utilisation et de la couverture des sols Conversion d'écosystèmes naturels en terres cultivées Cultures intercalaires

4.1.4. Importance de la séquestration du carbone.

La séquestration du carbone est un élément essentiel pour limiter le réchauffement de la planète à 2 °C (Yin et al., 2020). Les effets du changement climatique sur les stocks mondiaux de COS suscitent des inquiétudes (Xiong et al., 2014). Par conséquent, le COS joue un rôle clé dans le cycle du carbone et dans l'atténuation du réchauffement climatique (Zhang et al., 2019; Zhang et al., 2022). Dans ce cycle, la séquestration par les organismes vivants joue le rôle principal de source de matière organique pour les sols. L'une des principales raisons de l'importance accordée au piégeage du carbone dans les sols dans les programmes nationaux de réduction des GES est la situation "gagnant-gagnant" supposée qui consiste à atténuer les GES tout en améliorant la sécurité alimentaire grâce à l'amélioration de la santé des sols et de la fertilité des terres cultivées (Oldfield et al., 2015; Sanderman et al., 2017; Tiessen et al., 1994). Environ un tiers de l'augmentation du CO₂ dans l'atmosphère est imputable à la perte de carbone dans les sols due aux changements dans l'utilisation des terres (Paramesh et al., 2022; Pugh et al., 2015). Lors de la prévision du cycle futur du carbone et de sa séquestration potentielle, il est nécessaire de prendre en compte la température et la texture du sol (Zhang et al., 2022), car elles jouent toutes deux un rôle clé: la formation d'agrégats et la structure du sol, et la température contrôlent l'activité biologique et la décomposition de la matière organique.

Il est important d'associer le processus physiologique de séquestration du carbone par les organismes vivants à l'accumulation de COS et à l'atténuation du changement climatique, en insistant sur la nécessité de s'attaquer aux impacts négatifs du processus actuel de changement climatique et d'engager la communauté scientifique et universitaire dans l'exploration approfondie des causes et des résultats des impacts du changement climatique (Kumar, 2022). La séquestration du carbone est liée aux organismes vivants et à leurs conditions environnementales, en particulier la température.

4.1.5. La relation entre le carbone organique du sol et le changement climatique.

Les modifications de la matière organique du sol peuvent avoir un impact considérable sur les GES responsables du changement climatique, car la matière organique du sol est reconnue comme une composante fondamentale du cycle global du carbone (Caddeo et al., 2019; Friedlingstein et al., 2020; Garnier et al., 2022). Le sol n'est pas seulement un puits mais aussi une source de GES. En ce sens, nous devrions être en mesure d'assurer des conditions dans les systèmes de culture pour augmenter le stock de COS

face aux émissions de GES des sols. C'est, à notre avis, l'un des axes de recherche les plus importants dans le domaine de la science du sol.

La distribution, la composition, la structure et la fonction des écosystèmes terrestres sont fortement influencées par de petits changements dans le stockage du carbone organique du sol, qui à son tour affecte la disponibilité des nutriments pour la végétation terrestre (Xu et al., 2018; Liao et al., 2020). Bien qu'il y ait un consensus sur le fait que la variation spatiale du COS est une donnée importante pour les modèles utilisés pour comprendre le cycle du carbone actuel et futur et pour prédire le changement climatique mondial, ni la manière de quantifier la contribution relative de facteurs tels que la topographie ou la composition de la canopée sur la variation du COS, ni la manière dont l'intensité de l'échantillonnage du sol affecte la fraction estimée ne sont totalement claires (Yuan et al., 2013).

Le climat futur et la qualité des écosystèmes seront influencés par la manière dont la dynamique du carbone du sol répondra aux changements climatiques et d'utilisation des sols. La majeure partie du carbone du sol est constitué de carbone du sol en profondeur (plus de 20 cm), mais on sait peu de choses sur sa dynamique (Mathieu et al., 2015). Selon Mathieu et al. (2015), une analyse supplémentaire a révélé que le climat et les pratiques agricoles avaient le plus grand impact sur l'âge du carbone de la couche arable. Cette dernière a démontré la forte dépendance de la dynamique du carbone du sol à l'égard d'autres propriétés du sol, telles que la teneur en argile et la minéralogie, en confirmant que l'âge du carbone du sol profond était davantage influencé par les taxons du sol que par le climat. Par conséquent, l'équilibre futur du carbone du sol, ou l'équilibre entre la production de matière organique morte par l'écosystème et la respiration hétérotrophe, aura un impact significatif sur le changement climatique (Jones et al., 2003). En outre, l'augmentation du COS établit un équilibre entre le biote du sol et la composition inorganique du sol, ce qui faciliterait le stockage du COS dans le profil. Non seulement la température, mais aussi l'importance de l'humidité du sol ont été confirmées par (Wiesmeier et al., 2013) dans leur étude sur la répartition des stocks de COS et de N en Bavière en fonction des régions agricoles. Les collines tertiaires et les régions de loess, qui comportaient des zones importantes avec une teneur en eau du sol potentiellement élevée dans les plaines inondables existantes, présentaient les stocks de COS et de N les plus élevés pour les terres cultivées. En raison des basses températures, des fortes précipitations et de la teneur élevée en eau du sol dans les régions de dénudation glaciaire, les sols des prairies ont montré la plus grande accumulation de COS et de N dans les Alpes et les Préalpes. L'étude réalisée par (Xiong et al., 2014), d'autre part, a démontré que le taux de piégeage du COS n'était pas seulement influencé par l'utilisation et la couverture des sols, mais aussi par les conditions climatiques qui interagissent avec l'utilisation et la couverture des sols. Des précipitations plus importantes semblent ralentir le taux de séquestration du COS dans la couche arable, mais un environnement plus chaud tend à accélérer l'accumulation du COS. Pour mieux comprendre comment le COS réagit au changement climatique, il est nécessaire d'étudier l'interaction entre l'utilisation et l'occupation des sols et le climat (Xiong et al., 2014). L'une des principales préoccupations actuelles est l'impact du changement climatique sur les sols boréaux, car l'augmentation de la température facilite la décomposition de la matière organique du sol par les micro-organismes (Allison et Treseder, 2011).

Plusieurs recherches ont fourni diverses informations sur l'environnement

géographique ; (Kang et al., 2020) ont révélé que le COS augmente avec la température et les précipitations. Les facteurs environnementaux ont un impact plus important sur le COS lorsque la température est plus basse. Au contraire, plus la température est élevée, plus l'effet de la texture du sol sur le COS est important (Zhang et al., 2022).

Le COS est souvent prédit à l'aide de variables climatiques, telles que les précipitations et la température de l'air, ainsi que d'autres covariables. Comme cela a été démontré précédemment, certaines études indiquent que les précipitations ont un lien positif fort avec le COS, tandis que la température de l'air a une corrélation négative forte (Burke et al., 1989; Alvarez et Lavado, 1998; Evans et Von Cammerer, 2013; Paramesh et al., 2022). Il a été suggéré que les changements dans les régimes de précipitations ont un impact encore plus important sur la dynamique des écosystèmes que les effets singuliers ou combinés de l'augmentation de la concentration atmosphérique de CO₂ et de la température (Weltzin et al., 2003). Par conséquent, la compréhension des réponses du cycle du carbone de l'écosystème aux changements de précipitations est d'une importance capitale pour prédire avec précision le taux et l'étendue du changement climatique (Houghton, 2007; Zhou et al., 2016). Les interconnexions entre le sol, le climat, le couvert végétal et la gestion des terres déterminent la manière dont les scénarios de changement climatique futurs prévus affecteront le COS et sa dynamique (Lal et al., 2013; Loehman et al., 2020).

Toutes ces conclusions suggèrent qu'il n'existe pas de lois universelles applicables partout et qu'il est important de connaître les conditions locales, les facteurs environnementaux et les conditions de travail.

Le Tableau 2 présente certaines des tendances les plus répandues, mais il n'en reste pas moins que la tendance est à la hausse. Le Tableau 2 présente néanmoins certaines des tendances les plus répandues.

Tableau 2. Quelques exemples d'effets positifs et négatifs attendus sur le stockage du COS (fait par l'auteur).

Effet	Positif	Négatif	Références
LULC	Prairies	Terres cultivées	(Xiong et al., 2014)
Humidité	Haut	Faible	(Wiesmeier et al., 2013)
Précipitations	Haut	Faible	(Kang et al., 2020)
Température	Faible	Haut	(Zhang et al., 2022)
Texture	Sols argileux	Sols sablonneux	(Routhier et al., 2014)

Les changements dans les précipitations peuvent avoir un impact sur les interactions avec d'autres facteurs de changement global en modifiant la structure et la fonction des écosystèmes et les cycles terrestres du carbone (Cable et al., 2008), par exemple, l'augmentation du CO₂ dans l'atmosphère et le réchauffement global. Les modèles climatiques mondiaux prévoient que les schémas de précipitations futurs changeront de manière significative (Marco-Dos Santos et al., 2019) en raison de l'intensification du cycle global de l'eau à la suite du réchauffement climatique, selon (Houghton, 2007). Cela pourrait avoir un impact significatif sur la dynamique du carbone dans les écosystèmes. Bien que plusieurs expériences contrôlées aient été menées pour étudier la manière dont les processus de carbone des écosystèmes réagissent aux changements de précipitations, on ne sait toujours pas comment le stockage du carbone dans le sol réagit à la fois à la sécheresse et à l'irrigation dans tous les biomes de la planète (Zhou et al., 2016). En fait, on pense que l'amélioration de la gestion des forêts et des terres

agricoles a un grand potentiel de réduction du CO₂ à l'échelle mondiale grâce au stockage du carbone atmosphérique dans les sols, et l'irrigation serait un facteur souhaitable à utiliser pour le stockage du carbone organique dans les systèmes de culture.

Les pâturages sont particulièrement importants dans ce contexte, car ils représentent environ 25 % de la séquestration potentielle du carbone dans les sols du monde entier (Follett et Reed, 2010), mais ils ont jusqu'à présent été largement sous-financés (Poeplau et Don, 2015). En outre, le taux de séquestration relativement élevé, combiné à la vaste étendue des zones de culture potentielles, permet de conclure que la culture de plantes de couverture est une mesure durable et efficace pour atténuer le changement climatique (Milne et al., 2016). En résumé, l'agriculture, la sylviculture et d'autres utilisations des terres sont responsables de 24 % (10-12 Pg CO₂ par an) des émissions mondiales de gaz à effet de serre. En Espagne, par exemple, l'agriculture représente également 10 % des émissions de gaz à effet de serre (Pellerin et al., 2013).

4.1.6. Dynamique du stockage du carbone organique.

De nombreuses études ont révélé que le changement climatique récent a entraîné des modifications dans la répartition de la végétation forestière (Lenihan et al., 2003; Ledig et al., 2010; Rachael et al., 2010; Trindade et al., 2020), conduisant à des changements dans le potentiel de séquestration du carbone (Boisvenue et Running, 2010 ; Dymond et al., 2016; Yao et al., 2018) et affectant le cycle du carbone (Chiang et al., 2008; Fei et al., 2018; Zhou et al., 2022). Les terres forestières absorbent globalement environ 2,5 + 1,3 PgC par an, soit environ un tiers de nos émissions fossiles (Ciais et al., 2013). En accélérant le rythme auquel les gaz à effet de serre s'accumulent dans l'atmosphère, une diminution de la taille de ces puits pourrait accélérer le changement climatique (Dymond et al., 2016).

La planification de l'atténuation du changement climatique et de la gestion adaptative doit tenir compte de tous ces facteurs, car les conséquences du changement climatique sur les forêts diffèrent selon les espèces, les conditions du site, la gestion et le régime des incendies (Dymond et al., 2016). En Floride (États-Unis), la canne à sucre et les zones humides avaient les stocks de COS les plus importants, suivis par les pâturages améliorés, les zones urbaines, les forêts des hautes terres mésiques, les pâturages et les forêts de pins, tandis que les cultures, les agrumes et les forêts des hautes terres xériques avaient les stocks les plus faibles. Ces différences ont été signalées dans l'étude réalisée par (Xiong et al., 2014). Les forêts tempérées offrent de nombreuses possibilités d'augmenter les puits de carbone, mais le risque d'effets négatifs sur le changement climatique et les mauvaises décisions de gestion peuvent limiter ces possibilités (Dymond et al., 2016). Par conséquent, les sols forestiers sont une composante importante du cycle mondial du carbone car ils stockent de grandes quantités de carbone organique (Prietz et Christopel, 2014).

4.1.7. L'effet de la température sur la matière organique du sol (MOS).

Les effets de la température sur la décomposition microbienne des MOS dans le contexte du changement climatique mondial ont fait l'objet d'un grand nombre de recherches. Par exemple, l'augmentation de la température et la diminution des

précipitations peuvent ensemble augmenter la capacité de stockage du carbone de la végétation forestière (Kirschbaum, 1995; Giardina et Ryan, 2000; Fierer et al., 2005;). De nombreuses études sur l'impact de la température sur la dégradation microbienne des MOS ont été menées en relation avec le changement climatique global (Kirschbaum 1995, Giardina et Ryan, 2000; Zhou et al., 2022). Selon certaines recherches, l'augmentation de la température peut accélérer la décomposition microbienne de la MOS, ce qui entraîne une perte nette de carbone dans l'atmosphère (Bellamy, 2005; Davidson et al., 2000 ; Dorrepaal et al., 2009). Cependant, d'autres recherches ont montré que l'augmentation de la température peut améliorer le carbone organique du sol (COS) en encourageant l'apport de biomasse qui dépasse l'augmentation de la décomposition (Bond-Lamberty et Thomson, 2010; Nemani et al., 2003). Le processus de décomposition peut également être affecté par de nombreux facteurs, tels que le type de matière organique et la texture du sol (Li et al., 2016). Par exemple, le modèle DNDC (DeNitrification- DeComposition) peut simuler avec précision le COS et son changement dynamique sous des climats spécifiques ($R^2 = 0,96$) et peut également faire une estimation à long terme (Zhang et Shao, 2017; Ku et al., 2019;).

Cela suggère que l'adoption de technologies établies peut séquestrer/stocker le carbone à un taux de 5-10 kg/ha par an dans les zones sèches, 50-500 kg/ha par an dans les pâturages, 500-1000 kg/ha par an dans les terres cultivées, et 500-1000 kg/ha par an dans les forêts (Yin et al., 2020). La gestion des sols devrait donc être mise en œuvre en priorité si l'on veut l'utiliser pour lutter contre le problème du réchauffement climatique (Smith, 2008). A l'opposé de ces résultats, Wiesmeier et al. (2013) affirment au contraire que les effets du climat (température moyenne annuelle et précipitations) ont peu d'impact sur les sols agricoles car les choix de gestion les compensent en partie, surtout dans les sols cultivés. Cependant, les résultats de (Meersmans et al., 2011) ont montré que la teneur en COS est fortement corrélée aux précipitations et à la température dans les terres cultivées et à la texture et au drainage dans les prairies, mais pas seulement, que l'effet combiné de l'augmentation de la température et de la diminution des précipitations peut augmenter le COS de la végétation forestière (Zhou et al., 2022).

4.1.8. Effet des pratiques culturales: Cultures intercalaires.

Il semble que les terres cultivées représentent un énorme puits de carbone potentiel à l'échelle mondiale, combiné aux besoins mondiaux en matière de production alimentaire, qui augmentent en raison de la croissance de la population mondiale et de la richesse des économies émergentes. Par rapport aux sols couverts de végétation sauvage et dans les mêmes conditions environnementales, les sols agricoles présentent généralement des concentrations plus faibles en COS. Il est donc essentiel de trouver des moyens pratiques d'augmenter les stocks de COS tout en améliorant et en maintenant une production agricole élevée (Poeplau et Don, 2015).

En effet, les systèmes de cultures intercalaires ont un plus grand potentiel de réduction de la concentration de dioxyde de carbone dans l'atmosphère que les systèmes de cultures uniques (Peichl et al., 2006). Comme le suggère (Poeplau et Don, 2015), les cultures de couverture constituent une méthode durable et efficace pour lutter contre le changement climatique en raison du taux de séquestration relativement élevé et de la vaste étendue spatiale des régions de culture viables. De plus, les cultures de couverture et les systèmes de paillage peuvent être utiles pour maintenir l'humidité du

sol à des niveaux plus élevés que l'agriculture conventionnelle (Rico et al., 2016), et cet effet peut être un facteur supplémentaire lié à l'application de déchets organiques en tant que couverture du sol qui peut promouvoir l'augmentation du COS.

Les modèles doivent tenir compte des variations géographiques et temporelles de ces pratiques agricoles afin d'évaluer les changements à long terme du carbone du sol, par exemple à l'échelle européenne (Ciais et al., 2010). Les pratiques agricoles, tant pour les flux de CO₂ et de N₂O que pour les conséquences du changement climatique, affectent toutes le bilan GES des terres cultivées en Europe (Gervois et al., 2008). Les aspects suivants des pratiques agricoles sont affectés: (i) l'approvisionnement en carbone du sol, comme le fumier et les résidus non récoltés et non brûlés, (ii) la décomposition du carbone du sol, comme le calendrier et l'intensité du travail du sol, la teneur en azote minéral du sol et l'irrigation, et (iii) les émissions de N₂O du sol provenant des pratiques de fertilisation. Selon (Luo et al., 2017), la variation des taux de changement du COS observée dans leur étude a montré que l'âge du carbone de la couche arable était principalement affecté par le climat et la culture (environnement et gestion des terres).

4.1.9. Augmentation des stocks du COS.

Tout plan visant à augmenter le COS est extrêmement difficile à mettre en œuvre en raison de la nature éphémère du carbone stocké dans les sols et de l'absence de compréhension approfondie des mécanismes de stabilisation des MOS (Lal, 2013). L'augmentation des stocks de carbone dans les sols peut présenter de nombreux avantages en plus du potentiel d'atténuation, tels qu'une meilleure infiltration et un meilleur stockage de l'eau, une amélioration du cycle des nutriments, une augmentation de la productivité des terres et une augmentation de la biodiversité souterraine et éventuellement aérienne, qui peuvent tous améliorer les moyens de subsistance (Milne et al., 2016). Là encore, les mesures proposées concernent la gestion de l'azote, l'alimentation du bétail et la production et la consommation d'énergie dans l'exploitation, qui revêtent une grande importance (Pellerin et al., 2013), car elles permettent d'éviter une éventuelle pollution par l'azote, en particulier pour l'eau.

En fait, compte tenu du climat et de l'utilisation et de la couverture des terres, les sols devraient constituer un puits de carbone important (Xiong et al., 2014). En outre, les stocks de COS sont souvent régulés par les sorties de C (Sasmith et al., 2020) comme la minéralisation de la MOS, l'érosion du sol et l'exportation (y compris la matière organique dissoute) ainsi que par les entrées de C comme les résidus, les sécrétions et les exsudats des plantes, des animaux et des micro-organismes (Robinson et al., 2020 ; Zhang et al., 2022). A cet égard, les augmentations de la concentration de COS dans le sol proche de la surface dues à l'agriculture de conservation ont conduit à des améliorations des conditions physiques du sol, qui devraient contribuer à une durabilité accrue et à l'adaptation au changement climatique, même si elles ne conduisent pas nécessairement à une augmentation constante des rendements agricoles (Poeplau et Don, 2015). En particulier, les sols des zones humides sont susceptibles de constituer un puits de carbone substantiel (Xiong et al., 2014), bien qu'ils puissent constituer, principalement dans les jeunes stades et en fonction de la profondeur, une source de GES atmosphérique (Sirivedhin et al., 2006; Ahn et al., 2013; Wu et al., 2015). Par conséquent, il est préférable d'augmenter les stocks de matière organique par des apports labiles plutôt que stables (Poeplau et Don, 2015). Cependant, cela doit être

étudié en profondeur car tous les amendements organiques n'augmentent pas le stockage du carbone et certains d'entre eux peuvent également augmenter les émissions de CO₂, en fonction des conditions environnementales et de la gestion du sol (Navarro-Pedreño et al., 2021).

Les cultures de couverture sont des cultures semées à la place d'une jachère nue pendant l'hiver et labourées comme engrais vert avant la plantation de la culture principale suivante. Elles sont également appelées cultures intercalaires ou cultures dérobées (Dabney et al., 2001). Le potentiel des cultures de couverture pour augmenter les stocks de COS et donc l'atténuation du changement climatique ont été démontrés dans très peu d'études (Lal, 2004), mais leur nombre augmente afin de comprendre et d'améliorer la matière organique du sol (Vanino et al., 2022; Sánchez-Navarro et al., 2023). En outre, les cultures de couverture peuvent contribuer à réduire le lessivage des engrais et à améliorer l'efficacité des nutriments, à réduire l'érosion éolienne et hydrique et à lutter contre les parasites, ce qui les rend à la fois écologiquement et commercialement avantageuses à long terme (Poeplau et Don, 2015).

L'utilisation de la paille a été largement recommandée comme une pratique respectueuse de l'environnement pour gérer la séquestration/le stockage du carbone dans les écosystèmes agricoles. La tendance générale et l'ampleur des changements dans le carbone du sol en réponse au retour de la paille restent incertaines (Liu et al., 2014). Les fractions actives du COS (Chen et al., 2009; Malhi et al., 2011) et l'émission de trois GES biogéniques majeurs, à savoir le CO₂, le CH₄ et le N₂O, peuvent tous être augmentés par l'incorporation de la paille (Duiker et Lal, 2000; Zou et al., 2005; Ma et al., 2008).

Par conséquent, l'augmentation de la matière organique du sol par le biais d'approches de gestion tient compte des difficultés liées au carbone du sol ainsi que des aspects agronomiques, environnementaux, sociologiques, économiques et éthiques (Liu et al., 2014). Malgré des recherches approfondies sur le sujet, l'impact des facteurs environnementaux et des techniques de gestion agricole sur la matière organique du sol n'est toujours pas clair. Par exemple, certaines études (Trumbore et al., 1996; Keatterer et al., 1998; Dalias et al., 2001) ont montré que des températures plus élevées augmentaient la teneur en COS sur les terres cultivées, tandis que d'autres études (montrant que des températures plus élevées la diminuaient) ont découvert le contraire (Peterjohn et al., 1994 ; Oechel et al., 2000).

Du point de vue de la gestion, les techniques d'agriculture de conservation, y compris la conversion d'une monoculture à une culture rotative variée, la minimisation de la perturbation du sol par des techniques sans labour et l'amélioration de la production primaire par la fertilisation, sont généralement considérées comme améliorant la teneur en COS (West et Post, 2002; Deen et Kataki, 2003; Vanino et al., 2022). En diminuant la décomposition, en augmentant la séquestration ou en faisant les deux, ces stratégies augmentent le COS. Les avantages de ces méthodes agricoles dépendent fortement des conditions pédologiques et climatiques de certains systèmes de culture (Smith et al., 1997; Luo et al., 2010;). Selon Davidson et Janssens (2006), les restrictions environnementales et le caractère naturellement diversifié du COS ont masqué les réactions de la dynamique du COS à l'augmentation des températures (Zhao et al., 2013). D'autres résultats montrent que la teneur en COS est fortement corrélée aux précipitations et à la température dans les terres cultivées et à la texture et au drainage dans les prairies (Meersmans et al., 2011).

Par ailleurs, l'atténuation des émissions de GES par l'augmentation des stocks de COS ne doit pas être considérée comme un moyen de compenser les émissions de CO₂ provenant de la combustion de combustibles fossiles ou les émissions de N₂O ou de CH₄ provenant des activités agricoles et de permettre ainsi la poursuite des activités habituelles, mais plutôt comme un levier supplémentaire dans le portefeuille d'options que les pays peuvent envisager pour réduire leurs émissions de GES d'origine agricole (Wollenberg et al., 2016). La quantité de CO₂ stockée dans les sols ne doit pas être égale aux émissions de CO₂ dues à l'activité humaine ; de cette manière, il n'est pas possible de réduire le CO₂ présent dans l'atmosphère.

Divers intrants (engrais, matières organiques, produits chimiques, eau, travail du sol, etc.) sont utilisés tout au long de la culture, principalement pour augmenter les rendements) sont utilisés tout au long de la culture, principalement pour augmenter les rendements. Par conséquent, il y a plus de déchets de culture, qui doivent être retournés dans le sol. Il est normal de s'attendre à ce que la culture intensive de plantes à l'aide de ces intrants entraîne une accumulation de carbone dans le sol. Au contraire, de nombreuses recherches démontrent qu'avec l'agriculture intensive utilisant des intrants contemporains, la teneur en carbone des sols a diminué (Mandal et al., 2007).

La désimperméabilisation des sols et la création de technosols peuvent constituer une bonne stratégie pour augmenter le stockage du carbone en tant que forme de carbone organique récupérant les fonctions du sol. En outre, les pressions sur les sols agricoles et naturels augmentent en raison de la tendance à l'accroissement de la population mondiale et du nombre d'établissements urbains (Rodríguez-Espinosa et al., 2021), ce qui peut avoir un effet négatif sur la probabilité d'utiliser les sols comme stockage de carbone pour atténuer le changement climatique. Les sols artificiels anthropogéniques peuvent aider les environnements urbains et périurbains à augmenter les possibilités de stockage du COS. Il s'agit notamment de l'utilisation de toits verts dans les zones urbaines (Shafique et al., 2020).

4.2. Deuxième publication. Carbon and Nitrogen Stocks in Topsoil under Different Land Use/Land Cover Types in the Southeast of Spain.

4.2.1. Propriétés de base du sol.

Le Tableau 3 fournit des informations sur les principales caractéristiques des paramètres physicochimiques mesurés dans les sols correspondant aux trois types d'utilisation/couverture du sol étudiés : terres cultivées, prairies et sols urbains.

Tableau 3. Statistiques descriptives et test F des paramètres pédologiques analysés pour chaque utilisation du sol (fait par l'auteur).

H= Humidité, DA= Densité Apparente, Min = Minimum, Max = Maximum, ET = Ecart type, IC = intervalle de Confiance.

Type d'utilisation du sol		Argile (%)	Limon (%)	sable (%)	H (%)	DA (Mg/m ³)	pH	EC (dS/m)	CaCO ₃ (%)	MOS _{Loi} (g/kg)	CO _{wB} (g/kg)	MOS _{wB} (g/kg)	NS (g/kg)
Terres cultivées	<i>Min</i>	5.7	56.1	11.7	3.1	1.06	7.5	0.19	8.77	36.9	7.3	12.6	0.86
	<i>Max</i>	12.2	82.5	35	28	1.31	8.3	9.26	11.7	73.9	31.1	53.6	3.06
	<i>Moyenne</i>	7	74.1	18.9	7.6	1.2	7.9	2.04	10.04	53.3	18.4	31.7	1.79
	<i>ET</i>	1.6	7.7	6.6	5.6	0.07	0.26	2.09	0.64	10.4	5.9	10.1	0.68
	<i>IC</i>	0.7	3.2	2.7	2.3	0.03	0.11	0.86	0.27	0.43	0.24	0.4	0.03
	<i>test F</i>	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Prairies	<i>Min</i>	5.7	30.9	21.3	7	1.03	7.1	0.17	8.22	24.5	5.5	9.4	0.34
	<i>Max</i>	16.4	72.3	63.3	39.4	1.5	8.2	0.45	10.54	72.8	25.2	43.4	2.42
	<i>Moyenne</i>	8.8	50.3	40.1	13.8	1.28	8	0.3	9.5	39.8	13.2	22.7	1.23
	<i>ET</i>	4.2	13.1	14.6	0.7	0.13	0.13	0.1	0.7	13.2	0.6	10.9	0.56
	<i>IC</i>	2.1	6.5	7.3	4.7	0.07	0.07	0.05	0.35	0.66	0.3	0.5	0.05
	<i>test F</i>	b	b	b	b	b	b	b	a	a	a	a	a
Sol urbain	<i>Min</i>	5.74	38.2	25.8	2.9	1.27	8.08	0.13	4.13	21	2.7	4.6	0.2
	<i>Max</i>	7	68.1	55.6	12.3	1.6	8.9	2.41	19.14	42.8	11.5	19.8	1.33
	<i>Moyenne</i>	6.2	54.5	39.3	5.6	1.42	8.58	0.83	12.95	29.5	7.4	12.7	0.51
	<i>ET</i>	0.39	9.4	9.19	2.3	0.07	0.28	0.75	4.68	7	2.5	4.3	0.36
	<i>IC</i>	0.2	4.7	4.6	1.1	0.04	0.14	0.37	2.33	0.34	0.1	0.2	0.02
	<i>test F</i>	c	b	b	c	b	ac	c	b	b	b	b	b

Le Tableau 3 montre que les principales textures de sol sont le limon, le limon argileux et le limon sableux pour tous les échantillons de sol. Les sols les plus limoneux se trouvent dans les zones de culture. La texture du sol influence le stockage du carbone dans le sol, car les particules fines du sol peuvent favoriser la formation de complexes argilo-humiques et préserver la matière organique du sol. Bien que l'humidité du sol varie fortement à la surface du sol en raison des conditions environnementales et de la gestion du sol (par exemple, l'irrigation), les valeurs obtenues révèlent qu'un faible pourcentage d'eau a été retenu dans la couche arable (0-5 cm de profondeur). La valeur moyenne la plus élevée a toutefois été trouvée dans les prairies, probablement parce que certains des échantillons correspondent à des régions montagneuses. Les valeurs de densité apparente étaient plus faibles dans les terres cultivées et les prairies et plus élevées dans les sols urbains, ce qui reflète le compactage attendu dans les sols perturbés des zones urbaines.

Les valeurs moyennes du pH étaient proches de 8 dans les terres cultivées et les prairies, mais les sols urbains présentaient un pH plus élevé. La conductivité électrique était comprise entre 0,19 et 9,26 dS/m, représentant les sols non salins à fortement salins des zones de cultures associées à la présence de certains échantillons à proximité des salines de Santa Pola et du parc naturel d'el Hondo (Alicante), les sols non salins des zones de prairies et les sols urbains, présentant une certaine variabilité, allant de 0,13 à 2,41 dS/m. En général, les valeurs modérées à élevées de la CE sont fréquentes dans cette région, où des facteurs géologiques combinés à un climat semi-aride et à des pratiques

agricoles intensives créent des conditions qui contribuent à une salinité élevée à la surface. La teneur équivalente en carbonate de calcium de ces sols a montré un pourcentage moyen proche ou légèrement supérieur à 10 %, bien que les différences entre les sols urbains et les autres soient statistiquement significatives, avec une plus grande quantité de carbonate trouvée dans les zones urbaines.

La matière organique du sol estimée à l'aide du LOI, MOS_{LOI} , variait dans l'ordre suivant : terres cultivées > prairies > sols urbains. Néanmoins, aucune signification statistique n'a été trouvée entre les terres cultivées et les prairies, ce qui diffère des sols urbains, où la valeur moyenne était la plus faible. Cela confirme l'effet négatif des activités humaines sur les sols urbains, en diminuant la matière organique du sol et en augmentant la densité apparente.

Les valeurs du carbone organique oxydable (COWB), obtenues en appliquant la méthode Walkley-Black, ont suivi la même tendance que les MOS_{LOI} . MOS_{WB} a été estimé, et les résultats sont donnés sous les valeurs estimées par LOI, confirmant que des différences sont trouvées entre les deux techniques dans l'estimation de la teneur totale en matière organique du sol. Enfin, comme pour la matière organique du sol, la teneur en azote Kjeldahl des sols suit l'ordre suivant : terres cultivées > prairies > sols urbains.

4.2.2. Stocks de COS et de NS dans les systèmes d'utilisation des sols.

Dans tous les sols, les teneurs en carbone organique et en azote du sol étaient plus élevées dans les terres cultivées et les prairies que dans les sols urbains. Les valeurs du rapport C/N, calculées sur la base des paramètres CO_{WB} et NS, sont indiquées dans le Tableau 4. Les systèmes d'exploitation des terres cultivées et des prairies ont donné des valeurs du rapport C/N proches de 10. Le rapport C/N est directement influencé par des facteurs tels que l'utilisation et la couverture des sols, les amendements introduits, l'intensité de la fertilisation et le taux de décomposition de la matière organique (Tedone et al., 2022). Dans notre étude, le rapport C/N était plus élevé dans les sols urbains que dans les terres cultivées et les prairies (Tableau 4), ce qui signifie que la décomposition de la matière organique est moins importante que dans les systèmes agricoles, comme l'indiquent d'autres études (Lou et al., 2012).

Tableau 4. Rapport C/N, matière organique du sol, carbone organique du sol et stocks d'azote Kjeldahl correspondant à différents types d'utilisation des sols dans les 5 premiers cm de la couche arable (fait par l'auteur).

Type d'utilisation du sol	C/N	MOS_{LOI} Stock t ha ⁻¹	MOS_{WB} Stock t ha ⁻¹	COS Stock t ha ⁻¹	NS Stock t ha ⁻¹
Terres cultivées	10.27	31.98	19.02	11.04	1.074
Prairies	10.73	25.472	14.528	8.448	0.787
Sol urbain	14.51	20.945	9.017	5.254	0.362

Les résultats de l'estimation des teneurs en matières organiques du sol par les méthodes LOI et Walkley-Black, ainsi que les teneurs en carbone organique (Walkley-Black) et en azote Kjeldahl sur la base des équations précédentes (Pearson, 2007), sont présentés dans le Tableau 4.

Les résultats obtenus indiquent que les stocks les plus élevés de carbone organique et d'azote dans les 5 premiers centimètres du sol sont associés à l'utilisation de terres cultivées. Dans ces systèmes agricoles, l'utilisation prolongée d'amendements

organiques et la contribution des restes végétaux des cultures peuvent favoriser une augmentation de la matière organique, comme cela semble être le cas. Les zones de prairies, qui sont utilisées pour le pâturage, ont un stock de MOS moins important. Il est important de considérer que, bien que l'herbe soit la nourriture du bétail et qu'aucune fertilisation organique ne soit effectuée, les déchets du bétail fournissent au sol une source de matière organique. Il est toutefois possible que la contribution de la matière organique au sol diminue et que, par conséquent, il y ait une réduction du stockage du carbone. Les sols urbains présentent les stocks de carbone et d'azote les plus bas, ce qui peut être attribué aux sources plus faibles de matières organiques ajoutées au sol.

4.2.3. Discussion.

Comme indiqué précédemment, le carbone organique et l'azote du sol jouent un rôle clé dans la détermination de la qualité du sol, et leurs relations peuvent être évaluées pour déterminer leur effet sur le stockage du carbone dans le sol (Dikgwatlhe et al., 2014 ; Shao et al., 2016 ; Chen et Coops, 2009 ; Xia et al., 2016). Les différences de stockage du carbone entre les différents types de sol reflètent les variations d'un certain nombre de facteurs, notamment les pratiques de gestion et la fertilité du sol (Ngo et al., 2013), mais le rapport C/N, qui est déterminé par le type d'utilisation des terres, doit également être pris en compte. L'influence des pratiques de gestion des cultures a été démontrée dans plusieurs méta-analyses (Guo et Gifford, 2002 ; Berthrong et al., 2009 ; Poeplau et al., 2011).

Dans les recherches sur l'impact de la gestion des terres menées par West et Post (2002), Lu et al. (2021) et Du et al. (2020) sur les sols agricoles, il a été constaté que l'absence de labour, la diversité des rotations, l'amendement de fumier après une longue période de mise en œuvre expérimentale et les cultures de couverture peuvent favoriser la séquestration du carbone organique du sol (COS) et de l'azote du sol (NS) par rapport aux techniques conventionnelles, en particulier dans les 20 premiers centimètres du sol (Poeplau et al., 2011).

Ces résultats ont également été validés par d'autres études (Mishra et al., 2010 ; Dong et al., 2008 ; Tedone et al., 2023) démontrant l'influence des résidus de culture sur l'accumulation de carbone organique du sol (COS) dans la couche arable.

Les augmentations de carbone organique du sol (COS) dans le même profil de sol influencent positivement les paramètres de fertilité du sol, conduisant à des améliorations de la structure du sol (Ljubić et al., 2021 ; Kostić et al., 2021). Les premiers centimètres du sol représentent sans doute la partie la plus dynamique, avec des échanges entre le sol et l'atmosphère, et l'ajout de matière organique à la surface joue un rôle important en tant que source de gaz à effet de serre ou en tant que puits de carbone.

Nos résultats sont cohérents avec la majorité des études connexes, affirmant des variations significatives dans la distribution et le stockage du carbone organique du sol (COS) et de l'azote du sol (NS) associées à l'utilisation/couverture des sols et aux pratiques de gestion (Wu et al., 2003 ; Bárcena et al., 2014).

L'étude de Birch et Friend. (1956) a montré que les concentrations de COS et de NS étaient plus élevées dans les terres utilisées pour la production de fruits par irrigation plutôt que pour la production de cultures pluviales, mais que le travail du sol entraînait une diminution des teneurs en NS et en COS (Ali et al., 2019).

À l'inverse, d'autres études, comme celles menées dans le centre-ouest de l'Indiana (États-Unis) (Omonode et Vyn, 2006), ont fait état de stocks de COS et de NS plus élevés dans les prairies que dans les terres cultivées, ce qui peut être influencé par de nombreux facteurs, notamment la profondeur du sol, le couvert végétal et le climat (Liu et al., 2021). Puget et Lal (2005) ont noté qu'à une profondeur de 0-5 cm, le stock de COS était plus de 1,5 fois supérieure pour un Mollisol utilisé comme pâturage que pour des sols forestiers dans le centre de l'Ohio. Cette différence est le reflet de la plus grande densité de racines d'herbe dans la couche supérieure.

Gelaw et al. (2014) ont déclaré que la concentration des stocks de COS/NS dans la couche arable de 0 à 5 cm dans les systèmes d'utilisation des terres à base d'arbres et d'herbe par rapport à la production de cultures pluviales signifie le risque de libérer de grandes quantités de CO₂ du sol de surface lors de la conversion de ces types d'utilisation des terres à l'utilisation de terres arables.

Dans leur étude, Wang et al. (2016) ont découvert que la conversion de terres cultivées en pâturages ou en forêts permanentes produit l'augmentation la plus significative du stockage du carbone et de l'azote dans le sol. À l'inverse, la conversion de presque tous les autres types d'utilisation des sols en terres cultivées ou autres monocultures entraîne une diminution des valeurs de stockage. Cela souligne l'importance d'adopter des pratiques de gestion durable des terres pour améliorer la qualité des sols.

De même, l'étude réalisée par Li et al. (2014) a montré que les pratiques culturales entraînent généralement un compactage du sol, une réduction de la litière et une exposition accrue de la matière organique particulaire préservée physiquement à une oxydation rapide, ce qui entraîne une réduction du carbone organique du sol et de l'azote total, en particulier dans le sol correspondant aux premiers 0-5 cm de profondeur.

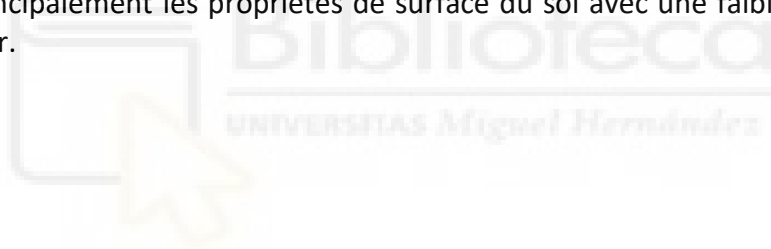
D'autre part, les stocks de carbone dans les sols urbains, en particulier le carbone organique, restent parmi les réservoirs de carbone les moins explorés. Traditionnellement, les études sur les écosystèmes urbains ont été négligées par les écologistes et les pédologues (Byrne, 2007 ; Grimm et al., 2000). L'étude de Vasnev et al. (2013) indique que le COS urbain ne devrait pas être ignoré dans les évaluations régionales et mondiales du carbone et que la teneur en COS urbain dépasse de manière significative la teneur en COS non urbain.

L'étude de Martín et al. (2019) a révélé que les zones forestières ont généralement des teneurs en COS plus élevées que les prairies et les terres cultivées en Espagne. Cependant, nous supposons que les facteurs environnementaux étaient probablement dominants pour contribuer à ces observations, car les forêts sont généralement situées sur des terres plus élevées et dans des sols de faible intérêt pour l'agriculture. Dans notre étude, les terres cultivées présentaient des stocks plus élevés de COS et de NS par rapport à d'autres types de couverture terrestre, tels que les prairies et les sols urbains. Cette observation est conforme aux résultats rapportés par Guan et al. (2015). Dans une autre étude réalisée au Pays basque espagnol, Ganuza et Almendros (2003) ont indiqué que le carbone organique du sol (COS) et l'azote du sol (NS) atteignaient des valeurs maximales dans les sols des pâturages.

Les observations de nos résultats sont cohérentes avec celles de Mendoza-Ponce et Galicia (2010), où l'utilisation des terres et le changement de couverture des terres semblent jouer un rôle dominant dans le stockage du carbone et de l'azote en raison de la distribution inégale dans les différents types d'utilisation des terres. Sur la base de ces

résultats, il est recommandé d'adopter des réglementations qui encouragent l'utilisation de cultures de couverture pour améliorer le stockage du carbone organique du sol (COS) et de l'azote, ainsi que des réglementations qui promeuvent les cultures de couverture, les rotations de cultures diverses et les pratiques de semis direct. Les réglementations relatives à la gestion du bétail et la protection des zones humides contribuent à l'amélioration des sols. Des réglementations appropriées en matière de gestion du fumier et l'aménagement urbain d'espaces verts peuvent encore renforcer le piégeage du carbone et la fertilité des sols pour diverses méthodes d'utilisation des terres.

L'influence du changement d'utilisation des terres sur le carbone organique du sol (COS) s'étend au-delà du sol de surface, avec des changements relatifs notables observés dans le sous-sol. Cela souligne l'importance d'un échantillonnage du sol suffisamment profond (Don et al., 2011). Sur la base de cette considération, une limitation de notre étude est que les taux de stockage peuvent avoir été surestimés si les diminutions se sont produites à des profondeurs dans le profil du sol plus importantes que celles que nous avons évaluées. Des travaux supplémentaires sont nécessaires pour comprendre les résultats afin d'orienter les recherches futures vers une exploration plus approfondie des variations de la séquestration du carbone organique du sol (COS) et de l'azote du sol (NS) à des profondeurs plus importantes. Cependant, les résultats de cette étude peuvent contribuer à la compréhension du rôle du sol en tant que puits de carbone organique et, en outre, représentent l'ajout de quelques données précieuses à utiliser pour comprendre les résultats obtenus à l'aide des techniques de télédétection, qui détectent principalement les propriétés de surface du sol avec une faible pénétration en profondeur.



4.3. Troisième publication. Soil carbon storage under different types of arid land use in Algeria.

4.3.1. Résultats et discussion.

Les valeurs moyennes des échantillons de sol prélevés dans les trois types d'utilisation des terres (agriculture, foresterie, pastoralisme) dans la région de Ghardaïa indiquent que la texture du sol est sablo-limoneuse avec un pH variant de 7,9 à 8,2, une conductivité électrique variant de 2,1 (dS/m) à 6,1 (dS/m) et un taux de carbonate variant de 16,3 (%) à 20,7 (%) (Tableau 5).

Tableau 5. Valeur moyenne des caractéristiques physico-chimiques du sol (fait par l'auteur).

	Texture	pH	EC (dS/m)	Eq. CaCO ₃ (%)
Sols agricoles	sablo-limoneux	8.2	5.2	16.3
Sols forestières	sablo-limoneux	8.1	6.1	18.6
Sols pastorales	sablo-limoneux	7.9	2.1	20.7

Les statistiques descriptives relatives à la matière organique du sol dans les échantillons, en utilisant les méthodes WB et LOI, sont présentées dans le Tableau 6, et des différences importantes ont été constatées dans les résultats obtenus en utilisant les deux méthodologies. La principale différence est que les valeurs de MOS sont toujours deux à trois fois plus élevées lorsque l'on utilise la méthode LOI pour déterminer la MOS que la méthode WB. Cette différence est trop importante pour que l'on puisse considérer qu'elle dépend uniquement d'une surestimation avec la LOI ou de l'utilisation du facteur Van Bemmelen pour le calcul de l'MOS à partir du COS, dans le cas du WB. Comme le montre le Tableau 6, le pourcentage moyen des valeurs de MOS, exprimé en poids sec (% p.s.), était pour le LOI de 1,86, 2,42, 1,54, et pour le WB de 0,34, 0,33 et 0,36, en considérant les trois types d'utilisation des terres, respectivement les sols agricoles, forestiers et pastoraux.

Tableau 6. Valeurs moyennes et statistiques descriptives de la matière organique du sol (% p.s.) (fait par l'auteur).

	Paramètre	Agricole	Forestier	Pastoral
MOS WB	Moyenne	0.34	0.33	0.36
	Max	0.72	0.61	1.08
	Min	0.03	0.04	0.05
	ET	0.17	0.17	0.26
	CV(%)	0.50	0.51	0.72
MOS LOI	Moyenne	1.86	2.42	1.54
	Max	5.16	4.95	4.11
	Min	0.35	1.06	0.33
	ET	1.47	1.14	0.93
	CV(%)	0.79	0.47	0.60

Max: Maximum; Min: Minimum; ET: Ecart Type; CV%: Coefficient de variation

De faibles pourcentages de matière organique du sol ont été obtenus à partir des mesures de COS par la méthode WB. En revanche, des valeurs de MOS plus élevées que celles obtenues par la méthode LOI ont été obtenues, indépendamment du type de sol ou de l'utilisation des terres. D'une part, cela pourrait signifier que la teneur en matière organique oxydable dans les sols de ces environnements arides est faible ou très faible par rapport aux composés organiques récalcitrants et/ou stabilisés résistants à l'attaque

sulfochromique de la méthode WB. Ce résultat peut indiquer une sous-estimation possible de la MOS par la méthode WB en raison de l'utilisation du facteur Van Bemmelen pour le calcul de la MOS. Il est connu que la matière organique récalcitrante contient plus de carbone et moins de rapport C:N que la matière organique labile (Dungait et al., 2012).

En fait, les conditions environnementales ont probablement influencé et agi sur la matière organique facilement dégradable du sol et, principalement, les composés organiques récalcitrants peuvent résister dans le sol. En conséquence, une faible quantité de matière organique labile est disponible pour être utilisée par le biote du sol et les plantes comme source de nutriments, ce qui entraîne une baisse de la fertilité dans ces régions arides (Tableau 6). D'autre part, la méthodologie LOI a probablement donné lieu à une forte surestimation. Il est généralement admis qu'une certaine surestimation est possible lorsque le LOI est utilisé comme méthode d'estimation du contenu organique dans les sols et les sédiments, mais les différences sont trop importantes dans les sols analysés pour considérer qu'il s'agit de la seule cause de la différence entre les deux méthodes. Les études réalisées par d'autres auteurs (Abella & Zimmer, 2007 ; Vahel et al., 2017 ; Jensen et al., 2018) considèrent que la méthode LOI surestime la teneur en matière organique des sols, en particulier ceux qui ont une forte teneur en argile.

Selon El Mouridi et al. (2023), les sols argileux ont le potentiel de retenir plus d'humidité et d'avoir de l'eau structurelle, qui est ensuite libérée sous forme d'eau pendant le processus de chauffage des sols. Lorsque la méthode LOI est utilisée, qui est basée sur la différence de poids, cette humidité qui reste après le séchage des sols à température ambiante, même dans les zones désertiques, peut encore être présente dans les échantillons et peut entraîner une surestimation de la MOS. En ce qui concerne les autres interférences du LOI, la température utilisée dans notre cas était basse pour éviter l'effet de la perte de sels volatils, d'oxydes métalliques ou de carbone inorganique. La présence d'une faible teneur en matière organique oxydable opposée à une fraction plus récalcitrante et stabilisée pourrait être un effet supplémentaire déterminant les différences observées.

Les résultats de notre étude indiquent une variation significative entre les valeurs obtenues par la méthode LOI et celles dérivées de la méthode de titrage WB. Cependant, la conversion de la MOS estimée par LOI en COS n'est pas recommandée, bien que le rapport LOI-MOS/COT soit considéré comme étant d'environ 2 (Bojko & Kabala, 2014) et puisse être utilisé pour l'estimation du TOC. En fait, cette valeur est plus élevée que le facteur 1,724 couramment utilisé dans la méthode WB. En raison de ces facilités, le LOI peut être utilisé dans certains laboratoires comme une technique facile pour mesurer le COS en utilisant un facteur de conversion (Jensen., 2018), bien qu'il n'y ait pas de facteur communément accepté pour transformer la matière organique du sol en carbone organique.

4.3.2. Relation entre les deux méthodes.

Néanmoins, on s'attendrait à une relation directe entre les deux méthodes, compte tenu de la proportionnalité entre la matière organique oxydable et la matière organique totale (Gelman et al., 2012). C'est pourquoi le coefficient de corrélation de Pearson au carré (R^2) a été utilisé pour évaluer la corrélation entre les deux méthodes pour tous les

échantillons et pour chaque type d'utilisation / couverture du sol (Figures 6-8). Mais les résultats ont donné de faibles valeurs de ce coefficient, $R^2 = 0,23$ (Figure 6). Lorsque la corrélation logarithmique a été testée, les résultats pour tous les échantillons ont conduit à une meilleure corrélation, mais le coefficient était encore faible (0,29).

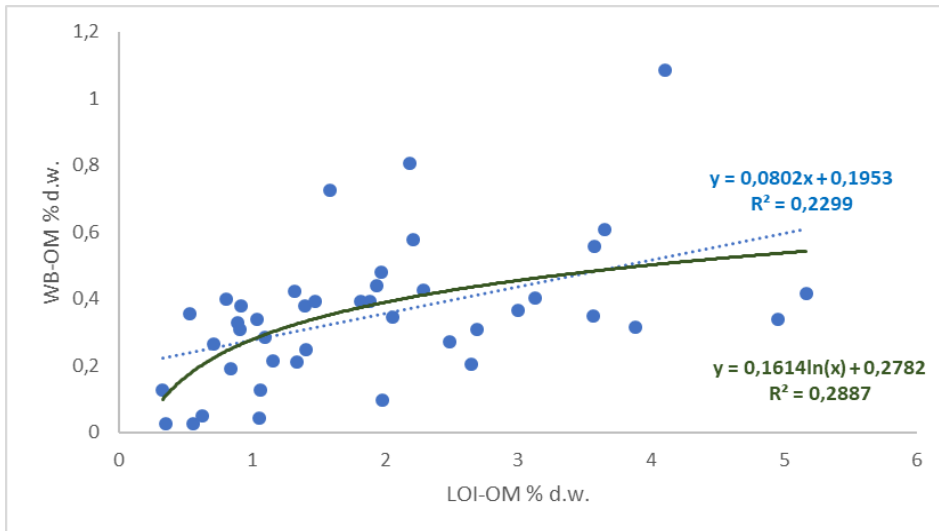


Figure 6. Coefficient de corrélation de Pearson et relation entre les deux méthodes d'estimation de la matière organique (WB-MO : méthode de Walkley-Black ; LOI-MO : perte au feu) pour tous les échantillons et toutes les utilisations du sol (ligne bleue : ajustement linéaire, ligne continue vert foncé : ajustement logarithmique) (fait par l'auteur) .

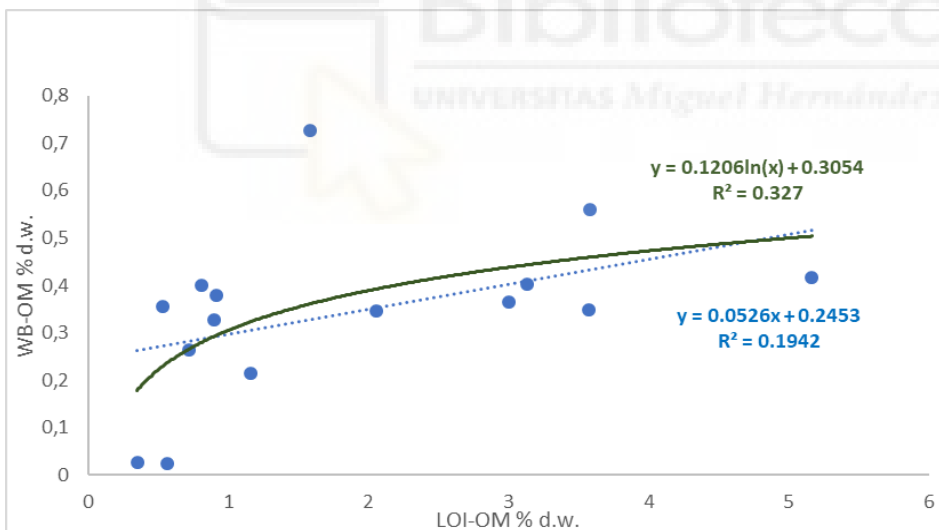


Figure 7. Coefficient de corrélation de Pearson et relation entre les deux méthodes d'estimation de la matière organique (WB-MO : méthode de Walkley-Black ; LOI-MO : perte au feu) pour les terres agricoles (ligne bleue : ajustement linéaire, ligne continue vert foncé : ajustement logarithmique) (fait par l'auteur).

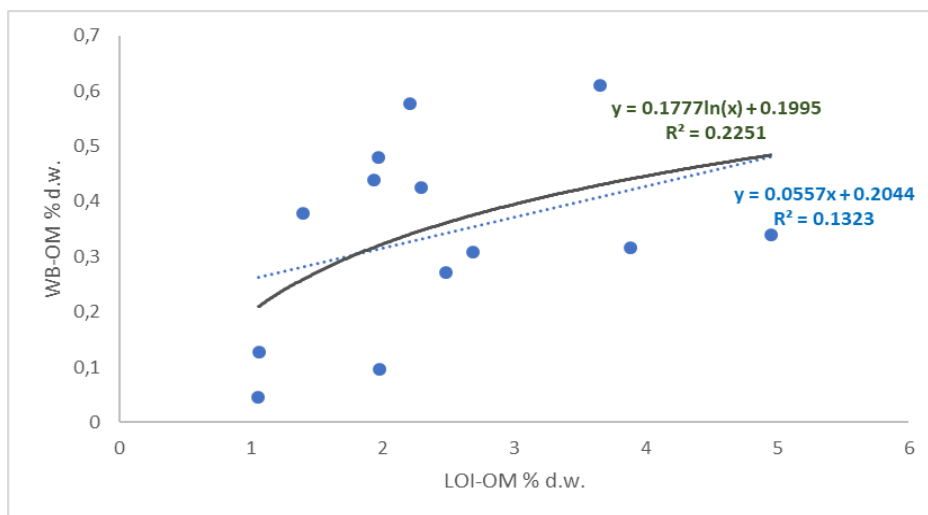


Figure 8. Coefficient de corrélation de Pearson et relation entre les deux méthodes d'estimation de la matière organique (WB-MO : méthode de Walkley-Black ; LOI-MO : perte au feu) pour les terres forestières (ligne bleue : ajustement linéaire, ligne continue vert foncé: ajustement logarithmique) (fait par l'auteur).

Il peut être observé que la plupart des sols révèlent des niveaux faibles ou très faibles de teneur en matière organique ; 65% des sols ont moins de 2% de MOS en utilisant LOI et, 91% d'entre eux ont moins de 0,5% de MOS lorsque la méthode WB a été utilisée. Les modèles de régression linéaire LOI-WB ont révélé que pour les terres agricoles et forestières, une faible corrélation, $R^2=0,19^*$ et $0,13^*$ respectivement, a été trouvée (Fig. 7-8), tandis que pour les terres pastorales a montré une meilleure corrélation ($R^2=0,65^{***}$) comme on peut le voir dans la Fig. 6. Cela signifie que la relation entre les deux méthodes dépend de l'utilisation des terres et de la gestion des sols. La quantité de matière organique fraîche ajoutée au sol, sous forme d'amendement, de déjections animales ou de résidus végétaux, détermine l'évolution et l'accumulation de la matière organique dans le profil du sol et ces facteurs diffèrent pour chaque type d'utilisation des terres. Le carbone organique résistant à l'oxydation stocké dans le sol est une matière organique relativement stable (Mikutta et Kaiser, 2011) et l'accumulation de MOS dans les sols est favorisée par la présence de cette fraction récalcitrante de la matière organique (Navarro-Pedreño et al., 2021). Cette matière organique peut résister à l'attaque des acides oxydants pendant la méthode WB mais serait affectée par le LOI, pendant la période de brûlage, et peut être estimée par cette méthode, surtout si l'on considère la durée prolongée de 8 heures de brûlage utilisée dans cette recherche.

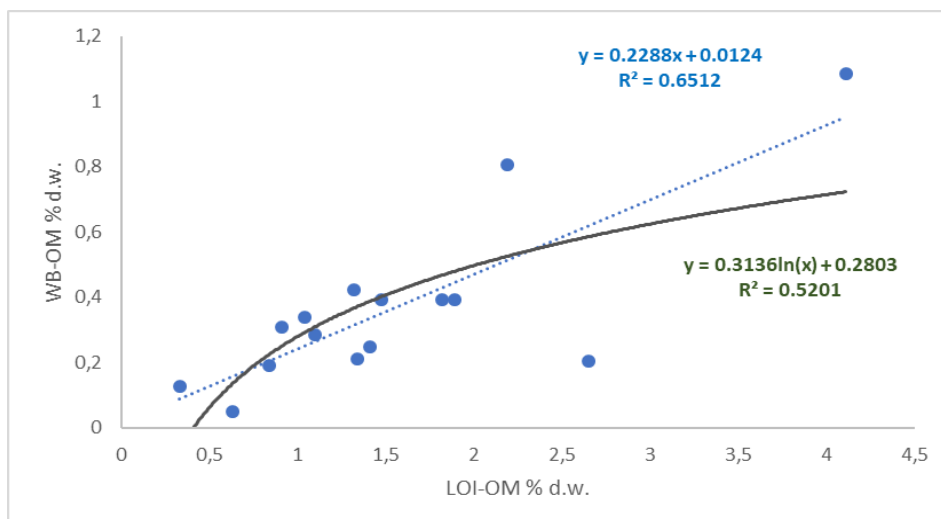


Figure 9. Coefficient de corrélation de Pearson et relation entre les deux méthodes d'estimation de la matière organique (WB-MO : méthode de Walkley-Black ; LOI-MO : perte au feu) pour les terres pastorales (ligne bleue : ajustement linéaire, ligne continue vert foncé: ajustement logarithmique) (fait par l'auteur).

Comme indiqué dans les graphiques précédents, la meilleure corrélation a été obtenue dans le cas de l'utilisation pastorale des terres en considérant la régression linéaire (Figure 9). Toutefois, lorsque la régression logarithmique a été appliquée (ligne vert foncé dans les figures), les utilisations des terres agricoles et forestières ont légèrement augmenté le R^2 , mais à l'inverse, il a été réduit dans le cas de l'utilisation des terres pastorales. Il n'est pas facile d'expliquer ce comportement, mais il est probable que lorsque la MOS est supérieure à une valeur déterminée, proche de 0,5 % (en poids sec) dans le cas de la BM, une régression linéaire est adéquate et un ajustement similaire à celui trouvé par Gelman et al. (2012). Si l'on considère les différences entre les valeurs moyennes de MOS estimées par LOI et celles déterminées par la méthode WB (Δ MOS), ces différences étaient plus importantes dans les sols forestiers (Tableau 7). Cela signifie-t-il que les sols forestiers de cette région ont plus de matière organique stabilisée que les sols affectés par l'agriculture et le pâturage ? D'une certaine manière, ces résultats pourraient renforcer l'idée que les sols forestiers stockent plus de matière organique stabilisée que les autres utilisations du sol, même dans des environnements arides, comme c'est le cas dans les zones de température tempérée et les régions tropicales.

Tableau 7. Valeurs moyennes et écart-type des différences de matière organique du sol (Δ MOS= LOI-WB) (fait par l'auteur).

	Agricole	Forestière	Pastorale
Δ MOS - valeur moyenne	1.52	2.09	1.17
ET	1.40	1.09	0.74

ET: écart-type

Le type différent de matière organique dans le sol serait associé à l'utilisation des terres, étant donné que les sols sont soumis aux mêmes conditions environnementales dans ce cas. Les modifications de la gestion des sols, du couvert végétal et de l'utilisation des terres sont susceptibles d'augmenter ou de diminuer la MOS et de contribuer à l'accumulation ou non de carbone organique dans les sols (Post & Kwon, 2000; Jones et al., 2005; Schulze et al., 2009; Powlson et al., 2014), où l'accumulation a été particulièrement remarquée à la suite de stratégies de conservation. Cependant, de nombreux facteurs influencent la MOS. Par exemple, des facteurs tels que la protection

physique du COS contre la décomposition, qui comprend l'inaccessibilité spatiale de la matière organique aux organismes décomposeurs et la stabilisation par l'interaction avec les surfaces minérales, jouent un rôle crucial en contribuant à l'hétérogénéité spatiale de la stabilité du COS (Tian et al., 2016).

Dans cette étude, dans des conditions arides, les sites analysés soumis à différentes pratiques de gestion et d'utilisation des terres ont montré des variations, et le carbone organique total stocké dans les sols a diminué dans l'ordre suivant : Forêts > Pâturages > Terres cultivées lorsque la MOS est déterminée à l'aide de la LOI. Cependant, lorsque la méthodologie WB a été utilisée pour déterminer le COS et qu'ensuite, la MOS a été calculée en appliquant le "facteur Van Bemmelen", les valeurs entre toutes ces méthodes sont très proches et peu différences ont été observées (Tableau 6). En outre, les sols forestiers ont donné la valeur moyenne la plus faible avec la méthodologie WB. Ceci suggère l'idée de la présence de matières organiques plus stabilisées et récalcitrantes dans les sols forestiers sans moins de perturbation humaine comme cela se produit dans les sols agricoles et pastoraux, où l'ajout de matières organiques fraîches/non stabilisées se produit en raison de la gestion des terres (amendements ou excréments d'animaux). La matière organique la plus récalcitrante, avec une teneur en carbone plus élevée et donc plus carbonée, souffre moins intensément des attaques oxydatives acides et chromiques de la méthode WB, alors qu'il est possible que sa combustion se produise avec la méthode LOI.

D'autre part, une teneur élevée en argile facilite la formation d'un complexe humus-argile protégeant, d'une certaine manière, la matière organique contre l'attaque acide et chromique de la méthode WB. Les différences entre les deux méthodes étaient très importantes et probablement, l'effet associé aux minéraux argileux et à la teneur en eau résiduelle ne peut pas expliquer ces différences dans cet environnement aride et ces sols sablonneux. Ces résultats renforcent l'idée de la nécessité d'avoir une procédure standard pour vérifier la MOS, facile et abordable pour la plupart des chercheurs en pédologie et des agriculteurs dans les environnements arides. Par exemple, les résultats donnés par le LOI sont très importants et confirment que l'agriculture peut diminuer la MOS dans les régions arides par rapport aux sols forestiers des régions tempérées, ce qui signifie qu'il est nécessaire d'améliorer les pratiques de gestion des sols pour protéger la MOS et de promouvoir l'agriculture de conservation pour augmenter la COS. Cependant, nous ne pouvons pas le supposer en tenant compte des résultats de la Banque mondiale, ce qui peut conduire à des résultats contradictoires. Il est largement admis que l'agriculture dans les environnements méditerranéens arides facilite la perte de matière organique du sol, à moins que des mesures ne soient prises pour conserver et maintenir les niveaux de matière organique. Ce fait est accentué dans les régions intérieures proches ou incluses dans le Sahara. Bien que la plupart des sols analysés présentent des valeurs faibles et très faibles de matière organique, ce n'est pas le seul paramètre à prendre en compte pour connaître le bon état d'un sol dans le cadre de pratiques de gestion des sols saines et efficaces. De nombreuses propriétés sont affectées par la présence de matière organique, comme l'érodabilité du sol qui est une préoccupation majeure en ce qui concerne les pertes de sol (Othmani et al., 2023). Néanmoins, il est nécessaire d'assurer la mise en œuvre de pratiques de conservation des sols basées sur le stockage de la teneur en matière organique dans le profil du sol en tant que règle générale, cette approche globale peut contribuer efficacement à minimiser les pertes de sol et à atténuer le changement climatique.

Elle est très critiquable et doit être discutée, car elle peut varier en fonction des différents types de sols et d'environnements. Selon les conclusions d'Abbas et al. (2020), qui confirment la nécessité de pratiques agricoles spécifiques dans les régions arides et semi-arides, caractérisées par des températures élevées et de faibles précipitations, pour préserver et restaurer efficacement le carbone organique du sol tout en atténuant l'érosion du sol, contrairement aux stratégies employées dans les régions méditerranéennes et tropicales, les méthodes d'estimation du CSO/MOS devraient être adaptées à ces régions arides. L'étude de la matière organique est essentielle pour comprendre comment diverses activités influencent la séquestration du carbone dans le sol et contribuent au changement climatique mondial (Liu et al., 2019). Cette compréhension est cruciale pour aborder efficacement les objectifs climatiques mondiaux, et il est recommandé d'obtenir des estimations des bilans de carbone mondial, régionaux et locaux pour quantifier le potentiel de réchauffement planétaire net. Pour garantir la précision et la fiabilité, ces modèles doivent être calibrés en fonction des conditions locales et toujours s'appuyer sur des mesures directes à partir d'échantillons de sol physiques, où le COS et la densité apparente ont été directement mesurés.





5. Conclusions

De nombreuses connaissances sur la dynamique et le stockage du carbone, y compris sur la manière dont le changement climatique affecte directement ou indirectement les stocks de carbone, ont été accumulées principalement à partir d'expériences en laboratoire et d'expériences locales et régionales.

En effet, la plupart des recherches se sont concentrées sur les aspects biologiques, mais certains auteurs ont montré que de nombreuses propriétés du sol modifient les fonctions des systèmes écologiques et sont cruciales pour le stockage à long terme, notamment la texture du sol et les interactions entre la matière organique du sol et les particules inorganiques. Par conséquent, il reste encore beaucoup à apprendre sur les effets associés à ces propriétés du sol et au stockage du carbone.

L'augmentation des stocks de carbone organique du sol présente des avantages supplémentaires en termes d'amélioration de la fertilité du sol et de la productivité agricole. L'amélioration de la gestion durable des terres cultivées pourrait contribuer de manière significative à l'atténuation des émissions de CO₂. Il est important de noter que les avantages associés à la séquestration du carbone vont au-delà de l'atténuation des émissions de CO₂, car l'augmentation des stocks de carbone organique du sol est associée à une amélioration de la fertilité et de la structure du sol, de la capacité de rétention de l'eau et donc de la productivité.

Dans la zone semi-aride étudiée, les terres cultivées présentent des niveaux de stockage de carbone et d'azote dans le sol plus élevés que les autres zones analysées correspondant à différents types d'utilisation des sols, probablement en raison de l'ajout d'amendements organiques et de résidus végétaux. Dans les prairies, l'utilisation de l'herbe pour nourrir le bétail semble entraîner une réduction de l'ajout de déchets végétaux et, par conséquent, du stockage du carbone. En revanche, les sols urbains présentent les niveaux les plus faibles de stockage du carbone et de l'azote.

Le travail effectué dans la région de Ghardaïa (Algérie) nous a permis d'étudier la quantité de carbone organique présente dans les sols (0-30 cm de profondeur) de cette région aride sous différents types d'utilisation des terres, en tenant compte du fait que le climat aride et les sols sablonneux sont le facteur commun à tous ces types d'utilisation. L'estimation du carbone organique du sol (COS) par l'utilisation de la perte de masse lors de l'incinération (LOI) est une option disponible pour mesurer la MOS en raison de la simplicité de la LOI et des possibilités de son application dans le monde entier plus que d'autres techniques modernes, y compris dans les pays en voie de développement.

Les résultats ont montré que les valeurs obtenues par la méthode de titrage WB différaient significativement de celles obtenues par la méthode LOI. Même en tenant compte de la surestimation du LOI, il semble que la MOS pourrait être mieux déterminée (matière récalcitrante/stabilisée et oxydable) par cette méthode. Il faut noter que les résultats et les conclusions de l'étude sont spécifiques à la région saharienne de Ghardaïa et peuvent être généralisés à d'autres régions arides en Algérie ou ailleurs, en considérant des conditions environnementales et des types de sol similaires. Les méthodes de détermination de la matière organique du sol devraient être adaptées aux

conditions locales et dans le cas de la WB, le facteur de conversion du carbone organique oxydable en MOS devrait être révisé pour ce type d'environnements et de sols. Bien que de nombreuses propriétés du sol puissent affecter la présence de matière organique et même les méthodologies de vérification de la MOS, l'utilisation de la LOI présente un intérêt particulier car il est nécessaire de contrôler la température pour éviter l'influence des composés de carbone inorganique du sol et du gypse. Cependant, la méthode LOI, en tant que procédure de routine, donne des résultats faciles et rapides pour comparer les sols et, de plus, sans utiliser d'agents chimiques polluants à base de chrome, comme c'est le cas dans la WB. Il s'agit d'une recommandation hautement environnementale visant à réduire la présence d'espèces de chrome dans l'environnement, car le chrome est un polluant grave (Sharma et al., 2022). D'autre part, une teneur élevée en argile facilite la formation d'un complexe humus-argile protégeant, d'une certaine manière, la matière organique contre l'attaque acide et chromique de la méthode WB.

Les différences entre les deux méthodes étaient très importantes et probablement, la surestimation fréquente avec LOI ne peut pas expliquer ces différences dans cet environnement aride et ces sols sablonneux. De plus, les recommandations données dans la littérature ont été suivies dans ce travail et la température utilisée était suffisamment basse pour éviter la décomposition des carbonates mais optimale pour brûler le carbone organique. Les méthodes conventionnelles de combustion sèche ou d'attaque oxydante-acide par voie humide pour la détermination des MOS sont les plus utilisées. Néanmoins, ces résultats peuvent servir de base à d'autres études et contribuer à une meilleure compréhension des mesures du carbone organique et de la matière organique stockée dans les régions chaudes et arides du monde, où les sols ont généralement une faible teneur en matière organique.

La gestion durable des terres devrait impliquer l'augmentation du COS, car dans le cas contraire, cette gestion ne serait pas considérée comme durable dans le contexte de changement climatique que nous connaissons, et des recherches supplémentaires sont nécessaires pour établir un cadre commun d'actions pouvant être utilisées dans différentes situations afin de réduire les émissions de gaz à effet de serre et d'assurer le stockage du carbone dans les sols. En outre, il est crucial de développer une méthodologie générale pour estimer la teneur en carbone organique du sol (COS) et évaluer leur résistance aux changements dans chaque région du monde. Cela permettrait de comprendre l'équilibre global entre les sols et l'atmosphère.

6. Conclusiones

Gran parte del conocimiento sobre la dinámica y el almacenamiento del carbono, incluida la forma en que el cambio climático afecta directa o indirectamente a las reservas de carbono, se ha acumulado principalmente a partir de experimentos de laboratorio y experimentos locales y regionales.

De hecho, la mayoría de las investigaciones se han centrado en aspectos biológicos, pero algunos autores han demostrado que muchas propiedades del suelo modifican las funciones de los sistemas ecológicos y son cruciales para el almacenamiento a largo plazo, incluida la textura del suelo y las interacciones entre la materia orgánica del suelo y las partículas inorgánicas. Por lo tanto, queda mucho por aprender sobre los efectos asociados con estas propiedades del suelo y el almacenamiento de carbono.

El aumento de las reservas de carbono orgánico del suelo tiene beneficios adicionales en términos de mejorar la fertilidad del suelo y la productividad agrícola. Mejorar la gestión sostenible de las tierras cultivadas podría contribuir significativamente a la mitigación de las emisiones de CO₂. Es importante destacar que los beneficios asociados con el secuestro de carbono se extienden más allá de la mitigación de las emisiones de CO₂, ya que el aumento de las reservas de carbono orgánico del suelo se asocia con una mejora de la fertilidad y la estructura del suelo, la capacidad de retención de agua y, por lo tanto, la productividad.

En la zona semiárida estudiada, las tierras cultivadas tienen mayores niveles de almacenamiento de carbono y nitrógeno en el suelo que las otras zonas analizadas correspondientes a diferentes tipos de uso del suelo, probablemente debido a la adición de enmiendas orgánicas y residuos vegetales. En los pastizales, el uso de pasto para alimentar al ganado parece dar como resultado una reducción en la adición de desechos vegetales y, por lo tanto, en el almacenamiento de carbono. Por el contrario, los suelos urbanos tienen los niveles más bajos de almacenamiento de carbono y nitrógeno.

El trabajo realizado en la región de Ghardaïa (Argelia) permitió estudiar la cantidad de carbono orgánico presente en los suelos (0-30 cm de profundidad) de esta región árida bajo diferentes tipos de uso del suelo, teniendo en cuenta el clima árido y Los suelos arenosos son el factor común en todos estos tipos de uso. La estimación del carbono orgánico del suelo (COS) mediante el uso de pérdida de masa por ignición (LOI) es una opción disponible para medir la MOS debido a la simplicidad de la LOI y las posibilidades de su aplicación en todo el mundo más que otras técnicas modernas, incluso en los países en desarrollo.

Los resultados mostraron que los valores obtenidos por el método de titulación WB diferían significativamente de los obtenidos por el método LOI. Incluso teniendo en cuenta la sobreestimación del LOI, parece que la MOS podría determinarse mejor (material recalcitrante/estabilizado y oxidable) mediante este método. Cabe señalar que los resultados y conclusiones del estudio son específicos de la región sahariana de Ghardaïa y pueden generalizarse a otras regiones áridas de Argelia o de otros lugares, considerando condiciones ambientales y tipos de suelo similares. Los métodos para determinar la materia orgánica del suelo deben adaptarse a las condiciones locales y en el caso del WB, se debe revisar el factor de conversión de carbono orgánico oxidable a

MOS para este tipo de ambientes y suelos. Aunque muchas propiedades del suelo pueden afectar la presencia de materia orgánica e incluso las metodologías de verificación de la MOS, el uso de LOI es de particular interés porque es necesario controlar la temperatura para evitar la influencia del carbono inorgánico del suelo y el yeso. Sin embargo, el método LOI, como procedimiento rutinario, proporciona resultados fáciles y rápidos para comparar suelos y, además, sin utilizar agentes químicos contaminantes a base de cromo, como es el caso de WB. Esta es una recomendación altamente ambiental para reducir la presencia de especies de cromo en el medio ambiente, ya que el cromo es un contaminante grave (Sharma et al., 2022). Por otro lado, un alto contenido de arcilla facilita la formación de un complejo humus-arcilla protegiendo, en cierta forma, la materia orgánica frente al ataque ácido y crómico del método WB.

Las diferencias entre los dos métodos fueron muy grandes y probablemente la sobreestimación frecuente con LOI no puede explicar estas diferencias en este ambiente árido y suelos arenosos. Además, en este trabajo se siguieron las recomendaciones dadas en la literatura y la temperatura utilizada fue lo suficientemente baja para evitar la descomposición de los carbonatos, pero óptima para quemar carbono orgánico. Los métodos convencionales de combustión seca o ataque húmedo con ácido oxidativo para la determinación de MOS son los más utilizados. Sin embargo, estos resultados pueden servir como base para futuros estudios y contribuir a una mejor comprensión de las mediciones de carbono orgánico y materia orgánica almacenada en regiones cálidas y áridas del mundo, donde los suelos suelen tener un bajo contenido de materia orgánica. La gestión sostenible del territorio debería pasar por aumentar el COS, porque de lo contrario esta gestión no se consideraría sostenible en el contexto de cambio climático que estamos viviendo, y es necesario seguir investigando para establecer un marco común de actuaciones que puedan utilizarse en diferentes situaciones para reducir el efecto invernadero. emisiones de gases y garantizar el almacenamiento de carbono en el suelo. Además, es crucial desarrollar una metodología general para estimar el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) y evaluar su resistencia a los cambios en cada región del mundo. Esto ayudaría a comprender el equilibrio global entre los suelos y la atmósfera.

7. Références bibliographiques.

- Abbas, F.; Hammad, H.M.; Ishaq, W.; Farooque, A.A.; Bakhat, H.F.; Zia, Z.; Cerdà, A. A review of soil carbon dynamics resulting from agricultural practices. *J. Environ. Manag.* 2020, 268, 110319.
- Abdalla, M.; Hastings, A.; Chadwick, D.R.; Jones, D.L.; Evans, C.D.; Jones, M.B.; Rees, R.M.; Smith, P. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agr. Ecosyst. Environ.* 2018, 253, 62–81. DOI: 10.1016/j.agee.2017.10.023.
- Abella, S. R., & Zimmer, B. W. (2007). Estimating organic carbon from loss-on-ignition in northern Arizona forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2007, 71(2), 545-550. DOI: 10.2136/sssaj2006.0136
- Abera, W.; Tamene, L.; Abegaz, A.; Hailu, H.; Piikki, K.; Söderström, M.; Sommer, R. Estimating spatially distributed SOC sequestration potentials of sustainable land management practices in Ethiopia. *J. Environ. Manage.* 2021. 286, 112191. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112191.
- Aertsens, J.; De Nocker, L.; Gobin, A. Valuing the carbon sequestration potential for European agriculture. *Land Use Policy* 2013, 31, 584–594. DOI: 10.1016/j.landusepol.2012.09.003.
- Ahn, C.; Jones, S. Assessing organic matter and organic carbon contents in soils of created mitigation Wetlands in Virginia. *Environ Eng Res.* 2013, 18(3):151–156. <https://doi.org/10.4491/eer.2013.18.3.151>
- Ali, S.A.; Tedone, L.; Verdini, L.; Cazzato, E.; De Mastro, G. Wheat response to no-tillage and nitrogen fertilization in a long-term faba bean-based rotation. *Agronomy.* 2019, 9, 50.
- Allison, S.D.; Treseder, K.K. Climate change feedbacks to microbial decomposition in boreal soils. *Fungal Ecol.* 2011, 4(6), 362–374. DOI: 10.1016/j.funeco.2011.01.003.
- Alston, J.M.; Beddow, J.M.; Pardey, P.G. Agricultural research, productivity, and food prices in the long run. *Science* 2009, 325, 1209–1210. DOI: 10.1126/science.11704.
- Alvarez, R.; Lavado, R.S. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils Argentina. *Geoderma* 1998, 83(1–2), 127–141. DOI: 10.1016/S0016-7061(97)00141-9.
- Autret, B.; Mary, B.; Chenu, C.; Balabane, M.; Girardin, C.; Bertrand, M.; Grandeau, G.; Beaudoin, N. Alternative arable cropping systems: a key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agr. Ecosyst. Environ.* 2016, 232, 150–164. DOI: 10.1016/j.agee.2016.07.008.
- Baker, J.M.; Ochsner, T.E.; Venterea, R.T.; Griffis, T.J. Tillage and soil carbon sequestration-what do we really know? *Agric. Ecosyst. Environ.* 2007, 118, 1–5.
- Banwart, S.; Noellemeyer, E.; Milne, E. Soil Carbon: science, management and policy for multiple benefits, volume 71 of Scope. CABI, Wallingford, 2014.
- Bárcena, T.G.; Kiær, L.P.; Vesterdal, L. Soil carbon stock change following afforestation in northern Europe: A meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 2014, 20, 2393–2405.
- Battaglia, M. L.; Thomason, W. E.; Fike, J. H.; Evanylo, G. K.; Stewart, R. D.; Gross, C. D.; Seleiman, M. F.; Babur, E.; Sadeghpour, A.; Harrison, M. T. (2022). Corn and

- wheat residue management effects on greenhouse gas emissions in the mid-Atlantic USA. *Land*. 2022, 11, 846. DOI: 10.3390/land11060846
- Bellamy, P.H.; Loveland, P.J.; Bradley, R.I.; Lark, R.M.; Kirk, G.J.D. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature* 2005, 437, 245–248. <https://doi.org/10.1038/nature04038>.
- Berthrong, S.T.; Jobbágy, E.G.; Jackson, R.B. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecol. Appl.* 2009, 19, 2228–2241.
- Birch, H.F.; Friend, M.T. The organic-matter and nitrogen status of East African soils. *J. Soil Sci.* 1956, 7, 156–168.
- Blake, G.R.; Hartge, K.H. Bulk density. In *Methods of Soil Analysis*, 2nd ed.; Part 1, Physical and Mineralogical Methods; Agronomy Monograph 9, American Society of Agronomy-Soil Science Society of America: Madison, WI, USA, 1986; pp. 363–375.
- Bogale, A. A.; Melash, A. A.; Percze, A. Symbiotic and asymmetric causality of the soil tillage system and biochar application on soil carbon sequestration and crop production. *Soil Systems*. 2023, 7(2), 48. DOI: 10.3390/soilsystems7020048
- Boisvenue, C.; Running, S.W. Impacts of climate change on natural forest productivity—evidence since the middle of the 20th century. *Glob Change Biol* 2010, 12, 862–882. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01134.x>.
- Bojko, O., & Kabala, C. Loss-on-ignition as an estimate of total organic carbon in the mountain soils. *Pol. J. Soil Sci.* 2014, XLVII(2), 71-79. http://psjd.icm.edu.pl/psjd/element/bwmeta1.element.ojs-doi-10_17951_pjss_2014_47_2_71
- Bond-Lamberty, B.; Thomson, A. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature* 2010, 464, 579–582. <https://doi.org/10.1038/nature08930>.
- Bongiorno, G.; Bünemann, E.K.; Oguejiofor, C.U.; Meier, J.; Gort, G.; Comans, R.; Mäder, P.; Brussaard, L.; de Goede, R. Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. *Ecol. Indic.* 2019, 99, 38-50. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.12.017.
- Boubehziz, S.; Khanchoul, K.; Benslama, M.; Benslama, A.; Marchetti, A.; Francaviglia, R.; Piccini, C. Predictive mapping of soil organic carbon in Northeast Algeria. *Catena*. 2020, 190, 104539. DOI: 10.1016/j.catena.2020.104539.
- Bounouara, Z., Chevallier, T., Balesdent, J., Toucet, J., Sbih, M., Bernoux, M., Belaisaoui, N., Bouneb, O., & Bensaid, R. Variation in soil carbon stocks with depth along a toposequence in a sub-humid climate in North Africa (Skikda, Algeria). *J. Arid Environ.* 2017, 141, 25-33. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2017.02.001
- Bradford, M.A.; Weider, W.R.; Bonan, G.B.; Fierer, N.; Raymond, P.A.; Crowther, T.W. Managing uncertainty in soil carbon feedbacks to climate change. *Nat. Clim. Chang.* 2016, 6, 751–758. CrossRef.
- Bremner, J.M. Nitrogen-total. In *Methods of Soil Analysis; Part 3 Chemical Methods*; Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T., Sumner, M.E., Eds.; SSSA, ASA: Madison, WI, USA, 1996; pp. 1085–1121.
- Brevik, E.C. An introduction to soil science basics. In *Soils and Human Health*; Brevik,

- E.C., Burgess, L.C., Eds.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 1997; pp. 3–28.
- Burke, I.C.; Yonker, C.M.; Parton, W.J.; Cole, C.V.; Flach, K.; Schimel, D.S. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. Grassland Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1989, 53(3), 800–805. DOI: 10.2136/sssaj1989.03615995005300030029x.
- Byrne, L.B. Habitat structure: A fundamental concept and framework for urban soil ecology. *Urban Ecosyst.* 2007, 10, 255–274.
- Cable, J.M.; Ogle, K.; Williams, D.G.; Weltzin, J.F.; Huxman, T.E. Soil texture drives responses of soil respiration to precipitation pulses in the Sonoran Desert: implications for climate change. *Ecosystems* 2008, 11, 961–979. DOI: 10.1007/s10021-008-9172-x.
- Caddeo, A.; Marras, S.; Sallustio, L.; Spano, D.; Sirca, C. Soil organic carbon in Italian forests and agroecosystems: estimating current stock and future changes with a spatial modelling approach. *Agric. For. Meteorol.* 2019, 278, 107654. DOI: 10.1016/j.agrformet.2019.107654.
- Cerdà, A., Lavee, H., Romero-Díaz, A., Hooke, J., & Montanarella, L. Preface: Soil Erosion and Degradation in Mediterranean Type Ecosystems. *Land Degrad. Dev.* 2010, 21(2), 71–74. DOI: 10.1002/ldr.968
- Chaplot, V. Evidences of plants' impact on land degradation and climate change: an urgent call for new multi-disciplinary research. *Geoderma* 2021, 392, 114984. DOI: 10.1016/j.geoderma.2021.114984.
- Chazarra Bernabé, A.; Flórez García, E.; Peraza Sánchez, B.; Tohá Rebull, T.; Lorenzo Mariño, B.; Criado Pinto, E.; Moreno García, J.V.; Romero Fresneda, R.; Botey Fullat, R. Mapas Climáticos de España (1981–2010) y ETo (1996–2016). Available online: https://www.aemet.es/es/conocer/mas/recursos_en_linea/publicaciones_y_estudios/publicaciones/detalles/MapasclimaticosdeEspana19812010 (accessed on 31 January 2024).
- Chen, B.; Coops, N.C. Understanding of coupled terrestrial carbon, nitrogen and water dynamics—An overview. *Sensors*. 2009, 9, 8624–8657.
- Chen, H.; Hou, R.; Gong, Y.; Li, H.; Fan, M.; Kuzyakov, Y. Effects of 11 years of conservation tillage on soil organic matter fractions in wheat monoculture in Loess Plateau of China. *Soil Tillage Res.* 2009, 106:85–94. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.09.009>
- Chen, J.; Xiao, W.; Zheng, C.; Zhu, B. Nitrogen addition has contrasting effects on particulate and mineral-associated soil organic carbon in a subtropical forest. *Soil Biol. Biochem.* 2020, 142, 107708.
- Chen, Q.; Hu, Y.; Hu, A.; Niu, B.; Yang, X.; Jiao, H.; Ri, X.; Song, L.; Zhang, G. Shifts in the dynamic mechanisms of soil organic matter transformation with nitrogen addition: From a soil carbon/nitrogen-driven mechanism to a microbe-driven mechanism. *Soil Biol. Biochem.* 2021, 160, 108355.
- Chiang, J.; Iverson, L.; Prasad, A.; Brown, K.J. Effects of climate change and shifts in forest composition on forest net primary production. *J Integr Plant Biol* 2008, 50, 1426–1439. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7909.2008.00749.x>.
- Ciais, P.; Sabine, C.; Bala, G.; Bopp, L.; Brovkin, V.; Canadell, J.; Chahbra, A.; DeFries, R.; Galloway, J.; Heimann, M.; et al. Carbon and other biogeochemical cycles supplementary material. In: Stocker, T.F.; Qin, D.; Plattner, G-K.; Tignor, M.;

- Allen, S.K.; Boschung, J.; Nauels, A.; Xia, Y.; Bex, V.; Midgley, P.M. (eds) Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. www.climatechange2013.org and www.ipcc.ch.
- Ciais, P.; Wattenbach, M.; Vuichard, N.; Smith, P.C.; Piao, S.L.; Don, A.; Luysaert, S.; Janssens, I.A.; Bondeau, A.; Dechow, K.R.; Leip, A.; Smith, P.C.; CARBOEUROPE Synthesis Team. The European carbon balance. Part 2: croplands. *Glob. Chang. Biol.* 2010, 16, 1409–1428. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02055.x>.
- Coughenour, M.B.; Chen, D.X. Assessment of grassland ecosystem responses to atmospheric change using linked plant–soil process models. *Ecol. Appl.* 1997, 7, 802–827.
- Dabney, S. M.; Delgado, J. A.; Reeves, D. W. Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Commun Soil Sci Plant Anal.* 2001, 32:1221–1250. <https://doi.org/10.1081/CSS-100104110>
- Dalias, P.; Anderson, J.M.; Bottner, P.; Couteaux, M.M. Long-term effects of temperature on carbon mineralisation processes. *Soil Biol Biochem.* 2001, 33:1049–1057. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00009-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00009-8)
- Davidson, A.; Janssens, I.A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature.* 2006, 440:165–173. <https://doi.org/10.1038/nature04514>
- Davidson, A.; Trumbore, E.; Amundson, R. Soil warming and organic carbon content. *Nature* 2000, 408, 789–790. <https://doi.org/10.1038/35048672>.
- Dawson, J.J.C.; Smith, P. Carbon losses from soil and its consequences for land-use management. *Sci. Total Environ.* 2007, 382(2–3), 165–190. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2007.03.023.
- De Gryze, S.; Lee, J.; Ogle, S.; Paustian, K.; Six, J. Assessing the potential for greenhouse gas mitigation in intensively managed annual cropping systems at the regional scale. *Agr. Ecosyst. Environ.* 2011, 144, 150–158. DOI: 10.1016/j.agee.2011.05.023.
- De Gryze, S.; Six, J.; Paustian, K.; Morris, S.J.; Paul, E.A.; Merckx, R. Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. *Glob. Change Biol.* 2004, 10(7), 1120–1132. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2004.00786.x.
- Deen, W.; Kataki, P.K. Carbon sequestration in a long-term conventional versus conservation tillage experiment. *Soil Tillage Res.* 2003, 74:143–150. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00162-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00162-4)
- Dellal, A., & Halitim, A. Activités microbiologiques en conditions salines : cas de quelques sols salés de la région de Relizane (Algérie). *Cah. Agric.* 1992, 1(5), 335-340.
- Deng, L.; Wang, G.L.; Liu, G.B.; Shangguan, Z.P. Effects of age and land-use changes on soil carbon and nitrogen sequestrations following cropland abandonment on the Loess Plateau, China. *Ecol. Eng.* 2016, 90, 105–112. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.01.014
- Dikgwatlhe, S.B.; Chen, Z.D.; Lal, R.; Zhang, H.L.; Chen, F. Changes in soil organic carbon and nitrogen as affected by tillage and residue management under wheat–maize cropping system in the North China Plain. *Soil Tillage Res.* 2014, 144, 110–118.
- Dolan, S.; Clapp, C.; Allmaras, R.; Baker, J.; Molina, J. Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. *Soil*

- Tillage Res. 2006, 89, 221–231. DOI: 10.1016/j.still.2005.07.015.
- Don, A.; Schumacher, J.; Freibauer, A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—A meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.*, 2011, 17, 1658–1670.
- Dong, W.; Hu, C.; Chen, S.; Zhang, Y. Tillage and residue management effects on soil carbon and CO₂ in a wheat–corn double-cropping system. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 2008, 83, 27–37.
- Dorrepaal, E.; Toet, S.; van Logtestijn, R.; Swart, E.; van de Weg, M.; Callaghan, V.; Aerts, R. Carbon respiration from subsurface peat accelerated by climate warming in the subarctic. *Nature* 2009, 460, 616–619. <https://doi.org/10.1038/nature08216>.
- Du, Y.; Cui, B.; Wang, Z.; Sun, J.; Niu, W. Effects of manure fertilizer on crop yield and soil properties in China: A meta-analysis. *Catena*. 2020, 193, 104617.
- Duiker, S.; Lal, R. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. *Soil Tillage Res.* 2000, 54:21–30. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00101-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00101-4)
- Dungait, J.A.J.; Hopkins, D.W.; Gregory, A.S.; Whitmore, A.P. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*. 2012, 18(6), 1781-1796. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x
- Dymond, C.C.; Beukema, S.; Nitschke, C.R.; Coates, K.D.; Scheller, R.M. Carbon sequestration in managed temperate coniferous forests under climate change. *Biogeosciences*. 2016, 13(6), 1933–1947. <https://doi.org/10.5194/bg-13-1933-2016>.
- Eaton, J. M.; McGoff, N. M.; Byrne, K. A.; Leahy, P.; & Kiely, G. Land cover change and soil organic C stocks in the Republic of Ireland 1851–2000. *Clim. Change*. 2008, 91, 317-334. DOI: 10.1007/s10584-008-9412-2
- El Mouridi, Z.; Ziri, R.; Douaik, A.; Bennani, S.; Lembaid, I.; Bouharou, L.; Brhadda, N.; & Moussadek, R. Comparison between Walkley-Black and Loss on Ignition Methods for Organic Matter Estimation in Different Moroccan Soils. *Ecol. Eng. Environ. Technol.* 2023, 24(4), 253-259. [Online]. Available: <http://www.ecoet.com/Comparison-between-Walkley-Black-and-Loss-on-Ignition-Methods-for-Organic-Matter,163121,0,2.html>
- European Union. Decision No 529/2013/EU of the European Parliament and of the Council of 21 May 2013 on accounting rules on greenhouse gas emissions and removals resulting from activities relating to land use, land-use change and forestry and on information concerning actions relating to those activities, 2013a.
- European Union. Regulation (EU) 2018/841 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry in the 2030 climate and energy framework, and amending Regulation (EU) No 525/2013 and Decision No 529/2013/EU, 2018.
- European Union. Regulation (EU) No 525/2013 of the European Parliament and of the Council of 21 May 2013 on a mechanism for monitoring and reporting greenhouse gas emissions and for reporting other information at national and Union level relevant to climate change and repealing Decision No 280/2004/EC, 2013b.
- Evans, J.R.; Von Caemmerer, S. Temperature response of carbon isotope discrimination

- and mesophyll conductance in tobacco. *Plant, Cell Environ.* 2013, 36, 745–756. DOI: 10.1111/j.1365-3040.2012.02591.x.
- FAO. Standard Operating Procedure for Soil Organic Carbon. Walkley-Black: Method Titration and Colorimetric Method. 2019. <https://www.fao.org/3/ca7471en/ca7471en.pdf>
- FAO. Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems. In: Guidelines for assessment (Draft for public review). Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. FAO, Rome, Italy, 2018.
- FAOSTAT. FAO Statistical Database. In: <https://www.fao.org/faostat/en/#home>, 2023.
- Fei, X.H.; Song, Q.H.; Zhang, Y.P.; Liu, Y.T.; Sha, L.Q.; Yu, G.R.; Zhang, L.; Duan, C.; Deng, Y.; Wu, C.; et al. Carbon exchanges and their responses to temperature and precipitation in forest ecosystems in Yunnan, Southwest China. *Sci Total Environ* 2018, 616, 824–840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.239>.
- Fierer, N.; Craine, J.M.; McLaughlan, K.; Schimel, J.P. Litter quality and the temperature sensitivity to decomposition. *Ecology* 2005, 86(2), 320–326. <https://www.jstor.org/stable/3450950>.
- Fiorini, A.; Boselli, R.; Maris, S.C.; Santelli, S.; Ardenti, F.; Capra, F.; Tabaglio, V. May conservation tillage enhance soil C and N accumulation without decreasing yield in intensive irrigated croplands? Results from an eight-year maize monoculture. *Agriculture. Ecosyst. Environ.* 2020, 296, 106926. DOI: 10.1016/j.agee.2020.106926
- Fitton, N.; Ejerenwa, C.P.; Bhogal, A.; Edgington, P.; Black, H.; Lilly, A.; Barraclough, D.; Worrall, F.; Hillier, J.; Smith, P. Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land in Great Britain. *Soil Use Manage.* 2011, 27, 491–501. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2011.00365.x.
- Follett, R.F.; Reed, D.A. Soil carbon sequestration in grazing lands: societal benefits and policy implications. *Rangel Ecol Manage* 2010, 63(1), 4–15. <https://doi.org/10.2111/08-225.1>.
- Freibauer, A.; Rounsevell, M.D.A.; Smith, P.; Verhagen, J. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 2004, 122, 1–23. DOI: 10.1016/j.geoderma.2004.01.021.
- Friedlingstein, P.; O’Sullivan, M.; Jones, M.W.; Andrew, R.M.; Hauck, J.; Olsen, A.; Peters, G.P.; Peters, W.; Pongratz, J.; Sitch, S.; Le Quéré, C.; Canadell, J.G.; Ciais, P.; Jackson, R.B.; Alin, S.; Aragão, L.E.O.C.; Arneeth, A.; Arora, V.; Bates, N.R.; Becker, M.; Benoit-Cattin, A.; Bittig, H.C.; Bopp, L.; Bultan, S.; Chandra, N.; Chevallier, F.; Chini, L.P.; Evans, W.; Florentie, L.; Forster, P.M.; Gasser, T.; Gehlen, M.; Gilfillan, D.; Gkritzalis, T.; Gregor, L.; Gruber, N.; Harris, I.; Hartung, K.; Haverd, V.; Houghton, R.A.; Ilyina, T.; Jain, A.K.; Joetzjer, E.; Kadono, K.; Kato, E.; Kitidis, V.; Korsbakken, J.I.; Landschützer, P.; Lefèvre, N.; Lenton, A.; Lienert, S.; Liu, Z.; Lombardozzi, D.; Marland, G.; Metzl, N.; Munro, D.R.; Nabel, J.E.M.S.; Nakaoka, S.-I.; Niwa, Y.; O’Brien, K.; Ono, T.; Palmer, P.I.; Pierrot, D.; Poulter, B.; Resplandy, L.; Robertson, E.; Rödenbeck, C.; Schwinger, J.; Séférian, R.; Skjelvan, I.; Smith, A.J.P.; Sutton, A.J.; Tanhua, T.; Tans, P.P.; Tian, H.; Tilbrook, B.; van der Werf, G.; Vuichard, N.; Walker, A.P.; Wanninkhof, R.; Watson, A.J.; Willis, D.; Wiltshire, A.J.; Yuan, W.; Yue, X.; Zaehle, S. Global carbon budget. *Earth Syst. Sci. Data* 2020, 12, 3269–3340. DOI: 10.5194/essd-12-3269-2020.

- Ganuza, A.; Almendros, G. Organic carbon storage in soils of the Basque Country (Spain): The effect of climate, vegetation type and edaphic variables. *Biol. Fertil. Soils*. 2003, 37, 154–162.
- Gao, M.; Zhu, F.; Hobbie, E.A.; Zhu, W.; Li, S.; Gurmessa, G.A.; Wang, A.; Fang, X.; Zhu, J.; Gundersen, P.; et al. Effects of nitrogen deposition on carbon allocation between wood and leaves in temperate forests. *Plants People Planet*, 2023, 5, 267–280.
- Gao, X.; Meng, T.; Zhao, X. Variations of soil organic carbon following land use change on deep-loess hillslopes in China. *Land Degrad. Dev.* 2017, 28(7), 1902–1912. DOI: 10.1002/ldr.2693.
- Garnier, J.; Billen, G.; Tournebise, J.; Barré, P.; Mary, B.; Baudin, F. Storage or loss of soil active carbon in cropland soils: the effect of agricultural practices and hydrology. *Geoderma* 2022, 407, 115538. DOI: 10.1016/j.geoderma.2021.115538.
- Gee, G.W.; Or, D. Particle-size analysis. In *Methods of Soil Analysis; Part 4. Physical Methods*; Campbell, G., Horton, R., Jury, W.A., Nielsen, D.R., van Es, H.M., Wierenga, P.J., Dane, J.H., Topp, G.C., Eds.; SSSA, ASA: Madison, WI, USA, 2002; pp. 255–294.
- Gelaw, A.M.; Singh, B.R.; Lal, R. Soil organic carbon and total nitrogen stocks under different land uses in a semi-arid watershed in Tigray, Northern Ethiopia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2014, 188, 256–263.
- Gelman, F.; Binstock, R.; & Halicz, L. Application of the Walkley–Black titration for the organic carbon quantification in organic-rich sedimentary rocks. *Fuel*. 2012, 96, 608–610. DOI: 10.1016/j.fuel.2011.10.009
- Genxu, W.; Ju, Q.; Guodong, C.; Yuanmin, L. Soil organic carbon pool of grassland soils on the Qinghai-Tibetan Plateau and its global implication. *Sci. Total Environ.* 2002, 291(1–3), 207–217. DOI: 10.1016/s0048-9697(01)01100-7.
- Gervois, S.; Ciais, P.; Noblet-Ducoudre, N.; Brisson, N.; Vuichard, N.; Viovy, N. The carbon and water balance of European croplands throughout the 20th Century. *Glob Biogeochem Cycles* 22. 2008, GB2022. <https://doi.org/10.1029/2007GB003018>
- Giardina, C.P.; Ryan, M.G. Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. *Nature* 2000, 404, 858–861. <https://doi.org/10.1038/35009076>.
- Gong, H.; Li, Y.; Li, S. Effects of the interaction between biochar and nutrients on soil organic carbon sequestration in soda saline-alkali grassland: a review. *Glob. Ecol. Conserv.* 2021, 26, e01449. DOI: 10.1016/j.gecco.2020.e01449.
- González-Sánchez, E.J.; Ordóñez-Fernández, R.; Carbonell-Bojollo, R.; Veroz-González, O.; Gil-Ribes, J.A. Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil Tillage Res.* 2012, 122, 52–60. DOI: 10.1016/j.still.2012.03.001.
- Grimm, N.B.; Grove, J.G.; Pickett, S.T.; Redman, C.L. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems: Urban ecological systems present multiple challenges to ecologists—Pervasive human impact and extreme heterogeneity of cities, and the need to integrate social and ecological approaches, concepts, and theory. *BioScience*. 2000, 50, 571–584.
- Gualberto, A.V.S.; de Souza, H.A.; Sagrilo, E.; Araujo, A.S.F.; Mendes, L.W.; de Medeiros, E.V.; Leite, L.F.C. Organic C Fractions in Topsoil under Different Management

- Systems in Northeastern Brazil. *Soil Syst.* 2023. 7(1), 11. DOI: 10.3390/soilsystems7010011.
- Guan, F.; Tang, X.; Fan, S.; Zhao, J.; Peng, C. Changes in soil carbon and nitrogen stocks followed the conversion from secondary forest to Chinese fir and Moso bamboo plantations. *Catena*. 2015, 133, 455–460.
- Guo, L.B.; Gifford, R.M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob. Change Biol.* 2002, 8(4), 345–360. DOI: 10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x.
- Gustafsson, Ö.; Haghseta, F.; Chan, C.; MacFarlane, J.; Gschwend, P.M. Quantification of the dilute sedimentary soot phase: Implications for PAH speciation and bioavailability. *Environ. Sci. Technol.* 1996, 31, 203–209.
- Hättenschwiler, S.; Handa, I.T.; Egli, L.; Asshoff, R.; Ammann, W.; Körner, C. Atmospheric CO₂ enrichment of alpine treeline conifers. *New Phytol.* 2002, 156, 363–375.
- Hillel, D.; Hatfield, J.H.; Powlson, D.S.; Rosenzweig, C.; Scow, K.M.; Singer, M.J.; Sparks, D.L. *Encyclopedia of Soils in the Environment*; Elsevier/Academic Press: Amsterdam, The Netherlands, 2005.
- Hoogsteen, M. J., Lantinga, E. A., Bakker, E. J., Groot, J. C., & Tittonell, P. A. Estimating soil organic carbon through loss on ignition: effects of ignition conditions and structural water loss. *Eur. J. Soil Sci.* 2015, 66(2), 320-328.
- Houghton, R. Balancing the global carbon budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 2007, 35, 313–347. DOI: 10.1146/annurev.earth.35.031306.140057.
- Houghton, R. Balancing the global carbon budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 2007, 35, 313–347. <https://doi.org/10.1146/annurev.earth.35.031306.140057>.
- IUSS Working Group WRB. *World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. World Soil Resources Reports No. 106. 2015. FAO, Rome, Italy. <https://www.fao.org/3/i3794en/i3794en.pdf>
- Jensen, J. L.; Christensen, B. T.; Schjøning, P.; Watts, C. W.; & Munkholm, L. J. Converting loss-on-ignition to organic carbon content in arable topsoil: pitfalls and proposed procedure. *Eur. J. Soil Sci.* 2018, 69(4), 604-612. DOI: 10.1111/ejss.12558
- Jerez, J.; Navarro-Pedreño, J.; Gómez, I.; Almendro Candel, M. B.; & Zorpas, A. A. Decreased organic carbon associated with land management in Mediterranean environments. In *Soil Management and Climate Change*, Academic Press: London. 2018, pp. 1-13.
- Jiang, Z.; Zhong, Y.; Yang, J.; Wu, Y.; Li, H.; Zheng, L. Effect of nitrogen fertilizer rates on carbon footprint and ecosystem service of carbon sequestration in rice production. *Sci. Total Environ.* 2019, 670, 210–217.
- Johansson, E.; Muneer, F.; Prade, T. Plant Breeding to Mitigate Climate Change—Present Status and Opportunities with an Assessment of Winter Wheat Cultivation in Northern Europe as an Example. *Sustainability.* 2023, 15, 12349.
- Jones, C.; Cox, P.; Huntingford, C. Uncertainty in climate-carbon-cycle projections associated with the sensitivity of soil respiration to temperature. *Tellus B* 2003, 55, 642–648. DOI: 10.3402/tellusb.v55i2.16760.
- Jones, C.; McConnell, C.; Coleman, K.; Cox, P.; Fallon, P.; Jenkinson, D.; & Powlson, D. Global climate change and soil carbon stocks: Predictions from two contrasting models for the turnover of organic carbon in soil. *Glob. Chang. Biol.* 2005, 11(1),

- 154-166. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2004.00885.x
- Kang, X.; Li, Y.; Wang, J.; Yan, L.; Zhang, X.; Wu, H.; Yan, Z.; Zhang, K.; Hao, Y. Precipitation and temperature regulate the carbon allocation process in alpine wetlands: quantitative simulation. *J. Soils Sediments* 2020, 20(9), 3300–3315. DOI: 10.1007/s11368-020-02643-x.
- Keatterer, T.; Reichstein, M.; Andren, O.; Lomander, A. Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. *Biol Fertil Soils*. 1998, 27:258–262. <https://doi.org/10.1007/s003740050430>
- Keller, A.B.; Borer, E.T.; Collins, S.L.; DeLancey, L.C.; Fay, P.A.; Hofmockel, K.S.; Leakey, A.D.B.; Mayes, M.A.; Seabloom, E.W.; Walter, C.A.; et al. Soil carbon stocks in temperate grasslands differ strongly across sites but are insensitive to decade-long fertilization. *Glob. Chang. Biol.* 2022, 28, 1659–1677.
- Kirschbaum, M.U.F. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biol Biochem* 1995, 27(6), 753–760. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)00242-S](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00242-S).
- Knotters, M.; Teuling, K.; Reijneveld, A.; Lesschen, J.P.; Kuikman, P. Changes in organic matter contents and carbon stocks in Dutch soils, 1998–2018. *Geoderma*. 2022, 414, 115751. DOI: 10.1016/j.geoderma.2022.115751.
- Kooch, Y.; Ehsani, S.; Akbarinia, M. Stratification of soil organic matter and biota dynamics in natural and anthropogenic ecosystems. *Soil Tillage Res.* 2020, 200, 104621. DOI: 10.1016/j.still.2019.104621.
- Kostić, M.; Ljubičić, N.; Ivošević, B.; Popović, S.; Radulović, M.; Blagojević, D.; Popović, V. Spot-based proximal sensing for field-scale assessment of winter wheat yield and economical production. *Agric. For.* 2021, 67, 103–113.
- Ku, H.-H.; Ryu, J.-H.; Bae, H.-S.; Jeong, C.; Lee, S.-E. Modelling a long-term effect of rice straw incorporation on SOC content and grain yield in rice field. *Arch Agron Soil Sci.* 2019, 65, 1941–1954. <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1583330>.
- Kumar, A. Coping with climate change. In: Kumar, A. (Ed.) *Ecosystem-based adaptation*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, 2022, pp. 143–233. DOI: 10.1016/B978-0-12-815025-2.00004-6.
- Lal, R. Beyond COP 21: potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *J. Soil Water Conserv.* 2016, 71, 20-25. <https://www.jswnonline.org/content/71/1/20A.short>.
- Lal, R. Soil carbon management and climate change. *Carbon Manag.* 2013, 4(4), 439–462. DOI: 10.4155/cmt.13.31.
- Lal, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*. 2004, 304, 1623–1627. DOI: 10.1126/science.1097396.
- Lal, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*. 2004, 123, 1-22. DOI: 10.1016/j.geoderma.2004.01.032
- Lal, R.; Kimble, J.M.; Follett, R.F.; Stewart, B.A. (Eds). *Soil processes and the carbon cycle*. Boca Raton, USA: CRC Press. 609 pp., 1998.
- Lambin, E. F.; Geist, H. J. *Land Use and Land Cover Change: Local Processes and Global Impacts*. Springer Science and Business Media. 2008.
- Ledig, F.T.; Rehfeldt, G.E.; Sáenz-Romero, C.; Flores-López, C. Projections of suitable habitat for rare species under global warming scenarios. *Am. J. Bot.* 2010, 97, 970–987. <https://www.jstor.org/stable/20700429>.

- Lenihan, J.M.; Drapek, R.; Bachelet, D.; Neilson, R.P. Climate change effects on vegetation distribution, carbon, and fire in California. *Ecol Appl* 2003, 13, 1667–1681. <https://www.jstor.org/stable/4134769>.
- Li, S.; Li, J.; Li, C.; Huang, S.; Li, X.; Li, S.; Ma, Y. Testing the RothC and DNDC models against long-term dynamics of soil organic carbon stock observed at cropping field soils in North China. *Soil Tillage Res.* 2016, 163, 290–297. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.07.001>.
- Li, Y.; Han, J.; Wang, S.; Brandle, J.; Lian, J.; Luo, Y.; Zhang, F. Soil organic carbon and total nitrogen storage under different land uses in the Naiman Banner, a semiarid degraded region of northern China. *Can. J. Soil Sci.* 2014, 94, 9–20.
- Liao, S.; Tan, S.; Peng, Y.; Wang, D.; Ni, X.; Yue, K.; Wu, F.; Yang, Y. Increased microbial sequestration of soil organic carbon under nitrogen deposition over China's terrestrial ecosystems. *Ecol. Process.* 2020, 9(1), 52. DOI: 10.1186/s13717-020-00260-7.
- Liu, C.; Lu, M.; Cui, J.; Li, B.; Fang, C. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Glob Change Biol.* 2014, 20(5):1366–1381. <https://doi.org/10.1111/gcb.12517>
- Liu, P.; Zhou, W.; Cui, H.; Tan, J.; & Cao, S. Structural characteristics of humic substances in buried ancient paddy soils as revealed by ¹³C NMR spectroscopy. *Environ Geochem Health.* 2019, 41, 2459-2472. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00297-4>
- Liu, Q.; Xu, C.; Han, S.; Li, X.; Kan, Z.; Zhao, X.; Zhang, H. Strategic tillage achieves lower carbon footprints with higher carbon accumulation and grain yield in a wheat–maize cropping system. *Sci. Total Environ.* 2021, 798, 149220.
- Liu, X.; Li, T.; Zhang, S.; Jia, Y.; Li, Y.; Xu, X. The role of land use, construction and road on terrestrial carbon stocks in a newly urbanized area of western Chengdu, China. *Landsc. Urban Plan.* 2016, 147, 88–95.
- Ljubić, N.; Popović, V.; Čirić, V.; Kostić, M.; Ivošević, B.; Popović, D.; Pandžić, M.; El Musafah, S.; Janković, S. Multivariate Interaction Analysis of Winter Wheat Grown in Environment of Limited Soil Conditions. *Plants.* 2021, 10, 604.
- Loehman, R.A.; Keane, R.E.; Holsinger, L.M. Simulation modelling of complex climate, wildfire, and vegetation dynamics to address wicked problems in land management. *Front. For. Glob. Change* 2020, 3, 3. DOI: 10.3389/ffgc.2020.00003.
- Lou, Y.; Xu, M.; Chen, X.; He, X.; Zhao, K. Stratification of soil organic C, N and C ratio as affected by conservation tillage in two maize fields of China. *Catena.* 2012, 95, 124–130.
- Lu, X.; Hou, E.; Guo, J.; Gilliam, F.S.; Li, J.; Tang, S.; Kuang, Y. Nitrogen addition stimulates soil aggregation and enhances carbon storage in terrestrial ecosystems of China: A meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 2021, 27, 2780–2792.
- Luo, Z.; Feng, W.; Luo, Y.; Baldock, J.; Wang, E. Soil organic carbon dynamics jointly controlled by climate, carbon inputs, soil properties and soil carbon fractions. *Glob. Change Biol.* 2017, 23(10), 4430–4439. DOI: 10.1111/gcb.13767.
- Luo, Z.; Wang, E.; Sun, O.J. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agr Ecosyst Environ.* 2010, 139:224–231. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.006>
- Ma, J.; Xu, H.; Yagi, K.; Cai, Z. Methane emission from paddy soils as affected by wheat

- straw returning mode. *Plant Soil*. 2009, 313:167–174. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9689>
- Mahdi, S.S.; Choudhury, S.R.; Gupta, S.K.; Jan, R.; Bangroo, S.A.; Bhat, M.A.; Wani, O.A.; Bahar, F.A.; Dhekale, B.; Dar, S.A. Impact of Climate Change on Soil Carbon-Improving Farming Practices Reduces the Carbon Footprint. In *Innovative Approaches for Sustainable Development: Theories and Practices in Agriculture*; Springer: Cham, Switzerland, 2022; pp. 299–310.
- Maia, S.M.F.; Ogle, S.M.; Cerri, C.E.P.; Cerri, C.C. Soil organic carbon stock change due to land use activity along the agricultural frontier of the southwestern Amazon, Brazil, between 1970 and 2002. *Glob. Change Biol.* 2010, 16(10), 2775–2788. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.02105.x.
- Malhi, S.S.; Nyborg, M.; Goddard, T.; Puurveen, D. Long-term tillage, straw and N rate effects on quantity and quality of organic C and N in a Gray Luvisol soil. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 2011, 90(1), 1–20. DOI: 10.1007/s10705-010-9399-8.
- Malik, A. D.; Arief, M. C. W.; Withaningsih, S.; Parikesit, P. Modeling regional aboveground carbon stock dynamics affected by land use and land cover changes. *Global Journal of Environmental Science and Management*. 2023, 10(1), 1-22.
- Mandal, B.; Majumder, B.; Bandyopadhyay, P.K.; Hazra, G.C.; Gangopadhyay, A.; Samantaray, R.N.; Mishra, A.K.; Chaudhury, J.; Saha, M.N.; Kundu, S. The potential of cropping systems and soil amendments for carbon sequestration in soils under long-term experiments in subtropical India. *Glob. Change Biol.* 2007, 13(2), 357–369. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01309.x.
- Mao, X.; Zheng, J.; Yu, W.; Guo, X.; Xu, K.; Zhao, R.; Xiao, L.; Wang, M.; Jiang, Y.; Zhang, S.; et al.. Climate-induced shifts in composition and protection regulate temperature sensitivity of carbon decomposition through soil profile. *Soil Biol. Biochem.* 2022, 172, 108743. CrossRef.
- Marco-Dos Santos, G.; Meléndez-Pastor, I.; Navarro-Pedreño, J.; Koch, M. Assessing water availability in Mediterranean regions affected by water conflicts through MODIS data time series analysis. *Remote Sens.* 2019, 11, 1355. DOI: 10.3390/rs11111355.
- Martín, J.R.; Álvaro-Fuentes, J.; Gonzalo, J.; Gil, C.; Ramos-Miras, J.J.; Corbí, J.G.; Boluda, R. Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma*. 2016, 264, 117–125.
- Masoudi, M.; Vahedi, M.; Cerda, A. (2021). Risk assessment of land degradation (RALDE) model. *Land Degradation & Development*. 2021, 32(9), 2861-2874.
- Mathieu, J.A.; Hatté, C.; Balesdent, J.; Parent, É. Deep soil carbon dynamics are driven more by soil type than by climate: a worldwide meta-analysis of radiocarbon profiles. *Glob. Change Biol.* 2015, 21(11), 4278–4292. DOI: 10.1111/gcb.13012.
- McGuire, A.D.; Anderson, L.G.; Christensen, T.R.; Dallimore, S.; Guo, L.; Hayes, D.J.; Heimann, M.; Lorenson, T.D.; Macdonald, R.W.; Roulet, N. Sensitivity of the carbon cycle in the Arctic to climate change. *Ecol. Monogr.* 2009, 79, 523–555.
- McSherry, M.E.; Ritchie, M.E. Effects of grazing on grassland soil carbon: A global review. *Glob. Chang. Biol.* 2013, 19, 1347–1357. DOI: 10.1111/gcb.12115
- Meersmans, J.; van Wesemael, B.; Goidts, E.; Van Molle, M.; De Baets, S.; De Ridder, F. Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960–2006. *Glob. Change Biol.* 2011, 17, 466–479.

- <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02183.x>.
- Mendoza-Ponce, A.; Galicia, L. Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in Central Mexico. *Forestry*. 2010, 83, 497–506.
- Metay, A. ; Mary, B. ; Arrouays, D. ; Labreuche, J. ; Martin, M., Nicolardot, B. ; & Germon, J. C. Effets des techniques culturales sans labour sur le stockage de carbone dans le sol en contexte climatique tempéré. *Can. J. Soil Sci.* 2017, 89, 623-634. DOI: 10.4141/CJSS07108
- Mikutta, R.; & Kaiser, K. Organic matter bound to mineral surfaces: Resistance to chemical and biological oxidation. *Soil Biology & Biochemistry*. 2011, 43(8), 1738-1741. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.05.002
- Mikutta, R.; Kleber, M.; Kaiser, M.; & Jahn, K. R. Organic matter removal from soils using hydrogen peroxide, sodium hypochlorite, and disodium peroxodisulfate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2005, 69(1), 120-135. DOI: 10.2136/sssaj2005.0120
- Milne, E.; Aynekulu, E.; Bationo, A.; Batjes, N.H.; Boone, R.; Conant, R.; Davies, J.; Hanan, N.; Hoag, D.; Herrick, E.; et al. Grazing lands in Sub-Saharan Africa and their potential role in climate change mitigation: what we do and don't know. *Environ Dev* 2016, 19, 70–74.
- Mishra, U.; Ussiri, D.A.N.; Lal, R. Tillage effects on soil organic carbon storage and dynamics in Corn Belt of Ohio USA. *Soil Tillage Res.* 2010, 107, 88–96.
- Monteny, G.J.; Bannink, A.; Chadwick, D. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. *Agr. Ecosyst. Environ.* 2006, 112, 163–170. DOI: 10.1016/j.agee.2005.08.015.
- Navarro-Pedreño, J.; Almendro-Candel, M.B.; & Zorpas, A.A. The increase of organic matter reduces global warming, myth or reality? *Sci.* 2021, 3(1), 18. Available online: <https://www.mdpi.com/2413-4155/3/1/18>
- Nemani, R.R.; Keeling, C.D.; Hashimoto, H.; Jolly, W.M.; Piper, S.C.; Tucker, C.J.; Myrneni, R.B.; Running, S.W. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science* 2003, 300, 1560–1563. <https://doi.org/10.1126/science.1082750>.
- Ngo, K.M.; Turner, B.L.; Muller-Landau, H.C.; Davies, S.J.; Larjavaara, M.; bin Nik Hassan, N.F.; Lum, S. Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. *For. Ecol. Manag.* 2013, 296, 81–89.
- Oechel, W.C.; Vourlitis, G.L.; Hastings, S.J.; Zulueta, R.C.; Hinzman, L.; Kane, D. Acclimation of ecosystem CO₂ exchange in the Alaskan Arctic in response to decadal climate warming. *Nature*. 2000, 406:978–981. <https://doi.org/10.1038/35023137>
- Oldfield, E.E.; Wood, S.A.; Palm, C.A.; Bradford, M.A. How much SOM is needed for sustainable agriculture? *Front. Ecol. Environ.* 2015, 13, 527–527. DOI: 10.1890/1540-9295-13.10.527.
- Olorunfemi, I.E.; Fasinmirin, J.T.; Olufayo, A.A.; Komolafe, A.A. Total carbon and nitrogen stocks under different land use/land cover types in the Southwestern region of Nigeria. *Geoderma Reg.* 2020, 22, e00320.
- Olorunfemi, I.E.; Olufayo, A.A.; Fasinmirin, J.T.; Komolafe, A.A. Dynamics of land use land cover and its impact on carbon stocks in Sub-Saharan Africa: an overview. *Environ. Dev. Sustain.* 2021, 24, 40–76. DOI: 10.1007/s10668-021-01484-z.
- Olson, K.R. Soil organic carbon sequestration, storage, retention and loss in U.S.

- croplands: Issues paper for protocol development. *Geoderma* 2013, 195–196, 201–206. DOI: 10.1016/j.geoderma.2012.12.004.
- Olson, K.R.; Al-Kaisi, M.M.; Lal, R.; Lowery, B. Experimental consideration, treatments, and methods in determining soil organic carbon sequestration rates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2014, 78(2), 348–360. DOI: 10.2136/sssaj2013.09.0412.
- Omonode, R.A.; Vyn, T.J. Vertical distribution of soil organic carbon and nitrogen under warmseason native grasses relative to croplands in westcentral Indiana, USA. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2006, 117, 159–170.
- ONM. Climatic data for the Ghardaïa region Algeria. ONM: Algiers, Algeria. 2017. [National Office Meteorology]
- Othmani, O.; Khanchoul, K.; Boubehziz, S.; Bouguerra, H.; Benslama, A.; & Navarro-Pedreño, J. Spatial variability of soil erodibility at the Rhirane catchment using geostatistical analysis. *Soil Systems.* 2023, 7(2), 32. <https://doi.org/10.3390/soilsystems7020032>
- Paramesh, V.; Kumar, P.; Nath, A.J.; Francaviglia, R.; Mishra, G.; Arunachalam, V.; Toraskar, S. Simulating soil organic carbon stock under different climate change scenarios: a RothC model application to typical land-use systems of Goa, India. *Catena.* 2022, 213, 106129. DOI: 10.1016/j.catena.2022.106129.
- Pearson, T.R. Measurement Guidelines for the Sequestration of Forest Carbon (Vol. 18); US Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station: Madison, WI, USA, 2007.
- Peichl, M.; Thevathasan, N.V.; Gordon, A.M.; Huss, J.; Abohassan, R.A. Carbon sequestration potentials in temperate tree-based intercropping systems, southern Ontario Canada. *Agrofor. Syst.* 2006, 66, 243–257. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-0361-8>.
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoit, M.; Butault, J.P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M-H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L.; Chemineau, P. Identifying cost-competitive greenhouse gas mitigation potential of French agriculture. *Environ. Sci. Policy* 2017, 77, 130–139. DOI: 10.1016/j.envsci.2017.08.003.
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoit, M.; Butault, J.P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; de Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M-H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L. How can French agriculture contribute to reducing greenhouse gas emissions? Abatement potential and cost of ten technical measures. [Technical Report] 2013. Hal-INRAE. <https://hal.inrae.fr/hal-02809908>.
- Perry, R.S.; Adams, J.B. Desert varnish: Evidence for cyclic deposition of manganese. *Nature.* 1978, 276, 489–491.
- Peterjohn, W.T.; Melillo, J.M.; Steudler, P.A.; Newkirk, K.M.; Bowles, F.P.; Aber, J.D. Responses of trace gas fluxes and N availability to experimentally elevated soil temperatures. *Ecol Appl.* 1994, 4:617–625. <https://doi.org/10.2307/1941962>
- Pires, D.; Orlando, V.; Collett, R.L.; Moreira, D.; Costa, S.R.; Inácio, M.L. Linking nematode communities and soil health under climate change. *Sustainability.* 2023. 15, 11747.

- Poeplau, C.; Don, A. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. *Agr Ecosyst Environ.* 2015, 200, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>.
- Poeplau, C.; Don, A.; Vesterdal, L.; Leifeld, J.; Van Wesemael, B.A.S.; Schumacher, J.; Gensior, A. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone—carbon response functions as a model approach. *Glob. Chang. Biol.* 2011, 17, 2415–2427.
- Poot, A.; Quik, J. T.; Veld, H.; & Koelmans, A. A. Quantification methods of Black Carbon: Comparison of Rock-Eval analysis with traditional methods. *J. Chromatogr. A*, 2009. 1216(3), 613-622. DOI: 10.1016/j.chroma.2008.12.048
- Post, W. M.; & Kwon, K. C. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology.* 2000, 6(3), 317-327. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x>
- Pouyat, R.V.; Trammell, T.L. Climate change and urban forest soils. *Dev. Soil Sci.* 2019, 36, 189–211.
- Powlson, D. S., Stirling, C. M., Lat, M. J., Gerard, B. G., Palm, C. A., Sanchez, P. A., & Cassman, K. G. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change.* 2014, 4, 678-683. <https://doi.org/10.1038/nclimate2292>
- Powlson, D.S.; Glendining, M.J.; Coleman, K.; Whitmore, A.P. Implications for soil properties of removing cereal straw: results from long-term studies. *Agron. J.* 2011, 103, 279. DOI: 10.2134/agronj2010.0146s.
- Pribyl, D.W. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma.* 2010, 156(3-4), 75-83. DOI: 10.1016/j.geoderma.2010.02.003
- Prietzl, J.; Christophel, D. Organic carbon stocks in forest soils of the German Alps. *Geoderma.* 2014, 221, 28–39. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.021>.
- Puget, P.; Lal, R. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil Tillage Res.* 2005, 80, 201–213.
- Pugh, T.A.M.; Arneth, A.; Olin, S.; Ahlström, A.; Bayer, A.D.; Klein Goldewijk, K.; Lindeskog, M.; Schurgers, G. Simulated carbon emissions from land-use change are substantially enhanced by accounting for agricultural management. *Environ. Res. Lett.* 2015, 10, 124008. DOI: 10.1088/1748-9326/10/12/124008.
- Rachael, H.; Davidb, R.; Janek, H.; Richard, F.; Chrisd, T. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Glob Change Biol* 2010, 12, 450–455. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01116.x>.
- Raya-Moreno, I.; Cañizares, R.; Domene, X.; Carabassa, V.; & Alcañiz, J. M. Comparing current chemical methods to assess biochar organic carbon in a Mediterranean agricultural soil amended with two different biochars. *Sci. Total Environ.* 2017, 598, 604-618. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.198
- Rees, R.M.; Baddeley, J.A.; Bhogal, A.; Ball, B.C.; Chadwick, D.R.; Macleod, M.; Lilly, A.; Pappa, V.A.; Thorman, R.E.; Watson, C.A.; Williams, J.R. Nitrous oxide mitigation in UK agriculture. *Soil Sci. Plant Nutr.* 2013, 59, 3–15. DOI: 10.1080/00380768.2012.733869.
- Ren, W. Towards an Integrated Agroecosystem Modeling Approach for Climate-Smart Agriculture Management. In *Bridging among Disciplines by Synthesizing Soil and Plant Processes*; ASA, CSSA, SSSA: Madison, WI, USA. 2019, Volume 8, pp.

127–144.

- Ren, W.; Banger, K.; Tao, B.; Yang, J.; Huang, Y.; Tian, H. Global pattern and change of cropland soil organic carbon during 1901–2010: Roles of climate, atmospheric chemistry, land use and management. *Geogr. Sustain.* 2020, 1, 59–69.
- Rico, J.R.; Navarro-Pedreño, J.; Gómez, I. Evaluation of plant waste used as mulch on soil moisture retention. *Span. J. Soil Sci.* 2016, 6, 133–144. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2016.V6.N2.05>.
- Robinson, J. M.; Barker, S. L. L.; Arcus, V. L.; McNally, S. R.; Schipper, L. A. Contrasting temperature responses of soil respiration derived from soil organic matter and added plant litter. *Biogeochemistry.* 2020, 150(1):45–59. <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00686-3>
- Rodríguez-Espinosa, T.; Navarro-Pedreño, J.; Gómez-Lucas, I.; Jordán-Vidal, M.M.; Bech-Borras, J.; Zorpas, A.A. Urban areas, human health and technosols for the green deal. *Environ Geochem Health.* 2021, 43(12):5065–5086. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00953-8>
- Roper, W. R.; Robarge, W. P.; Osmond, D. L.; & Heitman, J. L. Comparing four methods of measuring soil organic matter in North Carolina soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2019, 83(2), 466–474.
- Routhier, M.; Lafleur, B.; Bélanger, N. Accumulation des stocks de carbone dans les sols sous des cultures bioénergétiques de *Populus* spp., *Salix* spp. et *Panicum Virgatum*. *Vertigo* 2014, 14(2). DOI: 10.4000/vertigo.15076.
- Salehi, M. H.; Hashemi Beni, O.; Beigi Harchegani, H.; Esfandiarpour Borujeni, I.; & Motaghian, H. R. Refining Soil Organic Matter Determination by Loss-on-Ignition. *Pedosphere.* 2011, 21(4), 473–482. DOI: 10.1016/S1002-0160(11)60149-5
- Sánchez-Navarro, V.; Martínez-Martínez, S.; Acosta, J. A.; Almagro, M.; Martínez-Mena, M.; Boix-Fayos, C.; Díaz-Pereira, E.; Temnani, A.; Berrios, P.; Pérez-Pastor, A.; Zornoza, R. Soil greenhouse gas emissions and crop production with implementation of alley cropping in a Mediterranean citrus orchard. *Eur J Agron.* 2023, 142:126684. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126684>
- Sanderman, J.; Creamer, C.; Baisden, W.T.; Farrell, M.; Fallon, S. Greater soil carbon stocks and faster turnover rates with increasing agricultural productivity. *Soil* 2017, 3(1), 1–16. DOI: 10.5194/soil-3-1-2017.
- Sasmito, S. D.; Kuz'yakov, Y.; Lubis, A. A.; Murdiyarso, D.; Hutley, L. B.; Bachri, S.; Friess, D. A.; Martius, C.; Borchard, N. Organic carbon burial and sources in soils of coastal mudflat and mangrove ecosystems. *CATENA.* 2020, 187:104414. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104414>
- Schils, R.L.M.; Eriksen, J.; Ledgard, S.F.; Vellinga, T.V.; Kuikman, P.J.; Luo, J.; Petersen, S.O.; Velthof, G.L. Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from herbivore production systems. *Animal* 2013, 7, 29–40. DOI: 10.1017/s175173111100187x.
- Schneider, U.A.; McCarl, B.A.; Schmid, E. Agricultural sector analysis on greenhouse gas mitigation in US agriculture and forestry. *Agric. Syst.* 2007, 94, 128–140. DOI: 10.1016/j.agsy.2006.08.001.
- Schulze, K.; Borken, W.; Muhr, J.; & Matzner, E. Stock, turnover time and accumulation of organic matter in bulk and density fractions of a Podzol soil. *Eur. J. Soil Sci.* 2009, 60(4), 567–577. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01134.x>

- Serra, P.; Pons, X.; & Sauri, D. Land-cover and land-use change in a Mediterranean landscape: a spatial analysis of driving forces integrating biophysical and human factors. *Appl. Geogr.* 2008, 28(3), 189–209. DOI: 10.1016/j.apgeog.2008.03.007
- Shafique, M.; Xue, X.; Luo, X. An overview of carbon sequestration of green roofs in urban areas. *Urban For & Urban Green.* 2020, 47:126515. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126515>
- Shamrikova, E.V.; Kondratenok, B.M.; Tumanova, E.A.; Vanchikova, E.V.; Lapteva, E.M.; Zonova, T.V.; Lu-Lyan-Min, E.I.; Davydova, A.P.; Libohova, Z.; Suvannang, N. Transferability between soil organic matter measurement methods for database harmonization. *Geoderma.* 2022, 412, 115547.
- Shao, Y.; Xie, Y.; Wang, C.; Yue, J.; Yao, Y.; Li, X.; Liu, W.; Zhu, Y.; Guo, T. Effects of different soil conservation tillage approaches on soil nutrients, water use and wheat-maize yield in rainfed dry-land regions of North China. *Eur. J. Agron.* 2016, 81, 37–45.
- Shekhovtseva, O.G.; Mal'tseva, I.A. Physical, chemical, and biological properties of soils in the city of Mariupol, Ukraine. *Eurasian Soil Sci.* 2015, 48, 1393–1400.
- Sirivedhin, T.; Gray, K. A. Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: field and laboratory studies. *Ecol Eng.* 2006, 26(2):167–181. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.09.001>
- Smith, P. Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 2008, 81, 169–178. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9138-y>.
- Smith, P.; Haberl, H.; Popp, A.; Erb, K.H.; Lauk, C.; Harper, R.; Tubiello, F.N.; Pinto, A.D.; Jafari, M.; Sohi, S.; Masera, O.; Bottcher, H.; Berndes, G.; Bustamante, M.; Ahammad, H.; Clark, H.; Dong, H.M.; Elsiddig, E.A.; Mbow, C.; Ravindranath, N.H.; Rice, C.W.; Abad, C.R.; Romanovskaya, A.; Sperling, F.; Herrero, M.; House, J.I.; Rose, S. How much land-based greenhouse gas mitigation can be achieved without compromising food security and environmental goals? *Glob. Change Biol.* 2013, 19, 2285–2302. DOI: 10.1111/gcb.12160.
- Smith, P.; Martino, D.; Cai, Z.; Gwary, D.; Janzen, H.; Kumar, P.; McCarl, B.; Ogle, S.; O'Mara, F.; Rice, C.; Scholes, B.; Sirotenko, O.; Howden, M.; McAllister, T.; Pan, G.; Romanenkov, V.; Schneider, U.; Towprayoon, S.; Wattenbach, M.; Smith, J. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philos. Trans. R. Soc. B: Biol. Sci.* 2008, 363, 789–813. DOI: 10.1098/rstb.2007.2184.
- Smith, P.; Powlson, D.S.; Glendining, M.J.; Smith, J.U. Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Glob Change Biol.* 1997, 3:67–79. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1997.00055.x>
- Sommer, R.; Bossio, D. Dynamics and climate change mitigation potential of soil organic carbon sequestration. *J. Environ. Manage.* 2014, 144, 83–87. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.05.017.
- Steffen, W.; Grinevald, J.; Crutzen, P.; & McNeill, J. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philos. Trans. R. Soc. A.* 2008, 369, 842–867. DOI: 10.1098/rsta.2010.0327
- Stolbovoy, V.; Montanarella, L.; Filippi, N.; Jones, A.; Gallego, J.; Grassi, G. Soil sampling protocol to certify the changes of organic carbon stock in mineral soil of the European Union. Tech. Report EUR 21576 EN/2. European Commission, Joint Research Centre, 2007.

- Sun, T.; Mao, X.; Han, K.; Wang, X.; Cheng, Q.; Liu, X.; Zhou, J.; Ma, Q.; Ni, Z.; Wu, L. Nitrogen addition increased soil particulate organic carbon via plant carbon input whereas reduced mineral-associated organic carbon through attenuating mineral protection in agroecosystem. *Sci. Total Environ.* 2023, 899, 165705.
- Tang, B.; Rocci, K.S.; Lehmann, A.; Rillig, M.C. Nitrogen increases soil organic carbon accrual and alters its functionality. *Glob. Chang. Biol.* 2023, 29, 1971–1983.
- Tedone, L.; Alhajj Ali, S.; De Mastro, G. The Effect of Tillage on Faba Bean (*Vicia faba* L.) Nitrogen Fixation in Durum Wheat (*Triticum turgidum* L. subsp. *Durum* (Desf))-Based Rotation under a Mediterranean Climate. *Agronomy.* 2022, 13, 105.
- Tedone, L.; Verdini, L.; De Mastro, G. Effects of Different Types of Soil Management on Organic Carbon and Nitrogen Contents and the Stability Index of a Durum Wheat–Faba Bean Rotation under a Mediterranean Climate. *Agronomy.* 2023, 13, 1298.
- Thomaz, E.L.; Kurasz, J.P. Long-Term Soil Carbon Stock in No-Till System Affected by a Rolling Landscape in Southern Brazil. *Soil Syst.* 2023, 7(2), 60. DOI: 10.3390/soilsystems7020060.
- Tian, Q.; He, H.; Cheng, W.; Bai, Z.; Wang, Y.; & Zhang, X. Factors controlling soil organic carbon stability along a temperate forest altitudinal gradient. *Scientific Reports.* 2016, 6, 18783. <https://doi.org/10.1038/srep18783>
- Tiessen, H.; Cuevas, E.; Chacon, P. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature* 1994, 371, 783–785. DOI: 10.1038/371783a0.
- Trindade, W.; Santos, M.H.; Artoni, R.F. Climate change shifts the distribution of vegetation types in south Brazilian hotspots. *Reg Environ Change* 2020, 20, 90. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01686-7>.
- Trumbore, S.E.; Chadwick, O.A.; Amundson, R. Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change. *Science.* 1996, 272:393–396. <https://doi.org/10.1126/science.272.5260.393>
- U.S. Salinity Laboratory Staff. *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils; Handbook No. 60; United States Department of Agriculture: Washington, DC, USA, 1954; 160p.*
- United Nations. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. In: <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>, 1998.
- United Nations. Paris Agreement. In: <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement>, 2015.
- United Nations. United Nations Framework Convention on Climate Change. FCCC/INFORMAL/84. GE.05-62220 (E) 200705, 1992.
- USDA. Soil quality indicators: Total organic carbon. Natural Resources Conservation Service, 2. 2009. https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-10/total_organic_carbon.pdf
- Vahel, I.H.B.; Farhad, A.H.; & Bakhtiyar, H.M. Comparison between Walkley-Black and Loss-On-Ignition methods for organic carbon estimation in soils from different locations. *Kufa J. Agric. Sci.* 2017, 9(2), 292-306. [Online]. Available: <https://journal.uokufa.edu.iq/index.php/kjas/article/view/10109>
- Van Wesemael, B.; Paustian, K.; Meersmans, J.; Goidts, E.; Barancikova, G.; Easter, M. Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 2010, 107, 14926–14930. DOI: 10.1073/pnas.1002592107.

- Vanino, S.; Di Bene, C.; Piccini, C.; Fila, G.; Pennelli, B.; Zornoza, R.; Sanchez-Navarro, V.; Álvaro-Fuentes, J.; Hüppi, R.; Six, J.; Farina, R. A comprehensive assessment of diversified cropping systems on agro-environmental sustainability in three Mediterranean long-term field experiments. *Eur J Agron.* 2022, 140:126598. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126598>
- Vasenev, V.I.; Stoorvogel, J.J.; Vasenev, I.I. Urban soil organic carbon and its spatial heterogeneity in comparison with natural and agricultural areas in the Moscow region. *Catena.* 2013, 107, 96–102.
- Veni, V.G.; Srinivasarao, C.; Reddy, K.S.; Sharma, K.L.; Rai, A. Soil health and climate change. In *Climate Change and Soil Interactions*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands. 2020; pp. 751–767.
- Walkley, A.; Black, I.A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 1934, 37, 29–38.
- Wang, C.; Wang, X.; Zhang, Y.; Morrissey, E.; Liu, Y.; Sun, L.; Qu, L.; Sang, C.; Zhang, H.; Li, G.; et al. Integrating microbial community properties, biomass and necromass to predict cropland soil organic carbon. *ISME Commun.* 2023, 3, 86.
- Wang, T.; Kang, F.; Cheng, X.; Han, H.; Ji, W. Soil organic carbon and total nitrogen stocks under different land uses in a hilly ecological restoration area of North China. *Soil Tillage Res.* 2016, 163, 176–184.
- Weltzin, J.F.; Loik, M.E.; Schwinning, S.; Williams, D.G.; Fay, P.A.; Haddad, B.M.; Harte, J.; Huxman, T.E.; Knapp, A.K.; Lin, G. Assessing the response of terrestrial ecosystems to potential changes in precipitation. *BioScience* 2003, 53, 941–952. DOI: 10.1641/0006-3568(2003)053[0941]2.0.CO;2.
- West, T.O.; Post, W.M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2002, 66, 1930–1946.
- Wiesmeier, M.; Hübner, R.; Barthold, F.; Spörlein, P.; Geuß, U.; Hangen, E.; Reischl, A.; Schilling, B.; von Lützw, M.; Kögel-Knabner, I. Amount, distribution and driving factors of soil organic carbon and nitrogen in cropland and grassland soils of southeast Germany (Bavaria). *Agr. Ecosyst. Environ.* 2013, 176, 39–52. DOI: 10.1016/j.agee.2013.05.012.
- Wollenberg, E.; Richards, M.; Smith, P.; Havlík, P.; Obersteiner, M.; Tubiello, F.N.; Herold, M.; Gerber, P.; Carter, S.; Reisinger, A.; van Vuuren, D.P.; Dickie, A.; Neufeldt, H.; Sander, B.O.; Wassmann, R.; Sommer, R.; Amonette, J.E.; Falcucci, A.; Herrero, M.; Opio, C.; Roman-Cuesta, R.M.; Stehfest, E.; Westhoek, H.; Ortiz-Monasterio, I.; Sapkota, T.; Rufino, M.C.; Thornton, P.K.; Verchot, L.; West, P.C.; Soussana, J.F.; Baedeker, T.; Sadler, M.; Vermeulen, S.; Campbell, B.M. Reducing emissions from agriculture to meet the 2°C target. *Glob Change Biol.* 2016, 22:3859–3864. <https://doi.org/10.1111/gcb.13340>
- Wu, H.; Guo, Z.; Peng, C. Land use induced changes of organic carbon storage in soils of China. *Glob. Chang. Biol.* 2003, 9, 305–315.
- Wu, H.; Zhang, J.; Ngo, H. H.; Guo, W.; Hu, Z.; Liang, S.; Fan, J.; Liu, H. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. *Biores Technol.* 2015, 175:594–601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>
- Xia, L.; Xia, Y.; Li, B.; Wang, J.; Wang, S.; Zhou, W.; Yan, X. Integrating agronomic practices to reduce greenhouse gas emissions while increasing the economic return in a

- rice based cropping system. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2016, 231, 24–33.
- Xiong, X.; Grunwald, S.; Myers, D. B.; Ross, C. W.; Harris, W. G.; Comerford, N. B. Interaction effects of climate and land use/land cover change on soil organic carbon sequestration. *Sci Total Environ.* 2014, 493:974–982. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.088>
- Xu, Z.; Yu, G.; Zhang, X.; He, N.; Wang, Q.; Wang, S.; Xu, X.; Wang, R.; Zhao, N. Biogeographical patterns of soil microbial community as influenced by soil characteristics and climate across Chinese forest biomes. *Appl. Soil Ecol.* 2018, 124, 298–305. DOI: 10.1016/j.apsoil.2017.11.019.
- Yao, Y.T.; Piao, S.L.; Wang, T. Future biomass carbon sequestration capacity of Chinese forests. *Sci Bull* 2018, 63, 1108–1117. <https://doi.org/10.1016/j.scib.2018.07.015>.
- Yin, S.; Zhang, X.; Lyu, J.; Zhi, Y.; Chen, F.; Wang, L.; Chunjiang, L.; Zhou, S. Carbon sequestration and emissions mitigation in paddy fields based on the DNDC model: a review. *Artif. Intell. Agric.* 2020, 4, 140–149. <https://doi.org/10.1016/j.aiia.2020.07.002>.
- Yuan, Z.; Gazol, A.; Lin, F.; Ye, J.; Shi, S.; Wang, X.; Wang, M.; Hao, Z. Soil organic carbon in an old-growth temperate forest: spatial pattern, determinants and bias in its quantification. *Geoderma* 2013, 195, 48–55. DOI: 10.1016/j.geoderma.2012.11.008.
- Zambon, I.; Benedetti, A.; Ferrara, C.; Salvati, L. Soil matters? A multivariate analysis of socioeconomic constraints to urban expansion in Mediterranean Europe. *Ecol. Econ.* 2018, 146, 173–183.
- Zhang, L.; Shao, J. Dynamic simulation of farmland SOC in parallel ridge valley area in eastern Sichuan in the next 30 years. *Chin. J. Eco-Agric.* 2017, 12, 1848–1857.
- Zhang, R.; Zhao, X.; Zhang, C.; Li, J. Impact of rapid and intensive land use/land cover change on soil properties in arid regions: A case study of Lanzhou new area, China. *Sustainability.* 2020, 12, 9226. DOI: 10.3390/su12229226
- Zhang, W.; Wan, Q.; Zhu, G.; Xu, Y. Distribution of soil organic carbon and carbon sequestration potential of different geomorphic units in Shiyang river basin, China. *Environ. Geochem. Health.* 2023. 45(6), 4071-4086. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10653-022-01472-w>.
- Zhang, Y.; Li, P.; Liu, X.; Xiao, L.; Li, T.; Wang, D. The response of soil organic carbon to climate and soil texture in China. *Front. Earth Sci.* 2022, 1–11. DOI: 10.1007/s11707-021-0940-7.
- Zhang, Y.; Li, P.; Liu, X.; Xiao, L.; Shi, P.; Zhao, B. Effects of farmland conversion on the stoichiometry of carbon, nitrogen, and phosphorus in soil aggregates on the Loess Plateau of China. *Geoderma* 2019, 351, 188–196. DOI: 10.1016/j.geoderma.2019.05.037.
- Zhang, Z.; He, J.; Huang, M.; Zhou, W. Is Regulation Protection? Forest Logging Quota Impact on Forest Carbon Sinks in China. *Sustainability.* 2023, 15, 13740. DOI: 10.3390/su1513740
- Zhao, G.; Bryan, B.A.; King, D.; Luo, Z.; Wang, E.; Song, X.; Yu, Q. Impact of agricultural management practices on soil organic carbon: simulation of Australian wheat systems. *Glob Change Biol.* 2013, 19(5):1585–1597. <https://doi.org/10.1111/gcb.12145>
- Zhou, R.; Zhang, Y.; Peng, M.; Jin, Y.; Song, Q. Effects of climate change on the carbon

- sequestration potential of forest vegetation in Yunnan Province, southwest China. *Forests* 2022, 13(2), 306. <https://doi.org/10.3390/f13020306>.
- Zhou, R.; Zhang, Y.; Peng, M.; Jin, Y.; Song, Q. Effects of climate change on the carbon sequestration potential of forest vegetation in Yunnan Province, southwest China. *Forests* 2022, 13(2), 306. <https://doi.org/10.3390/f13020306>.
- Zhou, X.; Zhou, L.; Nie, Y.; Fu, Y.; Du, Z.; Shao, J.; Zheng, Z.; Wang, X. Similar responses of soil carbon storage to drought and irrigation in terrestrial ecosystems but with contrasting mechanisms: A meta-analysis. *Agr. Ecosyst. Environ.* 2016, 228, 70–81. DOI: 10.1016/j.agee.2016.04.030.
- Zhou, X.; Zhou, Y.; Zhou, C.; Wu, Z.; Zheng, L.; Hu, X.; Chen, H.; Gan, J. Effects of cutting intensity on soil physical and chemical properties in a mixed natural forest in southeastern China. *Forests*. 2015, 6, 4495–4509. DOI: 10.3390/f6124367
- Zhu, C.; Wang, Z.; Ji, B.; Wang, J.; Xu, C.; Xie, B. Measurement and Spatial Econometric Analysis of Forest Carbon Sequestration Efficiency in Zhejiang Province, China. *Forests*. 2022, 13, 1583. DOI: 10.3390/f13151583
- Zomer, R.J.; Neufeldt, H.; Xu, J.C.; Ahrends, A.; Bossio, D.; Trabucco, A.; van Noordwijk, M.; Wang, M.C. Global tree cover and biomass carbon on agricultural land: the contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Sci. Rep.* 2016, 6, 12. DOI: 10.1038/srep29987.
- Zou, J.W.; Huang, Y.; Lu, Y.Y.; Zheng, X.; Wang, Y. Direct emission factor for N₂O from rice-winter wheat rotation systems in southeast China. *Atmos Environ.* 2005, 39:4755–4765. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.04.028>



8. Annexe I

Benslama, A.; Benbrahim, F.; Navarro-Pedreño, J.; Gómez Lucas, I.; Jordan Vidal, M. M.; Almendro-Candel, M. B. (2024). Organic Carbon Management and the Relations with Climate Change. In *Frontier Studies in Soil Science*, A. Núñez-Delgado (ed.). Springer International Publishing, (pp. 109-133). https://doi.org/10.1007/978-3-031-50503-4_5



Organic Carbon Management and the Relations with Climate Change



Abderraouf Benslama, Fouzi Benbrahim, Jose Navarro-Pedreño,
Ignacio Gómez Lucas, Manuel Miguel Jordán Vidal,
and María Belén Almendro-Candel

Abstract Soil organic carbon (SOC) plays a key role in global warming mitigation. The type of SOC and the decomposition rate determine the organic matter storage in the soils. The environmental conditions, soil properties and land use and management are the main factors determining the ability of soil to store carbon. However, there are no common rules that can be applied for all the conditions, and it is important to understand the local and regional environmental processes to achieve the better strategy to increase SOC. Moreover, it is important to improve the methods to easily know the type of organic carbon stored and determine if SOC is increased by the increment of the stabilised and long-time resistant organic matter. More research is needed if we want to establish a common framework of actions that can be used under different situations to reduce greenhouse emissions from agriculture and ensure the sequestration and storage of carbon in soils. Even more, all would be under a general SOC methodology to estimate the carbon content and their resilience to changes. The only generalization that can be made is that farm soils have lower SOC levels than soils with natural vegetation under similar environmental factors and this is the key to look for new strategies to combat climate change.

Keywords Global warming · Land management · Land use · Organic matter · Resilience

A. Benslama (✉)

Laboratoire de valorisation et conservation des écosystèmes arides (LVCEA), Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Science de la Terre, Université de Ghardaïa, Ghardaïa, Algeria
e-mail: bensrofa@yahoo.fr

F. Benbrahim

École Normale Supérieure de Ouargla, BP 398, Haï Ennasr, 30000 Ouargla, Algeria

A. Benslama · J. Navarro-Pedreño (✉) · I. G. Lucas · M. M. J. Vidal · M. B. Almendro-Candel
Department of Agrochemistry and Environment, University Miguel Hernández of Elche, Avda. de la Universidad S/N, 03202 Elche, Spain
e-mail: jonavar@umh.es

© The Author(s), under exclusive license to Springer Nature Switzerland AG 2024
A. Núñez-Delgado (ed.), *Frontier Studies in Soil Science*, Frontier Studies in Soil Science, https://doi.org/10.1007/978-3-031-50503-4_5

109

Title of the Book: Frontier Studies in Soil Science

This Book will be within the Book Series “Frontier Studies in Science”, a Series that is coordinated/edited by Dr. Avelino Núñez-Delgado

Organic carbon management and the relations with climate change

Abderraouf Benslama ^{1,3*}, Fouzi Benbrahim², Jose Navarro-Pedreño ^{3*}, Ignacio Gómez Lucas ³, Manuel Miguel Jordán Vidal³ and María Belén Almendro-Candel ³

1 Laboratoire de valorisation et conservation des écosystèmes arides (LVCEA).
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Science de la Terre, Université de
Ghardaïa, Ghardaïa, Algeria

2 École Normale Supérieure de Ouargla, BP 398, Haï Ennasr, Ouargla 30000,
Algeria

3 Department of Agrochemistry and Environment, University Miguel Hernández
of Elche, Avda. de la Universidad s/n, 03202 Elche, Spain

Email address of the corresponding author: bensrofa@yahoo.fr; jonavar@umh.es

Abstract

Soil organic carbon (SOC) plays a key role in global warming mitigation. The type of SOC and the decomposition rate determine the organic matter storage in the soils. The environmental conditions, soil properties and land use and management are the main factors determining the ability of soil to store carbon. However, there are no common

rules that can be applied for all the conditions and it is important to understand the local and regional environmental processes to achieve the better strategy to increase SOC. Moreover, it is important to improve the methods to know easily the type of organic carbon stored and determine if SOC is increased by the increment of the stabilised and long-time resistant organic matter. More research is needed if we want to establish a common framework of actions that can be used under different situations to reduce greenhouse emissions from agriculture and ensure the sequestration and storage of carbon in soils. Even more, all would be under a general SOC methodology to estimate the carbon content and their resilience to changes. The only generalization that can be made is that farm soils have lower SOC levels than soils with natural vegetation under similar environmental factors and this is the key to look for new strategies to combat climate change.

Keywords: global warming; land management; land use; organic matter; resilience

1. Introduction

Soil is an important resource, essential for filtering water, maintaining biodiversity, and storing carbon from the atmosphere. As a major carbon sink, soils play an important role in combating rising atmospheric greenhouse gas (GHG) concentrations (Navarro-Pedreño et al., 2021). This is why their use is at the heart of many sustainable development issues and objectives (Abera et al., 2021), like those proposed by United Nations for 2030.

Soils are dynamic living ecosystems that are much more complex than they appear. Insects, bacteria and fungi are essential organisms for soil carbon, i.e. they decompose organic matter (carbon-based plant and animal remains) and release carbon into the soil.

In some ecosystems, this carbon can remain in the soil for a long time, but the quality of carbon that can be stored in soils depends on local ecosystems, land use and land cover (Navarro-Pedreño et al., 2021). Regardless of its source or state of decomposition, soil organic carbon (SOC) is a measurement of the total amount of organic carbon in the soil. Its presence in soils is not only important for reducing global warming, it is a key of the carbon cycling and, it varies spatially depending on the environmental factors.

Interest in SOC is common among soil scientists and relevant practitioners because of its importance for key physical, chemical, biological and ecological functions and because SOC is a universal indicator of soil quality (Stolbovoy et al., 2007).

C sequestration in soils has also been promoted as a strategy to mitigate the effects of increasing GHG to the atmosphere (Lal et al., 1998; Lal, 2001; Janzen, 2004). The creation of solutions to increase the stock of SOC and thus partially offset the increase in atmospheric carbon dioxide depends on carbon sequestration (McNally et al., 2017). Sequestration and storing are closely related because the major source of organic matter into the soils are plants.

The United Nations Sustainable Development Goals, including Zero Hunger (SDG 2), Climate Action (SDG 13) and Life on Earth (SDG 15), recognise the importance of maintaining soil carbon stocks to reduce greenhouse gas emissions and ensure sustainable food security by 2030 (FAO, 2018). Regarding global warming and food security, soils - carbon stock in the form of soil organic matter (SOM) - represent a crucial component (Zhao et al., 2013, Rodriguez-Espinosa et al., 2021).

Although we know that the dynamics and storage of carbon can mitigate the negative effects of climate change, we still do not know well how all the processes work and how to measure the SOC along these processes, at any stage. This review gives a general overview of additional aspects, such as soil characteristics and land management, that

affect how biological systems work and can be improved by adopting deliberate land use policies in order to address the reduction of atmospheric CO₂. This study will favour the increase of our knowledge of carbon stock variability and land use management methods across various land use types, guaranteeing sustainable land use for mitigation and adaptation strategies to climate change. Additionally, it will offer concise and current information on the primary causes of land use change to agricultural land managers, environmentalists, and legislators. To acquire accurate estimations of carbon sequestration potential, we must understand the effects of various land management techniques and land use. It has been estimated that the cumulative net CO₂ emissions from land use changes between 1750 and 2011 are estimated at approximately 180 ± 80 PgC (Ciais et al., 2013).

2. Importance of knowledge of soil organic carbon content as the main terrestrial carbon reservoir

Soil organic carbon plays a major role in maintaining soil properties, and is an important carbon reservoir sensitive to anthropogenic disturbances, including changes in land use or management (Gong et al., 2021). It is critical the absence of basic rules and legislation related to the soil management changes in most of the countries. At the same time, the absence of a common framework to determine the effects of the land management changes in soil quality.

In terms of the environment, increased carbon storage in the form of soil organic matter could be crucial in averting climate change by limiting the emission of greenhouse gases into the atmosphere (McSherry et al., 2013; Banwart et al., 2014). The aims are to reduce SOC stock losses and explore SOC sequestration potential (Knotters et al., 2022) in order to increase the presence of stabilised organic matter in the soils. On the other hand, soils

constitute a significant source of carbon stored as soil organic matter (SOM), making them potentially extremely vulnerable to climate changes (Abdalla et al., 2018). Soils can help to mitigate negative effects but they are also subjected to them.

Organic carbon accounts for 50% of soil organic matter overall. It is a mixture of materials, mainly from living organisms that are more or less recognisable and mixed with inorganic fraction of the soil. The stock of organic carbon is constantly being renewed in the soil and determines many soil properties: soil fertility, its structure, and the biodiversity that inhabits soil. Depending on the climate, land use and management, the organic carbon supply may also be a source of greenhouse gases due the decomposition processes and the metabolism of the biota. Understanding the storage and destocking mechanisms of soil organic matter is therefore a crucial issue both for the sustainability of cropping systems and for environmental objectives (Olorunfemi et al., 2021).

Agricultural land undergoes SOC changes over time that are characterized by dynamic exchange processes that are influenced by environmental factors like soil texture, temperature, and precipitation as well as management techniques like cropping systems, fertilization, residue disposal, and tillage regimes (Lal, 2004a; Dolan et al., 2006; Alston et al., 2009; Van Wesemael et al., 2010; De Gryze et al., 2011; Knotters et al., 2022). Therefore, carbon sequestration in soils, in the form of organic matter, is beneficial for the fertility of agricultural and forest soils, and also reduces CO₂ in the atmosphere, making them a major player in ongoing climate change and its mitigation.

Research on how climate change affects carbon stocks in agricultural and forest soils is an issue that is constantly expanding. As a result of the rising temperature, the data point to two opposing effects: an acceleration of carbon mineralization, or its conversion to CO₂, and an increase in biomass with carbon being recycled into the soil as organic

matter. Contrarily, the process of releasing CO₂ into a land unit's soil through plants, plant waste, and other organic solids helps the land unit retain or store carbon as a component of the soil organic matter (humus). The key to this process, as shown in figure 1, is to obtain stabilised organic matter (humified organic matter), which develops complex materials that can be kept in the soil for an extended period of time. The promotion of the humification seems to be the naturally strategy to increase SOC.

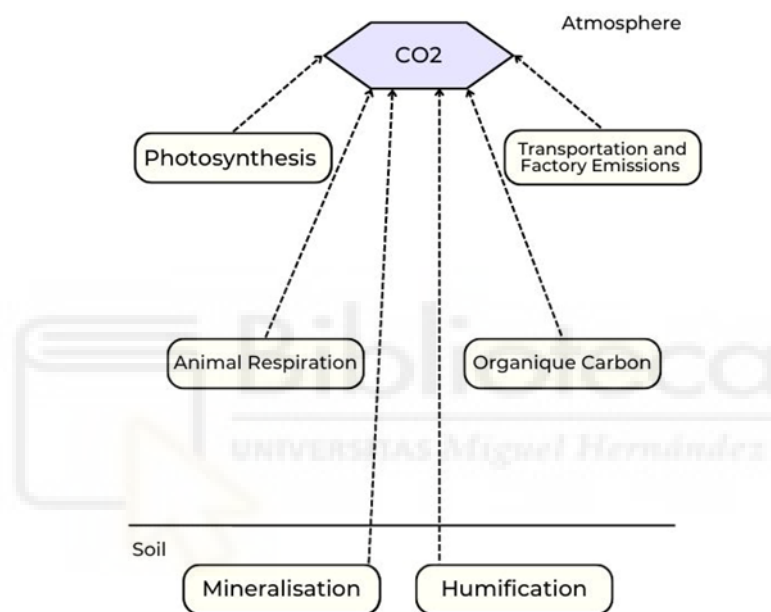


Figure 1. Organic carbon storage process: humification.

The retention time of organic carbon sequestered and stored in the soil (terrestrial reservoir) can range from short-term storage (but not immediately released to the atmosphere) to long-term storage (millennia), so the process of SOC sequestration is expected to increase net SOC storage (Olsen, 2013; Olsen et al., 2014) if it is followed by adequate humification. In these circumstances, our society must understand and forecast the fate of organic carbon in soils in order to comprehend not only the current but also the projected worldwide changes (Mathieu et al., 2015).

2.1 The need for SOC measurement protocols

The reduction potential in the agricultural sector is less precisely defined than in other sectors due to the largely diffuse nature of emissions, the complexity of the underlying biophysical and behavioural processes, and the vast diversity of production systems. However, it is crucial to fairly assess and contrast the costs of the several available levers for purposes of policymaking (Pallerin et al., 2017).

It is necessary to establish a soil sampling protocol to certify changes in organic carbon stock in mineral soils (Stolbovoy et al., 2007) and in organic soils (peatlands), and guidelines for measuring and modelling SOC stocks and stock changes in livestock production systems (FAO, 2018).

The United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) (United Nations, 1992) and its embodiments in the Kyoto Protocol (United Nations, 1998) and the Paris Agreement (United Nations, 2015) require reporting countries to monitor and report changes in SOC stock.

Regulations, procedures, and reporting requirements have been created as a result, including Decision 529/2013, Regulation 2018/841, and Regulation (EU) 525/2013 (European Union, 2013a) on greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change, and forestry (LULUCF) activities (EU, 2013b; EU, 2018).

The historical Paris Agreement, which was recently signed in 2015, intends to keep global warming well below 2°C, ideally below 1.5°C. Emission reductions must be combined with swiftly implemented mitigation measures in order to achieve this (Milne et al., 2016).

The role of United Nations and in this case, Food and Agricultural organization, is critical to establish and spread a protocol that can be useful to measure the changes of

SOC in soils and account how these changes occur. This is a new step that should be applied after the establishment in 2017 the Global Soil Laboratory Network (GLOSOLAN) to build and strengthen the capacity of laboratories in soil analysis and to respond to the need for harmonizing soil analytical data.

2.2 Agriculture and mitigation measures

Reducing N₂O, CH₄ and CO₂ emissions, storing more carbon in soils and biomass, and creating bioenergy (biofuels, biogas) to replace fossil fuels can all be used by agriculture to help achieve national and international GHG reduction targets (Pellerin et al., 2013). We know what to do but the way to do is subjected to many circumstances, including environmental, technical and socioeconomic ones. Additionally, it is widely acknowledged that land use in agriculture may play the most important role in lowering and mitigating emissions because of the large surface occupied by cropping systems, close to 40% of land area (FAOSTAT, 2023). Land use emissions are increasingly included in nationally determined contributions, NDCs, officially INDCs (Milne et al., 2016).

Numerous mitigation strategies have been put forth on a global or for individual countries, with agricultural sectors such as the International 4/1000 initiative (which calls for an increase in soil organic matter of 0.4% annually) launched at the 2015 United Nations Climate Change Conference in Paris highlighting the potential role of soils in mitigation activities. According to Lal (2015), a 0.4% increase in soil organic carbon (SOC) at a depth of 30 cm might reduce anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions by about 25% annually (using data from 2014 emissions) but also at different levels: at the global level (Smith et al., 2008; Smith et al., 2013), at the scale of the continent (Aertsens et al., 2013), at the national level (Schneider et al., 2007; Fitton et al., 2011;

Rees et al., 2013), for the livestock sector (Monteny et al., 2006; Schils et al., 2013), for soil organic carbon storage (Sommer and Bossio, 2014); for agroforestry (Zomer et al., 2016).

Researchers have discovered, for instance, that the topsoil SOC in an agricultural system is lower than that of the nearby original forest soil because the farmland ecosystem exports a significant quantity of organic C, resulting in a limited supply of SOC (Gao et al., 2017). For example, optimised agricultural practices with high organic inputs, permanent vegetation cover and reduced tillage can play a key role in soil carbon sequestration, defined in contrast to a reference cropping system (i.e. in Luo et al., 2010), and thus in climate change mitigation (West and Post, 2002; Freibauer et al., 2004; Powlson et al., 2011; Autret et al., 2016).

The effects of conservation agriculture (CA) on soil carbon dynamics directly translate into an increase in carbon in the soil fraction because CA helps to mitigate climate change. By reducing mechanical soil manipulation, this can significantly slow down the oxidation of organic carbon (González-Sánchez et al., 2012) and a consequence, soil organic compounds could be more time inalterable in the soils.

To discover soil carbon sequestration/storing mechanisms, information on the consequences of intense cultivation with various agricultural systems and associated management approaches is required. Once discovered, this knowledge can help to create agricultural practices modified that have a great chance of improving SOC stocks, which would reduce the amount of CO₂ in the atmosphere and slow down global warming (Mandal et al., 2007). The three most crucial factors influencing SOC dynamics are the quantity of carbon intake, total SOC content, and environmental conditions (precipitation and temperature). These factors could account for the majority of the variation in SOC change rates (Luo et al., 2017).

Annual carbon losses from agricultural soils are thought to make up about 12% of all human-caused emissions on a worldwide scale (Chaplot, 2021). The conversion of primary forests to agricultural land is therefore regarded as SOC depletion, whereas afforestation is seen as a way to replenish SOC supplies (Genxu et al., 2002; Guo and Gifford, 2002; De Gryze et al., 2004; Dawson et Smith, 2007; Maia et al., 2010; Xiong et al., 2014). Soils have lost huge amounts of organic carbon due to agriculture (table 1), due to the conversion of natural ecosystems to cropland and, more recently, due to agricultural intensification in the face of demographic change (Chaplot, 2021). On the other hand, The SOC pool is vulnerable to human intervention, particularly in the form of land use and land cover changes (Xiong et al., 2014).

Table 1. Practices that increase or decrease the SOC.

SOC	Increase SOC	Decrease SOC
PRACTICES	<ul style="list-style-type: none"> - High organic inputs such as: manure, unharvested and unburned residues - Mineral nitrogen content - Irrigation - Fertilisation - Reduced tillage - Conservation agriculture - Afforestation 	<ul style="list-style-type: none"> - Agricultural intensification - Human interference - Change in land use and land cover - Conversion of Natural Ecosystems to cropland - Intercropping

2.3 Importance of carbon sequestration

A critical component of keeping global warming to 2°C is carbon sequestration (Yin et al., 2020). Concerns about climate change's effects on world SOC stocks have been raised (Xiong et al., 2014). Therefore, SOC plays a key role in the C cycle and in mitigating global warming (Zhang et al., 2019; Zhang et al., 2022). In this cycle, sequestration by living organisms has the main role as a source of organic matter for soils.

One of the main reasons for the prominence of soil carbon sequestration in national GHG reduction programmes is the assumed “win-win” situation of mitigating GHG while

improving food security through improved soil health and cropland fertility (Tiessen et al., 1994; Oldfield et al., 2015; Sanderman et al., 2017). About one-third of the increase in atmospheric CO₂ is attributable to soil carbon loss due to changes in land use (Pugh et al., 2015; Paramesh, 2022). When forecasting future carbon cycling and potential sequestration, specific consideration of soil temperature and texture is necessary (Zhang et al., 2022) as both have a key role: formation of aggregates and soil structure, and temperature control biological activity and organic matter decomposition.

It is important to cope the physiological process of carbon sequestration by living organisms with the SOC accumulation and the mitigation of climate change, emphasizing on the essentiality of tackling adverse impacts of the ongoing process of climate change and engaging scientific and academic community in the depth-exploration of causes and outcomes of climate change impacts (Kumar, 2022). Carbon sequestration is linked to living organisms and those to environmental conditions and specially temperature.

3. The relationship between soil organic carbon and climate change

Changes in soil organic matter can have a considerable impact on the GHG responsible for climate change since soil organic matter is recognized as a fundamental component of the global carbon cycle (Caddeo et al., 2019; Friedlingstein et al., 2020; Garnier et al., 2022). Soil is not only a sink but also a source of GHG. In this sense, we should be able to ensure conditions in cropping systems to increase the SOC stock in front of the emissions of GHG from soils. This is, in our opinion, one of the most important lines for research in Soil Science.

The distribution, composition, structure, and function of terrestrial ecosystems are significantly impacted by small changes in the soil's organic carbon storage, which in turn affects the availability of nutrients to terrestrial vegetation (Xu et al., 2018; Liao et al.,

2020). Although there is a consensus that spatial variation in SOC is an important input to models used to understand the current and future carbon cycle and to predict global climate change, neither how to quantify the relative contribution of factors such as topography or canopy composition on SOC variation nor how the intensity of soil sampling affects the estimated fraction are completely clear (Yuan et al., 2013).

Future climate and ecosystem quality will be impacted by how soil carbon dynamics respond to climate and land use change. The majority of the soil carbon pool is made up of deep soil carbon (deeper than 20 cm), yet little is known about its dynamics (Mathieu et al., 2015). Mathieu et al (2015) suggested that additional analysis revealed that climate and agricultural practices had the greatest impact on the age of topsoil carbon. The latter demonstrated the high dependence of soil carbon dynamics on other soil properties, such as clay content and mineralogy, by confirming that the age of deep soil carbon was more affected by soil taxa than by climate. As a result, the future balance of soil carbon, or the balance between ecosystem production of dead organic matter and heterotrophic respiration, will have a significant impact on climate change (Jones et al., 2003). Additionally, the SOC increment strikes a balance between the biota of the soil and the soil's inorganic composition, which would aid in the storage of SOC in the profile.

Not only temperature, but the importance of soil moisture was confirmed by Wiesmeier et al (2013) in their study on the distribution of SOC and N stocks in Bavaria based on agricultural regions. The Tertiary hills and loess regions, which had significant areas with potentially high soil moisture content in existing floodplains, had the highest SOC and N stocks for cropland. Due to low temperatures, heavy precipitation, and high soil moisture content in regions of glacial denudation, grassland soils demonstrated the largest accumulation of SOC and N in the Alps and Pre-Alps. The study done by Xiong et al. (2014), on the other hand, demonstrated that the rate of SOC sequestration was not

only influenced by land use and land cover, but also by climatic conditions that interacted with land use and land cover. Higher rainfall seemed to slow the rate of SOC sequestration in the topsoil, but a warmer environment tended to speed up SOC accumulation. To better understand how SOC reacts to climate change, it is necessary to investigate how land use/land cover and climate interact (Xiong et al., 2014). One of the major concerns nowadays is the impact of climate change in boreal soils because the increment of temperature facilitates the decomposition of soil organic matter by the microorganisms (Allison and Treseder, 2011).

Several researches have provided various insights into the geographical environment; Kang et al. (2020) revealed that SOC increases with rising temperature and precipitation. Environmental factors have a bigger impact on SOC when the temperature is lower. Instead, the more substantial the effect of soil texture on SOC, the higher the temperature (Zhang et al., 2022).

SOC is frequently predicted using climatic variables, such as precipitation and air temperature, as well as other covariables. As was previously demonstrated, some studies indicate that precipitation has a strong positive link with SOC, while air temperature has a strong negative correlation (Alvarez and Lavado, 1998; Burke et al., 1989; Evans and Von Cammerer, 2013; Paramesh et al., 2022). It has been suggested that changes in precipitation patterns have an even greater impact on ecosystem dynamics than the singular or combined effects of increasing atmospheric CO₂ concentration and temperature (Weltzin et al., 2003). Therefore, understanding ecosystem carbon cycle responses to changes in precipitation is of paramount importance for accurately predicting the rate and extent of climate change (Houghton, 2007; Zhou et al., 2016). The interconnections between soil, climate, vegetation cover, and land management determine

how projected future climate change scenarios would affect the SOC and its dynamics (Lal, 2013; Loehman et al., 2020).

All of these findings suggested that there are not universal laws that apply everywhere, and it is important to know the local conditions, environmental factors, and soil type to understand and decide the best method to enhance SOC. Table 2 presents some of the more prevalent trends, nevertheless.

Table 2. Some examples of the expected positive and negative effects on SOC storage.

EFFECT	POSITIVE	NEGATIVE	REFERENCES
LULC	Grassland	Cropland	(Xiong et al., 2014).
Humidity	High	Low	(Wiesmeier et al., 2013)
Precipitation	High	Low	(Kang et al., 2020)
Temperature	Low	High	(Zhang et al., 2022)
Texture	Clay soils	Sandy soils	(Routhier et al., 2014)

Changes in precipitation may have an impact on interactions with other global change factors by altering ecosystem structure and function and terrestrial carbon cycles (Cable et al., 2008), for instance, CO₂ increment in the atmosphere and global warming. Global climate models anticipate that future precipitation patterns would alter significantly (Marco-Dos Santos et al., 2019) due to the intensification of the global water cycle as a result of global warming, according to Houghton (2007). This might have a significant impact on ecosystem carbon dynamics. Although several controlled experiments have been carried out to investigate how ecosystem carbon processes respond to changed precipitation, it is still unknown how soil carbon storage responds to both drought and irrigation throughout the world's biomes (Zhou et al., 2016). In fact, it is thought that enhanced forest and agricultural land management has a great potential for reducing CO₂ on a worldwide scale through the storage of atmospheric carbon in soils (Wiesmeier et al.,

2017) and irrigation would be a desirable factor to be used for organic carbon store in cropping systems.

Pastures are particularly significant in this context as they account for about 25% of the potential carbon sequestration in the world's soils (Follet and Reed, 2010), yet they have so far been largely under-resourced (Poeplau and Don, 2015). In addition, the relatively high sequestration rate combined with the large spatial extent of potential cropping areas leads to the conclusion that cover crop cultivation is a sustainable and effective measure to mitigate climate change (Milne et al., 2016). In sum, agriculture, forestry and other land uses are responsible for 24% (10-12 Pg CO₂ per year) of global greenhouse gas emissions (Smith et al., 2014), as the example of Spain, agriculture also accounts for 10% of GHG emissions (Pellerin et al., 2013).

4. Organic carbon storage dynamics

Numerous studies have revealed that recent climate change has caused changes in the distribution of forest vegetation (Leniham et al., 2003; Ledig et al., 2010; Rachael et al., 2010; Trindade et al., 2020), leading to changes in the carbon sequestration potential (Boisvenue and Running, 2010; Dymond et al., 2016; Yao et al., 2018) and affecting the carbon cycle (Chiang et al., 2008; Fei et al., 2018; Zhou et al., 2022). Forests land globally absorb roughly 2.5+1.3 PgC yr⁻¹, or roughly one-third of our fossil emissions (Ciais et al., 2013). By accelerating the rate at which greenhouse gases are accumulating in the atmosphere, a decrease in the size of these sinks could hasten climate change (Dymond et al., 2016).

Planning for climate change mitigation and adaptive management must take all of these factors into account because the consequences of climate change on forests differ depending on species, site circumstances, management, and fire regime (Dymond et al.,

2016). In Florida (USA), sugarcane and wetlands had the largest SOC stocks, followed by improved pastures, urban areas, mesic upland forests, rangelands, and pine forests, while crops, citrus, and xeric upland forests had the lowest. These differences were reported in the study done by Xiong et al. (2014). Temperate forests offer many opportunities to increase carbon sinks; however, the risk of negative effects on climate change and poor management decisions can limit these opportunities (Dymond et al., 2016). Therefore, forest soils are an important component of the global carbon cycle as they store large amounts of organic carbon (Prietzl and Christophel, 2014).

4.1 The effect of temperature on soil organic matter (SOM)

A significant amount of research has been done on the effects of temperature on microbial decomposition of SOM in the context of global climate change. For example, increasing temperature and decreasing precipitation together can increase the carbon storage capability of forest vegetation (Kirschbaum, 1995; Giardina and Ryan, 2000; Fierer et al., 2005). Numerous studies on the impact of temperature on the microbial degradation of SOM have been conducted in relation to global climate change (Kirschbaum, 1995; Giardina and Ryan, 2000; Fierer et al., 2005; Zhou et al., 2022). According to certain research, temperature increases can hasten the microbial decomposition of SOM, which causes a net loss of carbon to the atmosphere (Davidson et al., 2000; Bellamy et al., 2003; Dorrepaal et al., 2009). However, other research showed that raising temperature can enhance soil organic carbon (SOC) by encouraging biomass input that outpaces an increase in breakdown (Nemani et al., 2003; Bond-Lamberty, 2010). The decomposition process can also be affected by many factors, such as the type of organic matter and soil texture (Li et al., 2016). For example, the DNDC (DeNitrification-DeComposition) model can accurately simulate SOC and its dynamic

change under specific climates ($R^2 = 0.96$) and can also make a long-term estimate (Zhang and Shao, 2017; Ku et al., 2019).

This suggests that the adoption of established technologies can sequester/store carbon at a rate of 5–10 kg/ha·year on dry areas, 50–500 kg/ha·year in pastures, 500–1000 kg/ha·year in croplands, and 500–1000 kg/ha·year in forests (Yin et al., 2020). Soil management should therefore be prioritized for implementation if it is to be used to combat the issue of global warming (Smith, 2008). Opposite to those results, Wiesmeier et al. (2013), on the other hand, claim that climate effects (mean annual temperature and precipitation) had little impact on agricultural soils since management choices partially offset them, especially in cultivated soils. However, the results of Meersmans et al. (2011) showed that SOC content is strongly correlated with precipitation and temperature under cropland and with texture and drainage under grassland, but not only that the combined effect of increasing temperature and decreasing precipitation can increase the SOC of forest vegetation (Zhou et al., 2022).

4.2 Effect of cropping practices: intercropping

As it seems, cropland has a huge potential global carbon sink combined with global food production needs, increasing due to the growing world population and the wealth of emerging economies. In comparison to soils with wild vegetation and under the same environmental conditions, farmland soils typically have lower SOC concentrations. Finding practical ways to boost SOC stocks while enhancing and sustaining high agricultural output is therefore essential (Poeplau and Don, 2015).

Indeed, intercropping systems have a greater potential to reduce atmospheric carbon dioxide concentration compared to single cropping systems (Peichl et al., 2006). As well as Poeplau and Don (2015) suggested, cover cropping is a sustainable and successful

method to combat climate change based on the relatively high sequestration rate and the vast spatial breadth of viable cropping regions. Even more, cover crops and mulching systems can be useful to keep soil moisture at higher levels than conventional agriculture (Rico et al., 2016), and this effect can be an additional factor join to the application of organic wastes as a soil cover that can promote the increment of SOC.

Models must account for geographical and temporal variations in these agricultural practices in order to assess long-term changes in soil carbon, for instance on a European scale (Ciais et al., 2010). Agricultural practices, both for CO₂ and N₂O fluxes, as well as the consequences of climate change, all affect the GHG balance of croplands in Europe (Gervois et al., 2008). The following aspects of agricultural practices are affected: (i) soil carbon supply, such as from manure and unharvested, unburned residues; (ii) soil carbon decomposition, such as from timing and intensity of tillage, soil mineral nitrogen content, and irrigation; and (iii) soil N₂O emissions from fertilization practices. According to Luo et al. (2017), the variation in rates of SOC change observed in their study showed that the age of topsoil carbon was mainly affected by climate and cultivation (environment and land management).

4.3 Effect and the role of microbial activity

According to estimates, the Earth's terrestrial carbon storage is made up of around two-thirds of soil organic carbon (Stockmann et al., 2013). To find pathways for carbon sequestration in soils and to keep SOC at a level necessary for preserving soil health and also for controlling global warming, it is necessary to understand the dynamics of the carbon stock in soils as influenced by management practices (Genxu et al., 2002) and the effects on soil microbiota. A lot of research has been done on the function and significance of soil biota, particularly microbial activity. The need of energy and nutrients

to maintain the biological activity of soils is one of the most important bottlenecks that limits the increment of SOC. The other one is the temperature and the opposite effects from cold to warm temperature commented previously.

Environmental conditions control the microbial activity as far as the SOC, and in most cases at higher temperatures favour a faster degradation of organic matter in the soil due to a thermal boost to microbial activity (Kutsch et al., 2010). Microbial activity and decomposition of soil organic matter depend on the amount of SOM, structure, texture, composition of biotic material input into soils, and environmental conditions, i.e. temperature, soil moisture, and nutrient status.

Recent research demonstrates that the amount of soil organic carbon protection (the clay-humus complex) and, subsequently, the accessibility of substrates for microbial activity, impact the rate of organic carbon breakdown (Whitehead et al., 2018). Therefore, there are two paths that can be opposed. On the one hand, the biological activity of the soils is necessary for the transformation of fresh organic matter and residues used as amendments. On the other hand, the maintenance of this activity consumes and decomposes organic matter that can release GHG into the atmosphere. Reaching the balance and knowing what it is for each type of soil and environmental conditions, continues to be a major challenge for researchers.

5. Increasing SOC stocks

Any plan to increase SOC is extremely difficult due to the ephemeral nature of carbon stored in soils and the lack of a thorough understanding of SOM stabilization mechanisms (Lal, 2013). Increasing soil carbon stocks can have many advantages in addition to the potential for mitigation, such as better water infiltration and storage, improved nutrient cycling, increased land productivity, and increased below-ground and possibly above-

ground biodiversity, all of which can improve livelihoods (Milne et al., 2013). Again, the measures proposed relate to nitrogen management, livestock diets, and on-farm energy production and consumption reached great importance (Pellerin et al., 2013), avoiding possible nitrogen pollution, especially for water.

In fact, given the climate and land use/land cover, soils are projected to constitute a significant carbon sink (Xiong et al., 2014). Additionally, SOC stocks are often regulated by C outputs (Sasmito et al., 2020) like SOM mineralization, soil erosion, and export (including dissolved organic matter) as well as C inputs like residues, secretions, and exudates from plants, animals, and microorganisms (Robinson et al., 2020; Zhang et al., 2022). In this regard, increases in SOC concentration in the near-surface soil due to conservation agriculture lead to improvements in soil physical conditions; these should contribute to increased sustainability and adaptation to climate change, even if they do not necessarily lead to a steady increase in agricultural yields (Poeplau and Don, 2015). In particular, wetland soils are likely to provide a substantial carbon sink (Xiong et al., 2014), although they can constitute, mainly in younger stages and associated to the depth, an atmospheric GHG source (Sirivedhin and Gray, 2006; Ahn and Jones, 2013; Wu et al., 2015). Therefore, it is better to increase organic matter stocks through labile than stable inputs (Poeplau and Don, 2015). However, this should be studied in depth because not all the organic amendments increase carbon storage and some of them can also increase the CO₂ emissions, depending on environmental conditions and soil management (Navarro-Pedreño et al., 2021).

Cover crops are crops that are sown in place of bare fallow during the winter and are ploughed in as green manure before planting the following major crop. They are also known as intercrops or catch crops (Dabney et al., 2001). The potential of cover crops to increase SOC stocks and thus mitigate climate change has been demonstrated in very few

studies (Lal, 2004b) but the number of them is increasing in order to understand and enhance soil organic matter (Vanino et al., 2022; Sánchez-Navarro et al., 2023). Additionally, cover crops can help decrease fertilizer leaching and improve nutrient efficiency, decrease wind and water erosion, and manage pests, making them both environmentally and commercially advantageous in the long run (Poeplau and Don, 2015).

The use of straw has been widely recommended as an environmentally friendly practice to manage carbon sequestration/storage in agricultural ecosystems. A general trend and magnitude of changes in soil C in response to the return of straw remains uncertain (Liu et al., 2014). Active fractions of SOC (Chen et al., 2009; Malhi et al., 2011) and the emission of three major biogenic GHG, i.e., CO₂, CH₄, and N₂O, can all be increased by straw incorporation (Duiker and Lal, 2000; Zou et al., 2005; Ma et al., 2008).

Therefore, raising soil organic matter through management approaches considers difficulties with soil carbon as well as agronomic, environmental, sociological, economic, and ethical aspects (Liu et al., 2014). Despite extensive research on the subject, the impacts of environmental factors and farm management techniques on SOC are still unclear. For instance, some studies (Trumbore et al., 1996; Keatterer et al., 1998; Dalias et al., 2001), found that higher temperatures increased SOC content on cultivated land, while other studies (finding that higher temperatures lowered it) discovered the opposite (Peterjohn et al., 1994; Oechel et al., 2000).

From a management standpoint, conservation agriculture techniques including converting from monoculture to varied rotational cropping, minimizing soil disturbance through no-till techniques, and improving primary production through fertilization are typically thought to improve SOC content (West and Post, 2002; Deen and Kataki, 2003; Vanino et al., 2022). By lowering decomposition, raising sequestration, or doing both,

these strategies raise SOC. The advantages of these agricultural methods heavily depend on the soil and climate conditions for certain cropping systems (Smith et al., 1997; Luo et al., 2010). According to Davidson and Janssens (2006) environmental restrictions and the naturally diverse character of SOC have disguised the reactions of SOC dynamics to increased temperatures (Zhao et al., 2013). Other results show that SOC content is strongly correlated with precipitation and temperature under cropland and with texture and drainage under grassland (Meersmans et al., 2011).

On the other hand, mitigation of GHG emissions by increasing SOC stocks should not be seen as a way to compensate for CO₂ emissions from fossil fuel combustion or N₂O or CH₄ emissions from agricultural activities and thus allow business as usual to continue, but rather as an additional lever in the portfolio of options that countries can consider to reduce their agricultural GHG emissions (Wollenberg et al., 2016). The amount of CO₂ stored in soils must not be equal to CO₂ emissions due human activity; in such a way it is not possible to reduce CO₂ presented in the atmosphere.

Diverse inputs (fertilizers, organic matter, chemicals, water, tillage, etc.) are utilized throughout cultivation, mostly to boost yields. As a result, there are more crop wastes, which must be returned into the soil. It is typical to anticipate that intense plant cultivation using these inputs will result in a build-up of carbon in the soil. Contrarily, numerous research demonstrate that with intensive farming employing contemporary inputs, the carbon content in soils has declined (Mandal et al., 2007).

Soil de-sealing and creating Technosols maybe a good strategy to increase the carbon storage as a form of organic carbon recovering soil functions. Moreover, the pressure on agricultural and natural soils is growing due to the trend of increasing world population and the number of urban settlements (Rodriguez-Espinosa et al., 2021), which may have a negative effect on the likelihood of using soils as a carbon storage to mitigate climate

change. Anthropogenic man-made soils can help in urban and peri-urban environments to increment the possibilities of SOC storage. Those including the use of green roofs in urban areas (Shafique et al., 2020).

6- Conclusions

A lot of knowledge about dynamics and storage of carbon, including how climate change affects carbon stocks either directly or indirectly, have been accumulated mainly about laboratory, local and regional experiments. Indeed, most research has focused on biological aspects, some authors have shown that many soil properties modify the functions of ecological systems and are crucial for long-term storage, including the soil texture and the interactions between soil organic matter and inorganic particles. As a result, much remains to be known about the effects associated with these soil properties and carbon storage.

Increasing soil organic carbon stocks has additional benefits in terms of improving soil fertility and agricultural productivity. Improving sustainable cropland management could contribute significantly to CO₂ mitigation. It is important to note that the benefits associated with carbon sequestration go beyond CO₂ mitigation, as increased SOM is associated with improved soil fertility, soil structure, water retention capacity and thus higher productivity (Wiesmeier et al., 2014). Sustainable cropland management should imply the increment of SOC because in other way, this management would not be consider as sustainable under the climate change scenery that we are living.

Incorporation of manure and crop residues, conservation tillage, fallowing, organic farming, bioenergy, perennial crops, improved management of harvested peat soils, improved pasture and livestock management, and conversion of cropland to grassland are promising agricultural practices to increase organic carbon stocks (Paustian et al., 1997;

Dendoncker et al., 2004; Freibauer et al., 2004). Thus, it is true that alternative cropping systems have the potential to sequester organic carbon under temperate climate conditions, through higher carbon input rather than through the effect of reduced tillage (Autret et al., 2016). When residues are placed on the surface, as in some conservation agriculture practices, they are more susceptible to environmental factors (such as temperature and moisture) than when they are integrated into the soil profile (Helgason et al., 2014).

Short-scale soil incubation experiments (days to year) have shown that the rate of soil organic carbon mineralisation could be increased by higher inputs of fresh organic matter (Cardinael et al., 2015). A meta-analysis of 257 studies shows that nitrogen addition significantly increased above-ground, belowground and litter carbon pools by 35.7%, 23.0% and 20.9% respectively (Lu et al., 2011).

The incorporation of cover crops into cropping systems is a viable strategy for sequestering carbon in agricultural soils. Cover crops have an advantage over other management techniques for increasing soil organic carbon (SOC) since they don't diminish yields like extensification of farming or transfer carbon to other systems like organic manure treatments do (Poeplau and Don, 2015). Straw integration and extensification through arable and barley rotations, organic manure or sewage sludge supplements, and more recently, the growth of winter cover crops, have all been recommended methods for enhancing carbon inputs (Mazzoncini et al., 2011).

Numerous conservation agriculture techniques, such as zero tillage, boost the amount of SOC in the soil's surface layers, improving soil quality. However, these techniques do not always raise the stock of SOC, which is required to reduce climate change. Additionally, it is incorrect to assume that any management strategy that increases SOC stock mitigates climate change; instead, interpretation must take into account the

mechanisms causing the increase in SOC and whether there is a net transfer of carbon from the atmosphere to the soil in comparison to the standard strategy (Powlson et al., 2011; Stockmann et al., 2013; Sommer and Bossion, 2014). The greatest amounts of SOC sequestration are achieved by taking agricultural land out of production and returning it to native grasslands or forests (Smith et al., 2008), but this land-use change is in conflict with food security objectives (Powlson et al., 2016).

More research is needed if we want to establish a common framework of actions that can be used under different situations to reduce greenhouse emissions and ensure the sequestration and storage of carbon in soils. Even more, all would be under a general SOC methodology to estimate the carbon content and their resilience to changes in all the countries as we need to know the global balance between soils and atmosphere. The only generalization that can be made is that farm soils have lower SOC levels than soils with natural vegetation under similar environmental factors, and to change this, is the challenge for researchers.

Acknowledgements

This work has been possible in part due to the participation of corresponding author in the EU project LIFE CLIMAMED CCM/GR/000087.

References

- Abdalla, M., Hastings, A., Chadwick, D. R., Jones, D. L., Evans, C. D., Jones, M. B., Rees, R.M., Smith, P. 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 253, 62-81.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.023>.

- Abera, W., Tamene, L., Abegaz, A., Hailu, H., Piikki, K., Söderström, M., Givrvetz, E., Sommer, R. 2021. Estimating spatially distributed SOC sequestration potentials of sustainable land management practices in Ethiopia. *Journal of Environmental Management*, 286, 112191. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112191>.
- Aertsens, J., De Nocker, L., Gobin, A. 2013. Valuing the carbon sequestration potential for European agriculture. *Land Use Policy* 31, 584-594. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.09.003>.
- Ahn, C., Jones, S. 2013. Assessing Organic Matter and Organic Carbon Contents in Soils of Created Mitigation Wetlands in Virginia. *Environmental Engineering Research* 18(3), 151-156. <https://doi.org/10.4491/eer.2013.18.3.151>.
- Allison, S.D., Treseder, K.K. 2011. Climate change feedbacks to microbial decomposition in boreal soils. *Fungal Ecology* 4(6), 362-374. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2011.01.003>.
- Alston, J. M., Beddow, J. M, Pardey, P. G. 2009. Agricultural research, productivity, and food prices in the long run. *Science* 325, 1209-1210. <https://doi.org/10.1126/science.11704>.
- Alvarez, R., Lavado, R.S. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma* 83 (1-2), 127-141. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00141-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00141-9).
- Aubert, P.M., Treyer, S., Sablé, A.L., Apollin, F., Matthieu, B., Levard, L., Burger, P., Berton, S. 2017. In: IDRI Policy Brief (Ed.), Implementing the "4 Per 1000" Initiative: Contribution for a Reference/Normative Framework, Paris p. 4p.
- Autret, B., Mary, B., Chenu, C., Balabane, M., Girardin, C., Bertrand, M., Grandeau, G., Beaudoin, N. 2016. Alternative arable cropping systems: A key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agriculture*,

- Ecosystems & Environment 232, 150-164.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.008>.
- Banwart, S., Noellemeyer, E., Milne, E. 2014. Soil Carbon: science, management and policy for multiple benefits, volume 71 of Scope. CABI, Wallingford.
- Bellamy, P. H., Loveland, P. J., Bradley, R.I., Lark R. M., Kirk, G. J. D. 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature* 437, 245-8.
<https://doi.org/10.1038/nature04038>.
- Boisvenue, C., Running, S.W. 2010. Impacts of climate change on natural forest productivity-evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology*, 12, 862-882. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01134.x>.
- Bond-Lamberty B, Thomson A. 2010. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature* 464, 579-82. <https://doi.org/10.1038/nature08930>.
- Burke, I.C., Yonker, C.M., Parton, W.J., Cole, C.V., Flach, K., Schimel, D.S. 1989. Texture, Climate, and Cultivation Effects on Soil Organic Matter Content in U.S. Grassland Soils. *Soil Science Society of America Journal* 53(3), 800-805.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300030029x>.
- Cable, J.M., Ogle, K., Williams, D.G., Weltzin, J.F., Huxman, T.E. 2008. Soil texture drives responses of soil respiration to precipitation pulses in the Sonoran Desert: implications for climate change. *Ecosystems* 11, 961-979.
<https://doi.org/10.1007/s10021-008-9172-x>.
- Caddeo, A., Marras, S., Sallustio, L., Spano, D., Sirca, C. 2019. Soil organic carbon in Italian forests and agroecosystems: estimating current stock and future changes with a spatial modelling approach. *Agricultural and Forest Meteorology* 278, 107654.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107654>.

- Cardinael, R., Eglin, T., Guenet, B., Neill, C., Houot, S., Chenu, C. 2015. Is priming effect a significant process for long-term SOC dynamics? Analysis of a 52-years old experiment. *Biogeochemistry* 123(1), 203-219. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0063-2>.
- Chaplot, V. 2021. Evidences of plants' impact on land degradation and climate change: An urgent call for new multi-disciplinary research. *Geoderma* 392, 114984. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114984>.
- Chen, H., Hou, R., Gong, Y., Gong, Y., Li, H., Fan, M., Kuzyakov, Y. 2009. Effects of 11 years of conservation tillage on soil organic matter fractions in wheat monoculture in Loess Plateau of China. *Soil and Tillage Research* 106, 85-94. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.09.009>.
- Chiang, J., Iverson, L., Prasad, A., Brown, K. J. 2008. Effects of climate change and shifts in forest composition on forest net primary production. *Journal of Integrative Plant Biology* 50, 1426-1439. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7909.2008.00749.x>.
- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Broykin, V., Canadell, J., Chahbra, A., DeFries, R., Galloway, J., Heimann, M., Jones, C., Le Quéré, C., Myneni, R.B., Piao, S., Thornton, P. 2013. Carbon and Other Biogeochemical Cycles Supplementary Material. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M (eds.). Available from: www.climatechange2013.org and www.ipcc.ch.
- Ciais, P., Wattenbach, M., Vuichard, N., Smith, P. C., Piao, S. L., Don, A., Luysaert§, S., Janssens§, I.A., Bondeau, A., Dechow k, R., Leip, A., Smith, P C., CARBOEUROPE Synthesis Team. (2010). The European carbon balance. Part 2:

- croplands. *Global Change Biology* 16(5), 1409-1428. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02055.x>.
- Cole, C.V., Duxbury, J., Freney, J., Heinemeyer, O., Minami, K., Mosier, A., Paustian, K., Rosenberg, N., Sampson, N., Sauerbeck, D., Zhao, Q. 1997. Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 221-228. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1009731711346>.
- Dabney, S.M., Delgado, J.A., Reeves, D.W. 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32, 1221-1250. <https://doi.org/10.1081/CSS-100104110>.
- Dalias, P., Anderson, J. M., Bottner, P., Couteaux, M.M. 2001. Long-term effects of temperature on carbon mineralisation processes. *Soil biology and Biochemistry* 33, 1049-1057. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00009-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00009-8).
- Davidson, A., Janssens, I, A. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440, 165-173. <https://doi.org/10.1038/nature04514>.
- Davidson, A., Trumbore, E., Amundson, R. 2000. Soil warming and organic carbon content. *Nature* 408, 789-90. <https://doi.org/10.1038/35048672>.
- Dawson, J. J. C., Smith P. 2007. Carbon losses from soil and its consequences for land-use management. *Science of the Total Environment*. 382 (2-3), 165-90. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.03.023>.
- De Gryze, S., Lee, J., Ogle, S., Paustian, K., Six, J. 2011. Assessing the potential for greenhouse gas mitigation in intensively managed annual cropping systems at the regional scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144, 150-158. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.023>.

- De Gryze, S., Six, J., Paustian, K., Morris, S. J., Paul, E. A., Merckx, R. 2004. Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. *Global Change Biology* 10(7):1120-32. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00786.x>.
- Deen, W., Kataki, P.K. 2003. Carbon sequestration in a long-term conventional versus conservation tillage experiment. *Soil and Tillage Research* 74, 143-150. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00162-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00162-4).
- Dendoncker, N., Van Wesemael, B., Rounsevell, M., Roelandt, C., Lettens, S. 2004. Belgium's CO₂ mitigation potential under improved cropland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103, 101-116. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.10.010>.
- Dolan, S., Clapp, C., Allmaras, R., Baker, J., Molina, J. 2006. Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. *Soil and Tillage Research* 89, 221-231. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.07.015>.
- Dorrepaal, E., Toet, S., van Logtestijn, R., Swart, E., van de Weg, M., Callaghan, V., Aerts, R. 2009. Carbon respiration from subsurface peat accelerated by climate warming in the subarctic. *Nature* 460, 616-9. <https://doi.org/10.1038/nature08216>.
- Duiker, S., Lal, R. 2000. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. *Soil and Tillage Research*, 54, 21-30. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00101-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00101-4).
- Dymond, C. C., Beukema, S., Nitschke, C. R., Coates, K. D., Scheller, R. M. 2016. Carbon sequestration in managed temperate coniferous forests under climate change. *Biogeosciences*, 13(6), 1933-1947. <https://doi.org/10.5194/bg-13-1933-2016>.
- European Union, 2013a. Decision no 529/2013/eu of the European parliament and of the council of 21 may 2013 on accounting rules on greenhouse gas emissions and

removals resulting from activities relating to land use, land-use change and forestry and on information concerning actions relating to those activities.

European Union, 2013b. Regulation (eu) no 525/2013 of the European parliament and of the council of 21 may 2013 on a mechanism for monitoring and reporting greenhouse gas emissions and for reporting other information at national and union level relevant to climate change and repealing decision no 280/2004/ec.

European Union, 2018. Regulation (eu) 2018/841 of the European parliament and of the council of 30 May 2018 on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry in the 2030 climate and energy framework, and amending regulation (eu) no 525/2013 and decision no 529/2013/ eu.

Evans, J.R., Von Cammerer, S. 2013. Temperature response of carbon isotope discrimination and mesophyll conductance in tobacco. *Plant, Cell & Environment* 36, 745-756. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2012.02591.x>.

FAO, 2018. FAO and the 17 Sustainable Development Goals. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome. (Accessed 3 May 2018). <http://www.fao.org/3/a-i4997e.pdf>.

FAO, 2018. Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems - Guide-lines for assessment (Draft for public review). Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. FAO, Rome, Italy.

FAOSTAT 2023. FAO Statistical Database. In: <https://www.fao.org/faostat/en/#home>.

Fei, X.H., Song, Q.H., Zhang, Y.P., Liu, Y.T., Sha, L.Q., Yu, G.R., Zhang, L., Duan, C., Deng, Y., Wu, C., Lu, Z., Luo, K., Chen, A., Xu, K., Liu, W., Huang, H., Jin, Y., Zhou, R., Li, J., Lin, Y., Zhou, L., Fu, Y., Bai, X., Tang, X., Gao, J., Zhou, W., Grace, J. 2018. Carbon ex-changes and their responses to temperature and

- precipitation in forest ecosystems in Yunnan, Southwest China. *Science of the Total Environment* 616, 824-840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.239>.
- Fierer, N., Craine, J.M., McLauchlan, K., Schimel, J.P. 2005. Litter quality and the temperature sensitivity to decomposition. *Ecology* 86(2), 320-326. <https://www.jstor.org/stable/3450950>.
- Fitton, N., Ejerenwa, C.P., Bhogal, A., Edgington, P., Black, H., Lilly, A., Barraclough, D., Worrall, F., Hillier, J., Smith, P. 2011. Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land in Great Britain. *Soil Use Manage.* 27, 491-501. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00365.x>.
- Follett, R.F., Reed, D.A. 2010. Soil carbon sequestration in grazing lands: societal benefits and policy implications. *Rangeland Ecology & Management* 63 (1), 4-15. <https://doi.org/10.2111/08-225.1>.
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Eu-rope. *Geoderma* 122, 1-23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.021>.
- Friedlingstein, P., O'Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Hauck, J., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Le Quéré, C., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S., Aragão, L. E. O. C., Arneeth, A., Arora, V., Bates, N. R., Becker, M., Benoit-Cattin, A., Bittig, H. C., Bopp, L., Bultan, S., Chandra, N., Chevallier, F., Chini, L. P., Evans, W., Florentie, L., Forster, P. M., Gasser, T., Gehlen, M., Gilfillan, D., Gkritzalis, T., Gregor, L., Gruber, N., Harris, I., Hartung, K., Haverd, V., Houghton, R. A., Ilyina, T., Jain, A. K., Joetzjer, E., Kadono, K., Kato, E., Kitidis, V., Korsbakken, J. I., Landschützer, P., Lefèvre, N., Lenton, A., Lienert, S., Liu, Z., Lombardozi, D., Marland, G., Metzl, N., Munro, D. R., Nabel, J. E. M. S., Nakaoka, S.-I., Niwa, Y., O'Brien, K., Ono, T., Palmer, P. I., Pierrot, D.,

- Poulter, B., Resplandy, L., Robertson, E., Rödenbeck, C., Schwinger, J., Séférian, R., Skjelvan, I., Smith, A. J. P., Sutton, A. J., Tanhua, T., Tans, P. P., Tian, H., Tilbrook, B., van der Werf, G., Vuichard, N., Walker, A. P., Wanninkhof, R., Watson, A. J., Willis, D., Wiltshire, A. J., Yuan, W., Yue, X., and Zaehle, S. 2020. Global Carbon Budget. *Earth System Science Data*, 12, 3269-3340, <https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>.
- Gao, X., Meng, T., Zhao, X. 2017. Variations of soil organic carbon following land use change on deep-loess hillslopes in China. *Land Degradation & Development* 28(7), 1902-1912. <https://doi.org/10.1002/ldr.2693>.
- Garnier, J., Billen, G., Tournebize, J., Barré, P., Mary, B., Baudin, F. 2022. Storage or loss of soil active carbon in cropland soils: The effect of agricultural practices and hydrology. *Geoderma*, 407, 115538. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115538>.
- Genxu, W., Ju, Q., Guodong, C., Yuanmin, L. 2002. Soil organic carbon pool of grassland soils on the Qinghai-Tibetan Plateau and its global implication. *Science of the Total Environment* 291(1-3): 207-17. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(01\)01100-7](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(01)01100-7).
- Gervois, S., Ciais, P., Noblet-Ducoudre, N., Brisson, N., Vuichard, N., Viogy, N. 2008. The carbon and water balance of European croplands throughout the 20th Century. *Global Biogeochemical Cycles*, 22, GB2022. <https://doi.org/10.1029/2007GB003018>.
- Giardina, C.P., Ryan, M.G. 2000. Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. *Nature* 404, 858-861. <https://doi.org/10.1038/35009076>.

- Gong, H., Li, Y., Li, S. 2021. Effects of the interaction between biochar and nutrients on soil organic carbon sequestration in soda saline-alkali grassland: A review. *Global Ecology and Conservation*, 26, e01449. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01449>.
- González-Sánchez, E. J., Ordóñez-Fernández, R., Carbonell-Bojollo, R., Veroz-González, O., & Gil-Ribes, J. A. 2012. Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil and Tillage Research*, 122, 52-60. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.03.001>.
- Guo, L.B., Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8(4), 345-60. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>.
- Helgason, B.L., Gegerich, E.G., Janzen, H.H., Ellert, B.H., Lorenz, N., Dick, R.P. 2014. Long-term microbial retention of residue is site-specific and depends on residue placement. *Soil Biology and Biochemistry* 68, 231-240. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.002>.
- Houghton, R. 2007. Balancing the global carbon budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 35, 313-347. <https://doi.org/10.1146/annurev.earth.35.031306.140057>.
- Janzen, H.H. 2004. Carbon cycling in earth systems - a soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104, 399-417. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.040>.
- Jones, C., Cox, P., Huntingford, C. 2003. Uncertainty in climate-carbon-cycle projections associated with the sensitivity of soil respiration to temperature. *Tellus B*, 55, 642-648. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v55i2.16760>.
- Kang, X., Li, Y., Wang, J., Yan, L., Zhang, X., Wu, H., Yan, Z., Zhang, K., Hao, Y. 2020. Precipitation and temperature regulate the carbon allocation process in alpine

- wetlands: quantitative simulation. *Journal of Soils and Sediments* 20(9): 3300-3315.
<https://doi.org/10.1007/s11368-020-02643-x>.
- Keatterer, T., Reichstein, M., Andren, O., Lomander, A. 1998. Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. *Biology and Fertility of Soils* 27, 258-262.
<https://doi.org/10.1007/s003740050430>.
- Kirschbaum, M.U.F. 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and Biochemistry* 27(6), 753-60. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)00242-S](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00242-S).
- Knotters, M., Teuling, K., Reijneveld, A., Lesschen, J. P., Kuikman, P. 2022. Changes in organic matter contents and carbon stocks in Dutch soils, 1998-2018. *Geoderma*, 414, 115751. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115751>.
- Ku, H.-H., Ryu, J.-H., Bae, H.-S., Jeong, C., Lee, S.-E. 2019. Modelling a long-term effect of rice straw incorporation on SOC content and grain yield in rice field. *Archives of Agronomy and Soil Science* 65 (14), 1941-1954.
<https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1583330>.
- Kumar, A. 2022. Coping with climate change. In: *Ecosystem-Based Adaptation*, Kumar, A. (ed.). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, p. 143-233.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815025-2.00004-6>.
- Kutsch W, Bahn M, Heinemeyer A. 2010. Soil carbon relations: an overview. *Soil carbon dynamics: an integrated methodology*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.1-15. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511711794.002>.
- Lal, R. 2001. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. *Advances in Agronomy* 71, 145-191. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(01\)71014-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(01)71014-0).

- Lal, R. 2004a. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304, 1623-1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>.
- Lal, R. 2004b. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>.
- Lal, R. 2013. Soil carbon management and climate change. *Carbon Management*, 4(4), 439-462. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.31>.
- Lal, R. 2015. Cover cropping and the “4 per Thousand” proposal. *Journal of Soil and Water Conservation* 70 (6), 141A. <https://doi.org/10.2489/jswc.70.6.141A>.
- Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A. (Eds.). 1998. *Soil Processes and the Carbon Cycle*. Boca Raton, USA: CRC Press. 609 pp.
- Ledig, F.T., Rehfeldt, G.E., Sáenz-Romero, C., Flores-López, C. 2010. Projections of suitable habitat for rare species under global warming scenarios. *American Journal of Botany* 97, 970-987. <https://www.jstor.org/stable/20700429>.
- Lenihan, J.M., Drapek, R., Bachelet, D., Neilson, R.P. 2003. Climate change effects on vegetation distribution, carbon, and fire in California. *Ecological Applications* 13, 1667-1681. <https://www.jstor.org/stable/4134769>.
- Li, S., Li, J., Li, C., Huang, S., Li, X., Li, S., Ma, Y. 2016. Testing the RothC and DNDC models against long-term dynamics of soil organic carbon stock observed at cropping field soils in North China. *Soil and Tillage Research*. 163, 290-297. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.07.001>.
- Liao, S., Tan, S., Peng, Y., Wang, D., Ni, X., Yue, K., Wu, F., Yang, Y. 2020. Increased microbial sequestration of soil organic carbon under nitrogen deposition over China's terrestrial ecosystems. *Ecological Processes* 9(1), 52. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00260-7>

- Liu, C., Lu, M., Cui, J., Li, B., & Fang, C. 2014. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Global change biology*, 20(5), 1366-1381. <https://doi.org/10.1111/gcb.12517>.
- Loehman, R.A., Keane, R.E., Holsinger, L.M. 2020. Simulation modelling of complex climate, wildfire, and vegetation dynamics to address wicked problems in land management. *Frontiers in Forests and Global Change* 3, 3. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00003>.
- Lu, M., Zhou, X., Luo, Y., Yang, Y., Fang, C., Chen, J., & Li, B. 2011. Minor stimulation of soil carbon storage by nitrogen addition: a meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(1-2), 234-244. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.010>.
- Luo, Z., Wang, E., Sun, O.J. 2010. Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: a review and synthesis. *Geoderma*, 155, 211-223. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.012>.
- Luo, Z., Feng, W., Luo, Y., Baldock, J., & Wang, E. 2017. Soil organic carbon dynamics jointly controlled by climate, carbon inputs, soil properties and soil carbon fractions. *Global Change Biology*, 23(10), 4430-4439. <https://doi.org/10.1111/gcb.13767>.
- Luo, Z., Wang, E., Sun, O.J., 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 139, 224-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.006>
- Ma, J., Xu, H., Yagi, K., Cai, Z. 2008. Methane emission from paddy soils as affected by wheat straw returning mode. *Plant and Soil*, 313, 167-174. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9689-y>.

- Maia, S.M.F., Ogle, S.M., Cerri, C.E.P., Cerri, C.C. 2010. Soil organic carbon stock change due to land use activity along the agricultural frontier of the southwestern Amazon, Brazil, between 1970 and 2002. *Global Change Biology* 16(10), 2775-88. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02105.x>.
- Malhi, S. S., Nyborg, M., Goddard, T., Puurveen, D. 2011. Long-term tillage, straw and N rate effects on quantity and quality of organic C and N in a Gray Luvisol soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 90(1), 1-20. <https://doi.org/10.1007/s10705-010-9399-8>.
- Mandal, B., Majumder, B., Bandyopadhyay, P.K., Hazra, G.C., Gangopadhyay, A., Samantaray, R.N., Mishra, A.K., Chaudhury, J., Saha, M.N., Kundu, S. 2007. The potential of cropping systems and soil amendments for carbon sequestration in soils under long-term experiments in subtropical India. *Global Change Biology*, 13(2), 357-369. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01309.x>.
- Marco-Dos Santos, G., Meléndez-pastor, I., Navarro-Pedreño, J., Koch, M. 2019. Assessing water availability in Mediterranean regions affected by water conflicts through MODIS data time series analysis. *Remote Sensing* 11, 1355. <https://doi.org/10.3390/rs11111355>.
- Mathieu, J. A., Hatté, C., Balesdent, J., & Parent, É. 2015. Deep soil carbon dynamics are driven more by soil type than by climate: a worldwide meta-analysis of radiocarbon profiles. *Global Change Biology*, 21(11), 4278-4292. <https://doi.org/10.1111/gcb.13012>.
- Mazzoncini, M., Sapkota, T.B., Bàrberi, P., Antichi, D., Risaliti, R. 2011. Long-term effect of tillage, nitrogen fertilization and cover crops on soil organic carbon and total nitrogen content. *Soil and Tillage Research* 114, 165-174. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.05.001>.

- McNally, S.R., Beare, M.H., Curtin, D., Meenken, E.D., Kelliher, F.M., Calvelo Pereira, R., Shen, Q., Baldock, J. 2017. Soil carbon sequestration potential of permanent pasture and continuous cropping soils in New Zealand. *Global Change Biology*, 23(11), 4544-4555. <https://doi.org/10.1111/gcb.13720>.
- McSherry, M. E., Ritchie, M. E. 2013. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global Change Biology*, 19(5), 1347-1357. <https://doi.org/10.1111/gcb.12144>.
- Meersmans, J., van Wesemael, B., Goidts, E., Van Molle, M., De Baets, S., & De Ridder, F. 2011. Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960-2006. *Global Change Biology*, 17(1), 466-479. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02183.x>.
- Milne, E., Aynekulu, E., Bationo, A., Batjes, N. H., Boone, R., Conant, R., Davies, J., Hanan, N., Hoag, D., E. Herrick, J., Knaussenberger, W., Neely, C., Njoka, J., Ngugi, M., Patron, B., Paustian, Keith., Reid, R., Said, M., Shepherd, Swift, D., Thornton, P., Williams, S., Miller, S., Nkonya, E. 2016. Grazing lands in Sub-Saharan Africa and their potential role in climate change mitigation: What we do and don't know. *Environmental Development*, 19, 70-74. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2016.06.001>.
- Monteny, G.J., Bannink, A., Chadwick, D. 2006. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 112, 163-170. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.015>.
- Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M. B., & Zorpas, A. A. 2021. The increase of soil organic matter reduces global warming, myth or reality?. *Sci*, 3(1), 18. <https://doi.org/10.3390/sci3010018>.

- Nemani, R.R., Keeling, C.D., Hashimoto, H., Jolly, W.M., Piper, S.C., Tucker, C.J., Myneni, R.B., Running, S. W. 2003. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science* 300(5625), 1560-1563. <https://doi.org/10.1126/science.1082750>.
- Oechel, W.C., Vourlitis, G.L., Hastings, S.J., Zulueta, R.C., Hinzman, L., Kane, D. 2000. Acclimation of ecosystem CO₂ exchange in the Alaskan Arctic in response to decadal climate warming. *Nature*, 406, 978-981. <https://doi.org/10.1038/35023137>.
- Oldfield, E. E., Wood, S. A., Palm, C. A., Bradford, M. A. 2015. How much SOM is needed for sustainable agriculture? *Frontiers in Ecology and the Environment* 13, 527-527. <https://doi.org/10.1890/1540-9295-13.10.527>.
- Olorunfemi, I. E., Olufayo, A. A., Fasinmirin, J. T., Komolafe, A. A. 2021. Dynamics of land use land cover and its impact on carbon stocks in Sub-Saharan Africa: an overview. *Environment, Development and Sustainability*, 24, 40-76. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01484-z>.
- Olson, K. R., Al-Kaisi, M. M., Lal, R., Lowery, B. 2014. Experimental consideration, treatments, and methods in determining soil organic carbon sequestration rates. *Soil Science Society of America Journal*, 78(2), 348-360. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.09.0412>
- Olson, K.R. 2013. Soil organic carbon sequestration, storage, retention and loss in U.S. croplands: Issues paper for protocol development. *Geoderma* 195-196, 201-206. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.12.004>.
- Paramesh, V., Kumar, P., Nath, A. J., Francaviglia, R., Mishra, G., Arunachalam, V., Toraskar, S. 2022. Simulating soil organic carbon stock under different climate change scenarios: A RothC model application to typical land-use systems of Goa, India. *Catena*, 213, 106129. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106129>.

- Paustian, K., Andren, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., Van Noordwijk, M., Woomer, P.L. 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use Manage.* 13, 230-244. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00594.x>.
- Peichl, M., Thevathasan, N. V., Gordon, A. M., Huss, J., Abohassan, R. A. 2006. Carbon sequestration potentials in temperate tree-based intercropping systems, southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems* 66(3), 243-257. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-0361-8>.
- Pellerin, S., Bamière, L., Angers, D., Béline, F., Benoît, M., Butault, J.P., Chenu, C., Colnenne-David, C., de Cara, S., Delame, N., Doreau, M., Dupraz, P., Faverdin, P., Garcia-Launay, F., Hassouna, M., Hénault, C., Jeuffroy, M.H., Klumpp, K., Metay, A., Moran, D., Recous, S., Samson, E., Savini, I., Pardon, L. 2013. How can French agriculture contribute to reducing greenhouse gas emissions? Abatement potential and cost of ten technical measures. [Technical Report] 2013. Hal-INRAE. In: <https://hal.inrae.fr/hal-02809908>.
- Pellerin, S., Bamière, L., Angers, D., Béline, F., Benoit, M., Butault, J. P., Chenu, C., Colnenne-David, C., De Cara, S., Delame, N., Doreau, M., Dupraz, P., Faverdin, P., Garcia-Launay, F., Hassouna, M., Hénault, C., Jeuffroy, M-H., Klumpp, K., Metay, A., Moran, D., Recous, S., Samson, E., Savini, I., Pardon, L., Chemineau, P. 2017. Identifying cost-competitive greenhouse gas mitigation potential of French agriculture. *Environmental Science & Policy*, 77, 130-139. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.08.003>.
- Peterjohn, W.T., Melillo, J.M., Steudler, P.A., Newkirk, K.M., Bowles, F.P., Aber, J.D. 1994. Responses of trace gas fluxes and N availability to experimentally elevated soil temperatures. *Ecological Applications* 4, 617-625. <https://doi.org/10.2307/1941962>.

- Poepplau, C., Don, A. 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops-A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 33-41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>.
- Powlson, D. S., Stirling, C. M., Thierfelder, C., White, R. P., & Jat, M. L. 2016. Does conservation agriculture deliver climate change mitigation through soil carbon sequestration in tropical agro-ecosystems? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 220, 164-174. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.005>.
- Powlson, D.S., Glendining, M.J., Coleman, K., Whitmore, A.P. 2011. Implications for soil properties of removing cereal straw: results from long-term studies. *Agronomy Journal* 103, 279. doi: <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2010.0146s>.
- Powlson, D.S., Whitmore, A.P., Goulding, K.W.T. 2011. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*. 62, 42-55. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01342.x>.
- Prietzl, J., Christophel, D. 2014. Organic carbon stocks in forest soils of the German Alps. *Geoderma*, 221, 28-39. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.021>.
- Pugh, T.A.M., Arneeth, A., Olin, S., Ahlström, A., Bayer, A.D., Klein Goldewijk, K., Lindeskog, M., Schurgers, G. 2015. Simulated carbon emissions from land-use change are substantially enhanced by accounting for agricultural management. *Environmental Research Letters* 10 (12), 124008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124008>.
- Rachael, H., Davidb, R., Janek, H., Richard, F., Chrisd, T. 2010. The distributions of a wide range of taxonomic groups are ex-panding polewards. *Global Change Biology* 12, 450-455. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01116.x>.

- Rees, R.M., Baddeley, J.A., Bhogal, A., Ball, B.C., Chadwick, D.R., Macleod, M., Lilly, A., Pappa, V.A., Thorman, R.E., Watson, C.A., Williams, J.R. 2013. Nitrous oxide mitigation in UK agriculture. *Soil Science and Plant Nutrition* 59, 3-15.
<http://dx.doi.org/10.1080/00380768.2012.733869>.
- Reijneveld, A., van Wensem, J., Oenema, O. 2009. Soil organic carbon contents of agricultural land in the Netherlands between 1984 and 2004. *Geoderma* 152(3-4), 231-238. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.06.007>.
- Rico, J.R., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I. 2016. Evaluation of plant waste used as mulch on soil moisture retention. *Spanish Journal of Soil Science* 6(2), 133-144.
<https://doi.org/10.3232/SJSS.2016.V6.N2.05>.
- Robinson, J. M., Barker, S. L. L., Arcus, V. L., McNally, S. R., Schipper, L. A. 2020. Contrasting temperature responses of soil respiration derived from soil organic matter and added plant litter. *Biogeochemistry* 150(1), 45-59.
<https://doi.org/10.1007/s10533-020-00686-3>.
- Rodríguez-Espinosa, T., Navarro-Pedreño, J., Gómez-Lucas, I., Jordán-Vidal, M. M., Bech-Borras, J., & Zorpas, A. A. 2021. Urban areas, human health and technosols for the green deal. *Environmental Geochemistry and Health* 43(12), 5065-5086.
<https://doi.org/10.1007/s10653-021-00953-8>.
- Routhier, M., Lafleur, B., Bélanger, N. 2014. « Accumulation des stocks de carbone dans les sols sous des cultures bioénergétiques de *Populus* spp., *Salix* spp. et *Panicum Virgatum* », *Vertigo* - la revue électronique en sciences de l'environnement 14(2). In : <http://journals.openedition.org/vertigo/15076>.
<https://doi.org/10.4000/vertigo.15076>.

- Shafique, M., Xue, X., Luo, X. 2020. An overview of carbon sequestration of green roofs in urban areas. *Urban Forestry & Urban Greening* 47, 126515.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126515>.
- Sánchez-Navarro, V., Martínez-Martínez, S.; Acosta, J.A., Almagro, M., Martínez-Mena, M., Boix-Fayos, C., Díaz-Pereira, E., Temnani, A., Berrios, P., Pérez-Pastor, A., Zornoza, R. 2023. Soil greenhouse gas emissions and crop production with implementation of alley cropping in a Mediterranean citrus orchard. *European Journal of Agronomy* 142, 126684. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126684>.
- Sanderman, J., Creamer, C., Baisden, W. T., Farrell, M., Fallon, S. 2017. Greater soil carbon stocks and faster turnover rates with increasing agricultural productivity. *Soil* 3(1), 1-16. <https://doi.org/10.5194/soil-3-1-2017>.
- Sasmito, S. D., Kuzyakov, Y., Lubis, A. A., Murdiyarso, D., Hutley, L. B., Bachri, S., Friess, D. A., Martius, C., Borchard, N. 2020. Organic carbon burial and sources in soils of coastal mudflat and mangrove ecosystems. *Catena* 187: 104414.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104414>.
- Schils, R.L.M., Eriksen, J., Ledgard, S.F., Vellinga, T.V., Kuikman, P.J., Luo, J., Petersen, S.O., Velthof, G.L. 2013. Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from herbivore production systems. *Animal* 7, 29-40.
<http://dx.doi.org/10.1017/s175173111100187x>.
- Schneider, U.A., McCarl, B.A., Schmid, E. 2007. Agricultural sector analysis on greenhouse gas mitigation in US agriculture and forestry. *Agricultural Systems*. 94, 128-140. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2006.08.001>.
- Sirivedhin, T., Gray, K.A. 2006. Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies. *Ecological Engineering* 26(2), 167-181.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.09.001>.

- Smith, P. 2008. Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81(2), 169-178. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9138-y>.
- Smith, P., Haberl, H., Popp, A., Erb, K.H., Lauk, C., Harper, R., Tubiello, F.N., Pinto, A.D., Jafari, M., Sohi, S., Masera, O., Bottcher, H., Berndes, G., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Dong, H.M., Elsiddig, E.A., Mbow, C., Ravin-dranath, N.H., Rice, C.W., Abad, C.R., Romanovskaya, A., Sperling, F., Herrero, M., House, J.I., Rose, S. 2013. How much land-based greenhouse gas mitigation can be achieved without compromising food security and environmental goals? *Global Change Biology*. 19, 2285-2302. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12160>.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Si-rotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., Smith, J. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 789-813. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2007.2184>.
- Smith, P., Powlson, D.S., Glendining, M.J., Smith, J.U. 1997. Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology* 3, 67-79. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1997.00055.x>.
- Sommer, R., Bossio, D. 2014. Dynamics and climate change mitigation potential of soil organic carbon sequestration. *Journal of Environmental Management* 144, 83-87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.017>.
- Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A., Remy de Courcelles, V., Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D.A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P.C., Chenu,

- C., Jastrow, J. D., Lal, R., Lehman, J., O'Donnell, A. G., Parton, W.J., Whitehead, D., Zimmermann, M. 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164, 80-99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>.
- Stolbovoy, V., Montanarella, L., Filippi, N., Jones, A., Gallego, J., Grassi, G. 2007. Soil sampling protocol to certify the changes of organic carbon stock in mineral soil of the European Union. techreport EUR 21576 EN/2. European Commission, Joint Research Centre.
- Tiessen, H., Cuevas, E., Chacon, P. 1994. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature* 371, 783-785. <https://doi.org/10.1038/371783a0>.
- Trindade, W., Santos, M.H., Artoni, R.F. 2020. Climate change shifts the distribution of vegetation types in south Brazilian hotspots. *Regional Environmental Change* 20, 90. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01686-7>.
- Trumbore, S. E., Chadwick, O. A., Amundson, R. 1996. Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change. *Science*, 272, 393-396. <https://doi.org/10.1126/science.272.5260.393>.
- United Nations, 1992. United nations framework convention on climate change. FCCC/INFORMAL/84. GE.05-62220 (E) 200705.
- United Nations, 1998. Kyoto protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. In: <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>.
- United Nations, 2015. Paris agreement. In: <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement>.
- Van Wesemael, B., Paustian, K., Meersmans, J., Goidts, E., Barancikova, G., Easter, M. 2010. Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon

- stocks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107, 14926-14930.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1002592107>.
- Vanino, S., Di Bene, C., Piccini, C., Fila, G., Pennelli, B., Zornoza, R., Sanchez-Navarro, V., Álvaro-Fuentes, J., Hüppi, R., Six, J., Farina, R. 2022. A comprehensive assessment of diversified cropping systems on agro-environmental sustainability in three Mediterranean long-term field experiments. *European Journal of Agronomy*, 140, 126598. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126598>.
- Weltzin, J.F., Loik, M.E., Schwinning, S., Williams, D.G., Fay, P.A., Haddad, B.M., Harte, J., Huxman, T.E., Knapp, A.K., Lin, G. 2003. Assessing the response of terrestrial ecosystems to potential changes in precipitation. *Bioscience* 53, 941-952.
[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0941:ATROTE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0941:ATROTE]2.0.CO;2).
- West, T.O., Post, W.M. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation. *Soil Science Society of America Journal*. 66, 1930-1946.
<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2002.1930>.
- Whitehead, D., Schipper, L.A., Pronger, J., Moinet, G.Y., Mudge, P.L., Pereira, R.C., Kirschbaum, M.U.F., McNally, S.R., Beare, M.H., Camps-Arbestain, M. 2018. Management practices to reduce losses or increase soil carbon stocks in temperate grazed grasslands: New Zealand as a case study. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 265, 432-443. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.022>.
- Wiesmeier, M., Hübner, R., Barthold, F., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lütow, M., Kögel-Knabner, I. 2013. Amount, distribution and driving factors of soil organic carbon and nitrogen in cropland and grassland soils of southeast Germany (Bavaria). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 176, 39-52.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.012>.

- Wiesmeier, M., Hübner, R., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lütow, M., Kögel-Knabner, I. 2014. Carbon sequestration potential of soils in southeast Germany derived from stable soil organic carbon saturation. *Global Change Biology* 20, 653-665. <https://doi.org/10.1111/gcb.12384>
- Wollenberg, E., Richards, M., Smith, P., Havlík, P., Obersteiner, M., Tubiello, F.N., Herold, M., Gerber, P., Carter, S., Reisinger, A., van Vuuren, D.P., Dickie, A., Neufeldt, H., Sander, B.O., Wassmann, R., Sommer, R., Amonette, J.E., Fal-cucci, A., Herrero, M., Opio, C., Roman-Cuesta, R.M., Stehfest, E., Westhoek, H., Ortiz-Monasterio, I., Sapkota, T., Rufi-no, M.C., Thornton, P.K., Verchot, L., West, P.C., Soussana, J.F., Baedeker, T., Sadler, M., Vermeulen, S., Campbell, B.M. 2016. Reducing emissions from agriculture to meet the 2°C target. *Global Change Biology* 22, 3859-3864. <https://doi.org/10.1111/gcb.13340>.
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H.H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., Liu, H. 2015. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology* 175, 594-601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>.
- Xiong, X., Grunwald, S., Myers, D. B., Ross, C. W., Harris, W. G., Comerford, N. B. 2014. Interaction effects of climate and land use/land cover change on soil organic carbon sequestration. *Science of the Total Environment* 493, 974-982. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.088>.
- Xu, Z., Yu, G., Zhang, X., He, N., Wang, Q., Wang, S., Xu, X., Wang, R., Zhao, N. 2018. Biogeographical patterns of soil microbial community as influenced by soil characteristics and climate across Chinese forest biomes. *Applied Soil Ecology* 124, 298-305. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.11.019>.

- Yao, Y.T., Piao, S.L., Wang, T. 2018. Future biomass carbon sequestration capacity of Chinese forests. *Science Bulletin* 63, 1108-1117.
<https://doi.org/10.1016/j.scib.2018.07.015>.
- Yin, S., Zhang, X., Lyu, J., Zhi, Y., Chen, F., Wang, L., Chunjiang, L., Zhou, S. 2020. Carbon sequestration and emissions mitigation in paddy fields based on the DNDC model: A review. *Artificial Intelligence in Agriculture*, 4, 140-149.
<https://doi.org/10.1016/j.aiia.2020.07.002>.
- Yuan, Z., Gazol, A., Lin, F., Ye, J., Shi, S., Wang, X., Wang, M., Hao, Z. 2013. Soil organic carbon in an old-growth temperate forest: spatial pattern, determinants and bias in its quantification. *Geoderma*, 195, 48-55.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.11.008>.
- Zhang, Y., Li, P., Liu, X., Xiao, L., Shi, P., Zhao, B. 2019. Effects of farmland conversion on the stoichiometry of carbon, nitro-gen, and phosphorus in soil aggregates on the Loess Plateau of China. *Geoderma*, 351, 188-196.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.05.037>.
- Zhang, L., Shao, J. 2017. Dynamic simulation of farmland SOC in parallel ridge valley area in eastern Sichuan in the next 30 years. *Chinese Journal of Eco-Agriculture* 12, 1848-1857.
- Zhang, Y., Li, P., Liu, X., Xiao, L., Li, T., Wang, D. 2022. The response of soil organic carbon to climate and soil texture in China. *Frontiers of Earth Science*, 1-11.
<https://doi.org/10.1007/s11707-021-0940-7>.
- Zhao, G., Bryan, B. A., King, D., Luo, Z., Wang, E., Song, X., Yu, Q. 2013. Impact of agricultural management practices on soil organic carbon: simulation of Australian wheat systems. *Global Change Biology*, 19(5), 1585-1597.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12145>.

- Zhou, R., Zhang, Y., Peng, M., Jin, Y., Song, Q. 2022. Effects of climate change on the carbon sequestration potential of forest vegetation in Yunnan Province, southwest China. *Forests*, 13(2), 306. <https://doi.org/10.3390/f13020306>.
- Zhou, X., Zhou, L., Nie, Y., Fu, Y., Du, Z., Shao, J., Zheng, Z., Wang, X. 2016. Similar responses of soil carbon storage to drought and irrigation in terrestrial ecosystems but with contrasting mechanisms: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 228, 70-81. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.030>.
- Zomer, R.J., Neufeldt, H., Xu, J.C., Ahrends, A., Bossio, D., Trabucco, A., van Noordwijk, M., Wang, M.C. 2016. Global tree cover and biomass carbon on agricultural land: the contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Scientific Reports* 6, 12. <http://dx.doi.org/10.1038/srep29987>.
- Zou, J.W., Huang, Y., Lu, Y.Y., Zheng, X., Wang, Y. 2005. Direct emission factor for N₂O from rice-winter wheat rotation systems in southeast China. *Atmospheric Environment*, 39, 4755-4765. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.04.028>.

9. Annexe II

Benslama, A.; Gómez Lucas, I.; Jordan Vidal, M. M.; Almendro-Candel, M. B.; Navarro-Pedreño, J. (2024). Carbon and Nitrogen Stocks in Topsoil under Different Land Use/Land Cover Types in the Southeast of Spain. *AgriEngineering* 2024, 6(1), 396-408. <https://doi.org/10.3390/agriengineering6010024>





Article

Carbon and Nitrogen Stocks in Topsoil under Different Land Use/Land Cover Types in the Southeast of Spain

Abderraouf Benslama^{1,2,*}, Ignacio Gómez Lucas², Manuel M. Jordan Vidal², María Belén Almendro-Candel² and Jose Navarro-Pedreño^{2,*}

¹ Laboratory of Valuation and Conservation of Arid Ecosystems (LVCEA), Department of Biology, Faculty of Sciences Natural and Life, Earth and Universe Sciences, University of Ghardaïa, Ghardaïa 47000, Algeria

² Department of Agrochemistry and Environment, University Miguel Hernández of Elche, 03202 Elche, Spain; ignacio.gomez@umh.es (I.G.L.); manuel.jordan@umh.es (M.M.J.V.); mb.almendro@umh.es (M.B.A.-C.)

* Correspondence: benslama.abdelraouf@univ-ghardaia.dz (A.B.); jonavar@umh.es (J.N.-P.)

Abstract: Land use plays a crucial role in the stock of soil organic carbon (SOC) and soil nitrogen (SN). The aim of this study was to assess and characterize the effects of various soil management practices on the physicochemical properties of soil in a Mediterranean region in southeastern Spain. Texture, soil moisture, bulk density, pH, electrical conductivity, equivalent CaCO₃ (%), soil organic matter and carbon, and Kjeldahl nitrogen were determined for the surface topsoil (0–5 cm, 180 samples) under three types of land cover: cropland, grassland, and urban soil. The main soil textures were silt, silt loam, and sandy loam with low percentages of soil moisture in all soil samples and lower bulk density values in cropland and grassland areas. The pH was alkaline and the electrical conductivity as well as the equivalent calcium carbonate content were moderate to high. Organic matter estimated using the LOI and WB methods varied in the order cropland > grassland > urban soil. The results obtained for SOC and SN indicate that cropland presented the highest stocks, followed by grassland and urban soil. The values determined for the C/N ratio were close to 10 in cropland and grassland, indicating that organic matter readily undergoes decomposition at these sites. Our results emphasize the importance of evaluating the effects and identifying the impacts of different soil management techniques, and further research is needed to better understand the potential to improve soil organic carbon and nitrogen storage in semiarid regions.

Keywords: soil organic carbon; soil nitrogen; land use; physicochemical properties; Spain



Citation: Benslama, A.; Lucas, I.G.; Jordan Vidal, M.M.; Almendro-Candel, M.B.; Navarro-Pedreño, J. Carbon and Nitrogen Stocks in Topsoil under Different Land Use/Land Cover Types in the Southeast of Spain. *AgriEngineering* **2024**, *6*, 396–408. <https://doi.org/10.3390/agriengineering6010024>

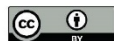
Academic Editor: Francesco Marinello

Received: 29 November 2023

Revised: 16 January 2024

Accepted: 1 February 2024

Published: 12 February 2024



Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Soil, a complex system, is an indispensable element for sustainability [1]. Yet, the world's soils are under pressure from many factors, including land use change and climate change, both components of global change. However, different types of land use, particularly agriculture and forestry, result in increased or decreased carbon emissions into the atmosphere, accounting for nearly one-quarter of greenhouse gas emissions [2].

Soil is the largest reservoir of organic carbon in terrestrial ecosystems. Moreover, the soil organic carbon (SOC) dynamics are not only of vital importance for maintaining soil quality [3] but can also exert a substantial influence on the global carbon cycle, thereby contributing to global change [4]. SOC is essential for the proper functioning and stability of soils, influencing their chemical, physical, and biological properties [5–7]. These properties are essential for the maintenance of healthy farming systems and are therefore key factors to be considered in the management of soil. Nevertheless, climate change has a negative impact on the functioning of ecosystems, including agrosystems, by altering the biogeochemical cycles of carbon and nitrogen and changing nutrient bioavailability, thereby hampering food production and exacerbating biodiversity loss [8].

However, agricultural soils present vast potential for carbon storage on a global scale [9], and land management practices play a crucial role in achieving the sustainability

Carbon and nitrogen stocks in the top soils under different land use/land cover types in the Southeastern of Spain

Abderrauof Benslama ^{1,2,*}, Ignacio Gómez Lucas ², Manuel M. Jordan Vidal ², María Belén Almendro-Candel ² and Jose Navarro-Pedreño ^{2,*}

Citation: To be added by editorial staff during production.

Academic Editor: Firstname
Lastname

Received: date

Revised: date

Accepted: date

Published: date



Copyright: © 2023 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

¹ Laboratory of Valuation and Conservation of Arid Ecosystems (LVCEA).

Department of Biology - Faculty of Sciences Natural and Life, Earth and Universe Sciences. University of Ghardaïa. BP455, Bounoura, Ghardaïa 47000, Algeria; benslama.abdelraouf@univ-ghardaia.dz

² Department of Agrochemistry and Environment, University Miguel Hernández of Elche, Elche 03202, Spain; ignacio.gomez@umh.es; manuel.jordan@umh.es; mb.almendro@umh.es; jonavar@umh.es

* Correspondence: benslama.abdelraouf@univ-ghardaia.dz; jonavar@umh.es

Abstract: Land use plays a crucial role in the stock of soil organic carbon (SOC) and soil nitrogen (SN). This study aims to evaluate and identify the effects of different soil management practices on the physicochemical properties of the soil in a Mediterranean region in South-eastern Spain. Texture, soil moisture, bulk density, pH, electrical conductivity, equivalent CaCO₃ (%), soil organic matter and carbon (measured by loss on ignition - LOI- and Walkley-Black oxidation -WB- respectively) and Kjeldahl nitrogen were determined at the soil surface 0-5 cm (180 samples) under three type of land covers: croplands, grassland and urban soils. The main soil textures were Silt, Silt Loam and Sandy Loam with low percentage of soil moisture in all the soil samples and lower bulk density values in cropland and grassland areas. The pH was alkaline, the electrical conductivity was moderate to high as well as the equivalent calcium carbonate content. Organic matter estimated by LOI and WB method varied following cropland>grassland>urban soils. For SOC and SN stocks, the results obtained indicate that croplands presented the highest stocks, followed by grassland and urban soils. The C/N ratio gave results close to 10 in cropland and grassland indicating easily decomposition of organic matter. Our results emphasized the importance of evaluating the effects and identifying the impacts of different soil management techniques and further research is needed to a better understand of the potentiality to improve soil organic carbon and nitrogen storage in semi-arid regions.

Keywords: soil organic carbon; soil Nitrogen; land use; physicochemical properties; Spain

1. Introduction

Soil is a complex system and an essential component of sustainability [1]. Yet the world's soils are under pressure from many factors, including land use change and climate change, both included in the global change. However, different types of land use, particularly agriculture and forestry, increase or decrease carbon

emissions into the atmosphere and are also responsible for nearly a quarter of greenhouse gas emissions [2].

Soil is the largest reservoir of organic carbon in terrestrial ecosystems. Moreover, soil organic carbon (SOC) dynamic is of vital importance not only for maintaining soil quality [3], but can also have a significant influence on the global carbon cycle and global change [4]. SOC is essential for the proper functioning and stability of soils, influencing their chemical, physical and biological properties [5-7]. These soil properties are basic for the maintenance of healthy farming systems and are key factors to be considered in their management. Nevertheless, Climate Change has a negative impact on the functioning of ecosystems, including agrosystems, by altering the biogeochemical cycles of carbon and nitrogen and changing the bioavailability of nutrients, thereby hampering food production and exacerbating biodiversity loss [8].

However, agricultural soils present a vast potential for carbon storage on a global scale [9] and land management practices play an important role to achieve the sustainable goal of carbon storage. Research done on agricultural land by Ren et al. [10] highlighted that optimizing management practices can offer remarkable potential for sequestering and storing carbon, which could partially offset the loss of SOC caused by the effects of climate change. Another study done by the same scientists [11], indicates that SOC in cropland is of crucial importance in terms of soil quality, playing a key role in ensuring food security and the sustainability of agriculture. Human management practices, but especially sustainable agricultural practices, can increase soil carbon and nitrogen content and improve soil quality [12]. In addition, the abandonment of agricultural land can also increase soil carbon and nitrogen sequestration as it has been reported [13,14]. Both seem contradictory. On the one hand, sustainable management of agroengineering techniques and on the other, the absolute abandonment of agricultural management. Notwithstanding, it is necessary to keep productive soils and food production as world population is growing and the need to provide food may be compromised by a reduction in yields.

In addition, it emphasizes that SOC in the soils plays a central role in the global carbon balance. Carbon storage in the agricultural soil results mainly from the accumulation of organic matter from crops, in particular biomass from different parts of the plant [15], from above and underground biomass. The same situation occurs in forest and pasture areas.

Since forest carbon sinks are crucial for the strategy for carbon sequestration, understanding this is physiological process done by living organisms and mainly by plants, forest require enhanced protection and sustainable management [16,17]. Therefore, it should be noted that forest management practices have the potential to influence the stability and content of soil carbon and nitrogen reserves [18].

Many improving management practices have been discussed and have the potential to increase SOC stocks in managed grassland soils. In grassland ecosystems, improved grazing management practices, such as optimizing grazing intensity or adopting holistic grazing planning, have the potential to contribute

to carbon sequestration [19]. In general, reducing grazing intensity or implementing spatial and temporal grazing exclusion measures typically leads to an increase in SOC stocks, due to increase soil carbon inputs. This trend is particularly marked in semi-arid environments, such as our study area.

However, due to intensive land use for cultivation, grazing or construction, with the removal of native vegetation and disturbance of the soil profile, this can lead to soil degradation [20]. The importance of urban areas and urban soils should be considered as source and sinks of carbon.

Urban soils are anthropogenic soils or soils influenced by human activities associated to settlements, found mainly, but not exclusively, in urban areas. Urbanization and expansion of agricultural land often lead to deforestation and depletion of biomass and soil carbon stocks [21]. This activity includes soils composed of a mixture of materials different from those of adjacent agricultural or forest areas, and which may have a surface layer greater than 50 cm, heavily transformed by human activity through mixing, import and export of materials, and by contamination [22]. In addition, soil horizons in urban areas are heavily modified, leading to soil sealing and loss of SOC [23,24]. Due to the fact that, global climate change is expected to have the greatest impact on remaining forest or grassland soils, the most disturbed and highly designed and maintained urban soils may also have the greatest potential to mitigate climate change drivers [25]. Soils are often described as the 'brown infrastructure' that provides essential ecosystem services as part of urban land use planning. Their contribution to climate change mitigation is of paramount importance to the sustainability and resilience of densely populated regions around the world. In addition, it is important to note that many environmental factors in urban areas, such as the urban heat island and high concentrations of carbon dioxide (CO₂) in the atmosphere, have similarities to the factors expected in the context of global climate change. As a result, urban areas can serve as models for anticipating future climate conditions.

In particular, soil organic carbon and nitrogen content represent fundamental aspects for assessing soil quality [26,27]. Carbon and nitrogen are the major constituents of soil organic matter [28] as well as oxygen and hydrogen. Soil organic carbon and nitrogen have been recognized as essential components because of their contribution to soil quality, fertility and crop productivity. In addition, the percentage of nitrogen can regulate soil carbon stocks by affecting decomposition [29]. Several research studies conducted by Chen et al. (2021), Tang et al. (2023) and Wang et al. (2023) [30-32] highlighted the growing complexity in understanding the effects of nitrogen addition on soil organic carbon changes. These studies revealed that SOC responses to nitrogen addition are divergent, highlighting the influence of many factors in this process. These findings indicate that the relationship between SN and SOC is complex and dependent on multiple variables, and the addition of nitrogen had a significant influence on SOC [33,34]. In view of the strong interaction between the soil carbon and nitrogen cycles, a thorough analysis of the impact of nitrogen addition on soil organic carbon dynamics is essential

[35,36]. Other studies carried out by Abbas et al. (2020), Puget and Lal (2005) and Baker et al. (2007) [37-39] evaluate the variations of SOC and nitrogen under different types of soil management, asserted that the accumulation of SOC depends on the balance between the quality and quantity of soil organic matter (SOM), a balance influenced by a combination of factors, including climatic variables, soil physical properties, and soil management practices.

It is in this context that our study focuses on evaluating the effects of different soil management situations on the soil properties in a Mediterranean region in South-eastern Spain, identifying the differences associated to the land use in the upper 5 cm of the soil and also quantifying the variations of the soil properties.

2. Materials and Methods

2.1. Study area

The study area was carried in the Southeast of Spain (province of Alicante), within location at coordinates 38.14 N and 0.73 W (Figure 1). The main climate of the area is semiarid hot-summer Mediterranean according to the Köppen–Geiger classification (BSh) [40]. The average rainfall values are between 300 to 600 mm/year, with temporal and spatial variability of the precipitation that promotes periods of severe drought, contrasting with periods of very intense and dramatic flood events. Additionally, the overall mild temperatures reaching above 18 °C [41]. It is generally accepted that soil temperature increment leads to a higher rate of carbon loss, although some published studies contradict this consensus [42-44], because this process depends of the temperature reached. According to the [45,46], the main types of soils of the whole area are Calcaric fluvisols and Anthrosols with SOM (%) between 1.9 and 2.6, and pH between 8.1-8.4 due to the calcareous nature of the lithology.

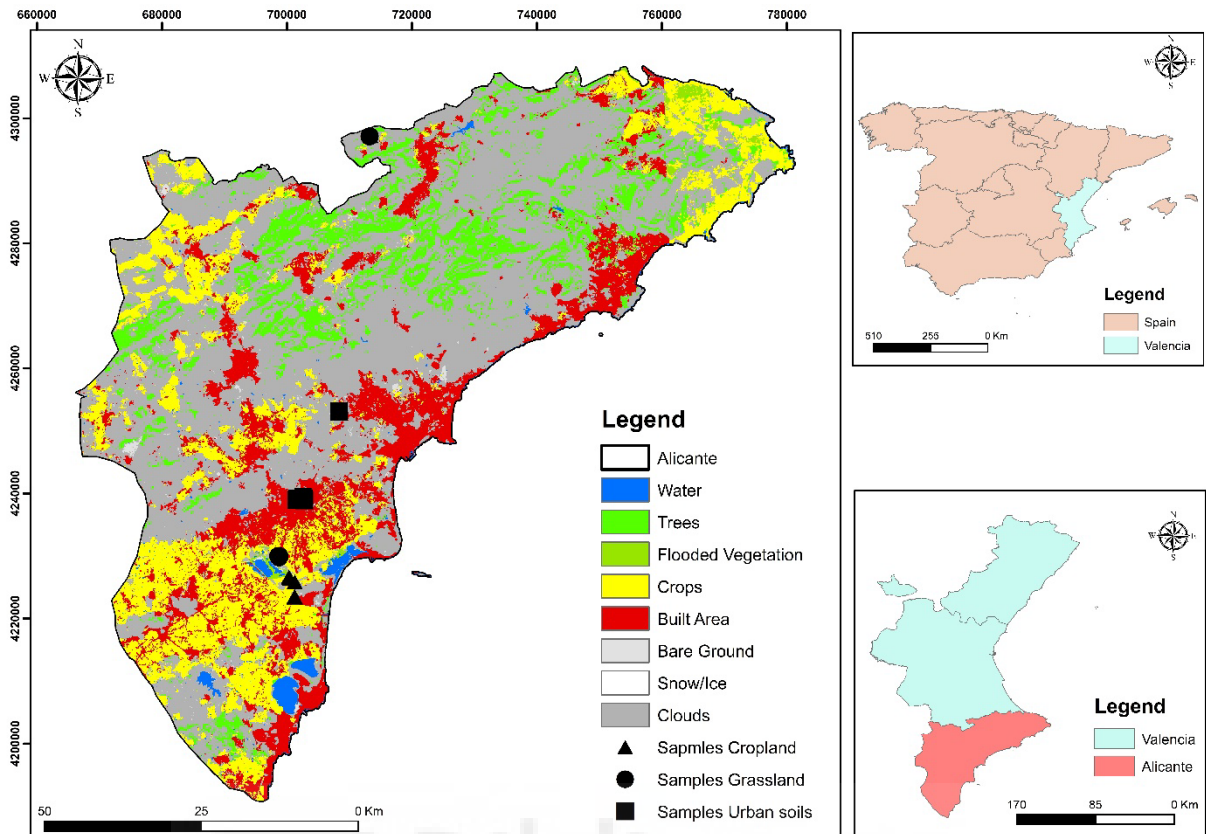


Figure 1. Location of study and sampling areas.

2.2. Sampling

The sampling was carried out between autumn 2020 and spring 2021, considering several representative sites (different types of land use and land cover, LULC). Field sampling and measurements were carried out between September and May 2020-2021 across the various land use and land cover types (Figure 2). Sixty sampling areas (with three-point replications) were analyzed corresponding to 24 croplands (horticultural and trees crops, farming systems), 17 grassland (pasture areas of sheep and goats) and 17 urban soils (garden and open spaces without soil sealing). These zones were chosen because they correspond to areas whose coverage is completely defined by the type of use and land cover, without influence from other uses. A portable Garmin handheld Global Positioning System (GPS) receiver was used in field locating. At each point, 0–5 cm depth samples of the topsoil were taken by using a stainless-steel cylinder (5 cm diameter and 5 cm height). They were immediately closed and transferred to plastic bags to avoid water loss and them, carried to the laboratory for further analysis accounting 180 soil samples.



Figure 2. Sampling areas: Cropland soils (A), Grassland soils (B) and Urban Soils (C).

The samples were air-dried at 105°C and soil moisture and bulk density determined. After that, samples were gently disaggregated to pass a 2-mm mesh sieve while the coarse fragments (>2 mm) were put aside. In the fine earth, soil properties determined were: texture (soil granulometry), pH, Electrical Conductivity (EC), equivalent calcium carbonate, organic carbon and organic matter, and Kjeldahl nitrogen.

pH is used as an indicator of alkalinity, electrical conductivity is mainly used as an indicator of salinity, the total carbonate content reflects carbonate accumulation and organic matter is usually linked to the addition of organic fertilizers by farmers, among other practices, such as those associated with the increasing of soil carbon storage to mitigate climate change [47]. Soil bulk density is critical in order to estimate SOC stock changes because the bulk density changes with land-use and, needs to be accounted when calculating SOC stocks [48].

Soil texture was determined according to the USDA using the Bouyoucos densimeter method [49], pH and EC, were measured at a temperature of 25°C on a soil/water ratio of 1/2.5 (w/v) for the pH and 1/5 (w/v) for the EC following the procedure described by the United States Salinity Laboratory [50]. The soil moisture (SM) content was determined gravimetrically by drying the soil at 105°C

for 24h, while the equivalent calcium carbonate content (CaCO_3) was assessed through the acid digestion method utilizing a calcimeter [51]. Soil bulk density (BD) was determined by the core method [52]. The SOM was estimated by using two methods: loss on ignition known as LOI method [53,54] giving the total SOM_{LOI} content and the Walkley-Black method [55] determining OC_{WB} , the oxidizable organic carbon (%). After that, to obtain the percentage of oxidizable soil organic matter (SOM_{WB}) the conversion factor of 1.742 was applied [56]. Soil nitrogen (SN) was analyzed by using the Kjeldahl method [57,58]. Finally, SOC and SN stocks for each depth of land uses were determined by the following equations suggested by Pearson et al. (2007) [59].

$$\text{SOC stock} = \text{BD} \cdot \text{D} \cdot \text{C}$$

$$\text{SN stock} = \text{BD} \cdot \text{D} \cdot \text{N}$$

Where:

SOC = soil organic carbon stock per unit area in t ha^{-1} ,

BD = soil bulk density in g cm^{-3} ,

D = depth of soil horizon at which the sample was taken in cm,

C = organic carbon concentration in %

SN = soil nitrogen stock per unit area in t ha^{-1} , and

N = nitrogen concentration in %.

2.3. Statistical analysis

The descriptive statistics applied for the soil samples included parameters such the mean, maximum (max), minimum (min) and standard deviation (St. dev). The confidence interval (CI) based on Student's t-distribution and ANOVA F-tests (means with the same letter in the tables are not significant different) were also applied to statistically test the equality of means at significance level of 0.05.

3. Results

3.1. Soil basic properties

The Table 1 gives information on the main characteristics of the physico-chemical parameters measured in the three types of LULC studied: cropland, grassland and urban soils.

Table 1. Descriptive statistics of the soil parameters analyzed for each land use.

Land use Type	Texture		SM (%)	BD (Mg/m^3)	pH	EC (dS/m)	CaCO_3 (%)	SOM_{LOI} (g/kg)	OC_{WB} (g/kg)	SOM_{WB} (g/kg)	SN (g/kg)
Cropland	- Silt Loam	Min	3.1	1.06	7.50	0.19	8.77	36.9	7.3	12.6	0.86
		Max	28	1.31	8.30	9.26	11.70	73.9	31.1	53.6	3.06
	- Silt	Mean	7.6	1.20	7.90	2.04	10.04	53.3	18.4	31.7	1.79
		St.dev	5.6	0.07	0.26	2.09	0.64	10.4	5.9	10.1	0.68
		CI	2.3	0.03	0.11	0.86	0.27	0.43	0.24	0.4	0.03
		F test	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Grassland	- Sandy Loam	Min	7.0	1.03	7.10	0.17	8.22	24.5	5.5	09.4	0.34
		Max	39.4	1.50	8.20	0.45	10.54	72.8	25.2	43.4	2.42
	- Silt Loam	Mean	13.8	1.28	8.00	0.30	9.50	39.8	13.2	22.7	1.23
		St.dev	0.7	0.13	0.13	0.10	0.70	13.2	0.6	10.9	0.56

	<i>CI</i>	4.7	0.07	0.07	0.05	0.35	0.66	0.3	0.5	0.05
	<i>F test</i>	b	b	b	b	a	a	a	a	a
	<i>Min</i>	2.9	1.27	8.08	0.13	4.13	21.0	2.7	4.6	0.20
- Silt Loam	<i>Max</i>	12.3	1.60	8.90	2.41	19.14	42.8	11.5	19.8	1.33
- Sandy Loam	<i>Mean</i>	5.6	1.42	8.58	0.83	12.95	29.5	7.4	12.7	0.51
Urban Soil	<i>St.dev</i>	2.3	0.07	0.28	0.75	4.68	7.0	2.5	4.3	0.36
	<i>CI</i>	1.1	0.04	0.14	0.37	2.33	0.34	0.1	0.2	0.02
	<i>F test</i>	c	b	ac	c	b	b	b	b	b

From the table 1, the main soil textures were Silt, Silt Loam and Sandy Loam in all the soil samples. In the cultivation areas, the siltiest soils were found. Soil texture influences soil carbon storage as fine soil particles can favored the formation of clay-humus complex and preserve the soil organic matter [60]. Although soil moisture varies a lot in the soil surface due to the environmental conditions and soil management (for instance, irrigation), the values obtained reveal the low percentage of water retained in the top of the soils (0-5 cm depth). However, grassland, probably due to the situation of some of the samples in mountainous region, presented the highest mean value. Bulk density values were lower in cropland and grassland areas, while the bulk density was higher for urban soils, showing the compaction expected in disturbed soils of urban areas.

The mean pH values were close to 8 in cropland and grassland but, urban soils evidenced a higher pH. While, the electrical conductivity ranged from 0.19-9.26 dS/m, from non-saline to highly saline soils in cropland areas, associated to the presence of some samples close to the salt flats of Santa Pola and the Natural Park of el Hondo (Alicante), non-saline soils in grassland zones and certain variability in Urban soils ranging from 0.13 to 2.41 dS/m. In general, moderate to high EC values are frequent in this region, where geological factors, combined with a semi-arid climate and intensive agricultural practices, favor high salinity in the surface [61]. The equivalent calcium carbonate content of these soils showed an average percentage close or slightly over 10 %, although the differences between urban soils and the rest were statistically significant, been higher the amount of carbonate found in urban areas.

Considering the soil organic matter estimated by LOI, SOM_{LOI}, this varied following cropland>grassland>urban soils. Nevertheless, no statistical significance between cropland and grassland was found, but there were differences between them and the urban soils, where the mean value were the lowest. This corroborates the negative affection of human activities in urban soils, diminishing the soil organic matter and increasing the the bulk density.

Applying the Walkley-Black method, the values obtained for oxidable organic carbon (OC_{WB}) followed the same trend commented for SOM_{LOI}. After that, SOM_{WB} was estimated and results given were under the values estimated by LOI, confirming the differences between both techniques to estimate the total content of soil organic matter. Finally, the Kjeldahl nitrogen content

of the soils followed the sequence cropland>grassland>urban soils, the same showed by the soil organic matter.

3.1. SOC and SN stocks across land use systems

In all the soils, the content of soil organic carbon and nitrogen were higher in cropland and grassland than those in urban soils. The C/N ratio considering for its calculation the parameters OC_{WB} and SN is showed in Table 2. Cropland and grassland, farming systems, gave results of this C/N ratio close to 10. The C/N ratio is directly influenced by the land use/cover, the amendments added, the intensity of fertilization and the rate of organic matter decomposition [62]. In our study, the C/N ratio in urban soil was higher than in Cropland and Grassland (Table 2), which means that organic matter decomposition would be lower than those of farming systems, as indicated by other studies [63].

The estimation of the content of soil organic matter stocks from LOI and Walkley-Black methods, and the organic carbon (Walkley-Black) and Kjeldahl nitrogen stocks, based on the previous equations [59], are showed in Table 2.

Table 2. C/N ratio, soil organic matter, soil organic carbon and Kjeldahl nitrogen stocks among different land use in the first 5 cm soil depth.

Land use	C/N	SOM _{LOI} stock t ha ⁻¹	SOM _{WB} stock t ha ⁻¹	SOC stock t ha ⁻¹	SN stock t ha ⁻¹
Cropland	10.27	31.980	19.020	11.040	1.074
Grassland	10.73	25.472	14.528	8.448	0.787
Urban soils	14.51	20.945	9.017	5.254	0.362

The results obtained indicated that cropland use presented the highest stocks of organic carbon and nitrogen in the first 5 centimeters of the soil. The extended use of organic amendments and the contributions of plant remains from crops can favor the increase of organic matter in these agricultural systems, as appears to be in this case. Grassland areas used for grazing, pasture areas, has less SOM stock. It is important to consider that grass is the food for livestock and no organic fertilization is carried out, but cattle wastes provides a source of organic matter to the soils. Although, it is possible that the contributions of organic matter to the soil will be less and as a consequence there will be a reduction in carbon storage. Opposite to both, in urban soils the stocks of carbon and nitrogen are the lowest and probably, the sources of organic matter added to the soil are lesser.

4. Discussion

As it was previously commented, soil organic carbon and nitrogen play a key role in assessing soil quality and their relations can affected soil carbon storage [26,27,64,65]. Differences in carbon storage between different soil types reflect variations in a number of factors, including management practices and soil fertility [66] but the ration C/N would be considered and it is determined by the land use. The influence of crop management practices has been demonstrated in several meta-analyses [67-69].

Research done by West and Post (2002), Lu et al. (2021) and Du et al. (2020) on the impact of land management [70-72] considered

that in agricultural soils, no-tillage, a diversity of rotation, manure amendment after a long experimental implementation period and cover cropping can favor soil organic carbon (SOC) and soil nitrogen (SN) sequestration compared with conventional techniques, especially in the first 20 cm of soil [69].

These observations have also been confirmed by other studies [73-75] demonstrating the effect of crop residue on SOC accumulation in the top soil. The improvement in SOC in the same soil profile has a positive influence on soil fertility parameters, which improves soil structure [76,77]. The first centimeters of the soil maybe the most dynamic part with exchanges between soil and atmosphere and the addition of organic matter to the surface has an important role acting as a source of greenhouse gases or as carbon sink.

Our results are consistent with most of the studies, confirming that there are significant variations in the distribution and storage of soil organic carbon (SOC) and soil nitrogen (SN) associated to land use and management practices [78,79].

The study by Birch and Friend [80] showed that SOC and SN concentrations in land use for irrigation-based fruit production were higher than those in rainfed crop production, but tillage leaded to a decrease in SN and SOC content [81].

However, other studies have reported higher stocks of SOC and SN in grassland, more than in cropland, in west-central Indiana (USA) [82]. Many factors can affect these, including soil depth, vegetation cover and climate [83]. Puget and Lal [84] observed that a mollisol used as pasture land, at a depth of 0-5 cm, had a SOC stock more than 1.5 times greater than that of forest soils in central Ohio, reflecting the greater density of grass roots in the upper layer.

Gelaw et al. [85] stated that a concentration of SOC/SN stocks in the 0-5 cm depth in tree and grass based land use systems compared to rainfed crop production indicates the risks of releasing large amounts of CO₂ from the surface soil when these land uses are converted to arable land use.

On the other hand, the organic carbon stocks in urban soils remain one of the least known carbon store. Studies on urban ecosystems have traditionally been ignored by ecologists and soil scientists [86,87]. The study done by Vasnev et al. [88] indicates that urban SOC should not be ignored in regional and global carbon assessments and the content of urban SOC significantly exceeds the content of non-urban SOC.

The study of Martín et al. (2019) [89] in Spain, revealed that forestlands generally have higher SOC contents compared to grasslands and croplands in Spain. But surely, environmental factors can condition those results as forest are usually situated in higher lands and in soils with low interest for agriculture. In our study croplands had higher SOC and SN stocks than other land cover types (grasslands and urban soils). This observation is similar to the findings of Guan et al. (2015) [58]. In another study carried out in the Basque Country of Spain, Ganuza and Almendros (2003) [90] reported that soil organic carbon (SOC) and soil nitrogen (SN) reached maximum values in pasture soils.

According to our results, these observations are consistent with those of Mendoza-Ponce and Galicia (2010) [91], where land

use and land cover change (LULCC) seem to play a dominant role in carbon and nitrogen storage, due to the uneven distribution in different land use types.

The impact of land-use change on SOC was not limited to the surface soil, but the relative changes were just as significant in the subsoil, which underlines the importance of sufficiently deep sampling [92]. As a result, our study remains limited, as this could sometimes lead to an overestimation of storing rates if decreases were observed at greater depths in the soil profile. Further work is required to understand these highlights in order to direct future research towards a more in-depth exploration of variations in soil organic carbon (SOC) and soil nitrogen (SN) sequestration at greater depths. However, this study can help to understand the role of the soil as a organic carbon sink and moreover, it could add some valuable data to understand the results obtained by using remote sensing techniques which detect mainly the surface properties of the soil with low penetration in depth.

5. Conclusions

This study evaluated physico-chemical properties of the soil in a Mediterranean region of south-eastern Spain, under different soil management practices (cropland, grassland, urban soils). In this semi-arid area, cropland had higher levels of soil carbon and nitrogen storage than the other types of land use analyzed, probably due to the addition of organic amendments and plant residues. In grasslands, the use of grass to feed livestock seems to reduce the addition of plant wastes and consequently the carbon storage. In contrast, urban soils showed the lowest levels of carbon and nitrogen storage.

The results of the C/N ratio (mean value close to 10) in agricultural land and grasslands indicate the possibility of decomposition of organic matter. Our results are on line with several studies commented previously, but further research is needed to better understand the potential for improving SOC/SN storage under different land uses in semi-arid regions affected by changing environmental conditions.

Author Contributions: Conceptualization, A.B. and J.N.P.; methodology, I.G.L.; software, M.M.J.V.; validation, J.N.P., M.B.A.C. and I.G.L.; formal analysis, J.N.P.; investigation, A.B.; resources, M.M.J.V.; data curation, M.B.A.V.; writing—original draft preparation, A.B.; writing—review and editing, J.N.P.; visualization, I.G.L.; supervision, J.N.P. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research received no external funding.

Institutional Review Board Statement: Not Applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: The data presented in this study are available on request from the corresponding author.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Brevik, E. C.; Cerdà, A.; Mataix-Solera, J.; Pereg, L.; Quinton, J. N.; Six, J.; Van Oost, K. The interdisciplinary nature of SOIL. *Soil* **2015**, *1(1)*, 117-129.
2. Veni, V. G.; Srinivasarao, C.; Reddy, K. S.; Sharma, K. L.; Rai, A. Soil health and climate change. In *Climate change and soil interactions*, Elsevier, 2020, pp. 751-767. <https://doi.org/10.1016/C2018-0-03008-X>
3. Mao, X.; Zheng, J.; Yu, W.; Guo, X.; Xu, K.; Zhao, R.; Xiao, L.; Wang, M.; Jiang, Y.; Zhang, S.; Luo, L.; Chang, J.; Shi, Z.; Luo, Z. *Soil Biol Biochem* **2022**, *172*, 108743.
4. Bradford, M. A.; Weider, W.R.; Bonan, G.B.; Fierer, N.; Raymond, P.A.; Crowther, T.W. *Nat Clim Change* **2016**, *6(8)*, 751-758.
5. Bongiorno, G.; Bünemann, E. K.; Oguejiofor, C. U.; Meier, J., Gort, G.; Comans, R.; Mäder, P.; Brussaard, L.; De Goede, R. *Ecological Indicators* **2019**, *99*, 38-50.
6. Kooch, Y.; Ehsani, S.; Akbarinia, M. Stratification of soil organic matter and biota dynamics in natural and anthropogenic ecosystems. *Soil Tillage Res* **2020**, *200*, 104621.
7. Gualberto, A. V. S., de Souza, H. A., Sagrilo, E., Araujo, A. S. F., Mendes, L. W., de Medeiros, E. V., Pereira, A. P. D., Costa, D. P., Vogado, R. F.; Cunha, J. R.; Teixeira, M. L.; Leite, L. F. C. Organic C Fractions in Topsoil under Different Management Systems in Northeastern Brazil. *Soil Systems* **2023**, *7(1)*, 11.
8. Pires, D.; Orlando, V.; Collett, R. L.; Moreira, D.; Costa, S. R.; Inácio, M. L. Linking nematode communities and soil health under climate change. *Sustainability* **2023**, *15(15)*, 11747.
9. McGuire, A. D.; Anderson, L. G.; Christensen, T. R.; Dallimore, S.; Guo, L.; Hayes, D. J.; Heimann, M.; Lorenson, T. D.; Macdonald, R. W.; Roulet, N. Sensitivity of the carbon cycle in the Arctic to climate change. *Ecological Monographs* **2009**, *79(4)*, 523-555.
10. Ren, W.; Banger, K.; Tao, B.; Yang, J.; Huang, Y.; Tian, H. Global pattern and change of cropland soil organic carbon during 1901-2010: Roles of climate, atmospheric chemistry, land use and management. *Geogr Sustain* **2020**, *1(1)*, 59-69.
11. Ren, W. Towards an Integrated Agroecosystem Modeling Approach for Climate-Smart Agriculture Management. In *Bridging Among Disciplines by Synthesizing Soil and Plant Processes*, 2019; *8*, 127-144.
12. Fiorini, A.; Boselli, R.; Maris, S. C.; Santelli, S.; Ardenti, F.; Capra, F.; Tabaglio, V. May conservation tillage enhance soil C and N accumulation without decreasing yield in intensive irrigated croplands? Results from an eight-year maize monoculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **2020**, *296*, 106926.
13. Deng, L.; Wang, G. L.; Liu, G. B.; Shangguan, Z. P. Effects of age and land-use changes on soil carbon and nitrogen sequestrations following cropland abandonment on the Loess Plateau, China. *Ecological engineering* **2016**, *90*, 105-112.
14. Zhang, R.; Zhao, X.; Zhang, C.; Li, J. Impact of rapid and intensive land use/land cover change on soil properties in arid regions: a case study of Lanzhou new area, China. *Sustainability* **2020**, *12(21)*, 9226.
15. Johansson, E.; Muneer, F.; Prade, T. Plant Breeding to Mitigate Climate Change—Present Status and Opportunities with an Assessment of Winter Wheat Cultivation in Northern Europe as an Example. *Sustainability* **2023**, *15(16)*, 12349.
16. Zhu, C.; Wang, Z.; Ji, B.; Wang, J.; Xu, C.; Xie, B. Measurement and Spatial Econometric Analysis of Forest Carbon Sequestration Efficiency in Zhejiang Province, China. *Forests* **2022**, *13(10)*, 1583.
17. Zhang, Z.; He, J.; Huang, M.; Zhou, W. Is Regulation Protection? Forest Logging Quota Impact on Forest Carbon Sinks in China. *Sustainability* **2023**, *15(18)*, 13740.
18. Zhou, X.; Zhou, Y.; Zhou, C.; Wu, Z.; Zheng, L.; Hu, X.; Chen, H.; Gan, J. Effects of cutting intensity on soil physical and chemical properties in a mixed natural forest in southeastern China. *Forests* **2015**, *6(12)*, 4495-4509.
19. McSherry, M. E.; Ritchie, M. E. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global change biology* **2013**, *19(5)*, 1347-1357.
20. Shekhovtseva, O. G.; Mal'tseva, I. A. Physical, chemical, and biological properties of soils in the city of Mariupol, Ukraine. *Eurasian Soil Science* **2015**, *48(12)*, 1393-1400.
21. Olorunfemi, I. E.; Fasinmirin, J. T.; Olufayo, A. A.; Komolafe, A. A. Total carbon and nitrogen stocks under different land use/land cover types in the Southwestern region of Nigeria. *Geoderma Regional* **2020**, *22*, e00320.
22. Hillel, D.; Hatfield, J. H.; Powelson, D. S.; Rosenzweig, C.; Scow, K. M.; Singer, M. J.; Sparks, D.L. *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Elsevier/Academic Press, 2005.
23. Liu, X.; Li, T.; Zhang, S.; Jia, Y.; Li, Y.; Xu, X. The role of land use, construction and road on terrestrial carbon stocks in a newly urbanized area of western Chengdu, China. *Landscape and Urban Planning* **2016**, *147*, 88-95.

24. Zambon, I.; Benedetti, A.; Ferrara, C.; Salvati, L. (2018). Soil matters? A multivariate analysis of socioeconomic constraints to urban expansion in Mediterranean Europe. *Ecological economics* **2018**, *146*, 173-183.
25. Pouyat, R. V.; Trammell, T. L. Climate change and urban forest soils. *Developments in soil science* **2019**, *36*, 189-211.
26. Dikgwatlhe, S. B.; Chen, Z. D.; Lal, R.; Zhang, H. L.; Chen, F. Changes in soil organic carbon and nitrogen as affected by tillage and residue management under wheat–maize cropping system in the North China Plain. *Soil and Tillage Research* **2014**, *144*, 110-118.
27. Shao, Y.; Xie, Y.; Wang, C.; Yue, J.; Yao, Y.; Li, X.; Liu, W.; Zhu, Y.; Guo, T. Effects of different soil conservation tillage approaches on soil nutrients, water use and wheat-maize yield in rainfed dry-land regions of North China. *Eur. J. Agron* **2016**, *81*, 37-45.
28. Mahdi, S. S.; Choudhury, S. R.; Gupta, S. K.; Jan, R.; Bangroo, S. A.; Bhat, M. A.; Wani, O. A.; Bahar, F. A.; Dhekale, B.; Dar, S. A. Impact of Climate Change on Soil Carbon-Improving Farming Practices Reduces the Carbon Footprint. In *Innovative Approaches for Sustainable Development: Theories and Practices in Agriculture*, 2022; pp. 299-310.
29. Gao, M.; Zhu, F.; Hobbie, E. A.; Zhu, W.; Li, S.; Gurmessa, G. A.; Wang, A.; Fang, X.; Zhu, J.; Gundersen, P.; Huang, Kai, Wu, Z.; Fang, Y. Effects of nitrogen deposition on carbon allocation between wood and leaves in temperate forests. *Plants, People, Planet* **2023**, *5(2)*, 267-280.
30. Chen, Q.; Hu, Y.; Hu, A.; Niu, B.; Yang, X.; Jiao, H.; Ri, Xu.; Song, L.; Zhang, G. Shifts in the dynamic mechanisms of soil organic matter transformation with nitrogen addition: From a soil carbon/nitrogen-driven mechanism to a microbe-driven mechanism. *Soil Biol. Biochem* **2021**, *160*, 108355.
31. Tang, B.; Rocci, K. S.; Lehmann, A.; Rillig, M. C. Nitrogen increases soil organic carbon accrual and alters its functionality. *Global Change Biology* **2023**, *29(7)*, 1971-1983.
32. Wang, C.; Wang, X.; Zhang, Y.; Morrissey, E.; Liu, Y.; Sun, L.; Qu, L.; Sang, C.; Zhang, H.; Li, G.; Zhang, L.; Fang, Y. Integrating microbial community properties, biomass and necromass to predict cropland soil organic carbon. *ISME communications* **2023**, *3(1)*, 86.
33. Jiang, Z.; Zhong, Y.; Yang, J.; Wu, Y.; Li, H.; Zheng, L. Effect of nitrogen fertilizer rates on carbon footprint and ecosystem service of carbon sequestration in rice production. *Sci Total Environ* **2019**, *670*, 210-217.
34. Keller, A. B.; Borer, E. T.; Collins, S. L.; DeLancey, L. C.; Fay, P. A.; Hofmockel, K. S.; Leakey, A. D. B.; Mayes, M. A.; Seabloom, E. W.; Walter, C. A.; Wang, Y.; Zhao, Q.; Hobbie, S. E. Soil carbon stocks in temperate grasslands differ strongly across sites but are insensitive to decade-long fertilization. *Global Change Biology* **2022**, *28(4)*, 1659-1677.
35. Chen, J.; Xiao, W.; Zheng, C.; Zhu, B. Nitrogen addition has contrasting effects on particulate and mineral-associated soil organic carbon in a subtropical forest. *Soil Biol Biochem* **2020**, *142*, 107708.
36. Sun, T.; Mao, X.; Han, K.; Wang, X.; Cheng, Q.; Liu, X.; Zhou, J.; Ma, Q.; Ni, Z.; Wu, L. Nitrogen addition increased soil particulate organic carbon via plant carbon input whereas reduced mineral-associated organic carbon through attenuating mineral protection in agroecosystem. *Sci Total Environ* **2023**, *899*, 165705.
37. Abbas, F.; Hammad, H. M.; Ishaq, W.; Farooque, A. A.; Bakhat, H. F.; Zia, Z.; Cerdà, A. A review of soil carbon dynamics resulting from agricultural practices. *J. Environ. Manag* **2020**, *268*, 110319.
38. Puget, P.; Lal, R. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil Till Res* **2005**, *80(1-2)*, 201-213.
39. Baker, J. M.; Ochsner, T. E.; Venterea, R. T.; Griffis, T. J. Tillage and soil carbon sequestration-what do we really know? *Agric Ecosyst Environ* **2007**, *118*, 1-5.
40. Rodríguez-Ballesteros, C. Clasificación Climática de Köppen-Geiger (para España). Periodo de Referencia 1981–2010.
41. Melendez-Pastor, I.; Hernández, E. I.; Navarro-Pedreño, J.; Almendro-Candel, M. B.; Gómez Lucas, I.; Jordán Vidal, M. M. Occurrence of pesticides associated with an agricultural drainage system in a mediterranean environment. *Applied Sciences* **2021**, *11(21)*, 10212.
42. Brevik, E. C. An introduction to soil science basics. In *Soils and human health*, Brevik, E. C., Burgess, L. C., Eds.; CRC Press, 1997; pp. 3–28.
43. Coughenour, M. B.; Chen, D. X. Assessment of grassland ecosystem responses to atmospheric change using linked plant–soil process models. *Ecological Applications* **1997**, *7(3)*, 802-827.
44. Hättenschwiler, S.; Handa, I. T.; Egli, L.; Asshoff, R.; Ammann, W.; Körner, C. Atmospheric CO₂ enrichment of alpine treeline conifers. *New Phytologist* **2002**, *156(3)*, 363-375.
45. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015 International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. World Soil Resources Reports No. 106.

46. Niñerola, V. B.; Navarro-Pedreño, J.; Lucas, I. G.; Pastor, I. M.; Vidal, M. M. J. Geostatistical assessment of soil salinity and cropping systems used as soil phytoremediation strategy. *Journal of Geochemical Exploration* **2017**, *174*, 53-58.
47. Navarro-Pedreño, J.; Almendro-Candel, M. B.; Zorpas, A. A. The increase of soil organic matter reduces global warming, myth or reality?. *Sci* **2021**, *3(1)*, 18.
48. Don, A.; Schumacher, J.; Freibauer, A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. *Global Change Biology* **2011**, *17(4)*, 1658-1670.
49. Gee, G.W.; Or, D. Particle-size analysis. In *Methods of Soil Analysis*. Part 4. Physical Methods; Campbell, G., Horton, R., Jury, W.A., Nielsen, D.R., van Es, H.M., Wierenga, P.J., Dane, J.H., Topp, G.C., Eds.; SSSA, ASA: Madison, WI, USA, 2002; pp. 255–294.
50. U.S. Salinity Laboratory Staff. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils: U.S. Dept. Agri. Handbook No. 60,160 p
51. Perry, R. S.; Adams, J. B. Desert varnish: evidence for cyclic deposition of manganese. *Nature* **1978**, *276(5687)*, 489-491.
52. Blake, G.R.; Hartge, K. H. Bulk density. In: *Methods of Soil Analysis*, Part 1, Physical and mineralogical methods., 2nd Edition, Agronomy Monograph 9, American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, Wisconsin, 1986; pp. 363–375.
53. Gustafsson, Ö.; Haghseta, F.; Chan, C.; MacFarlane, J.; Gschwend, P. M. Quantification of the dilute sedimentary soot phase: Implications for PAH speciation and bioavailability. *Environ Sci Technol* **1996**, *31(1)*, 203-209.
54. Poot, A.; Quik, J. T.; Veld, H.; Koelmans, A. A. Quantification methods of Black Carbon: Comparison of Rock-Eval analysis with traditional methods. *Journal of Chromatography A* **2009**, *1216(3)*, 613-622.
55. Walkley, A.; Black, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science* **1934**, *37(1)*, 29-38.
56. Shamrikova, E. V.; Kondratenok, B. M.; Tumanova, E. A.; Vanchikova, E. V.; Lapteva, E. M.; Zonova, T. V.; Lu-Lyan-Min, E. I.; Davydova, A. P.; Libohova, Z.; Suvannang, N. Transferability between soil organic matter measurement methods for database harmonization. *Geoderma* **2022**, *412*, 115547.
57. Bremner, J. M. Nitrogen-total. In: *Methods of soil analysis*, Part 3 Chemical methods, 1996; 1085-1121.
58. Guan, F.; Tang, X.; Fan, S.; Zhao, J.; Peng, C. Changes in soil carbon and nitrogen stocks followed the conversion from secondary forest to Chinese fir and Moso bamboo plantations. *Catena* **2015**, *133*, 455-460.
59. Pearson, T. R. Measurement guidelines for the sequestration of forest carbon (Vol. 18). US Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, 2007.
60. Schillaci, C.; Acutis, M.; Lombardo, L.; Lipani, A.; Fantappie, M.; Märker, M.; Saia, S. Spatio-temporal topsoil organic carbon mapping of a semi-arid Mediterranean region: The role of land use, soil texture, topographic indices and the influence of remote sensing data to modelling. *Sci Total Environ* **2017**, *601*, 821-832.
61. Benslama, A.; Khanchoul, K.; Benbrahim, F.; Boubehziz, S.; Chikhi, F.; Navarro-Pedreño, J. Monitoring the variations of soil salinity in a palm grove in Southern Algeria. *Sustainability* **2020**, *12(15)*, 6117.
62. Tedone, L.; Alhaji Ali, S.; De Mastro, G. The Effect of Tillage on Faba Bean (*Vicia faba* L.) Nitrogen Fixation in Durum Wheat (*Triticum turgidum* L. subsp. Durum (Desf))-Based Rotation under a Mediterranean Climate. *Agronomy* **2022**, *13(1)*, 105.
63. Lou, Y.; Xu, M.; Chen, X.; He, X.; Zhao, K. Stratification of soil organic C, N and C: N ratio as affected by conservation tillage in two maize fields of China. *Catena* **2012**, *95*, 124-130.
64. Chen, B.; Coops, N. C. Understanding of coupled terrestrial carbon, nitrogen and water dynamics—An overview. *Sensors* **2009**, *9(11)*, 8624-8657.
65. Xia, L.; Xia, Y.; Li, B.; Wang, J.; Wang, S.; Zhou, W.; Yan, X. Integrating agronomic practices to reduce greenhouse gas emissions while increasing the economic return in a rice-based cropping system. *Agric, Ecosyst & Environ* **2016**, *231*, 24-33.
66. Ngo, K. M.; Turner, B. L.; Muller-Landau, H. C.; Davies, S. J.; Larjavaara, M.; bin Nik Hassan, N. F.; Lum, S. Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. *Forest Ecology and Management* **2013**, *296*, 81-89.
67. Guo, L. B.; Gifford, R. M. Soil Carbon Stocks and Land Use Change: A Meta Analysis, *Global change biology* **2002**, *8*, 345–360.
68. Berthrong, S. T.; Jobbágy, E. G.; Jackson, R. B. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological applications* **2009**, *19(8)*, 2228-2241.
69. Poeplau, C.; Don, A.; Vesterdal, L.; Leifeld, J.; Van Wesemael, B. A. S.; Schumacher, J.; Gensior, A. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone—carbon response functions as a model approach. *Global change biology* **2011**, *17(7)*, 2415-2427.

70. West, T.O.; Post, W.M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and croprotection: a global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J* **2002**, *66*, 1930–1946.
71. Lu, X.; Hou, E.; Guo, J.; Gilliam, F. S.; Li, J.; Tang, S.; Kuang, Y. Nitrogen addition stimulates soil aggregation and enhances carbon storage in terrestrial ecosystems of China: A meta-analysis. *Global Change Biology* **2021**, *27*(12), 2780–2792.
72. Du, Y.; Cui, B.; Wang, Z.; Sun, J.; Niu, W. Effects of manure fertilizer on crop yield and soil properties in China: A meta-analysis. *Catena* **2020**, *193*, 104617.
73. Mishra, U.; Ussiri, D.A.N.; Lal, R. Tillage effects on soil organic carbon storage and dynamics in Corn Belt of Ohio USA. *Soil Tillage Res* **2010**, *107*, 88–96.
74. Dong, W.; Hu, C.; Chen, S.; Zhang, Y. Tillage and residue management effects on soil carbon and CO₂ in a wheat–corn double-cropping system. *Nutr. Cycl. Agroecosyst* **2008**, *83*, 27–37.
75. Tedone, L.; Verdini, L.; De Mastro, G. Effects of Different Types of Soil Management on Organic Carbon and Nitrogen Contents and the Stability Index of a Durum Wheat–Faba Bean Rotation under a Mediterranean Climate. *Agronomy* **2023**, *13*(5), 1298.
76. Ljubić, N.; Popović, V.; Čirić, V.; Kostić, M.; Ivošević, B.; Popović, D.; Pandžić, M.; El Musafah Seddiq Janković, S. Multivariate Interaction Analysis of Winter Wheat Grown in Environment of Limited Soil Conditions. *Plants* **2021**, *10*, 604.
77. Kostić, M.; Ljubić, N.; Ivošević, B.; Radulović, M.; Popović, S.; Blagojević, D.; Popović, V. Spot-based proximal sensing for field-scale assessment of winter wheat yield and economical production. *Agric. For.* **2021**, *67*, 103–113.
78. Wu, H.; Guo, Z.; Peng, C. Land use induced changes of organic carbon storage in soils of China. *Glob Chang Biol* **2003**, *9*, 305–315.
79. Bárcena, T. G.; Kiær, L. P.; Vesterdal, L. Soil carbon stock change following afforestation in northern Europe: a meta-analysis. *Glob Chang Biol* **2014**, *20*, 2393–2405
80. Birch, H. F.; Friend, M. T. The organic-matter and nitrogen status of East African soils. *Journal of Soil Science* **1956**, *7*(1), 156–168.
81. Ali, S. A.; Tedone, L.; Verdini, L.; Cazzato, E.; De Mastro, G. Wheat response to no-tillage and nitrogen fertilization in a long-term faba bean-based rotation. *Agronomy* **2019**, *9*(2), 50.
82. Omonode, R. A.; Vyn, T. J. Vertical distribution of soil organic carbon and nitrogen under warmseason native grasses relative to croplands in westcentral Indiana. *USA Agri Ecosyst Environ* **2006**, *117*, 159–170.
83. Liu, Q.; Xu, C.; Han, S.; Li, X.; Kan, Z.; Zhao, X.; Zhang, H. Strategic tillage achieves lower carbon footprints with higher carbon accumulation and grain yield in a wheatmaize cropping system. *Sci. Total Environ* **2021**, *798*, 149220.
84. Puget, P.; Lal, R. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil and tillage research* **2005**, *80*(1–2), 201–213.
85. Gelaw, A. M.; Singh, B. R.; Lal, R. Soil organic carbon and total nitrogen stocks under different land uses in a semi-arid watershed in Tigray, Northern Ethiopia. *Agric, ecosys & environ* **2014**, *188*, 256–263.
86. Byrne, L. B. Habitat structure: a fundamental concept and framework for urban soil ecology. *Urban Ecosystems* **2007**, *10*, 255–274.
87. Grimm, N. B.; Grove, J. G.; Pickett, S. T.; Redman, C. L. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems: Urban ecological systems present multiple challenges to ecologists—Pervasive human impact and extreme heterogeneity of cities, and the need to integrate social and ecological approaches, concepts, and theory. *BioScience* **2000**, *50*(7), 571–584.
88. Vasenev, V. I.; Stoorvogel, J. J.; Vasenev, I. I. Urban soil organic carbon and its spatial heterogeneity in comparison with natural and agricultural areas in the Moscow region. *Catena* **2013**, *107*, 96–102.
89. Martín, J. R.; Álvaro-Fuentes, J.; Gonzalo, J.; Gil, C.; Ramos-Miras, J. J.; Corbí, J. G.; Boluda, R. Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma* **2016**, *264*, 117–125.
90. Ganuza, A.; Almendros, G. Organic carbon storage in soils of the Basque Country (Spain): the effect of climate, vegetation type and edaphic variables. *Biology and Fertility of Soils* **2003**, *37*, 154–162.
91. Mendoza-Ponce, A.; Galicia, L. Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in Central Mexico. *Forestry* **2010**, *83*(5), 497–506.
92. Don, A.; Schumacher, J.; Freibauer, A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. *Global Change Biology* **2011**, *17*(4), 1658–1670.

Disclaimer/Publisher’s Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

10. Annexe III

Benslama, A.; Benbrahim, F.; Rym Gadoum, L.; Gómez Lucas, I.; Jordan Vidal, M.M.; Navarro-Pedreño, J.; Bech Borrás, J. (2024). Soil carbon storage under different types of arid land use in Algeria. *Environmental Geochemistry and Health*. Aceptado para publicación el 14 de mayo de 2024 (DOI pendiente de asignación).



Soil carbon storage under different types of arid land use in Algeria

Abderraouf Benslama ^{1,2*}, Fouzi Benbrahim ³, Lydia Rym Gadoum ¹, Ignacio Gómez Lucas ², Manuel Miguel Jordan Vidal ², Jose Navarro-Pedreño ^{2*} and Jaume Bech Borrás ⁴

1. Laboratory of Valuation and Conservation of Arid Ecosystems (LVCEA), Department of Biology - Faculty of Sciences Natural and Life, Earth and Universe Sciences, University of Ghardaia, BP455, Bounoura, Ghardaia 47000, Algeria; benslama.abdelraouf@univ-ghardaia.dz ORCID: 0000-0001-8986-0688; gadoum.lidiarym@univ-ghardaia.dz ORCID: 0000-0003-0623-0037
2. Department of Agrochemistry and Environment, University Miguel Hernández of Elche, Elche 03202, Spain; ignacio.gomez@umh.es ORCID: 0000-0002-0931-9654; manuel.jordan@umh.es ORCID: 0000-0003-2334-4802; jonavar@umh.es ORCID: 0000-0002-4765-2191
3. Higher Normal School of Ouargla, BP 398, Hai Ennasr, Ouargla 30000, Algeria; fouzenbrahim@ens-ouargla.dz ORCID: 0000-0002-4951-9036
4. Laboratory of Soil Sciences, Faculty of Biology, Plant Biology, University of Barcelona, Barcelona, Spain; jaumebechborras@gmail.com ORCID: 0000-0001-9401-0266

*benslama.abdelraouf@univ-ghardaia.dz; manuel.jordan@umh.es; jonavar@umh.es

Abstract

This study aims to assess the amount of organic carbon stored in soils, as it is an intention of knowing the sustainable soil management, by using two common methods for determining soil organic matter (SOM), namely oxidation with acidified wet dichromate (Walkley-Black method - WB) and loss on ignition (LOI). The study was carried with soil samples collected from a depth of 0 to 30 cm in the Saharan arid region of Ghardaia (Algeria), with different land uses: agricultural, forest and pastoral. The results obtained from the LOI and WB methods were subjected to statistical analysis, and the relations between both methods were tested to investigate their relationship. The mean percentage of SOM values were 1.86, 2.42, 1.54 by using LOI, but, lower values of 0.34, 0.33, 0.36 were determined by using WB method, for agricultural, forest and pastoral soils respectively. A weak linear relationship between the two analytical procedures was obtained (R^2 of 0.19 and 0.13 for agricultural and forest soils), while a medium relationship ($R^2= 0.65$) was found for pastoral soils when using linear adjustment. However, the opposite behaviour was found when we use the logarithmic adjustment. The study outcomes indicated discrepancies in the measurements of SOM values between the two methods, been higher those estimated with LOI. Finally, in order to identify the best methodology to measure soil organic matter in arid soils, more research is required in these extreme arid regions as they are a gap in world soil organic matter maps.

De: **Environmental Geochemistry and Health** <priya.gopalakrishnan@springernature.com>

Date: mar, 14 may 2024 a las 18:27

Subject: Environmental Geochemistry and Health: Decision on your manuscript

To: <manuel.jordan@umh.es>

Ref: Submission ID a2855bc7-d568-47d2-afbc-ebe18738f303

Dear Dr Vidal,

Re: "Soil carbon storage under different types of arid land use in Algeria"

We're delighted to let you know that your manuscript has been accepted for publication in Environmental Geochemistry and Health.

Editor comments

Many thanks to the authors for their effort to improve the manuscript. I am happy to recommend a decision of accept.

Prior to publication, our production team will check the format of your manuscript to ensure that it conforms to the journal's requirements. They will be in touch shortly to request any necessary changes, or to confirm that none are needed.

Checking the proofs

Once we've prepared your paper for publication, you will receive a proof. At this stage, for the main text, only errors that have been introduced during the production process, or those that directly compromise the scientific integrity of the paper, may be corrected.

As the corresponding (or nominated) author, you are responsible for the accuracy of all content, including spelling of names and current affiliations.

To ensure prompt publication, your proofs should be returned within two working days.

Publication policies

Acceptance of your manuscript is conditional on all authors agreeing to our publication policies

at: <https://urldefense.com/v3/https://www.springernature.com/gp/policies/editorial-policies> ;!!D9dNQwwGXtA!T7q76bbwme0WFNsB3YLeaOyZ27sU7DgSslNJKwd_7ogaoS5V85wSAvJKBCq5kuC6N2ExluJkW48wckeuCwByVL69B_C5Ku7RZo\$

Environmental Geochemistry and Health is a hybrid journal. This means when the journal accepts research for publication, the article may be published using either immediate gold open access or the subscription publishing route. For further information please

visit [https://urldefense.com/v3/https://www.springernature.com/gp/open-research/about/green-or-gold-routes-to-OA/hybrid-options;!!D9dNQwwGXtA!T7q76bbwme0WFNsB3YLeaOyZ27sU7DgSsINJkwd_7ogaoS5V85wSAvJKBCq5kuC6N2ExluJkW48wckeuCwByVL69B_CCop2U_0\\$](https://urldefense.com/v3/https://www.springernature.com/gp/open-research/about/green-or-gold-routes-to-OA/hybrid-options;!!D9dNQwwGXtA!T7q76bbwme0WFNsB3YLeaOyZ27sU7DgSsINJkwd_7ogaoS5V85wSAvJKBCq5kuC6N2ExluJkW48wckeuCwByVL69B_CCop2U_0$)

Once again, thank you for choosing Environmental Geochemistry and Health, and we look forward to publishing your article.

Kind regards,

Michael Watts
Editor
Environmental Geochemistry and Health



De: <do-not-reply@springernature.com>

Date: mar, 21 may 2024 a las 16:32

Subject: [BULK] Next steps for publishing your article (10.1007/s10653-024-02036-w) in Environmental Geochemistry and Health

To: <manuel.jordan@umh.es>

Dear Dr. Manuel Miguel Jordan Vidal

We're delighted that your article has been accepted for publication:
'Soil carbon storage under different types of arid land use in Algeria'.

You now need to:

- Provide details to help us check whether your article processing charge (APC) is covered by your institution or a journal partner.
- Read and accept your publishing agreement.
- Make a payment if the APC is not covered.

If you want to publish subscription, instead of open access, there will be an option to do that in the following steps.

Continue with publishing your article:

<https://publishing-and-rights.springernature.com/workflow/3d763094-99b5-45a1-abcd-65d173c7007f>

Kind regards,

Springer Nature Author Service

Soil carbon storage under different types of arid land use in

Algeria

Abderraouf Benslama ^{1,2*}, Fouzi Benbrahim ³, Lydia Rym Gadoum ¹, Ignacio Gómez Lucas ², Manuel Miguel Jordan Vidal^{2*}, Jose Navarro-Pedreño ^{2*} and Jaume Bech Borrás ⁴

1. Laboratory of Valuation and Conservation of Arid Ecosystems (LVCEA). Department of Biology - Faculty of Sciences Natural and Life, Earth and Universe Sciences. University of Ghardaïa. BP455, Bounoura, Ghardaïa 47000, Algeria; benslama.abdelraouf@univ-ghardaia.dz ORCID: 0000-0001-8986-0688; gadoum.lidiarym@univ-ghardaia.dz ORCID: 0000-0003-0623-0037

2. Department of Agrochemistry and Environment, University Miguel Hernández of Elche, Elche 03202, Spain; ignacio.gomez@umh.es ORCID: 0000-0002-0931-9654; manuel.jordan@umh.es ORCID: 0000-0003-2334-4802; jonavar@umh.es ORCID: 0000-0002-4765-2191

3. Higher Normal School of Ouargla, BP 398, Hai Ennasr, Ouargla 30000, Alegria; fouzibenbrahim@ens-ouargla.dz ORCID: 0000-0002-4951-9036

4. Laboratory of Soil Sciences, Faculty of Biology, Plant Biology, University of Barcelona, Barcelona, Spain; jaumebechborras@gmail.com ORCID: 0000-0001-9401-0266

*benslama.abdelraouf@univ-ghardaia.dz; manuel.jordan@umh.es; jonavar@umh.es

Abstract

This study aims to assess the amount of organic carbon stored in soils, as it is an intention of knowing the sustainable soil management, by using two common methods for determining soil organic matter (SOM), namely oxidation with acidified wet dichromate (Walkley-Black method - WB) and loss on ignition (LOI). The study was carried with soil samples collected from a depth of 0 to 30 cm in the Saharan arid region of Ghardaïa (Algeria), with different land uses: agricultural, forest and pastoral. The results obtained from the LOI and WB methods were subjected to statistical analysis, and the relations between both methods were tested to investigate their relationship. The mean percentage of SOM values were 1.86, 2.42, 1.54 by using LOI, but, lower values of 0.34, 0.33, 0.36 were determined by using WB method, for agricultural, forest and pastoral soils respectively. A weak linear relationship between the two analytical procedures was obtained (R^2 of 0.19 and 0.13 for agricultural and forest soils), while a medium relationship ($R^2= 0.65$) was found for pastoral soils when using linear adjustment. However, the opposite behaviour was found when we use the logarithmic adjustment. The study outcomes indicated discrepancies in the measurements of SOM values between the two methods, been higher those estimated with LOI. Finally, in order to identify the best methodology to measure soil organic matter in arid soils, more research is required in these extreme arid regions as they are a gap in world soil organic matter maps.

Keywords: Arid conditions; Forestry; Loss on ignition method; Pastoral; Soil organic matter; Walkley-Black method

Introduction

Soil as an essential carbon reservoir, plays a crucial factor mitigating the increase in concentration of Greenhouse Gases (GHGs) in the atmosphere, mainly by storing Soil Organic Carbon (SOC) in the soil profile. This is why their use as GHGs sink is at the heart of many sustainable development issues and objectives (Abera et al., 2021) and the most of these objectives are associated to land management under agriculture, forestry and pastoralism. Monitoring patterns in soil carbon storage and identifying controlling factors on both regional and global scales are crucial for predicting and mitigating the impact of soil carbon on global environmental change (Zhang et al., 2023). SOC is a vital element for the proper functioning and stability of the soils, exerting influence over their physical, chemical and biological properties (Bongiorno et al., 2019; Kooch et al., 2020; Gualberto et al., 2023). Enhancing Soil Organic Carbon (SOC), thus Soil Organic Matter (SOM) stocks, has been proposed as a viable strategy to mitigate climate change, with the additional advantage of improving soil properties, mainly the soil structure (Lal, 2016).

SOC can be assessed by measuring the Total amount of Organic Carbon (TOC) present in the soil, regardless of its origin or decomposition, although not all the soil organic carbon determined has the same ecological functions and the ability to be mineralized (Navarro-Pedreño et al., 2021). It is a key contributor to the carbon cycle and global warming mitigation, and varies spatially according to the soil and environmental properties. For ecosystem productivity and soil functions, soil carbon sequestration and soil organic matter stock are crucial (Thomaz et al., 2023). In certain ecosystems, this carbon can persist in the soil for an extended period in recalcitrant forms, resistant to degradation. However, the type and quality of carbon that can be stored in soils depend on local ecosystems and environmental conditions, land use and land cover (Boubehziz et al., 2020; Malik et al., 2023).

Land degradation poses a threat to the sustainability of human societies (Masoudi et al., 2021) and the effects of land use and land cover (LULC) changes have emerged as a critical concern for the scientifics addressing global climate change (Lambin & Geist, 2008). Several studies report positive or non-significant changes in SOC content in no-till crops, forests and pastures (Battaglia et al., 2022; Bogale et al., 2023). However, in the last five decades, ecosystems have undergone unprecedented and widespread modifications, surpassing any comparable period in history. This phenomenon is particularly notable in the

Mediterranean region (Serra et al., 2008; Steffen et al., 2011), under arid and semi-arid conditions, where the soils has been cultivated for millennia like in the Fertile Crescent. Nowadays, these regions are close and surrounded by desert areas with low organic matter and salinization processes in soils. The effects are noticed and human-induced climate change has involved to soil loss and degradation, resulting in a global decline in soil carbon storage (Eaton et al., 2008), this impact has been particularly pronounced in recent decades in Mediterranean regions (Cerdá et al., 2010; Jerez et al., 2018). To cope with rising carbon dioxide (CO₂) levels in the atmosphere, and to enhance the potential of soils to store carbon, systematic and scientific attention needs to be paid to land use processes (Lal, 2004; Dawson & Smith, 2007). At the same time, special attention is given for the methods used to determine SOC, SOM and TOC. The Loss on Ignition (LOI) method is a widely used technique for estimating the organic matter content of soils by measuring the mass loss of soil samples upon ignition. This method, stands as one of the most commonly employed techniques for determining the organic matter content present in soils (Hoogsteen et al., 2015). Additionally, the WB method is another conventional approach used to measure SOC in soils (Roper et al., 2019). Hence, we therefore used both methods to thoroughly assess the SOM and SOC content of soil samples. The sensitivity and accuracy obtained in the determinations of organic carbon content and, consequently, soil organic matter, can be a problem. But so are the differences in the estimates obtained by various methods, which lead to very different results and make comparison difficult.

SOM pertains to the organic component of soil that excludes plant and animal residues that have not undergone decomposition. However, most analytical techniques do not distinguish between residues that have been degraded and those that have not, as SOM is a dynamic and heterogeneous substance with a range in turnover time, carbon concentration, and particle size (USDA, 2009). That is why the soil environment and the climatic conditions have a major role to influence the type of organic matter stored. It must be understood that stabilized and recalcitrant organic matter in the soil is the one that has the greatest contribution to mitigating the negative effects of climate change because it remains stored in the soil, retaining carbon that could otherwise be released into the atmosphere.

In recent years, changes in land use, particularly agricultural intensification and deforestation, have significantly contributed to the global warming process by releasing CO₂ emissions (Houghton and Hackler, 1999; Lambin et al., 2001; Schulp et al., 2008; Ostle et al., 2009). Land use change is considered the second major cause of CO₂ emissions subsequent to fuel consumption (Waston and Verardo, 2000; IPCC, 2007). According to Bai et al. (2008), the main human pressures or factors affecting soil degradation include: a)

agricultural demands, b) nutrient extraction, c) waste disposal, d) population growth, e) intensive cultivation, f) overgrazing and g) excessive irrigation. This degradation affects soil in several ways and, one of the most important is the loss of organic carbon from the soil. Notwithstanding, the position of organic matter in the soil profile determines its storage possibilities and the interactions with an aerobic environment close to the atmosphere (topsoil), or in anaerobic environment at depth, reducing gases exchange with the atmosphere. This position in the soil profile has a great influence on the physical, chemical and biochemical reactions of the organic matter compounds that lead to and increase or decrease of SOC storage. The soil carbon at 0 to 0.2 m depth, is the main reservoir of soil organic carbon but it is affected by human activities, mainly by agriculture, i.e., tillage. The organic matter in topsoil is labile, with a tendency to decomposition and transformation. Nevertheless, the top 0.2 m of soil contains more than half of the carbon within the first meter of soil profile, and it is the site of 80 percent (%) of the flux (Metay et al., 2017), the interchange between the atmosphere and the soil. Deep SOC is frequently overlooked in management strategies or carbon inventories, particularly in North Africa (Bounouara et al., 2017). In general, organic matter located deeper in the soil profile tends to be more stable, it does not decompose easily, and has less interaction within the atmosphere.

In the case of Algeria, there are regions considered vulnerable in terms of soil degradation due to the organic carbon loss. However, it's crucial to acknowledge that there are few published works and data on these specific regions of Algeria (Boubehziz et al., 2020) especially in extreme arid zones, similarly this knowledge gap exists in other arid regions globally, posing challenges to comprehending the mechanisms that govern soil organic matter dynamics at global, regional and local scales. This indicates that research is required to determine the organic carbon content and comprehend the mechanisms affecting its sequestration, deposition on the soil, transformation and storage in these areas. Studies on SOM quantity, quality, and dynamics in Algeria are limited, often confined to a preliminary characterization (Dellal & Halitim, 1992). However, the first step to understand SOM dynamic in arid soils is to have a good method to measure/estimate the organic matter content in the soil profile. Our study aims to estimate and determine soil organic carbon stored under different types of land use in regions subject to an arid climate in a Saharan part of Algeria (region of Ghardaïa), offering a critical point of view regarding the methodology used to estimate soil organic matter and soil organic carbon.

Materials and Methods

Study area

Our study, done during the first semester of 2023, was conducted in the province of Ghardaïa, located in central Algeria, between latitudes 29°19' N and 32°57' N and between longitudes 02°03' and 04°54' East. 29°19' N-32°57' N, 02°03' E-04°54'. The area is presented (Fig. 1).

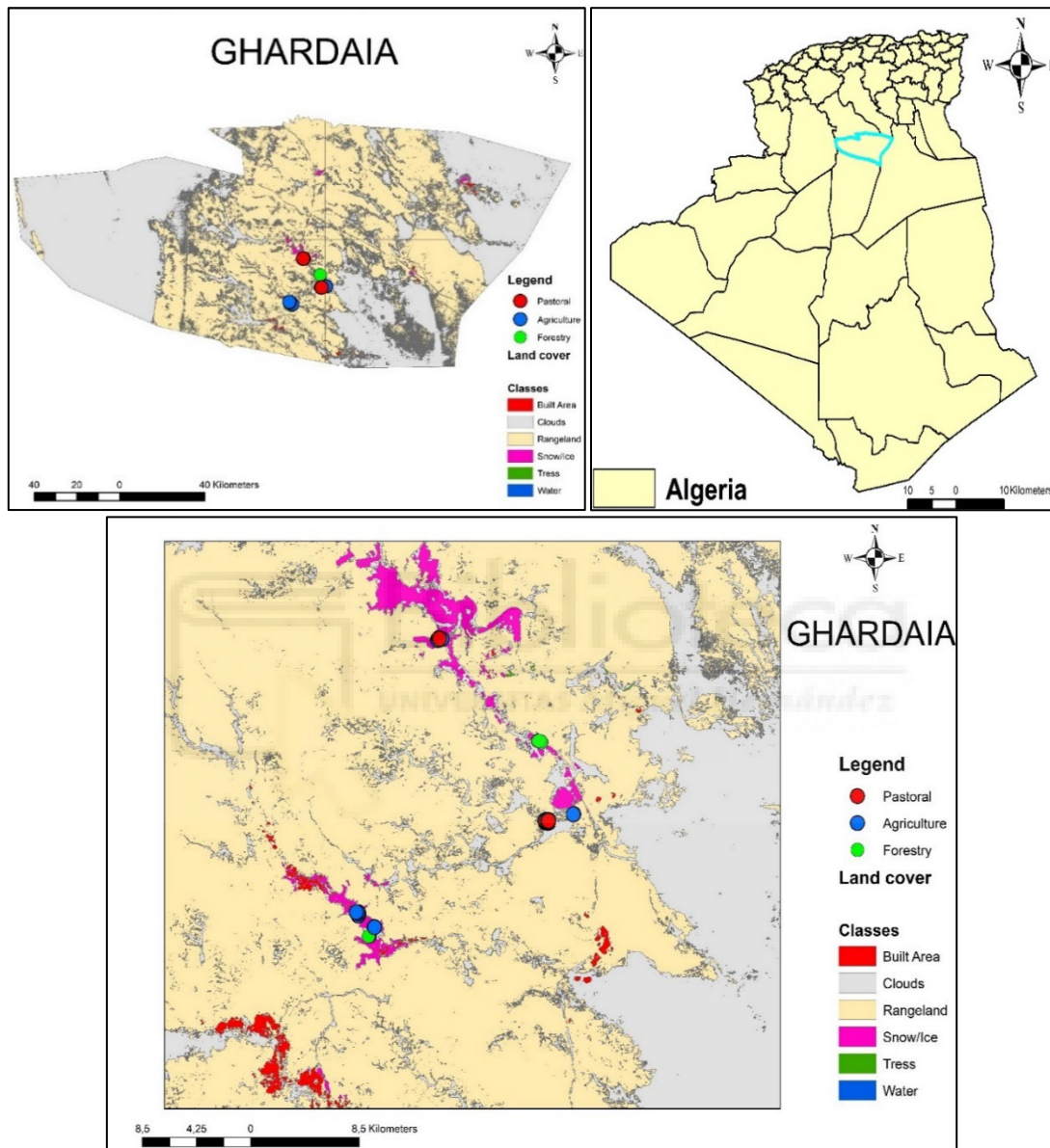


Fig. 1 Geographic location of the study area in the region of Ghardaïa, Algeria.

Climate

The region's climate is characterized by a typically arid Saharan climate, with two seasons: a hot and dry season (April to September), and a temperate one (October to March), and a considerable difference between daily temperatures, with extreme temperature amplitudes between day and night reaching 15 to 16 degrees. The coldest month in this region is January, featuring a mean minimum temperature of 6.2°C, while the hottest month is July, with a mean maximum temperature of 41.8°C. Precipitation is limited and

irregular, with values between 100 and 200 mm/year and episodes of torrential rain, and the evaporation is over 2,000 mm per year (ONM, 2017).

Soil sampling

All of the soil samples collected in the arid region of Ghardaïa, were classified as Arenosols in the World Reference Base for Soil Resources (IUSS, 2015). The samples were collected and located at 43 points distributed over three types of land use. 15 samples corresponding with agricultural soils supporting various crops, including date palm (*Phoenix dactylifera*), pomegranate (*Punica granatum*), and vegetable crops such as bottle gourd (*Lagenaria siceraria*). 13 samples were collected from forest land, featuring vegetation such as acacia and tamarisk (*Tamaricaceae*). Additionally, in the pastoral lands dedicated to dairy cows, 15 samples were collected from extensive soils dominated by esparto grass, including species like drinn (*Aristida pungens*) and cram-cram (*Cenchrus biflorus*) (Fig. 2).

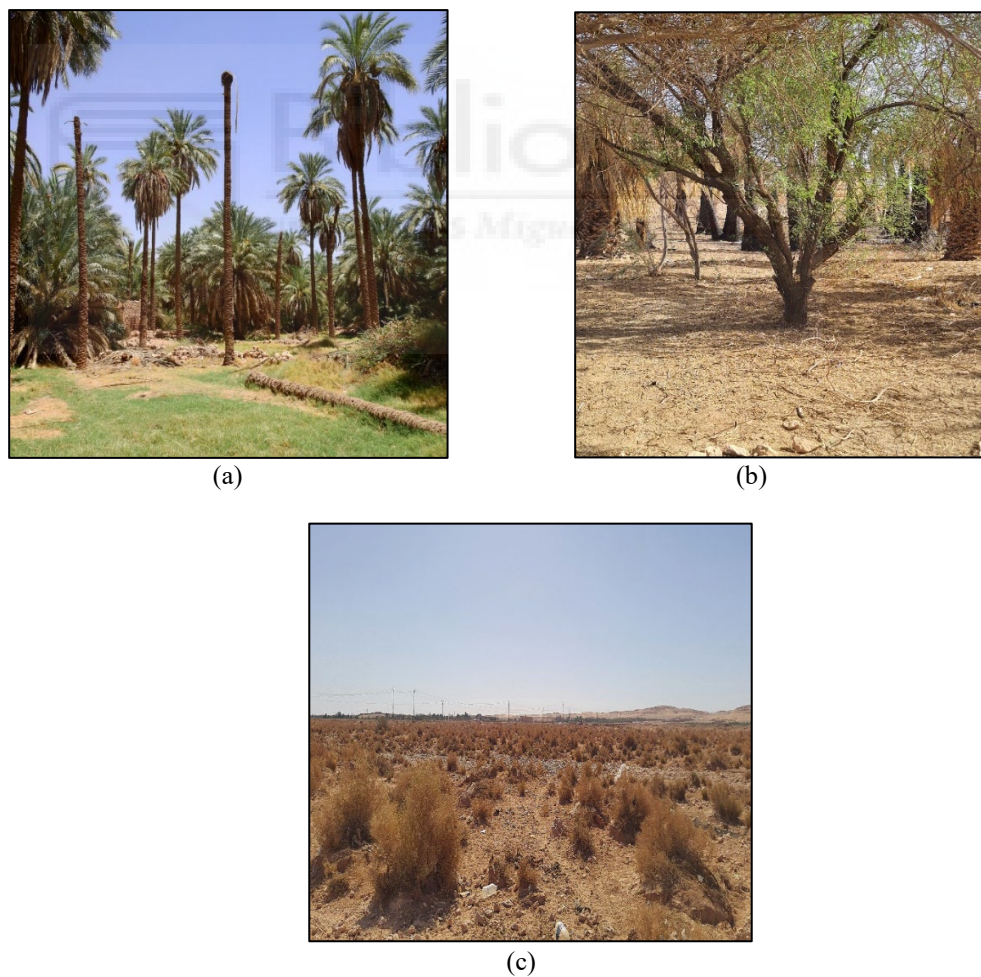


Fig. 2 Sampling arid areas: agricultural soils (a), forest land (b) and extensive pastoral soils (c).

These samples were collected for triplicate from a depth of 0 to 30 cm (top-soil and starting depth soil), transported to the laboratory, air-dried at room temperature, crushed and sieved to 2 mm. After the preparation of soil samples, soil texture was evaluated in accordance with USDA standards utilizing the Bouyoucos densimeter method (Bouyoucos, 1962), pH and EC were measured using United States Salinity Laboratory method (USSL Staff, 1954), and the equivalent calcium carbonate content (CaCO₃) was assessed through the acid digestion method utilizing a calcimeter (Perry and Adams, 1978). Two different methods were used to determine soil organic matter. The methods used to estimate and determine soil organic matter were: loss on ignition (LOI) and the Walkley-Black method (WB) because both are highly recommended and, especially loss-on-ignition, which is an easy method that can be applied all over the world, facilitating the determination of soil organic matter. Replications of soils sampled at each point as well as the analytical measurements were done (three replications).

Loss on ignition method

LOI is a commonly used technique for direct estimation of total organic matter (Bojko and Kabała, 2014; Mikutta et al., 2005; Raya-Moreno et al., 2017). It is usually based on burning the sample at high temperature (500-550 °C). However, to avoid gypsum and carbonate decomposition, a moderate temperature is recommended (Poot et al., 2009). The difference between the initial mass and the residual mass is used to estimate the amount of organic matter presented in the sample. This method has several advantages over other methods for organic carbon measurement, not least its simplicity and low cost. In our case, dry samples were placed overnight (8 hours) in a muffle furnace at 375°C and the weight loss was calculated, without destroying inorganic carbon due to the moderate temperature used (Salehi et al., 2011). Organic Matter (OM) is calculated by using Eq. 1 (Salehi et al., 2011).

$$\text{Soil organic matter (\%)} = \frac{((P_1 - P_0) - (P_2 - P_0))}{(P_1 - P_0)} \times 100 \text{ (Eq. 1)}$$

Where;

P₀: weight of empty crucible;

P₁: final weight;

P₂: weight of crucible containing ash.

The Walkley-Black method

The Walkley-Black method determines the oxidable organic carbon with a sulfochromic attack, and after that, the value can be transformed into soil organic matter (Walkley & Black, 1934). The titration method is the procedure for determining soil organic matter after the acid attack produced by using potassium

dichromate ($K_2Cr_2O_7$) and concentrated sulfuric acid (H_2SO_4). The method used 0.5 g air-dried soil that was disposed in a 500 mL Erlenmeyer flask, adding 10 mL of $K_2Cr_2O_7$ 1N, then, carefully, quickly add 20 mL of H_2SO_4 , leave the flask to stand for 30 minutes (the exothermic reaction reaches temperatures around $120^\circ C$). To stop the reaction, 200 mL water is added to the flask and 10 mL 85% phosphoric acid (H_3PO_4). The titration was done by using three to four drops of o-phenanthroline as indicator and Mohr's salt 0.5 M $[(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O]$ as titrating solution (FAO, 2019). Organic matter was calculated by using Eq. 2.

$$\text{Soil Organic Carbon \%} = \frac{(V_{\text{blank}} - V_{\text{sample}}) \times M_{Fe2} \times 0.003 \times 100 \times f \times mcf}{W} \quad (\text{Eq. 2})$$

Where;

V_{blank} = volume of titrant in blank, mL

V_{sample} = volume of titrant in sample, mL

M_{Fe2} = $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ solution, molarity

0.003 = oxidized carbon ($12 \text{ g C/mole} \times 1 \text{ mole } K_2Cr_2O_7 / 6 \text{ moles } FeSO_4 \times 3 \text{ moles C} / 2 \text{ moles } K_2Cr_2O_7 \times 1 \text{ L} / 1000 \text{ mL}$)

f = correction factor, 1.3

W = weight of soil, g

mcf = moisture correction factor

The SOC is usually multiplied by 1.724, "Van Bemmelen factor" which assumes that soil organic matter contains 58% of C (Pribyl, 2010; Shamrikova et al., 2022), to obtain the percentage of oxidizable organic matter, using Eq. 3 (Shamrikova et al., 2022).

$$\text{Oxidizable soil organic matter \%} = \text{soil organic carbon} \times 1.724 \quad (\text{Eq. 3})$$

Statistical analysis

Statistical analysis was carried out by using Excel Stat ©, the descriptive statistics for soil samples

includes, maximum (max), minimum (min), mean, the coefficient of variation (CV) and standard

deviation (St.dev.). The Kolmogorov-Smirnov test was used to test the normal distribution of the data.

To assess the degree of linear correlation between the two analytical methodologies to estimate organic

matter (OM) Pearson's correlation coefficient (R) was determined. The relationships between WB-OM

and LOI-OM were studied applying simple linear regression as it is expected a direct relation between

both procedures and the content of soil organic matter. However, the logarithmic adjustment was tested,

as the disposition of the points suggested the possibility of a better adjustment by using this regression.

Results and Discussion

The mean values for soil samples taken from the three types of land use (agriculture, forestry, pastoralism) in the Ghardaïa region indicates soil texture are sandy-silty with pH varied 7.9 to 8.2, electrical conductivity varied 2.1 (dS/m) to 6.1 (dS/m) and carbonate varied 16.3 (%) to 20.7 (%) Table 1.

Table 1 Mean values and descriptive statistics of soil organic matter (% d.w.).

	Parameter	Agricultural	Forest	Pastoral
SOM WB	Mean	0.34	0.33	0.36
	Max	0.72	0.61	1.08
	Min	0.03	0.04	0.05
	St.dev.	0.17	0.17	0.26
	CV(%)	0.50	0.51	0.72
SOM LOI	Mean	1.86	2.42	1.54
	Max	5.16	4.95	4.11
	Min	0.35	1.06	0.33
	St.dev.	1.47	1.14	0.93
	CV(%)	0.79	0.47	0.60

The descriptive statistics indicates for soil organic matter in the samples, by using the WB and LOI methods, are presented in Table 2, and that important differences were found in the results obtained considering both methodologies. The main difference was that SOM values were always over two to three times higher when using LOI to determine SOM than WB. This difference is too high to consider it only dependent of an overestimation with LOI or because of the use of the Van Bemmelen factor for the calculation of SOM from SOC, in the case of WB. As it is shown in Table 2, the mean percentage of SOM values, expressed in dry weight basis (% d.w.), were for the LOI 1.86, 2.42, 1.54, and for WB 0.34, 0.33 and 0.36, considering the three types of land use, agricultural, forest and pastoral soils respectively. Low percentages of soil organic matter were obtained from the measurements of SOC by the WB method. In contrast, higher SOM values than those were obtained by using the LOI method, irrespective of soil type or land use. On the one hand, this could mean that the content of oxidizable organic matter in the soils of these arid environments is low or very low comparing with the recalcitrant and/or stabilized organic compounds resistant to the sulfochromic attack of the WB method. This result may indicate a possible underestimation of SOM by WB as a result of the use of the Van Bemmelen factor for the calculation of SOM. It is known that recalcitrant organic matter has more carbon and less C:N ratio than the labile one (Dungait et al., 2012).

In fact, the environmental conditions have probably influenced and acted on the soil easily degradable organic matter and, mainly recalcitrant organic compounds can resist in the soil. As a consequence, poor labile organic matter is available to be used by soil biota and plants as a source of nutrients, resulting less

fertility in these arid regions (Table 2). In the other hand, a high overestimation with the LOI methodology was probably obtained. It is generally accepted that some overestimation would be possible when the LOI is used as a method to estimate the organic content in soils and sediments, but the differences are too significant in the analysed soils to consider this as the only cause of the difference between both methods. The studies that have been carried out by other authors (Abella & Zimmer, 2007; Vahel et al., 2017; Jensen et al., 2018), considered that the LOI methodology overstate the organic matter content in soils, especially in those with a high clay content. According to El Mouridi et al. (2023), clay soils have the potential to retain more moisture and have structural water, which is then released in the form of water during the heating process of the soils. When the LOI method is used, which is based on weight difference, this moisture that remains after drying soils at room temperature even in desert areas, maybe still presented in the samples and may cause some overestimation of SOM. Regarding other interferences of LOI, the temperature used in our case was low to avoid the effect of loss of volatile salts, or metal oxides, or inorganic carbon. The presence of a low oxidizable organic matter content opposite to a more recalcitrant and stabilized fraction could be an additional effect determining the differences observed.

The results of our study indicated a significant variation between the values obtained through the LOI method and those derived from the WB titration method. However, the conversion of SOM estimated by LOI to SOC is not recommended, although the ratio LOI-SOM/TOC is considered about 2 (Bojko & Kabala, 2014) and can be used for TOC estimation. In fact, this value is higher than the factor 1.724 commonly used in WB method. Because of the facilities, LOI may be used in some labs as an easy technique to measure SOC using a conversion factor (Jensen., 2018), although there is not a commonly accepted factor to transform soil organic matter into organic carbon.

Relationship between the two methods

Nevertheless, it would be expected a direct relation between both methods, considering a proportionality between oxidable organic matter and total organic matter (Gelman et al., 2012). For this reason, Square Pearson's correlation coefficient (R^2) was employed to assess the correlation between the two methods across all samples and for each type of LULC (Fig. 3-5). But the results resulted in low values of this coefficient, $R^2= 0.23$ (Fig. 3). When logarithmic correlation was tested, the results for all the samples led to a better correlation, but the coefficient was still low (0.29).

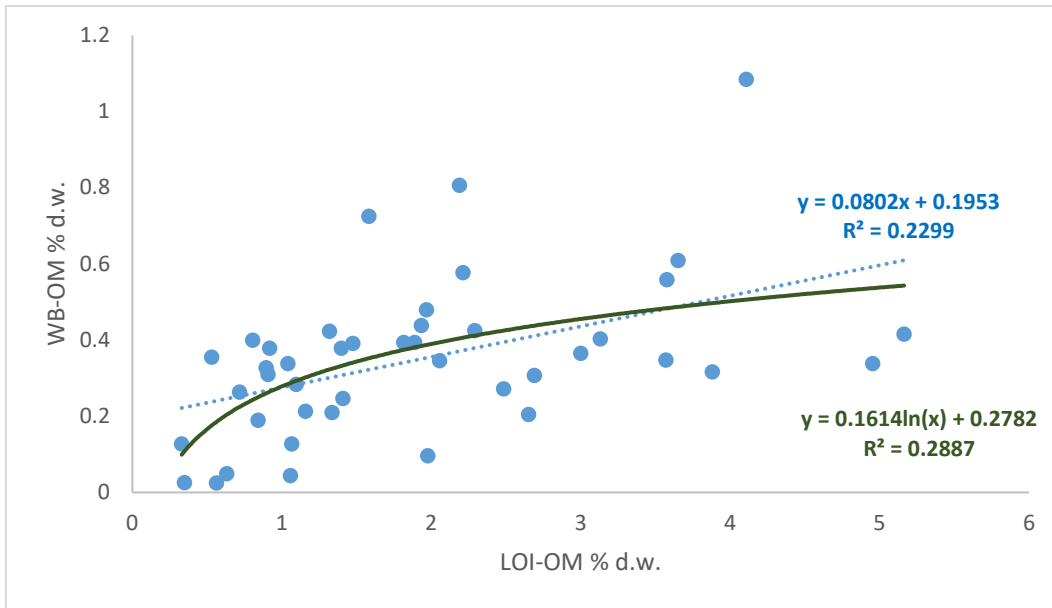


Fig. 3 Square Pearson's correlation coefficient and relationship between the two organic matter estimation methods (WB-OM: Walkley-Black method; LOI-OM: loss on ignition) for all the samples and land uses land (blue dot line: linear adjustment, dark green continues line: logarithmic adjustment).

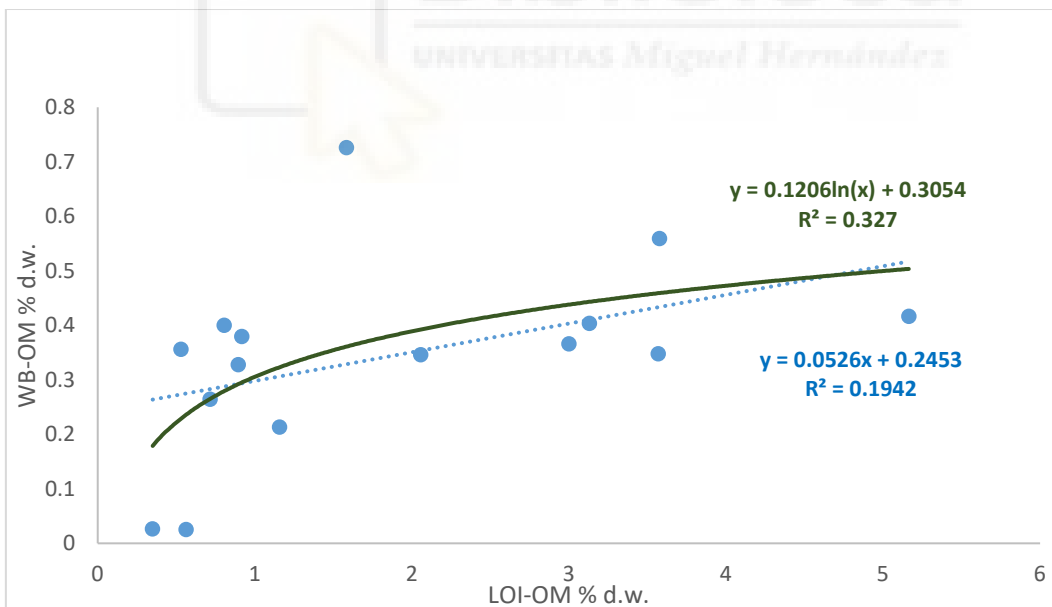


Fig. 4 Square Pearson's correlation coefficient and relationship between the two organic matter estimation methods (WB-OM: Walkley-Black method; LOI-OM: loss on ignition) for agricultural land (blue dot line: linear adjustment, dark green continues line: logarithmic adjustment).

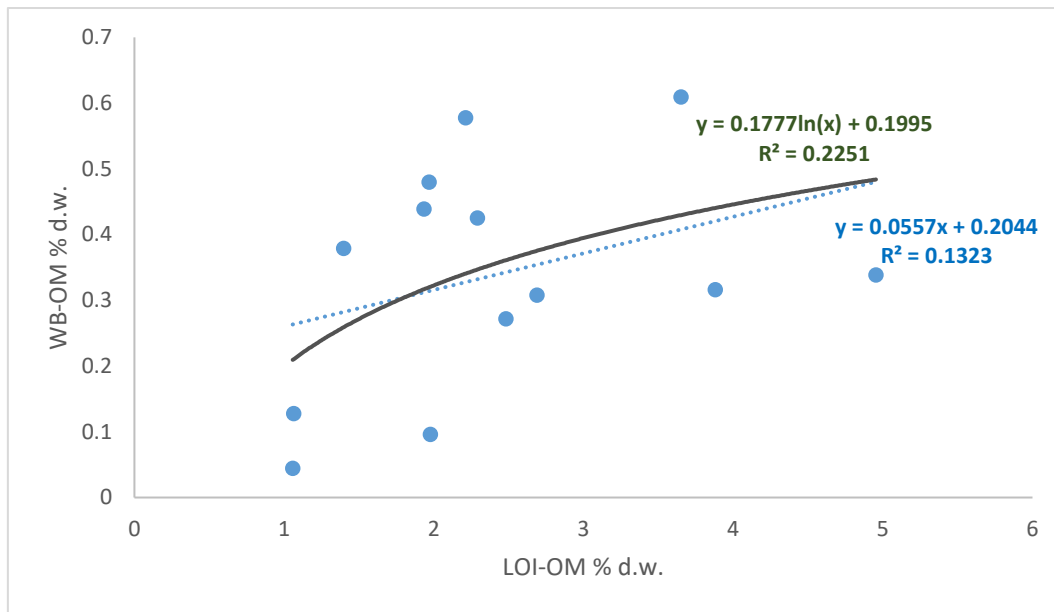


Fig. 5 Square Pearson's correlation coefficient and relationship between the two organic matter estimation methods (WB-OM: Walkley-Black method; LOI-OM: loss on ignition) for forest land (blue dot line: linear adjustment, dark green continues line: logarithmic adjustment).

It can be observed that most of the soils reveal low or very low levels of organic matter content; 65% of the soils had less than 2% of SOM when using LOI and, 91% of them had less than 0.5% of SOM when WB method was used. The LOI-WB linear regression models revealed that for agricultural and forest land, a low correlation, $R^2 = 0.19^*$ and 0.13^* respectively, was found (Figs. 4-5), while for pastoral land showed a better correlation ($R^2 = 0.65^{***}$) as it can be seen in Fig. 6. This would mean that the relation between both methods depends on land use and soil management. The amount of fresh organic matter added to the soil, as amendment, animal droppings or plant residues, would determine the evolution and accumulation of organic matter in the soil profile and, those factors differ for each type of land use. Oxidation-resistant organic carbon stored in the soil is a relatively stable organic matter (Mikutta & Kaiser, 2011) and the accumulation of SOM in the soils is favoured by the presence of this recalcitrant fraction of the organic matter (Navarro-Pedreño et al., 2021). This organic matter can resist the oxidant-acid attack done during the WB method but would be affected by LOI, during burning period, and can be estimated by this method, especially considering the prolonged time of 8 hours burning used in this research.

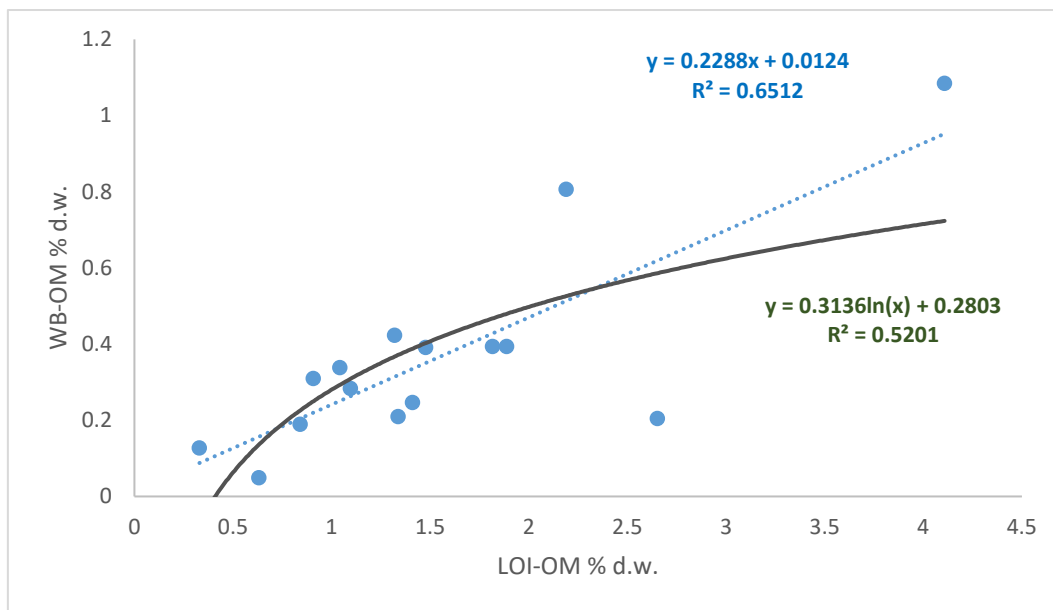


Fig. 6 Square Pearson's correlation coefficient and relationship between the two organic matter estimation methods (WB-OM: Walkley-Black method; LOI-OM: loss on ignition) for pastoral land land (blue dot line: linear adjustment, dark green continues line: logarithmic adjustment).

As it was presented in the previous charts, the best correlation was obtained in the case of pastoral land use considering the linear regression (Fig. 6). However, when the logarithmic regression was applied (dark green line in the figures), both agricultural and forest land uses slightly increase the R^2 but opposite of this, it was reduced in the case of pastoral land use. It is not easy to explain this behaviour, but probably when the SOM is over a determined value, close to 0.5 % (in dry weight) in the case of WB, a linear regression is adequate and, an adjustment similar to that was found by Gelman et al. (2012). If we consider the differences between mean SOM values estimated by LOI and those determined by WB method (Δ SOM), these differences were higher in the forest soils (Table 2). Does this mean that the forest soils of this area have more stabilized organic matter than the soils affected by farming and grazing? In some way, these results could reinforce the idea that forest soils stored more stabilized organic matter than the other land uses even in arid environments, as occurs in temperate temperature zones and tropical regions.

Table 2 Mean values and standard deviation of the differences of soil organic matter (Δ SOM= LOI-WB)

	Agriculture	Forest	Pastoral
Δ SOM mean value	1.52	2.09	1.17
St.dev.	1.40	1.09	0.74

The different type of organic matter in the soil would be associated to the land use, considering that the soils are under the same environmental conditions in this case. Modifications in soil management,

vegetation cover and land use are likely to increase or decrease SOM, and contribute to the accumulation or not of organic carbon in soils (Post & Kwon, 2000; Jones et al., 2005; Schulze et al., 2009; Powlson et al., 2014), where the accumulation was especially noticed following conservation strategies. However, many factors influenced the SOM. For instance, factors such as the physical protection of SOC against decomposition, which includes the spatial inaccessibility of organic matter to decomposing organisms and stabilisation by the interaction with mineral surfaces, play a crucial role in contributing to the spatial heterogeneity of SOC stability (Tian et al., 2016).

In this study, under arid conditions, the analysed sites subjected to different management practices and land use showed variations, and the total organic carbon stored in the soils decreased in the following order: Forests > Pastoral > Cropland when SOM is determined by using LOI. However, when WB methodology was used to determine SOC and after that, calculated the SOM applying the “Van Bemmelen factor”, the values between all of them are so close and poor differences were observed (Table 2). Moreover, Forest soils gave the less mean value with WB methodology. This suggested the idea of the presence of more stabilized and recalcitrant organic matter in the forest soils without less man disturbance as it happen in agricultural and pastoral soils, where the addition of fresh/non stabilized organic matter occurs because of the land management (amendments or animal droppings). The most recalcitrant organic matter, with a higher carbon content and therefore more carbonaceous, suffers less intensely from the acid and chromic oxidative attacks of the WB method, while it is possible that its combustion occurs using LOI.

In the other hand, high clay content facilitates the formation of humus-clay complex protecting, in some way, the organic matter to the acid and chromic attack of the WB method. The differences between both methods were very important and probably, the effect associated to clay minerals and remaining water content cannot explain these differences in this arid environment and these sandy soils. These results reinforce the idea of the need of having a standard procedure to check the SOM, easy and affordable for most of the soil researchers and farmers in arid environments. For instance, paying attention to the results given by LOI, those are very important and confirm that agriculture can decrease the SOM in arid regions comparing with forest soils as in temperate regions, and this means that it is necessary to improve the soil management practices to protect SOM and promote the conservation agriculture to increase SOC.

However, we cannot assume this taking into consideration the WB results and this can lead to contradictory results. It is widely assumed that agriculture in arid Mediterranean environments facilitates

the loss of soil organic matter, unless measures are taken to conserve and maintain organic matter levels. This fact is accentuated in the interior regions close to or included in the Sahara. Although most of the soils analysed showed low and very low values of soil organic matter, this is not the only parameter to be considered for knowing the good condition of soil regarding good and healthy soil management practices. Many properties are affected by the presence of organic matter, like soil erodibility which is of big concern regarding soil losses (Othmani et al., 2023). Nevertheless, it is necessary to ensure the implementation of soil conservation practices based on the storage of organic matter content in the soil profile as a general rule, this overarching approach can effectively contribute to minimizing soil losses and mitigating climate change.

It is very criticisable and should be discussed, because it can vary for different type of soils and environments. According to Abbas et al. (2020) findings, which confirm the need for specific agricultural practices within arid and semi-arid regions, characterized by high temperatures and low rainfall conditions, to effectively preserve and restore soil organic carbon while mitigating soil erosion, in contrast to the strategies employed in Mediterranean and tropical regions, the methods to estimate SOC/SOM should be adapted to these arid regions. The study of organic matter is essential for understanding how various activities influence soil carbon sequestration and contribute to global climate change (Liu et al., 2019). This understanding is crucial for effectively addressing global climate targets, and it is recommended that estimates global, regional and local carbon budgets should be obtained to quantify the net global warming potential. To ensure accuracy and reliability, these models must be calibrated to local conditions and always rely on direct measurements from physical soil samples, where SOC and bulk density have been directly measured.

Conclusions

The work carried out in the Ghardaïa region (Algeria) enabled us to study the amount of organic carbon presented in the soils (0-30 cm depth) of this arid region under different types of land use, taking into account that the arid climate and the sandy soils are the common factor for all of them. The estimation of soil organic carbon (SOC) by using mass loss during ignition (LOI) is an available option for measuring SOM because of the simplicity of LOI and the possibilities of its application worldwide more than other modern techniques, including in developing countries.

The results demonstrated that the values obtained by the WB titration method, differed significantly from those obtained from LOI method. Even considering the overestimation of LOI, it seems that SOM could

be better determined (recalcitrant/stabilized and oxidizable matter) by this method. It should be noted that the results and conclusions of the study are specific to the Saharian region of Ghardaïa and may be generalizable to other arid regions in Algeria or elsewhere, considering similar environmental conditions and soil types. The methods for determining soil organic matter should be adapted to the local conditions and in the case of WB, the conversion factor from oxidizable organic carbon to SOM would be revised for this type of environments and soils. Although many soil properties can affect the presence of organic matter and even the methodologies to check the SOM, it is of special interest when using LOI because it is necessary to control the temperature to avoid influence from soil inorganic carbon compounds and gypsum. However, LOI as a routine procedure, gives easy and quick results to compare soils and, moreover, without using pollutant chemical agents based on chromium as it occurs in WB. This is a highly environmental recommendation to reduce the presence of chromium species in the environment as chromium is a serious pollutant (Sharma et al., 2022). In the other hand, high clay content facilitates the formation of humus-clay complex protecting, in some way, the organic matter to the acid and chromic attack of the WB method.

The differences between both methods were very important and probably, the frequent overestimation with LOI cannot explain these differences in this arid environment and these sandy soils. Also, the recommendations given in the literature were followed in this work and the temperature used was low enough to avoid carbonates decomposition but optimum to burn organic carbon. The conventional dry combustion or wet oxidant-acid attack methods for SOM determination are the most widely used.

Nevertheless, these results can serve as a basis for further studies and contribute to a better understanding of organic carbon measurements and organic matter stored in hot and arid regions of the world, where soils usually have low soil organic matter. A better understanding of spatial and temporal variations in management practices is essential for knowing the evolution of soil carbon stocks on a global scale, including desert regions where poor data is available, and strengthening our ability to develop effective adaptation strategies for the mitigation to climate change.

Acknowledgement: Heartfelt thanks to everyone who has helped in this work but particularly to Benslama Mohamed, director of the laboratory Soils and Sustainable Development, Badji Mokhtar University-Annaba, Algeria.

Author Contributions: A. Benslama, was responsible of conceptualizing the study, methodology, formal analysis, investigation phase, resources and draft manuscript preparation. F. Benbrahim support the validation of the findings and supervision of the research. L.R. Gadoum was involved in the investigation phase. I. Gómez was responsible of the validation of the findings, resources and supervision. M.M. Jordán, corresponding author, was responsible of formal analysis and draft manuscript preparation. J. Navarro-Pedreño, was responsible of conceptualizing the study, methodology, formal analysis, resources, manuscript preparation and supervision. J. Bech was responsible of formal analysis and draft manuscript preparation. All authors have reviewed and approved the final version of the manuscript for publication.

Funding: The authors declare that they have not received any type of funding for the production of this paper.

Availability of data and materials: Not applicable.

Competing interests: The authors declare no conflict of interest.

Consent to participate: Not applicable.

Consent for publication: All authors have read and agreed to published this version of the manuscript.

Ethical approval: Authors confirm that this manuscript is original and novel.

References

- Abbas, F., Hammad, H. M., Ishaq, W., Farooque, A. A., Bakhat, H. F., Zia, Z., Fahad, S., Farhad, W., & Cerdà, A. (2020). A review of soil carbon dynamics resulting from agricultural practices. *Journal of Environmental Management*, 268, 110319. DOI: [10.1016/j.jenvman.2020.110319](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110319)
- Abella, S. R., & Zimmer, B. W. (2007). Estimating organic carbon from loss-on-ignition in northern Arizona forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, 71(2), 545-550. DOI: [10.2136/sssaj2006.0136](https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0136)
- Abera, W., Tamene, L., Abegaz, A., Hailu, H., Piikki, K., Söderström, M., & Sommer, R. (2021). Estimating spatially distributed SOC sequestration potentials of sustainable land management practices in Ethiopia. *Journal of Environmental Management*, 286, 112191. DOI: [10.1016/j.jenvman.2021.112191](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112191)
- Bai, Z. G., Dent, D. L., Olsson, L., & Schaepman, M. E. (2008). Global assessment of land degradation and improvement: 1. identification by remote sensing (No. 5). ISRIC-World Soil Information. https://www.isric.org/sites/default/files/isric_report_2008_01.pdf

- Battaglia, M. L., Thomason, W. E., Fike, J. H., Evanylo, G. K., Stewart, R. D., Gross, C. D., Seleiman, M. F., Babur, E., Sadeghpour, A., & Harrison, M. T. (2022). Corn and wheat residue management effects on greenhouse gas emissions in the mid-Atlantic USA. *Land*, 11, 846. DOI: [10.3390/land11060846](https://doi.org/10.3390/land11060846)
- Bogale, A. A., Melash, A. A., & Percze, A. (2023). Symbiotic and asymmetric causality of the soil tillage system and biochar application on soil carbon sequestration and crop production. *Soil Systems*, 7(2), 48. DOI: [10.3390/soilsystems7020048](https://doi.org/10.3390/soilsystems7020048)
- Bojko, O., & Kabala, C. (2014). Loss-on-ignition as an estimate of total organic carbon in the mountain soils. *Polish Journal of Soil Science*, XLVII(2), 71-79. http://psjd.icm.edu.pl/psjd/element/bwmeta1.element.ojs-doi-10_17951_pjss_2014_47_2_71
- Bongiorno, G., Bünemann, E. K., Oguejiofor, C. U., Meier, J., Gort, G., Comans, R., Mäder, P., Brussaard, L., & de Goede, R. (2019). Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. *Ecological Indicators*, 99, 38-50. DOI: [10.1016/j.ecolind.2018.12.017](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.017)
- Boubehziz, S., Khanchoul, K., Benslama, M., Benslama, A., Marchetti, A., Francaviglia, R., & Piccini, C. (2020). Predictive mapping of soil organic carbon in Northeast Algeria. *Catena*, 190, 104539. DOI: [10.1016/j.catena.2020.104539](https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104539)
- Bounouara, Z., Chevallier, T., Balesdent, J., Toucet, J., Sbih, M., Bernoux, M., Belaisaoui, N., Bouneb, O., & Bensaid, R. (2017). Variation in soil carbon stocks with depth along a toposequence in a sub-humid climate in North Africa (Skikda, Algeria). *Journal of Arid Environments*, 141, 25-33. DOI: [10.1016/j.jaridenv.2017.02.001](https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.02.001)
- Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils 1. *Agronomy Journal*, 54(5), 464-465.
- Cerdà, A., Lavee, H., Romero-Díaz, A., Hooke, J., & Montanarella, L. (2010). Preface: Soil Erosion and Degradation in Mediterranean Type Ecosystems. *Land Degradation & Development*, 21(2), 71-74. DOI: [10.1002/ldr.968](https://doi.org/10.1002/ldr.968)
- Dawson, J. J., & Smith, P. (2007). Carbon losses from soil and its consequences for land-use management. *Science of The Total Environment*, 382(2-3), 165-190. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2007.03.023](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.03.023)

- Dellal, A., & Halitim, A. (1992). Activités microbiologiques en conditions salines : cas de quelques sols salés de la région de Relizane (Algérie). *Cahiers Agricultures*, 1(5), 335-340.
<https://revues.cirad.fr/index.php/cahiers-agricultures/article/view/29766/29526>
- Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S., Whitmore, A-P. (2012). Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18(6), 1781-1796. DOI: [10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x)
- Eaton, J. M., McGoff, N. M., Byrne, K. A., Leahy, P., & Kiely, G. (2008). Land cover change and soil organic C stocks in the Republic of Ireland 1851–2000. *Climatic Change*, 91, 317-334. DOI: [10.1007/s10584-008-9412-2](https://doi.org/10.1007/s10584-008-9412-2)
- El Mouridi, Z., Ziri, R., Douaik, A., Bennani, S., Lembaid, I., Bouharou, L., Brhadda, N., & Moussadek, R. (2023). Comparison between Walkley-Black and Loss on Ignition Methods for Organic Matter Estimation in Different Moroccan Soils. *Ecological Engineering and Environmental Technology*, 24(4), 253-259. <http://www.ecoeet.com/Comparison-between-Walkley-Black-and-Loss-on-Ignition-Methods-for-Organic-Matter,163121.0.2.html>
- Gelman, F., Binstock, R., & Halicz, L. (2012). Application of the Walkley–Black titration for the organic carbon quantification in organic-rich sedimentary rocks. *Fuel*, 96, 608-610. DOI: [10.1016/j.fuel.2011.10.009](https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.10.009)
- FAO (2019). Standard Operating Procedure for Soil Organic Carbon. Walkley-Black: Method Titration and Colorimetric Method. <https://www.fao.org/3/ca7471en/ca7471en.pdf>
- Gualberto, A. V. S., de Souza, H. A., Sagrilo, E., Araujo, A. S. F., Mendes, L. W., de Medeiros, E. V., & Leite, L. F. C. (2023). Organic C Fractions in Topsoil under Different Management Systems in Northeastern Brazil. *Soil Systems*, 7(1), 11. DOI: [10.3390/soilsystems7010011](https://doi.org/10.3390/soilsystems7010011)
- Gustafsson, Ö., Haghseta, F., Chan, C., MacFarlane, J., & Gschwend, P. M. (1996). Quantification of the dilute sedimentary soot phase: Implications for PAH speciation and bioavailability. *Environmental Science & Technology*, 31(1), 203-209. DOI: [10.1021/es960317s](https://doi.org/10.1021/es960317s)
- Hoogsteen, M. J., Lantinga, E. A., Bakker, E. J., Groot, J. C., & Tittonell, P. A. (2015). Estimating soil organic carbon through loss on ignition: effects of ignition conditions and structural water loss. *European Journal of soil science*, 66(2), 320-328.
- Houghton, R. A., & Hackler, J. L. (1999). Emissions of carbon from forestry and land-use change in tropical Asia. *Global Change Biology*, 5(4), 481-492. DOI: [10.1046/j.1365-2486.1999.00244.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1999.00244.x)

- IPCC. (2007). *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Working Group II contribution to the fourth assessment report. Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2007.
https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/ar4_wg2_full_report.pdf
- IUSS Working Group WRB. (2015). *World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome, Italy. <https://www.fao.org/3/i3794en/i3794en.pdf>
- Jensen, J. L., Christensen, B. T., Schjøning, P., Watts, C. W., & Munkholm, L. J. (2018). Converting loss-on-ignition to organic carbon content in arable topsoil: pitfalls and proposed procedure. *European Journal of Soil Science*, 69(4), 604-612. DOI: [10.1111/ejss.12558](https://doi.org/10.1111/ejss.12558)
- Jerez, J., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., Almendro Candel, M. B., & Zorpas, A. A. (2018). Decreased organic carbon associated with land management in Mediterranean environments. In *Soil Management and Climate Change* (pp. 1-13). Academic Press: London
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B978012812128300001X>
- Jones, C., McConnell, C., Coleman, K., Cox, P., Fallon, P., Jenkinson, D., & Powlson, D. (2005). Global climate change and soil carbon stocks: Predictions from two contrasting models for the turnover of organic carbon in soil. *Global Change Biology*, 11(1), 154-166. DOI: [10.1111/j.1365-2486.2004.00885.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00885.x)
- Kooch, Y., Ehsani, S., & Akbarinia, M. (2020). Stratification of soil organic matter and biota dynamics in natural and anthropogenic ecosystems. *Soil Tillage Research*, 200, 104621. DOI: [10.1016/j.still.2019.104621](https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104621)
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123, 1-22. DOI: [10.1016/j.geoderma.2004.01.032](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032)
- Lal, R. (2016). Beyond COP 21: potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71, 20-25. <https://www.jswnonline.org/content/71/1/20A.short>
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., Coomes, O. T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P. S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E. F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P. S., Richards, J. F., Skånes, H., & Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond myths. *Global Environmental Change*, 11, 261-269. DOI: [10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)
- Lambin, E. F., & Geist, H. J. (2008). *Land Use and Land Cover Change: Local Processes and Global Impacts*. Springer Science and Business Media. <https://link.springer.com/book/10.1007/3-540-32202-7>

- Liu, P., Zhou, W., Cui, H., Tan, J., & Cao, S. (2019). Structural characteristics of humic substances in buried ancient paddy soils as revealed by ^{13}C NMR spectroscopy. *Environmental geochemistry and health*, 41, 2459-2472. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10653-019-00297-4>
- Malik, A. D., Arief, M. C. W., Withaningsih, S., & Parikesit, P. (2023). Modeling regional aboveground carbon stock dynamics affected by land use and land cover changes. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 10(1), 1-22. https://www.gjesm.net/article_704982.html
- Masoudi, M., Vahedi, M., & Cerda, A. (2021). Risk assessment of land degradation (RALDE) model. *Land Degradation & Development*, 32(9), 2861-2874. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/ldr.3883>
- Metay, A., Mary, B., Arrouays, D., Labreuche, J., Martin, M., Nicolardot, B., & Germon, J. C. (2017). Effets des techniques culturales sans labour sur le stockage de carbone dans le sol en contexte climatique tempéré. *Canadian Journal of Soil Science*, 89, 623-634. DOI: 10.4141/CJSS07108
- Mikutta, R., & Kaiser, K. (2011). Organic matter bound to mineral surfaces: Resistance to chemical and biological oxidation. *Soil Biology & Biochemistry*, 43(8), 1738-1741. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.05.002
- Mikutta, R., Kleber, M., Kaiser, M., & Jahn, K. R. (2005). Organic matter removal from soils using hydrogen peroxide, sodium hypochlorite, and disodium peroxodisulfate. *Soil Science Society of America Journal*, 69(1), 120-135. DOI: 10.2136/sssaj2005.0120
- Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M. B., & Zorpas, A. A. (2021). The increase of organic matter reduces global warming, myth or reality? *Sci*, 3(1), 18. <https://www.mdpi.com/2413-4155/3/1/18>
- ONM. (2017). Climatic data for the Ghardaïa region Algeria. ONM: Algiers, Algeria. [National Office Meteorology]
- Ostle, N. J., Levy, P. B., Evans, C. D., & Smith, P. (2009). UK land use and soil C sequestration. *Land Use Policy*, 26, 274-283. DOI: 10.1016/j.landusepol.2009.07.009
- Othmani, O., Khanchoul, K., Boubehziz, S., Bouguerra, H., Benslama, A., & Navarro-Pedreño, J. (2023). Spatial variability of soil erodibility at the Rhirane catchment using geostatistical analysis. *Soil Systems*, 7(2), 32. <https://www.mdpi.com/2571-8789/7/2/32>
- Perry, R.S.; Adams, J.B. (1978). Desert varnish: Evidence for cyclic deposition of manganese. *Nature*, 276, 489-491.

- Poot, A., Quik, J. T., Veld, H., & Koelmans, A. A. (2009). Quantification methods of Black Carbon: Comparison of Rock-Eval analysis with traditional methods. *Journal of Chromatography A*, 1216(3), 613-622. DOI: [10.1016/j.chroma.2008.12.048](https://doi.org/10.1016/j.chroma.2008.12.048)
- Post, W. M., & Kwon, K. C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6(3), 317-327. DOI: [10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x)
- Powlson, D. S., Stirling, C. M., Lat, M. J., Gerard, B. G., Palm, C. A., Sanchez, P. A., Cassman, K. G. (2014). Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 4, 678-683. DOI: [10.1038/nclimate2292](https://doi.org/10.1038/nclimate2292)
- Pribyl, D. W. (2010). A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, 156(3-4), 75-83. DOI: [10.1016/j.geoderma.2010.02.003](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003)
- Raya-Moreno, I., Cañizares, R., Domene, X., Carabassa, V., & Alcañiz, J. M. (2017). Comparing current chemical methods to assess biochar organic carbon in a Mediterranean agricultural soil amended with two different biochars. *Science of the Total Environment*, 598, 604-618. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.04.198](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.198)
- Roper, W. R., Robarge, W. P., Osmond, D. L., & Heitman, J. L. (2019). Comparing four methods of measuring soil organic matter in North Carolina soils. *Soil Science Society of America Journal*, 83(2), 466-474.
- Salehi, M. H., Hashemi Beni, O., Beigi Harchegani, H., Esfandiarpour Borujeni, I., & Motaghian, H. R. (2011). Refining Soil Organic Matter Determination by Loss-on-Ignition. *Pedosphere*, 21(4), 473-482. DOI: [10.1016/S1002-0160\(11\)60149-5](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60149-5)
- Schulp, C. J. E., Nabuurs, G. J., & Verburg, P. H. (2008). Future carbon sequestration in Europe—effects of land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127, 251-264. DOI: [10.1016/j.agee.2008.04.013](https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.04.013)
- Schulze, K., Borken, W., Muhr, J., & Matzner, E. (2009). Stock, turnover time and accumulation of organic matter in bulk and density fractions of a Podzol soil. *European Journal of Soil Science*, 60(4), 567-577. DOI: [10.1111/j.1365-2389.2009.01134.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01134.x)
- Serra, P., Pons, X., & Sauri, D. (2008). Land-cover and land-use change in a Mediterranean landscape: a spatial analysis of driving forces integrating biophysical and human factors. *Applied Geography*, 28(3), 189–209. DOI: [10.1016/j.apgeog.2008.03.007](https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2008.03.007)

- Shamrikova, E. V., Kondratenok, B. M., Tumanova, E. A., Vanchikova, E. V., Lapteva, E. M., Zonova, T. V., ... Suvannang, N. (2022). Transferability between soil organic matter measurement methods for database harmonization. *Geoderma*, 412, 115547. DOI: [10.1016/j.geoderma.2021.115547](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115547)
- Sharma, P., Singh, S. P., Parakh, S. K., & Tong, Y. W. (2022). Health hazards of hexavalent chromium (Cr (VI)) and its microbial reduction. *Bioengineered*, 13(3), 4923-4938. DOI: [10.1080/21655979.2022.2037273](https://doi.org/10.1080/21655979.2022.2037273)
- Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., & McNeill, J. (2011). The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369, 842–867. DOI: [10.1098/rsta.2010.0327](https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0327)
- Thomaz, E. L., & Kurasz, J. P. (2023). Long-Term Soil Carbon Stock in No-Till System Affected by a Rolling Landscape in Southern Brazil. *Soil Systems*, 7(2), 60. DOI: [10.3390/soilsystems7020060](https://doi.org/10.3390/soilsystems7020060)
- Tian, Q., He, H., Cheng, W., Bai, Z., Wang, Y., & Zhang, X. (2016). Factors controlling soil organic carbon stability along a temperate forest altitudinal gradient. *Scientific Reports*, 6, 18783. DOI: [10.1038/srep18783](https://doi.org/10.1038/srep18783)
- U.S. Salinity Laboratory Staff. (1954). *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils*; Handbook No. 60; United States Department of Agriculture: Washington, DC, USA, 160 p.
- USDA. (2009). Soil quality indicators: Total organic carbon. Natural Resources Conservation Service, 2. https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-10/total_organic_carbon.pdf
- Vahel, I.H.B., Farhad, A.H., & Bakhtiyar, H.M. (2017). Comparison between Walkley-Black and Loss-On-Ignition methods for organic carbon estimation in soils from different locations. *Kufa Journal of Agricultural Sciences*, 9(2), 292-306. <https://journal.uokufa.edu.iq/index.php/kjas/article/view/10109>
- Walkley, A., & 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 Science*, 37(1), 29-38. https://journals.lww.com/soilsci/citation/1934/01000/an_examination_of_the_degtjareff_method_for.3.aspx
- Watson, R.T., & Verardo, D.J. (2000). Land use, land-use change, and forestry (a Special report of the IPCC). <https://archive.ipcc.ch/pdf/special-reports/spm/srl-en.pdf>
- Zhang, W., Wan, Q., Zhu, G., & Xu, Y. (2023). Distribution of soil organic carbon and carbon sequestration potential of different geomorphic units in Shiyang river basin, China. *Environmental*

Geochemistry and Health, 45(6), 4071-4086. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10653-022-01472-w>

