

La séquestration de carbone dans les sols agricoles, forestiers et urbains : état des lieux des méthodes d'évaluation et de quantification

P. Barré^(1*), L. Cécillon^(1, 2), C. Chenu⁽³⁾, M. Martin⁽⁴⁾, L. Vidal-Beaudet⁽⁵⁾ et T. Eglin⁽⁶⁾

- 1) Laboratoire de Géologie de l'ENS, Université PSL, UMR8538 du CNRS, Paris, France
- 2) Normandie Univ, UNIROUEN, INRAE, ECODIV, 76000 Rouen, France
- 3) Université Paris-Saclay, INRAE, AgroParisTech, UMR ECOSYS, 78850 Thiverval-Grignon, France
- 4) INRAE, Unité InfoSol, US 1106, F-45075, Orléans, France
- 5) EPHor, Agrocampus Ouest, l'institut Agro, 49045 Angers, France
- 6) ADEME, Direction Bioéconomie et Energies Renouvelables, Angers, France

* : Auteur correspondant : barre@geologie.ens.fr

RÉSUMÉ

La séquestration de carbone, c'est-à-dire la capture et le maintien de carbone en dehors de l'atmosphère, contribue à la régulation du climat. Dans les classifications existantes (EFESE, CICES), ce rôle est défini à la fois comme une fonction de l'écosystème et un service rendu à l'homme. Depuis plusieurs années, la séquestration de carbone dans les sols est promue au niveau international comme national dans la lutte contre le changement climatique. De nombreux acteurs, dont les collectivités territoriales, les agriculteurs et les forestiers, sont en demande de méthodes pour évaluer, et si possible quantifier, ce service dans le cadre de leur activité. Dans cet article, nous faisons un point sur les approches déjà disponibles et en émergence et leur déploiement dans les sols forestiers, agricoles et urbains. Des méthodes sont aujourd'hui proposées par les acteurs de la recherche pour quantifier les stocks de carbone organique des sols (COS) et leur stabilité, prédire les évolutions de ces stocks et en estimer le potentiel d'accroissement. Ces approches s'appuient sur des mesures directes et/ou de la modélisation, et sont particulièrement avancées pour les sols agricoles. Une partie des méthodes est normalisée ou en cours de normalisation au niveau international afin d'en faciliter le transfert vers les professionnels (laboratoires d'analyses, bureau d'études etc.). Néanmoins, il apparaît nécessaire de poursuivre l'effort de construction de référentiels pour permettre une meilleure interprétation des résultats en termes de potentiel

Comment citer cet article :

Barré P., Cécillon L., Chenu C., Martin M., Vidal-Beaudet L. et Eglin T., 2020 -

La séquestration de carbone dans les sols agricoles, forestiers et urbains : état des lieux des méthodes d'évaluation et de quantification, Etude et Gestion des Sols, 27, 305-320

Comment télécharger cet article :

<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-27/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS :

<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

d'accroissement ou de risque de déstockage. Cet état des lieux montre que ces référentiels sont particulièrement peu développés en ce qui concerne les sols urbains. Nous discutons également des limites des méthodes qui appellent des efforts de recherche et de développement pour les prochaines années.

Mots-clés

Carbone organique du sol, stockage, dynamique du carbone, modèle.

SUMMARY

INVENTORY OF METHODS FOR EVALUATING AND QUANTIFYING CARBON SEQUESTRATION IN AGRICULTURAL, FOREST AND URBAN SOILS

Carbon sequestration, that is, capturing and keeping carbon out of the atmosphere, contributes to climate regulation. In existing classifications (EFESE, CICES), carbon sequestration is defined both as a function of the ecosystem and as an ecosystem service delivered to human societies. For several years, carbon sequestration in soils has been promoted at international and national level in the context of climate change mitigation. Many stakeholders, including cities, farmers and foresters, are in demand for methods to assess, and if possible, quantify this service in the context of their activity. In this article, we inventory the already available and emerging approaches as well as their deployment in forest, agricultural and urban soils. Currently, methods are proposed by researchers to quantify soil organic carbon (SOC) stocks and their stability, predict SOC stocks evolution and estimate the potential for increasing SOC stocks. These approaches are based on direct measurements and/or modeling, and are particularly advanced for agricultural soils. Some of the methods are standardized or in the process of standardization at an international level in order to facilitate their transfer towards professionals (soil laboratory analysis etc.). Nevertheless, it seems necessary to continue the effort to build benchmarks to allow a better interpretation of the results in terms of SOC storage potential or conversely on the estimation of the risk of destocking SOC. This inventory shows that such benchmarks are particularly poorly developed in urban soils. We also discuss the limitations of the methods that call for sustained research and development efforts for the next few years.

Key-words

Soil organic carbon sequestration, soil carbon dynamics, model.

RESUMEN

LA SECUESTACIÓN DEL CARBONO EN LOS SUELOS AGRÍCOLAS, FORESTALES Y URBANOS: inventario de los métodos de evaluación y de cuantificación

La secuestación del carbono, es decir la captura y el mantenimiento del carbono fuera de la atmosfera, contribuye a la regulación del clima. En las clasificaciones existentes (EFESE, CICES), este papel se define a la vez como una función del ecosistema y un servicio prestado al hombre. Desde varios años, se promueve la secuestación del carbono en los suelos al nivel internacional y nacional en la lucha contra el cambio climático. Numerosos actores, cuyos las colectividades territoriales, los agricultores y forestales, tienen demanda de métodos para evaluar, y si posible cuantificar, este servicio en el marco de su actividad. En este artículo, hacemos un punto sobre los enfoques ya disponibles y en emergencia y sus desarrollos en los suelos forestales, agrícolas y urbanos. Actualmente, los actores de la investigación proponen métodos para cuantificar los stocks de carbono orgánico de los suelos (COS) y su estabilidad, predecir las evoluciones de estos stocks y estimar el potencial de crecimiento. Estos enfoques se apoyan sobre mediciones directas y/o de modelización y están particularmente avanzados para los suelos agrícolas. Una parte de estos métodos está normalizada o en curso de normalización al nivel internacional a fin de facilitar la transferencia hacia los profesionales (laboratorios de análisis, oficinas de estudios, etc...). Sin embargo, aparece necesario proseguir el esfuerzo de construcción de referenciales para permitir una mejor interpretación de los resultados en términos de potencial de aumento o de riesgo de reducción. Esta situación actual muestra que estos referenciales están poco desarrollados en los suelos urbanos. Discutimos igualmente de las limitaciones de los métodos que piden esfuerzos de investigación para los próximos años..

Palabras clave

Carbono orgánico del suelo, almacenamiento, dinámica del carbono, modelos

INTRODUCTION

La matière organique joue un rôle primordial pour le fonctionnement des sols. En effet, elle contribue fortement à la structure du sol, sa fertilité chimique, sa capacité à retenir l'eau et constitue la source principale de matière et d'énergie pour les organismes vivants du sol (Calvet *et al.* 2011). De plus, la matière organique du sol, constituée à plus de 50 % de carbone, est un réservoir de carbone de première importance qui participe à l'évolution de la concentration en CO₂ dans l'atmosphère. Comme l'intensité du changement climatique dépend principalement de l'évolution de la concentration en CO₂ atmosphérique, une augmentation des stocks de carbone organique des sols (COS) pourrait contribuer à atténuer le changement climatique alors qu'inversement une baisse de ces stocks l'aggraverait inmanquablement (Lal *et al.*, 2004).

Dans le contexte de dégradation croissante des sols et du dérèglement climatique, l'intérêt pour la thématique du COS a augmenté, cette thématique apparaissant notamment à l'agenda politique ces dernières années. Ceci s'est traduit, entre autres, par le lancement, par la France, de l'initiative 4 pour 1000 lors de la COP21 (<https://www.4p1000.org/>; Soussana *et al.*, 2019). L'objectif de cette initiative est de promouvoir la mise en place d'actions concrètes visant à préserver et augmenter les stocks de carbone organique dans les sols pour contribuer à la sécurité alimentaire tout en luttant contre le réchauffement climatique. Au niveau national, les évolutions des stocks de COS des sols doivent désormais être prises en compte dans les Plans Climat-Air-Energie Territoriaux (PCAET), où sont définis les objectifs stratégiques et opérationnels des collectivités sur la lutte contre le changement climatique et l'adaptation à ses effets.

Le service de séquestration de carbone fait aussi l'objet d'une attention particulière dans les classifications des fonctions et services rendus par les écosystèmes. Il est ainsi défini comme un service de régulation du climat global dans le cadre de la démarche française d'évaluation des services écosystémiques (EFSE ; <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/levaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques>) (Tibi et Thérond, 2018). Pour la version 5.1 de la classification internationale « Common International Classification of Ecosystem Services » (CICES ; <https://cices.eu/>) parue le 18 mars 2018, la séquestration de carbone est une fonction écologique de l'écosystème. Néanmoins, son évaluation contribue également à l'évaluation du service de régulation de la composition chimique de l'atmosphère, et donc du climat. Ce rôle-clé du COS se retrouve aussi dans d'autres services écosystémiques auquel le sol contribue (Walter *et al.*, 2015). En effet, un sol plus riche en matière organique aura généralement une meilleure résistance à l'érosion, une plus grande infiltrabilité, une plus grande réserve utile, une meilleure fertilité chimique et une capacité accrue à retenir les polluants. De ce fait, augmenter les stocks de COS améliore les services d'approvisionnement,

de régulation (de manière plus large que la seule régulation climatique) et d'auto-entretien.

Pour répondre à la demande sociétale croissante d'actions d'atténuation et d'adaptation au changement climatique et d'évaluation des services écosystémiques, les scientifiques doivent fournir des méthodes opérationnelles, fiables, rapides et peu coûteuses pour évaluer le service de séquestration dans les sols. Dans cet article, nous établissons un état des lieux des approches permettant de l'évaluer au travers du niveau de stock de COS, de sa stabilité, de sa dynamique et de son potentiel d'accroissement dans les sols agricoles, forestiers et urbains.

Quantifier le niveau de stock

Mesures directes et indirectes des teneurs en carbone organique et calculs des stocks de carbone organique du sol

La mesure d'un stock de carbone organique pour une couche de sol donnée s'exprime généralement en une unité de masse par unité de surface. Par exemple, de nombreuses cartes présentent les stocks de COS sur la couche 0-30 cm en tC.ha⁻¹ (voir par exemple, Arrouays *et al.*, 2001 ; Martin *et al.*, 2011 ; Meersmans *et al.*, 2012 et Mulder *et al.*, 2016 pour la France ; de Brogniez *et al.*, 2015, pour l'Europe et la compilation proposée par le Partenariat Mondial sur les Sols de la FAO pour le monde (Global Soil Partnership, 2011, <http://www.fao.org/globalsoilpartnership/>)). La mesure d'un stock de COS est classiquement réalisée en deux étapes : (1) détermination par analyse de la concentration en carbone organique (typiquement en gC.kg⁻¹ sol) d'un échantillon de terre fine (c'est-à-dire un échantillon dont les éléments de taille supérieure à 2 mm ont été retirés par tamisage) et (2) mesure de la masse volumique apparente sèche (typiquement en g.cm⁻³) de terre fine par unité de surface sur la couche considérée. La valeur de stock est obtenue en multipliant la concentration en C organique par la masse de terre fine sur le volume considéré. Ce volume correspond à l'unité de surface choisie (généralement l'hectare pour les sols agricoles et forestiers) multipliée par la profondeur retenue (par exemple 0-30 cm). Cette mesure s'appuie donc sur l'hypothèse raisonnable que les éléments grossiers (>2 mm) contiennent une quantité négligeable de carbone organique par rapport à la terre fine.

La concentration en carbone organique peut être mesurée directement par combustion sèche à l'aide d'un analyseur de type CHN (après décarbonatation de l'échantillon si nécessaire) ou après une oxydation par voie humide dans le cas des méthodes « Anne » ou « Walkley-Black ». La mesure par combustion sèche est aujourd'hui la plus utilisée dans les laboratoires de recherche et a été normalisée (ISO-10694:1995), tandis que la méthode « Anne », également normalisée (NF-ISO-14235:1998) est toujours très utilisée dans les laboratoires régionaux d'analyses

de sol français. La méthode Walkley-Black reste utilisée mais elle a tendance à sous-estimer la teneur en COS car elle ne permet pas l'oxydation de la matière organique difficilement oxydable. Cette sous-estimation est particulièrement forte dans les horizons profonds (Nelson et Sommers, 1996).

Depuis quelques années, des mesures indirectes par spectroscopies visible et infrarouge (IR) se développent, car elles sont rapides et peu coûteuses. Ces méthodes nécessitent de disposer d'un jeu substantiel d'échantillons de sol de calibration (*a minima* une centaine) dont la concentration en carbone organique a été déterminée par une « méthode de référence » (e.g. méthode « Anne » ou combustion sèche). Ces échantillons sont ensuite analysés en spectroscopie visible et/ou IR (proche ou moyen IR). La mise en relation des données de concentration en C avec les spectres visible ou IR permet alors la construction d'un modèle statistique multivarié permettant de déterminer la concentration en COS d'un échantillon inconnu à partir de son spectre visible ou IR (e.g. Viscarra-Rossel *et al.*, 2006). Cette méthode a l'avantage d'être beaucoup plus rapide que la combustion sèche, une fois le modèle construit. En revanche, cette méthode est un peu moins précise que les méthodes de référence (par construction, une mesure IR de concentration en COS ne peut être plus précise qu'une mesure de COS par la méthode de référence, car la méthode IR incorpore l'erreur de la méthode de référence). L'erreur standard de prédiction des modèles de régression utilisant des spectres visibles ou IR comme prédicteurs de la concentration en COS est de l'ordre de 2,6 gC.kg⁻¹ sol pour la spectroscopie moyen infrarouge, 4,4 gC.kg⁻¹ sol pour la spectroscopie proche infrarouge et 4,8 gC.kg⁻¹ sol pour la spectroscopie visible et proche infrarouge ; ces valeurs ayant été obtenues sur le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS du GIS Sol) donc pour des concentrations majoritairement comprises entre 10 et 25 gC.kg⁻¹ sol (Clairotte *et al.*, 2016). Des précautions d'utilisation des modèles basés sur la spectroscopie visible ou IR doivent également être prises : il faut veiller à ne les utiliser que pour des échantillons de sol proches de ceux utilisés pour construire le modèle de calibration et préparés selon le même protocole avant l'analyse spectroscopique. La méthode de détermination de la concentration en COS par spectroscopie IR a également été normalisée (ISO-17184:2014).

Plusieurs méthodes directes sont couramment utilisées pour mesurer la masse volumique de terre fine d'un sol. La méthode directe la plus correcte consiste à prélever un échantillon de volume connu (par exemple en déterminant le volume du trou creusé en le remplissant d'une quantité d'eau connue dans le cas de la « méthode à l'eau ») puis à peser la terre fine contenue dans cet échantillon après tamisage à 2 mm et séchage à 105°C (Poeplau *et al.*, 2017). Cette méthode, faussement simple, est parfois très difficile à mettre en œuvre avec précision, surtout si le sol contient une quantité élevée d'éléments supérieurs à 2 mm qui perturbent le prélèvement. Dans ce cas, une possibilité

est d'estimer la pierrosité dans la fosse, de quantifier le stock de COS des zones pour lesquelles le prélèvement est possible et de corriger ce stock calculé afin de tenir compte de la contribution des zones trop caillouteuses pour être prélevées. Par exemple, si un opérateur estime la pierrosité à 60 % et mesure un stock égal à 60 tC.ha⁻¹ dans la couche 0 – 30 cm là où le prélèvement est possible, le stock de la zone considéré est donc d'environ 24 tC.ha⁻¹ (40 % de 60 tC.ha⁻¹).

Des méthodes indirectes comme la gamma-densimétrie sont également parfois utilisées. Cette méthode repose sur le fait que l'atténuation des rayons γ par un sol est proportionnelle à sa densité. En pratique, une source de photons γ et un détecteur sont introduits dans deux trous parallèles verticaux préalablement forés. Le comptage de photons γ par le détecteur et l'étalonnage préalable au laboratoire de l'instrument permet alors de connaître la masse volumique du sol. Si le sol est caillouteux, il est nécessaire, comme pour les méthodes directes, de déterminer la pierrosité dans une fosse pour corriger la masse volumique mesurée. Du fait de ses risques potentiels pour l'opérateur, la gamma-densimétrie ne peut être utilisée que par des personnels qualifiés. De plus, les méthodes indirectes nécessitent un appareillage relativement coûteux. Pour ces raisons, elles sont donc rarement mises en œuvre pour des campagnes systématiques de grande envergure comme celles du RMQS ou des campagnes européennes LUCAS-SOIL.

Pour que la mesure du stock soit représentative, il faut que les prélèvements pour les mesures de concentration et de masse volumique soient représentatifs de la couche étudiée. Le manuel de prélèvement pour les sites retenus pour le RMQS donne un bon exemple de la stratégie d'échantillonnage à mettre en œuvre (Jolivet *et al.*, 2018). La stratégie de prélèvement doit être adaptée à la question posée et à l'hétérogénéité du milieu. Il sera ainsi probablement nécessaire d'échantillonner de manière plus fine un sol fortement anthropisé ou un sol forestier pour avoir une bonne représentation de ces sols généralement plus hétérogènes. De la même manière, pour bien connaître la distribution verticale d'un stock de COS, il sera nécessaire d'échantillonner un sol de prairie de manière plus resserrée vers la surface qu'un sol labouré dont la teneur en C organique sera homogène dans la couche de labour. La mesure d'un stock de COS, allant du prélèvement aux mesures de concentration et de masse volumique fait l'objet d'un projet de norme qui devrait voir le jour dans les prochaines années (ISO DIS 23400).

Il faut également noter qu'il y a des précautions à prendre lorsque l'on souhaite comparer les stocks de COS de parcelles adjacentes ayant reçu des traitements différents ou suivre l'évolution d'un stock de COS avec le temps. Si les masses volumiques ne changent pas, la comparaison peut être réalisée simplement. Si le traitement considéré induit des changements de masses volumiques, ce qui est généralement le cas, il faut déterminer si l'on est intéressé par la comparaison des valeurs de stock de COS sur une profondeur donnée ou sur une masse

de sol équivalente. En effet, si le sol est compacté, sa masse volumique va augmenter ce qui va mécaniquement augmenter le stock de COS dans un horizon donné. Pour autant, conclure que la compaction est une bonne méthode pour augmenter les stocks de COS serait une conclusion erronée. Pour remédier à cela, Ellert et Bettany (1995) ont proposé de comparer les stocks de COS sur la base de « masses de sol équivalentes » lorsque les traitements comparés induisent des différences de masses volumiques. C'est cette approche qui est généralement préconisée pour comparer les stocks et leurs évolutions dans des essais agronomiques de long terme (par exemple Virto *et al.*, 2012). Pour effectuer cette correction, on prend alors comme référence le sol avec la masse volumique la plus grande. On détermine par différence la quantité de terre fine qu'il faudrait ajouter pour avoir autant de terre fine dans le prélèvement effectué dans la parcelle la moins compacte que dans celui réalisé dans la parcelle avec la masse volumique la plus élevée. On multiplie alors cette masse de terre fine par la concentration en COS dans la couche sous-jacente. La somme de cette quantité de C et du stock de COS mesurée dans la parcelle la moins compacte correspond au stock à « masse équivalente » pour la parcelle la moins compacte. Par exemple, si on souhaite comparer le stock de COS dans la couche 0-30 cm dans une parcelle labourée de masse volumique 1 200 kg.m⁻³ avec le stock de COS dans une parcelle adjacente convertie au non-labour avec une masse volumique de 1 280 kg.m⁻³, il est intéressant de travailler à « masse équivalente » pour ne pas risquer de conclure à un effet stockant du non-labour qui ne serait dû qu'à un effet de compaction. En supposant que ces parcelles ne contiennent pas d'éléments grossiers, la masse de terre fine à l'hectare est de 3 600 t par hectare dans la parcelle labourée et 3 840 t par hectare pour la parcelle en non-labour. Pour travailler à « masse équivalente », il faut donc ajouter la quantité de C contenue dans 240 t de terre fine de la couche directement sous 30 cm. Ceci peut être réalisé en mesurant la teneur en COS dans la couche 30-35 cm et en multipliant cette teneur (en gC.kg⁻¹ de sol) par la masse de sol à ajouter (ici 240 t). Il est à noter que, dans cet exemple, travailler à masse équivalente revient à comparer le stock de COS contenu dans la couche 0-30 cm de la parcelle non-labourée avec la couche 0-32 cm de la parcelle labourée conventionnellement.

Pour se donner la possibilité de comparer des stocks de COS contenus dans des masses équivalentes et pas seulement dans des volumes équivalents de sol, il est donc nécessaire de disposer d'échantillons prélevés en dessous de la couche d'intérêt. En effet, comme on ne connaît pas *a priori* la masse volumique du sol et qu'on ne sait pas si celle-ci va augmenter ou diminuer au cours du temps, disposer de la masse volumique et de la concentration en C organique de la couche sous-jacente permettra au besoin de corriger le stock pour travailler à masse équivalente. Par exemple, si la masse volumique du sol

a diminué pour certains sites entre la première et la seconde campagne d'échantillonnage du RMQS, ajouter la quantité de C contenue dans la fraction de sol qui était dans la couche 0-30 cm lors de la première campagne et qui se retrouve désormais dans la couche 30-50 cm (décompactation du sol) permettra d'évaluer les évolutions de stock de COS à masse équivalente. Les expériences de longue durée ou les réseaux d'échantillonnage qui ne réalisent pas de tels prélèvements n'offrent donc pas la possibilité de travailler à masse équivalente.

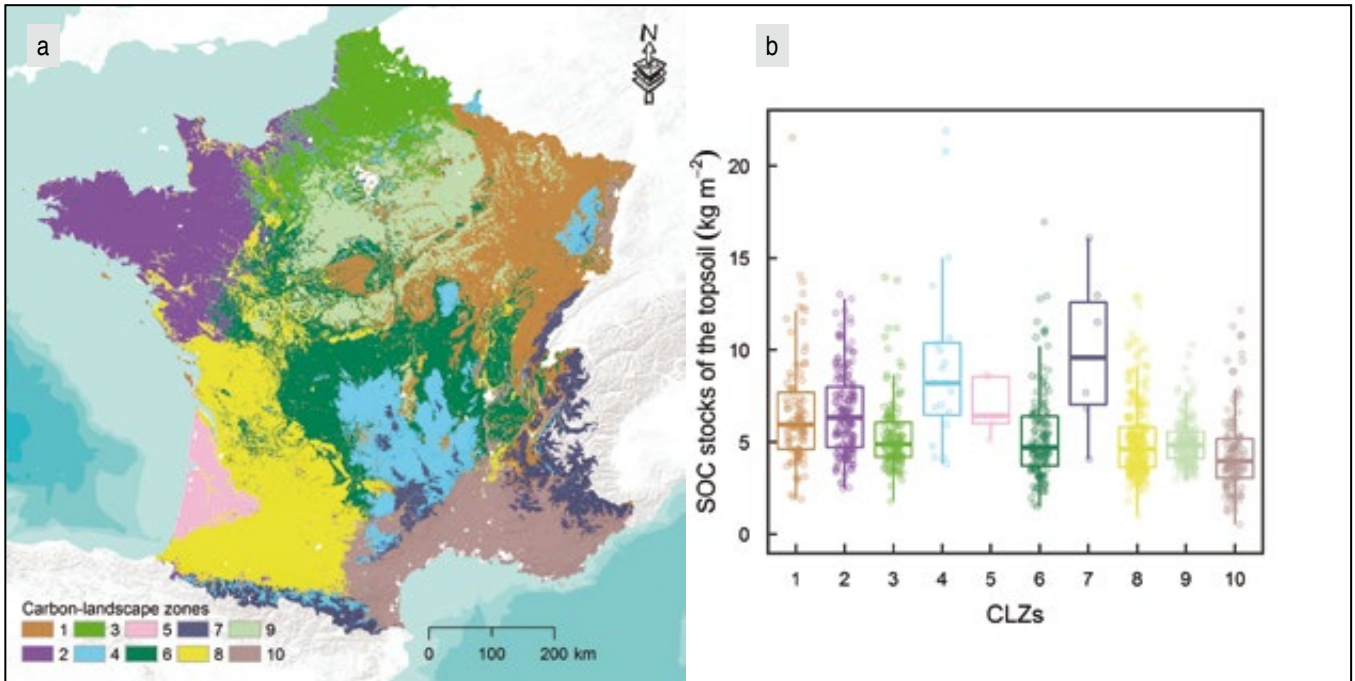
Vers des mesures plus rapides et moins coûteuses des stocks de COS ?

Les mesures de stock de COS prennent un temps certain. Il faut réaliser un prélèvement représentatif, puis mesurer la concentration en carbone organique dans la terre fine et la masse de terre fine par volume de sol. Plusieurs travaux sont en cours pour essayer de développer des mesures rapides et peu coûteuses des stocks de C. Ainsi, plusieurs équipes travaillent au développement de spectromètres visibles et/ou IR permettant de réaliser des mesures de concentration et de stock de COS directement sur le terrain (Cardinael *et al.*, 2015 ; Cambou *et al.*, 2016 ; Allory *et al.*, 2019). Cambou *et al.* (2016) ont ainsi obtenu, à partir de spectres visibles et proche infrarouge mesurés *in situ* sur des carottes de sol (dont la structure a été perturbée), une erreur standard de prédiction de 2,0 gC.dm⁻³ pour le stock de COS de Luvisols agro-forestiers peu caillouteux. D'autres travaux visent à mesurer de manière conjointe la masse volumique du sol et sa teneur en carbone organique. Ainsi, Viscarra Rossel *et al.* (2017) ont développé le « soil core sensing system » qui mesure, notamment de manière automatique et sur une même carotte de sol préalablement excavée, sa masse volumique (à l'aide d'un densitomètre mesurant l'atténuation des rayons γ) et sa teneur en COS par spectrométrie UV-proche IR (vis-NIR). La précision de cette méthode prometteuse dépend évidemment de la qualité des modèles de calibration utilisés, comme discuté précédemment.

Par ailleurs, l'utilisation de l'imagerie multispectrale ou hyperspectrale ouvre la voie à une détermination des concentrations en COS par télédétection (Vaudour *et al.*, 2019 ; Chabrilat *et al.*, 2019). Cependant, en raison de contraintes physiques, de telles mesures ne peuvent concerner que les premiers millimètres de sols nus. Ces méthodes en développement n'ont pour l'instant pas la même précision que les méthodes classiques de mesures des concentrations en COS mais offrent des perspectives pour obtenir des mesures à haut débit et spatialisées. Elles devront néanmoins être associées à des mesures directes et à une bonne connaissance des évolutions des pratiques, en particulier de celles qui ont un effet sur la distribution verticale des teneurs en matières organiques dans le sol comme le semis direct (Angers et Eriksen-Hamel, 2008 ; Virto *et al.*, 2012 ; Pellerin *et al.*, 2019).

Figure 1 : (a) carte des « Carbon Landscape Zones » (CLZ) distinguées par Chen *et al.* (2019). Ces zones sont définies à l'aide des données pédo-climatiques et de productivité primaire ; (b) stocks de COS mesurés dans la couche (0 – 30 cm) des 10 zones. Figures issues de Chen *et al.* (2019). Avec l'autorisation d'Elsevier.

Figure 1: (a) map of the Carbon Landscape Zones (CLZ) distinguished in Chen *et al.* (2019). These zones are defined using pedo-climatic and net primary production data ; (b) SOC stocks measured in the surface layer (0 – 30 cm) for the 10 zones. Figures from Chen *et al.* (2019). With permission from Elsevier.



Référentiels d'interprétation

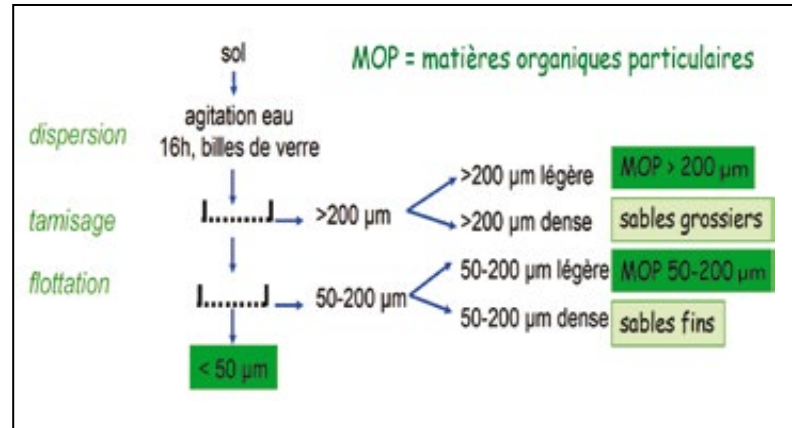
Les valeurs de stock de COS varient en fonction de l'usage des sols, du climat et des propriétés du sol. Il peut être intéressant de déterminer si une valeur de stock de COS donnée est plutôt forte ou faible pour un contexte donné. Les données du RMQS constituent une base très solide pour construire un tel référentiel pour la France métropolitaine. Ainsi, Chen *et al.* (2019) ont divisé la France en plusieurs régions pédo-climatiques et établi la distribution des stocks de COS pour les sols cultivés dans ces régions (*figure 1*). Il est ainsi possible pour un sol prélevé en France métropolitaine, de déterminer si le stock est plutôt fort ou faible par rapport aux sols prélevés dans la même zone pédo-climatique lors de la première campagne d'échantillonnage du RMQS. Le travail de Chen *et al.* (2019) pourrait être généralisé aux forêts et prairies mais pas aux sols urbains qui ont été très peu échantillonnés dans le cadre du RMQS. Il peut aussi être développé à une échelle spatiale plus fine, par exemple celle de petites régions, en tenant compte plus finement du type de sol (travaux en cours dans le cadre du projet StoreSoilC). La Base de Données d'Analyses des Terres (BDAT), qui regroupe plus de 20 millions de résultats d'analyses réalisées à la demande des agriculteurs par des laboratoires agréés par le ministère

chargé de l'Agriculture, donne des valeurs de concentrations en COS agrégées par canton (Saby *et al.*, 2014 ; <https://www.gissol.fr>). Ces données sont spatialement distribuées de manière très hétérogène. Cependant, en vertu du grand nombre de résultats qu'elle contient, la BDAT est un outil intéressant pour positionner une teneur de COS mesurée dans un sol agricole par rapport aux valeurs observées dans un canton donné. La BDAT est aussi précieuse pour évaluer les évolutions temporelles de teneur en COS dans les sols agricoles français, lorsque ces évolutions sont suffisamment importantes (*e.g.* Saby *et al.*, 2008). Le développement des mesures de stock de COS dans les sols urbains (Cambou *et al.*, 2018) et leur capitalisation dans les bases de données nationales pourraient permettre de construire un référentiel des valeurs de stock de COS pour ces derniers dans les prochaines années. Il est à noter que du fait de leur grande diversité (sols en place, sols excavés, technosols construits...) et de leur forte hétérogénéité, la construction de référentiels fiables pour les sols urbains va nécessiter un effort d'échantillonnage et de caractérisation soutenu.

Des référentiels d'interprétation ont été proposés pour les teneurs en COS. Ainsi, dans le « diagnostic humus » développé par l'association Terre de Liens en collaboration avec un collectif

Figure 2 : Schéma du protocole de fractionnement proposé par la norme française (Norme AFNOR NF X 31-516). Les temps moyens de résidence du carbone dans les fractions sont de l'ordre de 2 à 5 ans pour les MOP > 200 μm , 10 à 20 ans pour les MOP 50-200 μm , et > 50 ans pour la fraction organo-minérale < 50 μm .

Figure 2: Schematic representation of the fractionation protocol of the French norma (Norme AFNOR NF X 31-516). C mean residence times are ca. 2 to 5 years for > 200 μm POM, ca. 10 to 20 years for 50-200 μm POM, and > 50 μm organo-mineral complexes.



de chercheur.e.s de l'Ensaia, de l'actuelle Agence normande de la biodiversité et du développement durable et de l'Association Française pour l'Etude du Sol (AFES), les teneurs en matières organiques du sol font l'objet d'une notation entre 0 et 5 en fonction de la valeur de la teneur en COS et de la texture du sol (<https://terredeliens.org/la-notice-du-diagnostic-humus-fait.html>). Des abaques ont été aussi proposés par Rémy et Marin-Lafliche (1974).

Quantifier la stabilité du stock

Mesures de la stabilité du stock de COS

Les matières organiques ont des temps de résidence très contrastés dans les sols. Il est intéressant de savoir si un stock de COS est plutôt stable ou si, au contraire, il risque d'être rapidement minéralisé et donc de décroître à court terme. Les deux méthodes les plus classiquement utilisées pour évaluer la stabilité des stocks de COS sont les fractionnements physiques du sol et les incubations en conditions contrôlées des échantillons de terre avec suivi de la minéralisation du COS. Ces deux méthodes visent à donner une information qualitative sur la stabilité biogéochimique du COS.

Il existe une très grande diversité de protocoles de fractionnement des échantillons de terre. Ces protocoles peuvent viser à séparer les échantillons par classe de taille de particules (fractionnement granulométrique), par densité (fractionnement densimétrique) ou par taille et densité (fractionnement granulodensimétrique) (Moni *et al.*, 2012 ; Chenu *et al.*, 2015 ; Poeplau *et al.*, 2018). Les matières organiques des sols (MOS) associées aux particules minérales et notamment aux particules minérales les plus fines (argiles, limons fins) ont des temps de résidence dans le sol en moyenne plus élevés que les matières organiques plus grossières, les matières organiques particulaires (MOP), qui sont des débris végétaux en cours de décomposition (Balesdent, 1996). En conséquence, plus la proportion de carbone organique associée aux particules fines est forte, plus

le COS sera considéré comme stable. Inversement, plus la proportion de COS dans les matières organiques non associées aux minéraux (proportion de MOP) est élevée, plus le COS est considéré comme labile. Un protocole de fractionnement granulodensimétrique a fait l'objet d'une norme française AFNOR (figure 2). L'échantillon est fractionné en 5 classes de taille, puis les matières organiques particulaires (MOP) de taille > 200 μm et de taille comprise entre 50 et 200 μm , dont la densité est inférieure ou proche de 1, sont séparées par flottation dans l'eau.

Des protocoles d'incubation en conditions contrôlées ont également été proposés pour estimer la stabilité du COS. Ces protocoles proposent de placer une masse de terre (par ex. 10 – 50 g) dont la concentration en C a été précédemment déterminée, dans un flacon d'incubation fermé hermétiquement. L'échantillon de terre est maintenu à l'obscurité et dans des conditions d'humidité et de température favorables à l'activité des micro-organismes (par exemple 20°C à pF 2,5). Au cours de l'incubation, la quantité de CO₂ présente dans l'atmosphère du flacon est suivie (piégeage dans la soude ou mesure directe par chromatographie en phase gazeuse) pendant quelques jours à quelques mois. Plus la proportion de C minéralisé est forte, plus la MOS est considérée comme labile. Comme pour le fractionnement, un protocole d'incubation a fait l'objet d'une normalisation (ISO-16072:2002). Il n'est pas rare que la proportion de C minéralisée dans les incubations et la proportion de C dans la fraction matière organique particulaire ne soient pas très bien corrélées lorsque l'on considère différents sites (par ex. Janzen *et al.*, 1992 ; Soucémarianadin *et al.*, 2018). Ceci s'explique sans doute par le fait que les expériences d'incubation renseignent sur la quantité de C minéralisable à très court terme (quelques mois), alors que les fractionnements renseignent sur la quantité de C présente dans des compartiments de stabilité intermédiaire (quelques années à quelques décennies). De plus, les atomes de C minéralisables à très court terme peuvent faire partie de molécules contenant d'autres atomes de C qui pourraient, eux, être remobilisés par les micro-organismes du sol et se retrouver sous une forme stabilisée après biotransformation (Cotrufo *et*

al., 2013). Ceci pourrait contribuer à expliquer les difficultés à relier cinétique de minéralisation du C à court terme avec des observations sur la dynamique du C à plus long terme.

Vers une mesure quantitative de la stabilité du stock de COS par analyse thermique Rock-Eval®

Les protocoles de fractionnement et d'incubation ont deux limites. Ils sont relativement lourds à mettre en œuvre et donnent une information qualitative sur la stabilité du COS. Depuis quelques années, des méthodes d'analyses thermiques se développent pour évaluer de manière rapide la stabilité du COS. Des résultats récents suggèrent que ces méthodes peuvent permettre une évaluation quantitative de la stabilité du COS. A l'instar des autres méthodes de fractionnement, les méthodes d'analyses thermiques ne permettent pas de *séparer matériellement* des fractions de COS homogènes en termes de temps de résidence du carbone dans le sol (*i.e.* des fractions non-composites ; Balesdent, 1996 ; Smith *et al.*, 2002). Mais la corrélation forte qui existe entre stabilité thermique et

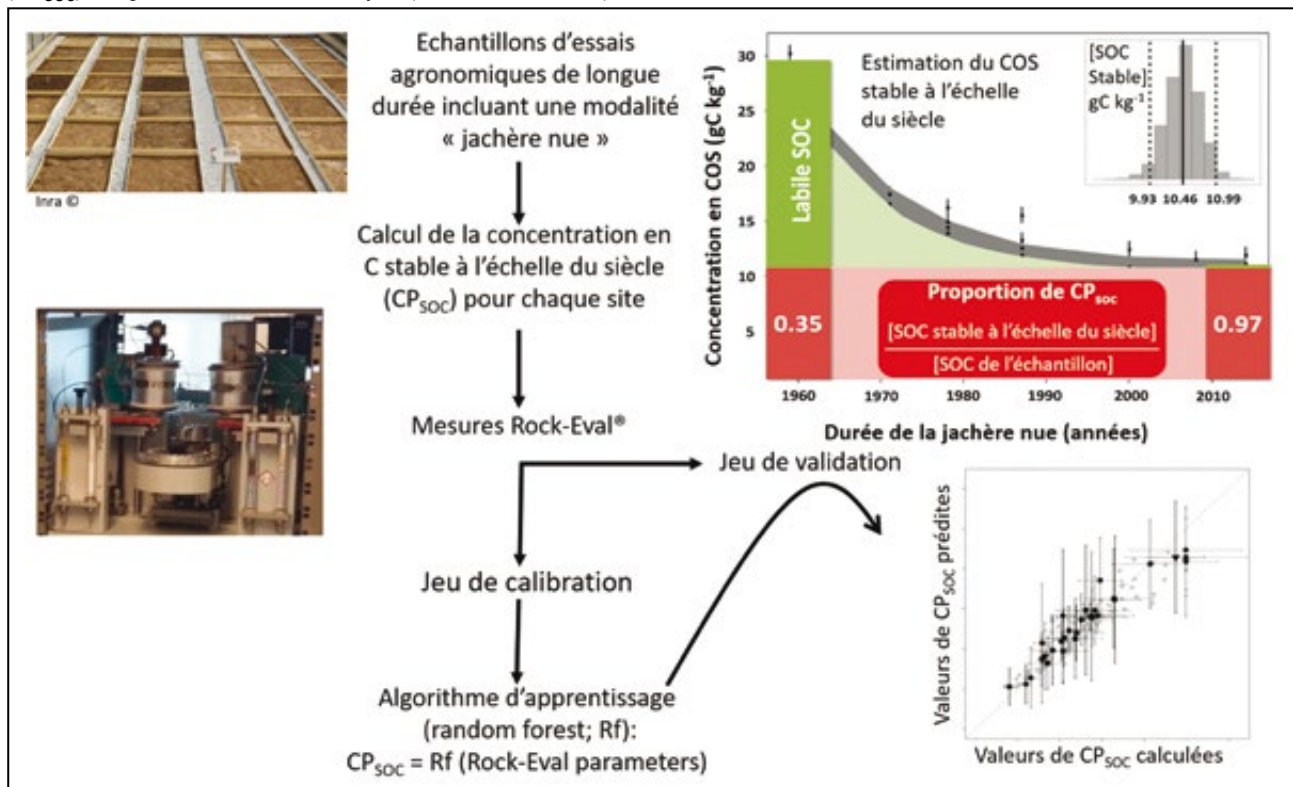
biogéochimique du COS (Cécillon *et al.*, 2018 ; Sanderman et Grandy, 2020) permet d'envisager de déterminer la quantité de COS stable du sol par analyse thermique.

Il existe plusieurs types d'analyses thermiques appliquées à l'étude des MOS. Elles consistent à suivre la perte en masse, le dégagement d'énergie ou les gaz générés lorsque l'échantillon est chauffé en présence ou non d'oxygène. Par exemple, lors d'une analyse thermique Rock-Eval®, l'échantillon de terre est d'abord chauffé entre 200 et 650°C sans oxygène (phase de pyrolyse) puis entre 300 et 850°C en présence d'oxygène (phase d'oxydation). Le CO, le CO₂ et les hydrocarbures craqués pendant la phase de pyrolyse sont mesurés ; lors de la phase d'oxydation, le CO et le CO₂ sont suivis. Soucémariadin *et al.* (2018) ont montré que les résultats de l'analyse en Rock-Eval® sont bien corrélés avec les résultats de fractionnement granulométrique, au moins sur des sols forestiers français.

En analysant en Rock-Eval® les échantillons de jachère nue de longue durée (sols maintenus sans végétation pendant des décennies et dans lesquels les entrées de C ont été extrêmement réduites), Cécillon *et al.* (2018) ont construit un modèle d'apprentissage permettant de prédire par Rock-Eval®

Figure 3 : Représentation schématique de la méthode de détermination de la quantité (proportion) de COS stable à l'échelle du siècle (CP_{SOC}) par analyse thermique Rock-Eval® calibrée sur des essais agronomiques de long terme ayant un traitement de jachères nues de longue durée (Cécillon *et al.*, 2018).

Figure 3: Schematic representation of the method allowing to calculate the proportion of persistent COS at the centennial timescale (CP_{SOC}) using Rock-Eval thermal analysis (Cécillon *et al.*, 2018).



la proportion de C « stable » à 100 ans dans les sols de jachère nue et les essais agronomiques adjacents (figure 3). Cette étude ouvre la perspective de déterminer assez rapidement et de manière quantitative la stabilité du COS. Ce travail est en train d'être consolidé pour que ce modèle puisse être utilisé dans des sols agricoles qui ne soient pas à proximité de jachères nues (cf. section 3.3). Des mesures pour estimer la quantité de C « labile » par Rock-Eval® sont également en cours.

Quantifier la dynamique du stock

Mesures directes

Pour connaître l'évolution d'un stock de COS, la méthode la plus intuitive est de mesurer le stock de COS à un temps « t » puis de remesurer ce stock après plusieurs années. Ceci donne une indication sur la dynamique du stock entre les deux dates de prélèvement. Cependant, les évolutions de stocks ne sont pas nécessairement linéaires donc on ne peut pas inférer parfaitement la dynamique du stock de COS entre deux points de mesure. En conséquence, un suivi régulier de l'évolution des stocks de COS permet d'avoir une bonne idée de la dynamique du stock. Ceci est réalisé dans de nombreuses expériences agronomiques de longue durée partout dans le monde. Dans de telles expériences, les stocks de COS sont mesurés périodiquement pour évaluer l'effet des facteurs expérimentaux testés sur l'évolution du stock de COS. Dans certains sites, les évolutions de stocks ne sont pas inférées de mesures répétées sur la même parcelle mais en comparant les stocks de parcelles adjacentes, identiques à l'origine de la période considérée, mais ayant subi des histoires différentes depuis. Cette méthode de « pseudo-chronoséquence » est régulièrement utilisée. Par exemple, Arrouays et Péliissier (1994) ont utilisé cette méthode pour établir les conséquences sur les stocks de COS d'une coupe rase de forêt et son remplacement par une monoculture de maïs dans trois sites du Sud-Ouest de la France. Dans ce travail, les auteurs ne disposaient pas d'échantillons prélevés au moment de la conversion et après différentes périodes de culture sur la même parcelle, mais ils ont pu échantillonner des parcelles adjacentes maintenues en forêt ou converties depuis des durées variables. En faisant l'hypothèse raisonnable que les stocks de COS étaient similaires avant conversion, les prélèvements ont permis de proposer une évolution des stocks de COS.

Des mesures d'évolution des stocks de COS peuvent également être réalisées à différentes échelles territoriales. Ainsi, Ellili *et al.* (2019) ont ré-échantillonné les stocks de COS après 7 ans au sein d'un paysage de la Zone Atelier Armorique pour cartographier les changements de stocks et déterminer les facteurs explicatifs de leur évolution. De la même manière, le second échantillonnage des 102 sites du réseau RENECOFOR (environ 1 site par département de France métropolitaine)

entre 2007 et 2012 a permis d'évaluer l'évolution des stocks de carbone organique dans les sols des forêts gérées par l'ONF depuis le premier échantillonnage réalisé entre 1993 et 1995 (Ulrich, 1995 ; Jonard *et al.*, 2017 ; <http://www.onf.fr/renecofor>). Au niveau national, l'arrivée prochaine des résultats de la deuxième campagne du RMQS permettra d'estimer l'évolution des stocks de COS à l'échelle de la France métropolitaine.

Ces mesures, visant à évaluer l'évolution des stocks de COS à différentes échelles spatiales sont irremplaçables pour quantifier et comprendre les facteurs influençant les évolutions de stocks. Elles peuvent également être utilisées pour construire, ajuster ou valider des modèles statistiques (Ellili *et al.*, 2019) ou mécanistes (Ogle *et al.*, 2010) visant à prévoir les évolutions de stocks. Cette approche est cependant limitée, d'une part par la quantité de travail nécessaire et, d'autre part, par la lente variation des stocks de carbone, ce qui fait que plusieurs années (≥ 5 ans) doivent séparer deux prélèvements consécutifs.

Lorsque l'estimation directe des changements de stock de carbone dans les sols n'est pas envisageable, d'autres méthodes, reposant sur la modélisation ou l'utilisation de règles empiriques, sont appliquées. Les lignes directrices du GIEC (2006) définissent trois méthodes (ou « Tiers »), de complexité croissante, à savoir : le Tier 1 (utilisation de facteurs d'émissions de référence, donnés dans les lignes directrices), le Tier 2 (utilisation de facteurs d'émissions adaptés au territoire d'étude) et le Tier 3 (utilisation de modèles ou de réseaux de suivi).

Estimation de la dynamique du stock de COS à l'aide des méthodes Tier 1 et Tier 2

Dans le cas du Tier 1, méthode la plus couramment utilisée au niveau national, le calcul de la variation annuelle des stocks de COS des sols organo-minéraux (hors tourbières) se fait de la manière suivante :

$$\Delta C_{\text{Minéraux}} = \frac{\text{COS}(t_f) - \text{COS}(t_i)}{(t_f - t_i)} \quad (\text{eq 1})$$

avec $\Delta C_{\text{Minéraux}}$ les variations annuelles des stocks de carbone (tC an^{-1}), $\text{COS}(t_f)$ le stock de COS dans la dernière année d'une période d'étude (tC), $\text{COS}(t_i)$ le stock de COS au début de la période d'étude et $(t_f - t_i)$ la période de temps pour la transition entre les valeurs de COS équilibrées, généralement considérée égale à 20 ans (GIEC, 2006). Le stock de COS des sols, seule variable de l'équation précédente qui est calculée, est déterminé selon l'équation suivante :

$$\text{COS}(t) = \text{COS}_{\text{REF}} \times F_{\text{LU}} \times F_{\text{MG}} \times F_1 \quad (\text{eq 2})$$

avec $\text{COS}(t)$ le stock de carbone organique (tC.ha^{-1}) pour une année t , COS_{REF} le stock de COS, dans les conditions de référence (c'est-à-dire celles de la productivité primaire de la végétation naturelle dans la zone climatique et sur le type de sol

considéré), dans la couche de 0 à 30 cm de profondeur ($tC \cdot ha^{-1}$), FLU le facteur d'affectation des sols, qui reflète l'influence de l'occupation du sol (ex : cultures, prairie, forêt) sur les niveaux de stocks de COS associés, FMG le facteur de gestion, reflétant l'effet des modalités de travail du sol et FI reflétant l'effet du niveau d'apports organiques et de fertilisants.

La méthodologie Tier 1 est appliquée dans le cadre de l'inventaire national français d'émissions de gaz à effet de serre réalisé par le CITEPA pour la comptabilisation de l'évolution des stocks de carbone lié à l'évolution des pratiques agricoles (CITEPA, 2019). Ces estimations restent néanmoins entachées de fortes incertitudes, car les paramètres du Tier 1, même s'ils sont déclinés pour des grands types de sol et des grands types de climat, sont issus d'observations réalisées sur un nombre très limité de sites de suivi, et peuvent induire des erreurs dans le cas d'utilisations locales (Smith *et al.*, 2012). A titre d'exemple, l'inventaire national estime aujourd'hui que les terres cultivées sont un puits de carbone en raison du développement récent du semis direct occasionnel alors que la littérature scientifique récente met en évidence, pour le contexte climatique français, un effet faible, voire nul, de cette pratique sur le stockage de carbone (Virto *et al.*, 2012 ; Dimassi *et al.*, 2013 ; Pellerin *et al.*, 2019).

La méthode dite Tier 2 est strictement identique à la méthode Tier 1, à l'exception des valeurs des facteurs d'émission utilisés dans l'équation (2). En effet, ceux-ci sont alors régionalisés, c'est-à-dire adaptés à la zone d'étude, afin de refléter les particularités des relations entre affectation des sols, modes de gestion, nature des sols et climat. Certains travaux ont déjà proposé des facteurs de stockage Tier 2 adaptés à la France (Chenu *et al.*, 2014 ; Pellerin *et al.*, 2019) et d'autres études sont en cours pour affiner ces facteurs grâce à l'utilisation conjointe des bases de données nationales (suivis expérimentaux de longues durées et Réseau de Mesures de la Qualité des Sols) et de modèles mécanistes (Martin *et al.*, 2019).

Utilisation de modèles de dynamique du COS (Tier 3)

Des modèles mécanistes peuvent également être utilisés pour évaluer la dynamique des stocks de carbone. Il existe une grande diversité de modèles de dynamique du C du sol. Dans les modèles de dynamique du carbone, le stock de carbone du sol est généralement divisé en plusieurs compartiments présentant des cinétiques de décomposition différentes. Le compartiment « labile » contient 1 à 5 % du COS et a un temps de résidence de l'ordre de l'année, le compartiment « intermédiaire » contient 30 à 70 % du COS et a un temps de résidence de l'ordre de quelques décennies, le compartiment « stable » contient également 30 à 70 % du COS et a un temps de résidence de l'ordre de quelques siècles. Dans certains modèles, et c'est le cas du modèle AMG et sa version en ligne SIMEOS, très utilisés

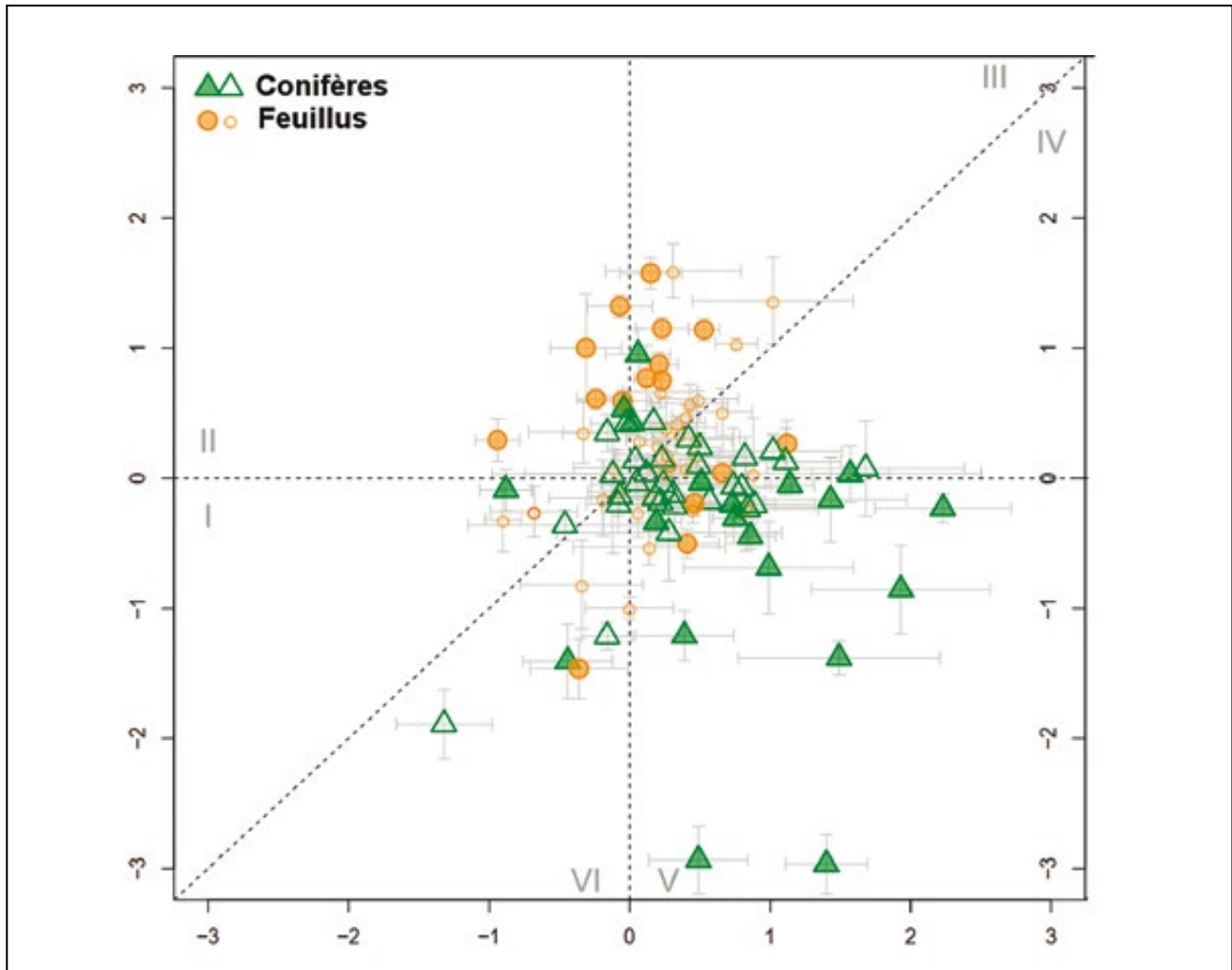
en France (<http://www.simeos-amg.org/>), le compartiment « stable » est considéré comme « inerte » (invariant) à l'échelle de la simulation. Cette approximation est acceptable pour un compartiment avec un temps de résidence de quelques siècles pour des simulations se déroulant sur 10 à 50 ans.

Ces modèles visent à reproduire les évolutions des stocks de COS dans des conditions pédo-climatiques variées. Le paramétrage de ces modèles est réalisé par calibration sur un nombre limité de sites de suivi (Smith *et al.*, 1997). L'évaluation de ces modèles est ensuite réalisée sur des jeux de données indépendants, c'est-à-dire qui n'ont pas servi à la calibration. En conditions françaises métropolitaines, Martin *et al.* (2019) ont testé différents modèles présentant un niveau de complexité variable, sur une base de données issue d'un réseau de sites de suivi de longue durée. Seuls les modèles AMG (Clivot *et al.*, 2019 ; Levavasseur *et al.*, 2020) et Roth-C (Coleman et Jenkinson, 1996), parmi les plus simples testés, permettent de prédire de façon convenable l'évolution des stocks de COS dans les sols cultivés français. Diggers *et al.* (2019) et Dechow *et al.* (2019) ont réalisé le même type d'évaluation, sur un réseau de mesure des sols en grande culture allemand pour les premiers et sur un ensemble de sites de suivis de longue durée représentatifs de l'Europe du nord pour les seconds. Diggers *et al.* (2019) ont mis en évidence des biais systématiques pour certains modèles et certaines fonctions d'estimation du carbone entrant, alors que Dechow *et al.* (2019) se sont concentrés sur l'amélioration de l'estimation de l'effet de la nature du carbone entrant, notamment la fertilisation organique. L'un des points saillants de ces études en grandes cultures est de montrer qu'une estimation correcte des entrées de carbone est cruciale, laquelle est possible notamment à partir des rendements qui restent la donnée la plus fréquemment disponible. Cette estimation, contrainte par des observations, semble plus précise qu'une estimation directe par les modèles eux-mêmes, à moins que les modules de production végétale de ces derniers ne soient correctement paramétrés, ce qui reste un champ de recherche considérable, du fait de la diversité des cultures et des variétés. Zhun *et al.* (2019) ont tenté de modéliser l'évolution des stocks de COS en forêt sur les sites du réseau RENECOFOR. Leur tentative avec le modèle YASSO montre qu'il n'existe pas à l'heure actuelle de modèle permettant de prédire l'évolution des stocks de COS dans les écosystèmes forestiers français (*figure 3*). Concernant les sols urbains, les recherches démarrent et les modèles développés pour les sols naturels ou cultivés demandent une recalibration voire une adaptation des paramètres (Cambou, 2018). Par exemple, le modèle Roth-C ne permet pas de simuler le comportement de sols urbains construits avec un fort apport initial de matière organique exogène (Cambou, 2018).

Les difficultés que rencontrent les modèles de dynamique du COS pour reproduire l'évolution des stocks de COS proviennent pour partie de l'initialisation de la taille des

Figure 4 : Comparaison des variations de stock de COS annuelles mesurées et modélisées avec Yasso07 pour 101 sites du réseau RENECOFOR. La corrélation (r^2) entre valeurs mesurées et modélisées est $< 0,1$ (Zhun *et al.*, 2019).

Figure 4: Comparison of the annual SOC stock variations measured and modelled using Yasso07 for 101 sites of the RENECOFOR network. Correlation (r^2) between measured and modelled values is $< 0,1$ (Zhun *et al.*, 2019).



compartiments cinétiques (Luo *et al.*, 2016 ; Clivot *et al.*, 2019). En effet, il n'existe pas de méthodes satisfaisantes pour déterminer quel pourcentage du COS doit être alloué à chaque compartiment. Or, si on surestime la quantité de COS dans le compartiment le plus stable, on risque de surestimer la quantité de COS présent dans le sol à moyen terme. Inversement, si on surestime la quantité de COS dans les compartiments les plus labiles, on risque de sous-estimer le stock de COS à moyen terme. A ce titre, la méthode de quantification de la stabilité du COS par analyse thermique Rock-Eval® est prometteuse. En effet, des travaux en cours (Barré *et al.*, 2019) suggèrent qu'il est possible de déterminer la taille du compartiment de C le plus stable du modèle AMG (Cs) à l'aide d'analyse Rock-Eval®

et que l'initialisation de la taille des compartiments par Rock-Eval® améliore effectivement la précision des simulations. Ces travaux doivent être consolidés et l'initialisation des tailles des compartiments cinétiques de COS par Rock-Eval® pourrait également être envisagée pour d'autres modèles de dynamique du COS. Par ailleurs, plusieurs équipes travaillent sur l'initialisation des tailles de compartiments de SOC par fractionnement granulo-densimétrique ou par spectroscopie IR (Zimmermann *et al.*, 2007 ; Zimmermann *et al.*, 2008 ; Viscarra-Rossel *et al.*, 2019). L'avenir dira si une initialisation par spectroscopie IR permet également d'améliorer la précision des prévisions d'évolution de stock de COS des modèles.

Quantifier le potentiel d'accroissement des stocks de COS

On peut définir le potentiel de stockage comme étant la différence entre le stock mesuré et le stock maximal qui pourrait être atteint (Chenu *et al.*, 2019). La difficulté est alors de quantifier le stock qui pourrait être atteint. Cette valeur n'est pas simple à estimer et dépend des usages et pratiques. En effet, le potentiel de stockage d'un sol cultivé sera élevé si l'on considère que le stock maximal atteignable correspond au stock mesuré sur le même sol en prairie permanente ou en forêt depuis plusieurs siècles. Au contraire, si on raisonne à usage constant, le potentiel de stockage sera plus faible.

Facteurs de stockages de COS du GIEC

Pour évaluer le potentiel de stockage de COS d'un sol, au premier ordre, les facteurs de stockage du GIEC utilisés pour évaluer la dynamique des stocks de carbone (cf. §3.2) peuvent être employés si l'on souhaite quantifier l'effet d'un changement de pratique favorable au stockage de carbone. Les limites décrites pour l'utilisation de facteurs de stockage restent alors les mêmes.

Potentiel de stockage absolu de COS estimé par approches statistiques basées sur les données

Chen *et al.* (2019) ont utilisé les données des stocks de COS mesurés dans le cadre de la première campagne du RMQS pour estimer le potentiel de stockage dans les sols cultivés français. Chen *et al.* (2019) se sont fixé un certain nombre de règles pour déterminer le stock de COS maximum atteignable : (1) des sols cultivés sans changement d'usage et (2) des valeurs mesurées dans les sols cultivés uniquement. De plus, comme les conditions pédoclimatiques influencent fortement les stocks de COS, le territoire de la France métropolitaine a été divisé en 10 zones ayant des conditions pédoclimatiques similaires. Plutôt que de ne considérer que la valeur maximale du stock de COS observée au sein de chacune des zones climatiques, ce qui aurait pu conduire à choisir une valeur non représentative du maximum atteignable (sol avec des apports très importants d'amendements organiques ou forêt récemment défrichée par exemple), Chen *et al.* (2019) ont fixé la valeur maximale atteignable du stock de COS aux valeurs correspondant au 80^e, 85^e, 90^e ou 95^e percentile. Ils ont ensuite calculé pour chaque point l'écart entre la valeur de stock de COS mesuré avec la valeur du 80^e, 85^e, 90^e ou 95^e percentile de la zone pédoclimatique considérée. Le potentiel de stockage dans les sols agricoles à l'échelle de la France métropolitaine est obtenu en agrégeant la somme des potentiels de stockage mesurée en chaque point. La valeur du potentiel de stockage dépend fortement du percentile retenu (336 MtC dans la couche 0-30 cm pour le 80^e percentile et 1020 MtC pour le 95^e percentile). Ce travail est une première tentative pour estimer le potentiel

de stockage de C absolu dans les sols agricoles d'un pays. La qualité et la quantité des données fournies par le RMQS rendent cette estimation pertinente mais l'écart entre les valeurs calculées pour le 80^e et le 95^e percentile illustre l'incertitude actuelle sur l'évaluation du potentiel de stockage en C des sols. Cette démarche est actuellement développée à l'échelle d'une petite région (la Plaine de Versailles et plateau des Alluets, soit 220 km²) dans le cadre du projet StoreSoilC (Crème *et al.*, 2019). Le climat est alors considéré comme constant et plusieurs types de sols sont étudiés.

Potentiel de stockage de COS « additionnel » dérivé de résultats de modélisation

Le potentiel de stockage des sols peut également être évalué à l'aide de modèles. L'utilisation de modèles permet de comparer l'évolution des stocks modélisés avec l'implémentation de pratiques stockantes avec l'évolution de ces stocks sans modification des pratiques actuelles. En effet, les stocks de COS sont rarement à l'équilibre et même sans action volontariste, il est probable qu'ils évoluent. La différence entre le stock de COS simulé après implémentation de pratiques stockantes et celui simulé en poursuivant les pratiques ou usages tels qu'ils étaient avant le début de la simulation est appelée stockage additionnel. Le potentiel de stockage « additionnel » peut donc être assez différent du potentiel de stockage tel que calculé précédemment dans les approches basées sur les données. En effet, si une parcelle cultivée est sur une trajectoire de déstockage fort (par exemple s'il s'agit d'une prairie récemment retournée), on peut observer un déstockage net, même après implémentation d'une pratique stockante, mais un stockage additionnel positif (la décroissance du stock de COS est plus faible qu'elle ne l'eût été sans implémentation de la pratique stockante). Cette approche d'évaluation de stockage relatif par rapport à une trajectoire de référence est à privilégier lorsque les modèles ont été validés sur leur capacité à représenter l'effet de changements de pratiques ou d'usages plus que sur leur capacité à représenter les évolutions absolues de stocks de COS (Pellerin *et al.*, 2019). Cependant, l'évaluation d'un potentiel de stockage relatif à une trajectoire et non de manière absolue a l'inconvénient de compliquer fortement la possibilité de vérifier que ce potentiel de stockage a effectivement été, au moins partiellement, atteint.

Plusieurs approches de modélisation ont été utilisées pour estimer le potentiel de stockage additionnel. Par exemple, Lugato *et al.* (2014) ont comparé les résultats de simulations (modèle CENTURY) suivant différents scénarii de pratiques culturales par rapport à un scénario « business as usual » pour estimer le potentiel de stockage dans les sols agricoles européens. Lugato *et al.* (2014) ont considéré les pratiques suivantes : (i) la conversion en prairie, (ii) la restitution des pailles, (iii) la réduction du travail du sol et (iv) l'introduction de cultures intermédiaires. Ils ont estimé dans un premier temps le « potentiel technique » de stockage du COS de chaque pratique en considérant la

conversion de l'intégralité des sols agricoles européens à chacune des pratiques. Dans un second temps, Lugato *et al.* (2014) ont proposé des scénarii plus réalistes en considérant que les modifications de pratiques n'allaient concerner que quelques pourcents des sols agricoles européens. Suivant les scénarii, le potentiel de stockage additionnel dans les sols européens a été estimé entre 27 et 91 Mt C entre 2013 et 2020 et de 149 à 578 MtC à l'horizon 2100.

Dans le cadre de l'étude 4pour1000 France, Pellerin *et al.* (2019) ont réalisé un travail analogue mais plus complet à l'échelle de la France. Ils ont comparé les valeurs de stocks simulés en prairie (modèle PaSim) (Calanca *et al.*, 2007) et grandes cultures (modèle STICS) (Brisson *et al.*, 2003) à usages et pratiques constantes et climat actuel, aux valeurs simulées avec différents scénarii d'implémentation de pratiques stockantes, toujours sous climat actuel. Pour les pratiques non simulées par STICS, telles que l'agroforesterie intra-parcellaire, les haies et l'enherbement inter-rang des vignobles, ils ont complété le calcul du potentiel de stockage additionnel en affectant des valeurs de stockage additionnel dérivées de la littérature (une approche de Tier 2). Ce travail a permis d'estimer le potentiel « technique » de stockage additionnel de COS dans les sols français métropolitains et il s'est avéré important, correspondant à 5,78 MtC/an pendant 30 ans. Cependant, l'implémentation de pratiques stockantes a un coût (positif ou négatif) qui peut être un frein fort à l'adoption de telles pratiques. C'est pourquoi, dans l'étude 4pour1000 France, les auteurs ont également évalué le coût de la tonne de C stockée de manière additionnelle suivant les pratiques et la région pour déterminer des potentiels de stockage « technico-économiques ». Ces potentiels « technico-économiques » correspondent aux potentiels de stockage additionnel de carbone dans les sols français suivant le prix de la tonne de C considérée. Ainsi, si le potentiel « technique » de stockage additionnel dans les sols français a été estimé à 5,78 MtC/an, le potentiel technico-économique n'est que de 0,66 MtC/an en l'absence d'incitation au stockage de COS. Il faut donc bien garder à l'esprit que le potentiel de stockage « technique » discuté dans notre article est toujours supérieur au potentiel « technico-économique ». La différence entre les deux est d'autant plus forte que l'incitation au stockage de COS est faible.

Même si les sols artificialisés métropolitains représentent 10 % du territoire, les bases de données mises en place sur les sols urbains sont pour l'instant très récentes et restreintes à quelques métropoles. L'utilisation des modèles de dynamique du COS dans les sols urbains en fonction des modes de gestion est en cours d'évaluation. Cependant, l'estimation du potentiel technico-économique de stockage additionnel de carbone dans les sols urbains français apparaît comme un horizon encore assez lointain.

DISCUSSION/CONCLUSION

Notre état des lieux des méthodes d'évaluation du niveau de stocks de COS, de stabilité du COS, de dynamique du stock de COS et du potentiel d'accroissement des stocks de COS dans les sols agricoles, forestiers et urbains montre un champ thématique en pleine expansion.

Un certain nombre de ces méthodes s'appuie sur des mesures directes. Ainsi, le niveau de stock est mesuré directement. Les nombreux travaux déjà menés et en cours de réalisation donnant des valeurs de stocks permettent de construire et d'affiner des référentiels d'interprétation permettant de déterminer pour une région et un usage donnés si la valeur de stock mesurée est plutôt élevée ou plutôt basse. De tels référentiels sont encore à construire pour les sols urbains.

Des méthodes proposent de qualifier indirectement la stabilité du COS et d'évaluer les risques de déstockage rapide en cas de diminution des restitutions végétales ou de matières organiques au sol. Par exemple, les méthodes de fractionnement permettent d'obtenir une proportion de COS dans la fraction « matière organique particulaire ». Plus cette fraction est abondante plus il est probable que le carbone organique présent dans ce sol soit décomposé rapidement. Toutefois, les méthodes de fractionnement restent qualitatives et ne permettent pas d'indiquer quelle proportion du stock de COS sera minéralisée sur un pas de temps donné. A ce titre, les travaux montrant que l'analyse thermique Rock-Eval® couplée à un modèle d'apprentissage statistique basé sur les analyses d'échantillons de sol d'essais de jachères nues permet d'estimer en routine la proportion de COS stable dans une large gamme de sols en Europe du Nord-Ouest sont particulièrement prometteurs.

La dynamique du stock de COS peut dans certains cas être mesurée directement ou, de manière bien plus simple, être renseignée par des facteurs de stockage de COS. Les progrès des modèles de dynamique du COS et le développement des bases de données pour les valider permettent de proposer des estimations plus fines de la dynamique des stocks de COS en sols agricoles. En particulier, l'évaluation de la stabilité du COS par analyse Rock-Eval® apparaît prometteuse pour mieux prédire les évolutions du COS pour les sites dont l'historique d'usage est mal connu. Des progrès analogues seraient nécessaires pour que l'on soit capable de simuler convenablement la dynamique des stocks de COS dans les sols forestiers et urbains.

L'estimation d'un potentiel de stockage de carbone dans les sols peut être faite en mobilisant différentes méthodes, qui mériteraient d'ailleurs d'être comparées. Quelle que soit la méthode, le potentiel de stockage estimé dépend fortement du cadre que l'on se donne : changer les pratiques à usage constant ou changer l'usage de sols, par exemple l'afforestation de sols cultivés. L'atteinte ou non du potentiel technique dépendra bien entendu d'autres facteurs dont les contraintes socio-

économiques liées à la mise en œuvre des changements. Enfin, à ce jour, le contrôle de la réalisation du potentiel de stockage, et donc du service effectif de séquestration, nécessite un suivi dont on voit mal à l'heure actuelle comment il pourrait s'affranchir de mesures de stock de COS sur le terrain.

Les méthodes présentées dans cet état des lieux mobilisent une diversité de techniques analytiques et utilisent des modèles statistiques ou mécanistes (*tableau 1*). Des développements à venir permettront sans doute des approches plus rapides à mettre en œuvre et/ou plus fiables (Smith *et al.*, 2020). Ces développements stimulent également des travaux de normalisation, facilitant leur transfert auprès des acteurs hors recherche. La poursuite de l'effort de construction de référentiels d'interprétation robustes en s'appuyant sur des bases de données fiables est également primordiale. Le manque de données dans les sols urbains est, à ce titre, criant. Le respect des engagements pris par les pays dans le cadre des accords de Paris de 2015 ou dans le cadre européen en ce qui concerne leur bilan de gaz à effet de serre suppose de se doter de méthodes permettant de mesurer les stocks de carbone des sols, d'en prévoir les évolutions et d'en vérifier les changements. Le développement, l'harmonisation et la standardisation des méthodes présentées ici sont cruciales à cet égard.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Safya Menasseri et Dominique Arrouays, relecteurs de cet article ainsi qu'Isabelle Cousin, éditrice, pour leurs remarques pertinentes qui ont permis d'améliorer notre article.

BIBLIOGRAPHIE

- Allory V., Cambou A., Moulin P., Schwartz C., Cannavo P., Vidal-Beaudet L., Barthès B.G., 2019 - Quantification of soil organic carbon stock in urban soils using visible and near infrared reflectance spectroscopy (VNIRS) in situ or in laboratory conditions. *Science of the Total Environment*, 686, pp. 764–773.
- Angers D.A., Eriksen-Hamel N.S., 2008 - Full-Inversion Tillage and Organic Carbon Distribution in Soil Profiles: A Meta-Analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 72, pp. 1370-1374.
- Arrouays D., Péliissier P., 1994 - Changes in carbon storage in temperatehumic loamy soils after forest clearing and continuous corn cropping in France. *Plant & Soil*, 160, pp. 215-223.
- Arrouays D., Deslais W., Badeau V., 2001 - The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use and Management*, 17, pp. 7–11.
- Balesdent J., 1996 – The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science*, 47, pp. 485-493.
- Barré P., Cécillon L., Baudin F., Soucémariadin L., Kanari E., Chenu C., 2019 – Quantifying the stable soil organic carbon : towards more accurate soil carbon models ? *Geophysical Research Abstracts*, 21, EGU2019-14493.
- Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R., Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P., Burger P., Bussiere F., Cabidoche Y.M., Cellier P., Debaeke P., Gaudillere J.P., Henault C., Maraux F., Seguin B., Sinoquet H., 2003 - An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18, 3-4, pp. 309-332.
- Calanca P., Vuichard N., Campbell C., Viovy N., Cozic A., Fuhrer J., Soussana J.F., 2007 - Simulating the fluxes of CO₂ and N₂O in European grasslands with the Pasture Simulation Model (PaSim). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 121, 1-2, pp. 164-174.
- Calvet R., Chenu C., Houot, S., 2011. Les matières organiques des sols. Rôles agronomiques et environnementaux. Editions France Agricole.
- Cambou A., 2018 - Evaluation du stock et de la stabilité du carbone organique dans les sols urbains. Thèse de doctorat Agrocampus Ouest. 293pp.

Tableau 1 : Tableau récapitulatif des méthodes d'évaluation des stocks, de la stabilité, de la dynamique et du potentiel d'accroissement des stocks de carbone organique du sol présentées dans l'article.

Table 1: Summary table of the indicators of SOC stock, stability, dynamic and storage potential presented in this article.

	Méthode	Protocole/Norme	Référentiel d'interprétation
Stock	Mesure directe: CHN + Masse volumique apparente Spectroscopies IR	ISO-10694:1995 ISO -17184:2014 ISO TC 190	Chen <i>et al.</i> (2019) pour les sols agricoles français
Stabilité	Fractionnement Incubations Rock-Eval®	AFNOR NF X 31-516 ISO 16072 :2002 En projet	Balesdent 1996; Cécillon <i>et al.</i> (2018)
Dynamique	Delta stock Facteurs de stockage Modélisation	Norme ISO en développement Tier 1, 2, IPCC 2006 Tier 3	IPCC 2006
Potentiel	Facteurs de stockage Approche statistique Modélisation	Tier 1, 2, IPCC 2006 Tier 3 -	IPCC 2006 Chen <i>et al.</i> (2019) Pellerin <i>et al.</i> (2019)

- Cambou A., Cardinael R., Kouakoua E., Villeneuve M., Durand C. et Barthès B.G., 2016 - Prediction of soil organic carbon stock using visible and near infrared reflectance spectroscopy (VNIRS) in the field. *Geoderma*, 261, pp. 151–159.
- Cambou A., Shaw R.K., Huot H., Vidal-Beaudet L., Hunault G., Cannavo P., Nold F. et Schwartz C., 2018 - Estimation of soil organic carbon stocks of two cities, New York City and Paris. *Science of the Total Environment*, 686, pp. 764-773.
- Cardinael R., Chevallier T., Barthès B., Saby N., Parent T.O., Dupraz C., Bernoux M., Chenu C., 2015. Impact of alley cropping agroforestry on stocks, forms and spatial distribution of soil organic carbon - a case study in a Mediterranean context. *Geoderma*, 259–260, pp. 288–299.
- Cécillon L., Baudin F., Chenu C., Houot S., Jolivet R., Kätterer T., Lutfalla S., Macdonald A.J., van Oort F., Plante A.F., Savignac F., Soucémariadin L.N., Barré P., 2018 - A model based on Rock-Eval thermal analysis to quantify the size of the centennially persistent organic carbon pool in temperate soils. *Biogeosciences*, 15, pp. 2835-2849.
- Chabrilat S., Ben-Dor E., Cierniewski J., Gomez C., Schmid T., van Wesemael B., 2019 - Imaging spectroscopy for soil mapping and monitoring. *Surveys in Geophysics*, 40, pp. 361-399.
- Chen S., Arrouays D., Angers D.A., Chenu C., Barré P., Martin M.P., Saby N.P.A., Walter C., 2019 - National estimation of soil organic carbon storage potential for arable soils : A data-driven approach coupled with carbon-landscape zones. *Science of the Total Environment*, 666, pp. 355-367.
- Chenu C., Klumpp K., Bispo A., Angers D., Colenne C., Métay A., 2014 - Stocker du carbone dans les sols agricoles : évaluation de leviers d'action pour la France. *Innovations Agronomiques*, 37, pp. 23-37.
- Chenu C., Rumpel C., Lehmann J., 2015 – Methods for studying soil organic matter: nature, dynamics, spatial accessibility and interactions with minerals. In: Paul E.A. (Ed.), *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*, 4th ed. Academic Press, San Diego, pp. 383-419.
- Chenu C., Angers D.A., Barré P., Derrien D., Arrouays D., Balesdent J., 2019 - Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, 188, pp. 41-52.
- CITEPA, 2019 - OMINEA – 16ème édition - Organisations et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France. 922p. Téléchargeable sur : https://citepa.org/images/III-1_Rapports_Inventaires/OMINEA/OMINEA2019.pdf
- Clairotte M., Grinand C., Kouakoua E., Thébault A., Saby N.P.A., Bernoux M., Barthès B.G., 2016 - National calibration of soil organic carbon concentration using diffuse infrared reflectance spectroscopy. *Geoderma*, 276, pp. 41-52.
- Clivot H., Mouny J.-C., Duparque A., Dinh J.-L., Denoroy P., Houot S., Vertès F., Trochard R., Bouthier A., Sagot S., Mary B., 2019 - Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. *Environmental Modelling and Software*, 118, pp. 99-113.
- Coleman K., Jenkinson, D. S., 1996 - RothC-26.3 – A model for the turnover of carbon in soil, in: *Evaluation of soil organic matter models using existing, long-term datasets*, edited by: Powlson D. S., Smith P., and Smith J. U., NATO ASI Series I, Springer, Berlin, 38, pp. 237–246.
- Cotrufo M.F., Wallenstein M.D., Boot C.M., Denef K., Paul E., 2013 - The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19, pp. 988–995.
- Crème A., Vaudour E., Chenu C., 2019 – Assessing the potential of organic carbon storage in soils: A case study over a small agricultural region. *Colloque 4 pour mille de Poitiers*, pp.115.
- De Brogniez D., Ballabio C., Stevens A., Jones R.J.A., Montanarella L., van Wesemael B., 2015 - A map of topsoil organic carbon content of Europe generated by a generalized additive model. *European Journal of Soil Science*, 66, pp. 121-134.
- Dechow R., Franko U., Kätterer T., Kolbe H., 2019 - Evaluation of the RothC model as a prognostic tool for the prediction of SOC trends in response to management practices on arable land. *Geoderma*, 337, pp. 463–478.
- Diggers C., Poeplau C., Don A., Bamminger C., Höper H., Dechow R., 2019 - Multi-model ensemble improved the prediction of trends in soil organic carbon stocks in German croplands. *Geoderma*, 345, pp. 17–30.
- Dimassi B., Cohan J.P., Labreuche J., Mary B., 2013 - Changes in soil carbon and nitrogen following tillage conversion in a long-term experiment in Northern France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 169, pp. 12–20.
- Ellert B.H., Bettany J.R., 1995 - Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75, pp. 529-538.
- Ellili Y., Walter C., Michot D., Pichelin P., Lemercier B., 2019 - Mapping soil organic carbon stock change by soil monitoring and digital soil mapping at the landscape scale. *Geoderma*, 351, pp. 1-8.
- GIEC, 2006 - Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre, préparé par le Programme pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. et Tanabe K. (éds). Publié: IGES, Japon
- Janzen H.H., Campbell C.A., Brandt S.A., Lafond G.P., Townley-Smith L., 1992 - Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. *Soil Science Society of America Journal*, 56, pp. 1799–1806.
- Jolivet C., Almeida-Falcon J.-L., Berché P., Boulonne L., Fontaine M., Gouny L., Lehmann S., Maître B., Ratié C., Schellenberger E., Soler-Dominguez N., 2018 - Manuel du Réseau de mesures de la qualité des sols. RMQS2: deuxième campagne métropolitaine, 2016 –2027, Version 3, INRA, US 1106 InfoSol, Orléans, France
- Jonard M., Nicolas M., Coomes D.A., Caignet I., Saenger A., Ponette Q., 2017, Forests soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. *Science of the Total Environment*, 574, 616-628.
- Lal R., 2004 Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304, pp. 1623–1627.
- Levavasasseur F., Mary B., Christensen B.T., Duparque A., Ferchaud F., Kätterer T., Lagrange H., Montenach D., Resseguier C., Houot S., 2020 - The simple AMG model accurately simulates organic carbon storage in soils after repeated application of exogenous organic matter. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, sous presse.
- Lugato E., Panagos P., Bampa F., Jones A., Montanarella L., 2014 - A new baseline of organic carbon stock in European agricultural soils using a modelling approach. *Global Change Biology*, 20, pp. 313-326.
- Luo Y., Ahlström A., Allison S.D., Batjes N.H., Brovkin V., Carvalhais N., Chappell A., Ciais P., Davidson E.A., Finzi A., Georgiou K., Guenet B., Hararuk O., Harden J.W., He Y., Hopkins F., Jiang L., Koven C., Jackson R.B., Jones C.D., Lara M.J., Liang J., McGuire A.D., Parton W., Peng C., Randerson J.T., Salazar A., Sierra C.A., Smith M.J., Tian H., Todd-Brown K.E.O., Torn M., van Groenigen K.J., Wang Y.P., West T.O., Wei Y., Wieder W.R., Xia J., Xu X., XU X., Zhou T., 2016 - Toward more realistic projections of soil carbon dynamics by Earth system models, *Global Biogeochemical Cycles*, 30, pp. 40–56.
- Martin M.P., Wattenbach M., Smith P., Meersmans J., Jolivet C., Boulonne L., Arrouays D., 2011 - Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences*, 8, 5, pp. 1053–1065.
- Martin M., Dimassi B., Millet F., Picaud C., Bounoua E.-M., Bardy M., Bispo A., Boulonne L., Bouthier A., Duparque A., Eglin T., Guenet B., Huard F., Mary B., Mathias E., Mignolet C., Robert C., Saby N., Sagot S., Schott C., Toutain B., Trochard R., 2019. Méthodes de comptabilisation du stockage de carbone organique des sols sous l'effet des pratiques culturales (CSopra). 71p. Référence disponible sur demande auprès de l'ADEME.
- Meersmans J., Martin M.P., Lacarce E., De Baets S., Jolivet C., Boulonne L., Lehmann S., Saby N.P.A., Bispo A., Arrouays, D., 2012 - A high reso-

- lution map of French soil or-organic carbon. *Agronomy for Sustainable Development*, 32, 4, pp. 841–851.
- Moni C., Derrien D., Hatton P.-J., Zeller B., Kleber M., 2012 - Density fractions versus size separates: does physical fractionation isolate functional soil compartments? *Biogeosciences*, 9, pp. 5181-5197.
- Mulder V.L., Lacoste M., Richer-de-Forges A.C., Martin M.P., Arrouays D., 2016 - National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma*, 263, pp. 16-34.
- Nelson D.W., Sommers L.E., 1996 - Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks, D.L. et al. (Editors), *Methods of Soil Analysis. Part 3, Chemical Methods*. Soil Science Society of America Book Series No. 5. Soil Science Society of America — American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 961–1010.
- Ogle S.M., Breidt F.J., Easter M., Williams S., Killian K., Paustian K., 2010 - Scale and uncertainty in modeled soil organic carbon stock changes for US croplands using a process-based model. *Global Change Biology*, 16, pp. 810-822.
- Pellerin S. et Bamière L. (pilotes scientifiques), Launay C., Martin R., Schiavo M., Angers D., Augusto L., Balesdent J., Basile-Doelsch I., Bellassen V., Cardinael R., Cécillon L., Ceschia E., Chenu C., Constantin J., Darroussin J., Delacote P., Delame N., Gastal F., Gilbert D., Graux A.I., Guenet B., Houot S., Klumpp K., Letort E., Litrico I., Martin M., Menasseri S., Mézière D., Morvan T., Mosnier C., Roger-Estrade J., Saint-André L., Sierra J., Théron O., Viaud V., Grateau R., Le Perche S., Savini I., Réchauchère O. (coordinateur), 2019 - Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 114p.
- Poeplau C., Don A., Six J., Kaiser M., Benbi D., Chenu C., Cotrufo F., Derrien D., Gioacchini P., Grand S., Gregorich E., Griepentrog M., Gunina A., Haddix M., Kuzyakov Y., Kühnel A., Macdonald L.M., Soong J., Trigalet S., Vermaire M.-L., Rovira P., van Wesemael B., Wiesmeier M., Yeasmin S., Yevdokimov I., Nieder R., 2018 - Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. *Soil Biology and Biochemistry*, 125, pp. 10-26.
- Poeplau C., Vos C., Don A., 2017 - Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *Soil*, 3, pp. 61-66.
- Remy J.C., Marin-Lafleche A., 1974 - L'analyse de terre : réalisation d'un programme d'interprétation automatique. *Annales Agronomiques*, 25, 4, pp. 607-632.
- Saby N.P.A., Arrouays D., Antony V., Lemerrier B., Follain S., Walter C., Schwartz C., 2008 – Changes in soil organic carbon in a mountainous French region, 1990 – 2004. *Soil Use and Management*, 24, pp.254-262.
- Saby N.P.A., Lemerrier B., Arrouays D., Leménager S., Louis B.P., Millet F., Paroissien J. B., Schellenberger E., Squidant H., Swiderski C., Toutain B., Walter C., Bardy M., 2014 - Le programme Base de Données des Analyses de Terre (BDAT) : Bilan de 20 ans de collecte de résultats d'analyses, *Etude et Gestion des Sols*, 21, pp. 25-36.
- Sanderman J., Grandy A.S., 2020 – Ramped thermal analysis for isolating biologically meaningful soil organic matter fractions with distinct residence times. *SOIL*, 6, pp. 131-144.
- Smith P., Smith J.U., Powelson D.S., McGill W.B., Arah J.R.M., Chertov O.G., Coleman K., Franko U., Frolking S., Jenkinson D.S., Jensen L.S., Kelly R.H., Klein-Gunnewiek H., Komarov A.S., Li C., Molina J.A.E., Mueller T., Parton W.J., Thornley J.H.M., Whitmore A.P., 1997 - A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81, pp. 153-225.
- Smith J.U., Smith P., Monaghan R., MacDonald A.J., 2002 – When is a measured soil organic matter fraction equivalent to a model pool? *European Journal of Soil Science*, 53, pp. 405-416.
- Smith P., Davies C.A., Ogle S., Zanchi G., Bellarby J., Bird N., Boddey R.M., McNamara N.P., Powelson D., Cowie A., van Noordwijk M., Davis S.V., Richter D.E.B., Kryzanowski L., van Wijk M.T., Stuart J., Kirton A., Eggar D., Newton-Cross G., Adhya T.K., Braimoh A.K., 2012 - Towards an integrated global framework to assess the impacts of land use and management change on soil carbon: current capability and future vision. *Global Change Biology*, 18, pp. 2089-2101.
- Smith P., Soussana J.F., Angers D., Schipper L., Chenu C., Rasse D.P., Batjes N.H., van Egmond F., McNeill S., Kuhnert M., Arias-Navarro C., Olesen J.E., Chirinda N., Fornara D., Wollenberg E., Alvaro-Fuentes J., Sanz-Cobena A., Klumpp K., 2020 - How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Global Change Biology*, 26, pp. 219-241.
- Soucémariadin L.N., Cécillon L., Chenu C., Baudin F., Nicolas M., Girardin C., Barré P., 2018 - Is Rock-Eval 6 thermal analysis a good indicator of soil organic carbon lability? – A method-comparison study in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 117, pp. 108-116.
- Soussana J.-F., Lutfalla S., Ehrhardt F., Rosenstock T., Lamanna C., Havlik, P., Richards M., Wollenberg E., Chotte J.L., Torquebiau E., Ciaï P., Smith P., Lal R., 2019 - Matching policy and science: rationale for the '4 per 1000 – soils for food security and climate' initiative. *Soil and Tillage Research*, 188, pp. 3–15.
- Tibi A., Therond O., 2018 - Services écosystémiques fournis par les espaces agricoles. Caractériser et évaluer. Editions Quae, 186 pp.
- Ulrich E., 1995 - Le réseau RENECOFOR : objectifs et réalisation. *Revue Forestière Française* 47, 107–124.
- Vaudour E., Gomez C., Fouad Y., Lagacherie P., 2019 - Sentinel-2 image capacities to predict common topsoil properties of temperate and Mediterranean agroecosystems. *Remote sensing of Environment*, 223, pp. 21-33.
- Virto I., Barré P., Burlot A., Chenu C., 2012 - Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry*, 108, pp. 17–26.
- Viscarra Rossel R.A., Walvoort D.J.J., McBratney A.B., Janik L.J., Skjemstad J.O., 2006 - Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma*, 131, pp. 59-75.
- Viscarra Rossel R.A., Lobsey C.R., Sharman C., Flick P., McLachlan G., 2017 - Novel proximal sensing for monitoring soil organic C stocks and condition. *Environmental Science and Technology*, 51, pp. 5630-5641.
- Viscarra Rossel R.A., Lee J., Behrens T., Luo Z., Baldock J., Richards A., 2019 – Continental-scale soil carbon composition and vulnerability modulated by regional environmental controls. *Nature Geoscience*, 12, pp. 547-552.
- Walter C., Bispo A., Chenu C., Langlais-Hesse A., Schwartz C., 2015 - Les services écosystémiques des sols: du concept à sa valorization. *Cahier – Club Demeter*, 15, pp. 52-68.
- Zimmermann M., Leifeld J., Schmidt M.W.I., Smith P., Fuhrer J., 2007 – Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science*, 58, pp. 658-667.
- Zimmermann M., Leifeld J., Fuhrer J., 2008 - Quantifying soil organic carbon fractions by infrared-spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, pp. 224-231.
- Zhun M., Derrien D., Didion M., Liski L., Eglin T., Nicolas M., Jonard M., Saint-André L., 2019 - Modeling soil organic carbon dynamics in temperate forests using Yasso07. *Biogeosciences*, 16, pp. 1955-1973.