

**SÉQUESTER DU CARBONE DANS  
LES SOLS AGRICOLES DU QUÉBEC;  
CONCEPTS, PERSPECTIVES ET DÉFIS**

---

**Rapport remis au Ministère de l'Agriculture,  
des Pêcheries et de l'Alimentation**

**Janvier 2023**

# Séquestrer du carbone dans les sols agricoles du Québec; concepts, perspectives et défis

*Rapport final – Janvier 2023*

Ce rapport a été rédigé grâce à une subvention de recherche accordée à l'Université Laval par le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Il n'engage que ses auteurs.

## Auteurs

**Marie-Élise Samson agr., Ph.D.**

*Professeure adjointe, Université Laval*

**Denis Angers, Ph.D.**

**Vincent Poirier, Ph.D.**

*Professeur adjoint, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue*

## Référence à citer

Samson, M-E., Angers, D.A., Poirier, V. 2023. Séquestrer du carbone dans les sols agricoles du Québec; concepts, perspectives et défis. Rapport remis au Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Québec, Université Laval, 106 p.

## Correspondance

*Marie-Élise Samson*

*Professeure adjointe en agropédologie*

*Université Laval*

*2425 rue de l'agriculture, Québec, G1V 0A6*

[marie-elise.samson@fsaa.ulaval.ca](mailto:marie-elise.samson@fsaa.ulaval.ca)



## Table des matières

<b>PRÉFACE</b>	<b>1</b>
<b>AGRICULTURE ET GAZ À EFFET DE SERRE</b>	<b>4</b>
1.1 Sources de GES en agriculture	5
1.2 Évolution des émissions de GES en agriculture	6
1.3 Engagements politiques pour la réduction des GES en agriculture	7
1.4 Séquestrer du carbone pour lutter contre les changements climatiques	8
<b>LE CARBONE ORGANIQUE DES SOLS</b>	<b>10</b>
2.1 Matière organique et carbone des sols	11
2.2 Les sols et le cycle du carbone planétaire	13
2.3 Mécanismes de stabilisation du carbone dans les sols	15
2.4 Carbone labile ou carbone stable?	22
2.5 Facteurs qui influencent les stocks de C dans le sol	26
<b>MESURES ET SUIVI DU CARBONE ORGANIQUE DES SOLS</b>	<b>34</b>
3.1 Le défi de la variabilité spatiale	35
3.2 Protocoles pour la mesure et le suivi des stocks de C dans le sol	35
<b>STOCKS DE CARBONE DANS LES SOLS DU CANADA</b>	<b>53</b>
<b>LOUPE SUR LE QUÉBEC</b>	<b>53</b>
4.1 Les sols agricoles du Canada et du Québec	54
4.2 Évolution des stocks de carbone dans les sols du Canada et du Québec	58
4.3 Effet des changements climatiques sur les stocks de carbone du sol	62
4.4 Potentiel de séquestration dans les sols agricoles du Québec	64
<b>PRATIQUES AGRICOLES POUR LA SÉQUESTRATION DE CARBONE DANS LES SOLS DU QUÉBEC</b>	<b>66</b>
5.1 Leviers pour augmenter la séquestration de carbone dans les sols agricoles	67
5.2 Pratiques de gestion bénéfiques et séquestration de carbone dans les sols du Québec	68
5.2 Potentiel de séquestration suivant l'adoption de pratiques de gestion bénéfiques au Québec	76

<b><i>POLITIQUES GOUVERNEMENTALES POUR LA SÉQUESTRATION DE CARBONE DANS LES SOLS AGRICOLES</i></b>	<b>78</b>
6.1 Stratégies pour encadrer et encourager la séquestration de carbone dans les sols agricoles	79
6.2 État actuel des politiques entourant la séquestration de carbone dans les sols agricoles au Canada et au Québec	84
<b><i>BARRIÈRES ET LEVIERS SOCIAUX POUR L'ADOPTION DE PRATIQUES DE SÉQUESTRATION DE CARBONE DANS LES SOLS</i></b>	<b>87</b>
<b><i>RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS GÉNÉRALES POUR LA SÉQUESTRATION DE CARBONE DANS LES SOLS QUÉBÉCOIS</i></b>	<b>91</b>
<b><i>BIBLIOGRAPHIE</i></b>	<b>96</b>

## PRÉFACE

Les sols, qui constituent une fragile couche mince à la surface de la Terre, assurent de nombreuses fonctions essentielles pour les sociétés et pour l'environnement. Les sols permettent de produire la vaste majorité de nos denrées alimentaires et nous permettent de produire des fibres pour nous vêtir. Ils jouent également un rôle de premier plan dans la régulation du cycle de l'eau et sont le siège d'une biodiversité foisonnante. La matière organique des sols (MOS) étant principalement composée de carbone (C), les sols jouent également un rôle majeur dans le cycle du C planétaire. En effet, les sols contiennent le plus grand réservoir de C de la biosphère continentale. Les sols minéraux contiennent de 1800 à 2400 gigatonnes (Gt) de C, ce qui est environ deux à trois fois plus que tout le C contenu dans l'atmosphère (Paustian et al., 2016).

Selon l'utilisation qu'on en fait, les sols peuvent donc agir comme source ou comme puits de CO<sub>2</sub> pour l'atmosphère. Au cours des derniers siècles, la mise en culture des terres et les pratiques agricoles ont fait en sorte que les sols se sont globalement appauvris en MOS, contribuant ainsi au relargage de près de 116 Gt de C vers l'atmosphère (Sanderman et al., 2017). Aujourd'hui, devant l'urgence de développer des solutions d'atténuation et d'adaptation aux changements climatiques, on s'intéresse aux stratégies qui pourraient permettre de retourner une partie de ce C vers les sols sous forme de MOS. Ceci permettrait de diminuer la quantité de GES dans l'atmosphère, mais aussi d'assurer la santé, la durabilité et la résilience de nos sols agricoles pour les années à venir. Au cours de la dernière décennie, ces concepts ont fait naître un intérêt politique pour les solutions climatiques basées sur la gestion des sols.

L'importance des sols dans la fourniture de services écosystémiques, dont la régulation du climat, est maintenant largement reconnue par la communauté scientifique. L'initiative

internationale “4 pour 1000”, lancée par la France le 1er décembre 2015 lors de la COP 21, vise à montrer que l’agriculture, et en particulier les sols agricoles, peuvent jouer un rôle crucial en matière de sécurité alimentaire et de changement climatique. Plusieurs pays, dont le Canada, se sont joints à cette initiative. Cet intérêt grandissant pour le rôle de régulation du climat par les sols a engendré un avancement rapide et inégalé des connaissances scientifiques dans le domaine du cycle de la MOS. De nouveaux modèles conceptuels (Schmidt et al., 2011; Cotrufo et al., 2013; Cotrufo et al., 2015a; Lehmann et Kleber, 2015; Liang et al., 2017; Lehmann et al., 2020; Daly et al., 2021) ont remis en question notre compréhension historique des mécanismes concernant la séquestration de C et la fertilité des sols, mais ont aussi pavé la voie au développement de stratégies politiques basées sur la science, visant à optimiser les services écosystémiques rendus par les sols, dont la régulation du climat.

Soucieux de l’impact des changements climatiques sur le secteur agricole et alimentaire, le ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation (MAPAQ) souhaite participer pleinement à l’atteinte de la cible de réduction des GES identifiée par le gouvernement du Québec, et à l’adaptation des entreprises agricoles aux changements climatiques. La séquestration du C, par la vente de crédits C, est souvent mentionnée comme une occasion d’affaires intéressante pour les producteurs agricoles. Pour cette raison, le MAPAQ a établi une démarche ayant comme objectif d’évaluer les opportunités financières potentielles liées aux marchés du C pour les producteurs agricoles au Québec. Il est donc important pour bien évaluer cette option d’avoir en main les informations scientifiques les plus récentes. C’est dans le cadre de cette démarche et sous l’initiative du MAPAQ que ce rapport a été demandé.

L’objectif de ce rapport est de poser un regard général et vulgarisé, mais en phase avec les plus récents développements scientifiques, sur notre compréhension des mécanismes de stabilisation du C dans les sols, ainsi que sur le potentiel et les défis en lien avec la séquestration de C dans les sols agricoles du Québec. Le rapport traitera :

- D'agriculture et de gaz à effet de serre.
- Des plus récents avancements de la science concernant le cycle de la MOS et du C dans les sols.
- Des méthodes de mesure et de suivi des stocks de C dans les sols.
- Des stocks de C dans les sols du Canada et du Québec.
- Des pratiques agricoles permettant de séquestrer du C dans les sols.
- Des politiques gouvernementales pour la séquestration de C dans les sols agricoles.
- Des barrières et leviers sociaux pour l'adoption de pratiques de séquestration de C dans les sols.
- Le rapport conclura ensuite par un résumé et quelques recommandations générales.

## AGRICULTURE ET GAZ À EFFET DE SERRE

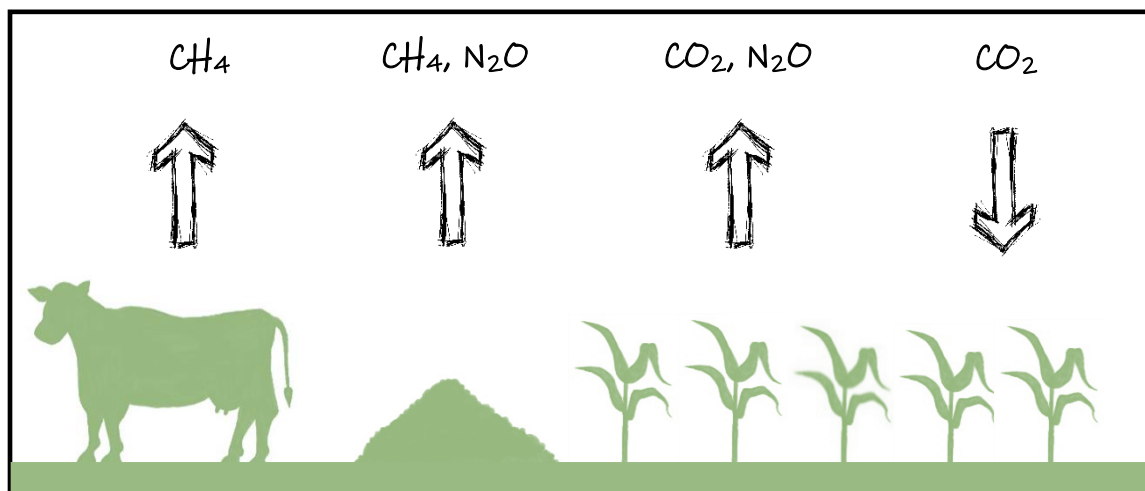
### EN BREF

- Le Canada s'est engagé à réduire ses émissions de gaz à effet de serre de 40 à 45 % par rapport aux niveaux de 2005 d'ici 2030 (réduction de 296 à 333 Mt d'éq. CO<sub>2</sub>) et le Québec s'est engagé à atteindre une réduction de 37,5 % par rapport aux émissions de 1990 d'ici 2030 (réduction de 32,5 Mt d'éq. CO<sub>2</sub>).
- Au Canada, l'agriculture contribue à environ 8% des émissions de GES (55 Mt d'éq. CO<sub>2</sub>) et à 10% des émissions pour le Québec (8,2 Mt d'éq. CO<sub>2</sub>) avec une augmentation marquée depuis 1990.
- Une certaine partie de ces émissions est incompressible, mais des réductions importantes d'émissions sont tout de même possibles dans le secteur agricole.
- Le Canada s'est engagé à investir 470 millions de dollars pour les solutions climatiques en agriculture et le Québec a mis en place le Plan pour une économie verte 2030 et le Plan pour une agriculture durable 2020-2030.
- La séquestration de carbone dans le sol fait partie des solutions de transition, mais ne devrait pas être considérée comme un remplacement à la réduction des émissions.
- Du fait de son effet généralement bénéfique sur la santé des sols et la résilience des agrosystèmes, la séquestration de carbone dans les sols est souhaitable, voire nécessaire, même en dehors des questions entourant la lutte aux changements climatiques.



## 1.1 Sources de GES en agriculture

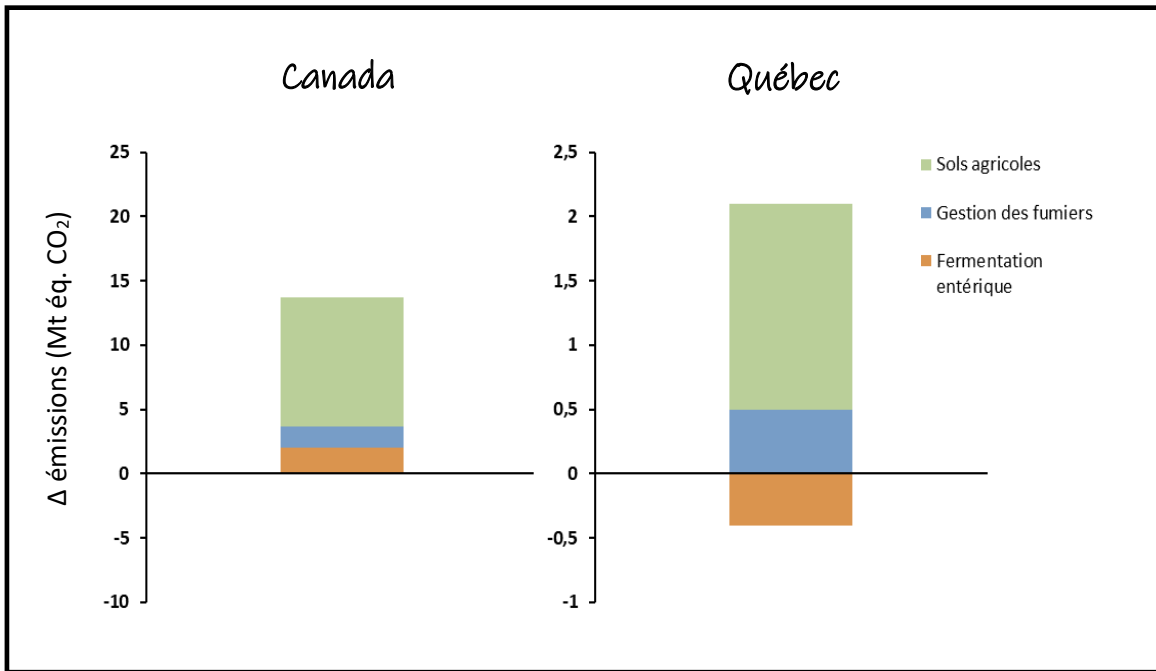
Bien qu'essentielles, les activités du secteur agricole ne sont pas sans conséquences sur l'environnement. L'agriculture est notamment à l'origine de plusieurs gaz à effet de serre via le processus de rumination (méthane :  $\text{CH}_4$ ), la gestion des fumiers ( $\text{CH}_4$  et protoxyde d'azote :  $\text{N}_2\text{O}$ ) et la gestion des sols agricoles et les pratiques culturales ( $\text{CO}_2$  : dioxyde de carbone et de  $\text{N}_2\text{O}$ ) (Figure 1). Au cours des vingt dernières années, le secteur agricole a donc contribué de façon assez constante à environ 8 % des émissions totales de gaz à effet de serre (GES) au Canada, et environ 10 % au Québec. Au Canada, environ 50 % de ces émissions sont attribuables à la fermentation entérique et la gestion des fumiers et les 50 % restants, à la production végétale (gestion des sols et fertilisation) (ECCC, 2020). Au Québec, la part des émissions liées à la production animale s'élève plutôt à 64 % (MELCC, 2018).



**Figure 1.** Puits et sources de GES les plus importantes en agriculture.

## 1.2 Évolution des émissions de GES en agriculture

Pour des raisons historiques et pédoclimatiques, le type de production et les pratiques agricoles varient grandement selon les régions du Canada. Environ 75 % des bovins de boucherie et plus de 90 % du blé, de l'orge et du canola sont produits dans les provinces des Prairies, alors qu'environ 75 % des bovins laitiers, 60 % des porcs et de la volaille et plus de 90 % du maïs et du soja sont produits dans l'est du Canada. Au cours des dernières décennies, des changements importants se sont toutefois opérés dans le paysage agricole canadien, influençant de manière différente les principales sources de gaz à effet de serre selon les provinces. De façon générale, au Canada, les populations de bovins de boucherie, porc et volaille ont considérablement augmenté entre 1990 et 2019, engendrant une augmentation des émissions dues à la fermentation entérique et à la gestion des fumiers. Durant cette même période, la production de canola, de maïs et du soja, a plus que doublé au pays, faisant bondir l'utilisation d'engrais azotés inorganiques et les émissions liées à la gestion des sols (Figure 2). Entre 2005 et 2019, l'utilisation d'engrais a augmenté de 71 % au Canada (AAC, 2022). Au Québec, l'évolution des émissions de GES par le secteur agricole a été grandement influencée par la diminution du cheptel de vaches laitières, qui a engendré une diminution des émissions par fermentation entérique, mais un changement important dans l'utilisation des terres. En effet, entre 2006 et 2020, on a observé une réduction de près de 39% des superficies en prairies et en pâturages, principalement au profit de cultures annuelles telles que le maïs et le soja (Statistiques Canada, 2021) entraînant ainsi des quantités plus importantes de CO<sub>2</sub> et de N<sub>2</sub>O émis par les sols. S'ajoutent également au portrait les émissions supplémentaires dues à la gestion du fumier dans une province où les populations de porc et de volaille ont considérablement augmenté (Figure 2). Ainsi, entre 1990 et 2019 (ECCC, 2020), les émissions du secteur agricole ont globalement augmenté de 26% au Canada et, entre 1990 et 2018, elles ont augmenté de 13 % au Québec (MELCC, 2019).



**Figure 2.** Évolution des émissions de GES (Mt éq. CO<sub>2</sub>) par les sols agricoles, la gestion des fumiers et la fermentation entérique entre 1990 et 2020. Données tirées de ECCC, 2020.

### 1.3 Engagements politiques pour la réduction des GES en agriculture

En signant, en novembre 2021, le pacte de Glasgow pour le climat, le Canada s’est engagé à réduire ses émissions de GES de 40 à 45 % par rapport aux niveaux de 2005 d’ici 2030. Le Plan de réduction des émissions pour 2030 a été développé afin de présenter une voie à suivre, secteur par secteur, pour aider le Canada à atteindre sa cible ambitieuse. Via ce plan, le Canada s’engage à un investissement de 470 millions de dollars dans le Fonds d’action à la ferme pour le climat ayant pour but d’aider les producteurs à adopter des pratiques visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre à la ferme, mais aussi à favoriser la séquestration de C dans les sols agricoles. Parallèlement, le Québec s’est engagé à réduire ses émissions de GES de 37,5 % sous le seuil de 1990 d’ici 2030 via Son Plan pour une économie verte 2030. En 2020, le gouvernement du Québec a également annoncé de lancement de son Plan d’Agriculture Durable (PAD, 2020) qui vise à accélérer l’adoption de pratiques agroenvironnementales responsables. Un des cinq principaux

objectifs de ce plan est d'améliorer la santé et la conservation des sols agricoles, notamment via l'augmentation de son contenu en MOS et donc, de son contenu en C. Ce plan vise également à réduire de 15% l'utilisation d'engrais azotés, ce qui pourrait avoir un effet sur la réduction des émissions de N<sub>2</sub>O par les sols. Ces stratégies, visent donc à réduire les émissions de GES produits par le secteur agricole, mais misent également sur la séquestration de C dans les sols comme stratégie d'atténuation et d'adaptation aux changements climatiques.

#### 1.4 Séquestrer du carbone pour lutter contre les changements climatiques

La séquestration du C organique dans les sols agricoles est vue comme une solution sans regret dans la lutte aux changements climatiques. En effets, augmenter les stocks de C dans nos sols pourrait non seulement contribuer à diminuer la quantité de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère, mais permettrait également de

« Les stratégies choisies pour la séquestration de C dans les sols doivent être cohérentes avec les stratégies de réduction des émissions de GES à la source et tout au long de la chaîne de production. »

contribuer à assurer la productivité à long terme de nos terres et à accroître la résilience de nos systèmes agricoles. La séquestration de C dans les sols doit toutefois être vue comme une solution de transition, permettant de minimiser les impacts des changements climatiques pendant notre transition vers des systèmes basés sur des énergies renouvelables. La réduction des émissions de GES doit rester une priorité, et la séquestration de C dans les sols ne devrait pas permettre de justifier le maintien des taux d'émissions actuels. La séquestration de C dans les sols devrait plutôt être vue comme une avenue intéressante pour accélérer l'atteinte des cibles. Du fait de son effet généralement bénéfique sur la santé des sols et la résilience des agrosystèmes, la séquestration de C dans les sols serait tout de même souhaitable, même en dehors des questions entourant la lutte aux changements climatiques. Ce rapport se concentre sur la séquestration de C dans les sols agricoles, mais il convient de rappeler que les

stratégies choisies pour la séquestration de C dans les sols doivent être cohérentes avec les stratégies de réduction des émissions à la source et tout au long de la chaîne de production alimentaire.

## LE CARBONE ORGANIQUE DES SOLS

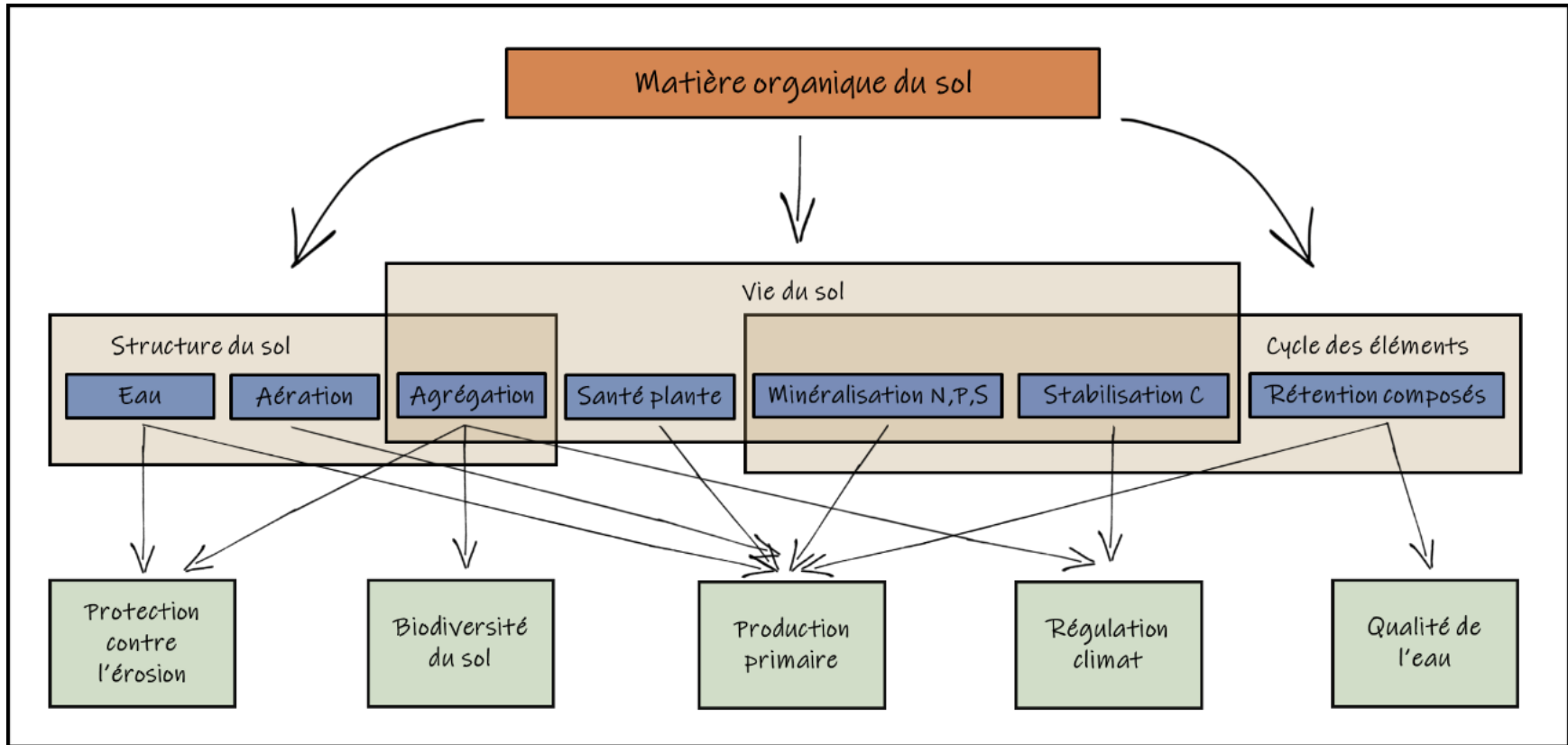
### EN BREF

- La matière organique du sol, riche en carbone, est essentielle aux services écosystémiques rendus par les sols agricoles.
- Les sols minéraux contiennent de 1800 à 2400 Gt de carbone, ce qui est environ deux à trois fois plus que tout le carbone contenu dans l'atmosphère sous forme de CO<sub>2</sub>.
- La théorie de l'humification a été réfutée au cours des dernières décennies.
- La stabilisation du carbone dans le sol sur le long terme est due aux associations organo-minérales et à leur inclusion au sein des agrégats (i.e. protection physique de la matière organique).
- L'apport de matière organique facilement dégradable au sol favorise la séquestration du carbone sur le long terme.
- La matière organique du sol peut être divisée en différentes fractions plus ou moins labiles (e.g. matière organique particulaire et matière organique fine).
- Les propriétés du sol, le climat, la végétation et l'historique d'utilisation d'un sol définissent son stock de carbone, ainsi que son potentiel de séquestration.
- Les racines des plantes jouent un rôle très important dans le maintien et/ou l'augmentation des stocks de carbone du sol.
- Les plantes pérennes ont un effet bénéfique majeur sur les stocks de carbone du sol, puisque 45 à 65% du carbone des plantes pérennes va au sol chaque année.

## 2.1 Matière organique et carbone des sols

À l'échelle de la planète, la majorité des sols minéraux cultivés contiennent entre 1 à 10% de MOS sur une base massique (Calvet et al., 2011). De cette proportion, on considère qu'environ 5% de la MOS est vivante (bactéries, champignons, faune et racines) alors que 95% de la masse restante est considérée comme étant morte (exsudats racinaires, sous-produits de l'activité microbienne et de la décomposition des végétaux) (Calvet et al., 2011). La MOS est donc composée d'un large ensemble des constituants organiques, qu'ils soient d'origine végétale, animale ou microbienne, qu'ils soient transformés ou non, vivants ou non. Le C, source d'énergie pour les organismes vivants, est le premier constituant des MOS et représente environ 50 à 60% de la masse de MOS sèche. Viennent ensuite l'oxygène et l'hydrogène. Les nutriments, quant à eux, représentent quelques pour cent de cette masse. On trouve notamment l'azote à des teneurs variables (autour de 5%).

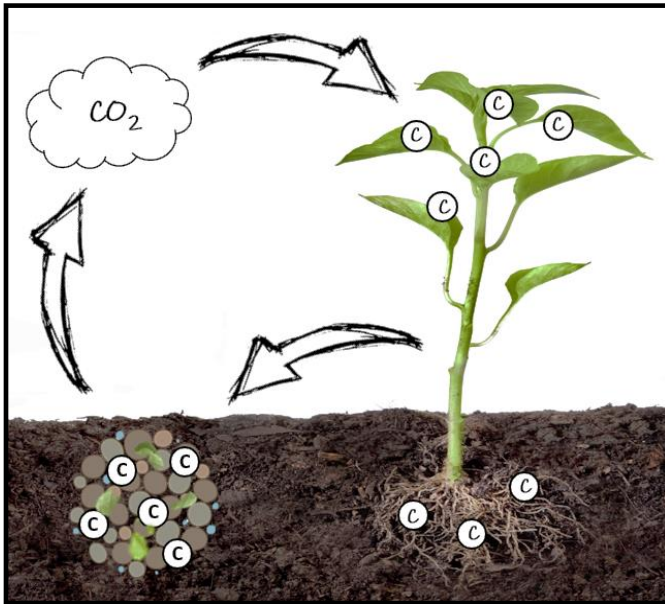
La MOS joue un rôle primordial dans le fonctionnement des sols. Elle est au cœur des processus impliqués dans le maintien de la structure, de la vie du sol et du cycle des éléments tels que le C, l'azote, le phosphore et le soufre. Ceci lui permet d'assurer des fonctions telles que le maintien de la biodiversité du sol, de la productivité primaire et de la qualité de l'eau, en plus d'avoir un rôle à jouer dans la régulation du climat en raison de son contenu élevé en C (Figure 3).



**Figure 3.** Services écosystémiques de la matière organique des sols et les processus qui les supportent. Figure adaptée de Hoffland et al. (2020).



## 2.2 Les sols et le cycle du carbone planétaire



**Figure 4.** Le bilan carbone du sol dépend des apports qui se produisent via la photosynthèse et des pertes qui se produisent via la respiration microbienne.

À l'échelle de la planète, les sols minéraux contiennent de 1800 à 2400 Gt de C, ce qui est environ deux à trois fois plus que tout le C contenu dans l'atmosphère. Le rôle des sols dans le cycle du C dépend toutefois du bilan entre les apports de matières organiques végétales au sol et leur minéralisation. En effet, la matière organique est principalement formée via le processus de photosynthèse des plantes, qui transforme le CO<sub>2</sub> atmosphérique en biomasse

végétale. Celle-ci représente le substrat de base pour le réseau trophique détritifique du sol qui se nourrit en métabolisant les composés organiques des litières et du sol. Une partie du C contenue dans cette matière organique est donc assimilée et utilisée pour la croissance et l'activité des organismes du sol, contribuant ainsi à la néoformation ou au recyclage de MOS. Les organismes du sol utilisent également du C pour leurs activités métaboliques. Une proportion importante (67 à 97%) du C du sol est donc retournée vers l'atmosphère sous forme de CO<sub>2</sub> via le processus de respiration ou de lessivage du C organique dissous (Castellano et al., 2015). La respiration microbienne est toutefois un processus essentiel, puisque la minéralisation de la MOS libère également des éléments nutritifs nécessaires à la croissance des plantes. Ultiment, le bilan entre les entrées de C dans le sol via la photosynthèse des végétaux et la respiration des microorganismes du sol dicte le rôle à jouer des sols dans le cycle du C planétaires (Figure 4). Plusieurs pratiques de gestion des terres peuvent influencer le bilan entre les entrées et les sorties

de C dans le sol et ainsi, contribuer à déterminer si le sol agit comme un puits ou comme une source de C pour l'atmosphère.

Au cours des derniers millénaires, d'importantes superficies de forêts et de prairies naturelles ont été converties en surfaces agricoles et le dernier siècle a été marqué par l'avènement de l'agriculture intensive. Celle-ci a notamment favorisé la monoculture, le travail intensif du sol et l'utilisation d'engrais de synthèse. Bien que ces pratiques aient permis une augmentation marquée des rendements, elles n'ont pas été sans conséquences sur l'environnement. La mise en culture des sols résulte généralement en une diminution des apports annuels de C au sol en plus de créer des conditions favorables à la minéralisation de grandes quantités de MOS et donc, au relargage de CO<sub>2</sub> vers l'atmosphère. On estime d'ailleurs que depuis l'avènement de l'agriculture, les sols ont relâché environ 116 Gt de C vers l'atmosphère à l'échelle planétaire (Sanderman et al., 2017), ce qui dépasse les émissions totales via l'utilisation de combustibles fossiles.

Nous sommes maintenant au point où la perte de MOS pourrait devenir une menace pour l'humanité, puisque plus du tiers des superficies arables, à l'échelle du globe, sont considérées comme étant dégradées ou sévèrement dégradées. La perte massive de MOS à l'échelle de la planète présente toutefois actuellement l'opportunité de régénérer la MOS et donc, de retourner des quantités significatives de C vers les sols. On parle donc aujourd'hui de solutions climatiques basées sur les sols. De nombreuses initiatives et politiques publiques ont donc vu le jour au cours de la dernière décennie afin d'encourager la séquestration de C dans les sols à grande échelle (Minasny et al., 2017). Ces actions doivent toutefois être fondées sur la science et utiliser notre compréhension actuelle de la formation, de la persistance et du fonctionnement de la MOS, tout en restant assez flexibles pour prendre compte des avancées rapides des connaissances dans le domaine et de l'importance indéniable de considérer les facteurs pédoclimatiques, sociaux et agronomiques dans le développement de ces stratégies d'atténuation et d'adaptation aux changements climatiques.

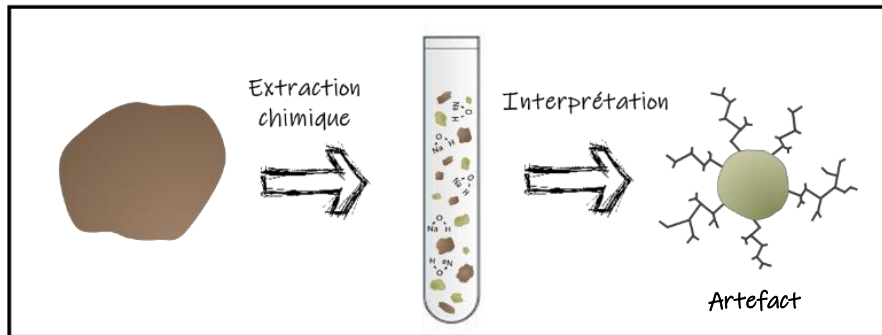
## 2.3 Mécanismes de stabilisation du carbone dans les sols

Pourquoi ne parle-t-on plus d'humification?

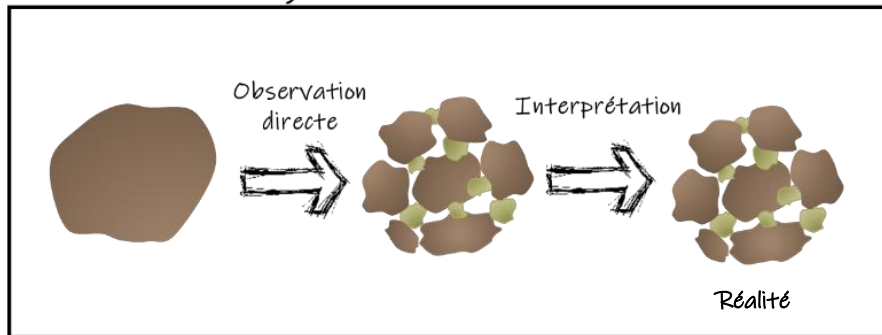
Depuis le 18<sup>e</sup> siècle jusqu'à tout récemment, notre compréhension de la dynamique de la MOS s'est articulée autour de la théorie de l'humification. Selon cette théorie, les composés organiques végétaux ayant une structure biochimique complexe (e.g. lignine) menaient, sous l'action des microorganismes du sol, à la noéformation de molécules hautement récalcitrantes appelées les substances humiques (Achard, 1786; Waksman, 1936; Olk et al., 2019). Selon ces théories, c'était la récalcitrance biochimique de ces molécules qui expliquait la stabilisation du C dans le sol à long terme. Les composés organiques difficiles à décomposer par les microorganismes étaient donc à l'origine de la formation de MOS stable.

Or, au cours des dernières décennies, de nombreuses publications scientifiques ont démontré que les substances humiques sont en fait un *artefact* de la méthode d'extraction chimique en laboratoire (Figure 5). Ces substances ne se retrouveraient donc pas naturellement en quantité abondante dans le sol. Le développement récent de nouvelles technologies a permis d'identifier les molécules contenues dans la MOS (résonance magnétique nucléaire (RMN) à l'état solide) et même d'observer directement l'interaction de ces molécules avec les surfaces minérales (microscopie électronique à balayage (MEB), spectroscopie de masse des ions secondaires à nanoéchelle (NanoSIMS, etc.). Ces observations ont engendré un changement majeur de paradigme concernant notre compréhension des mécanismes de stabilisation de la MOS.

### Compréhension historique



### Compréhension émergente

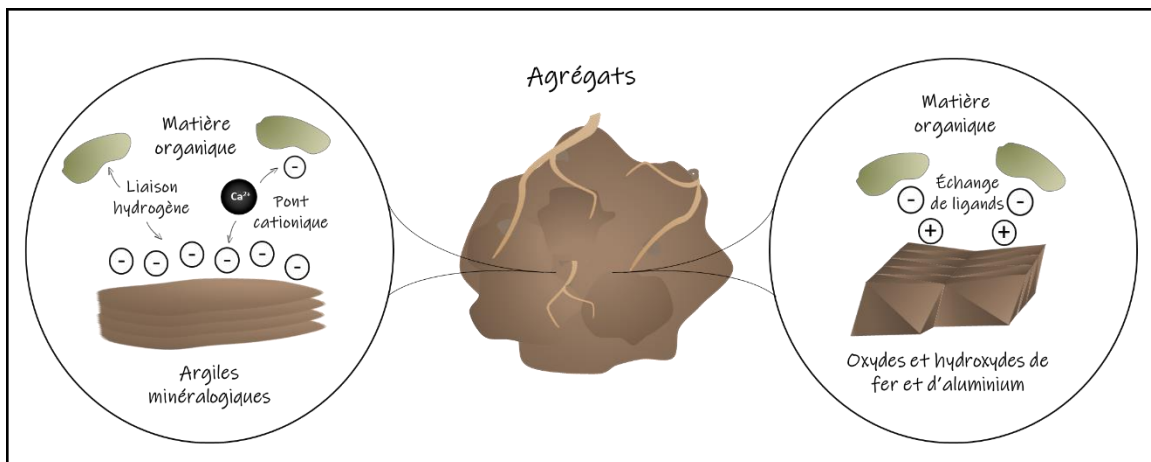


**Figure 5.** Compréhension historique et émergente des mécanismes de stabilisation de la matière organique dans les sols. Figure inspirée de Schmidt et al. (2011).

### Compréhension moderne des mécanismes de stabilisation du carbone dans le sol

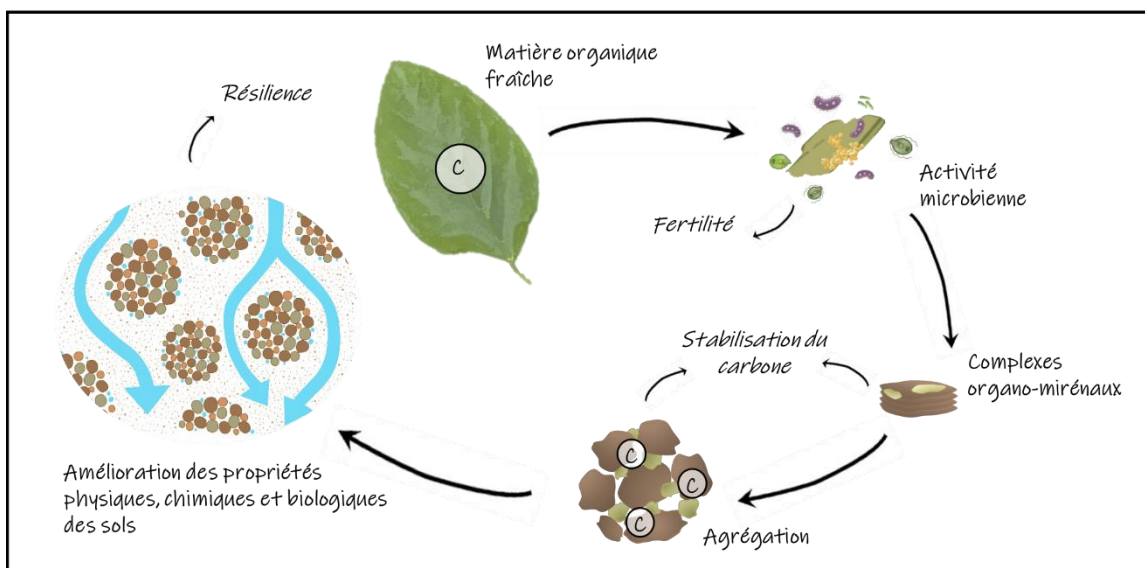
Ainsi, plutôt que d'être déterminée par la récalcitrance biochimique de la molécule organique, on suppose maintenant que la stabilisation de la MOS à long terme (> 100 ans) soit co-déterminée par les mécanismes d'adsorption aux surfaces minérales réactives ainsi que par la protection physique des complexes organo-minéraux au sein des agrégats (Schmidt et al., 2011; Dungait et al., 2012). Des chercheurs ont ainsi démontré que la MOS stable dans le sol possède généralement une forme chimique relativement simple (Schmidt et al., 2011) s'apparentant aux protéines (Knicker, 2011), aux polysaccharides et à la nécromasse microbienne (Kallenbach et al., 2015). Cette matière stable serait constituée d'un amalgame de sous-produits de l'activité microbienne (Miltner et al., 2012; Cotrufo et al., 2015b; Kallenbach et al., 2015; Lavelle et al., 2019) associés à des

structures minérales réactives telles que les argiles et les oxydes ou hydroxydes de fer et d'aluminium (Kögel-Knabner et al., 2008; Schmidt et al., 2011) (Figure 6). La quantité et la force des liens organo-minéraux contrôlent donc la stabilisation de la MOS (Kögel-Knabner et al., 2008). Puisque la matière organique a globalement une charge négative, son association aux argiles minéralogiques, qui ont aussi une charge nette négative, est possible notamment via la formation de ponts cationiques et de liaisons hydrogène. Les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium, quant à eux, ont une charge de surface positive à pH neutre ou acide. La matière organique peut ainsi se lier à ces minéraux via échange de ligands et former des liens très solides. La matière organique liée aux minéraux peut également bénéficier d'un deuxième niveau de protection physique contre la dégradation via leur inclusion au sein des agrégats. Ceci aurait un rôle important dans la stabilisation à long terme de ces complexes puisqu'elle contribuerait à diminuer l'accès des microorganismes, de l'eau et des nutriments et donc, à limiter la minéralisation de ces composés carbonés à structure moléculaire simple (Six et al., 2000; Grandy et Neff, 2008; Schweizer et al., 2019).



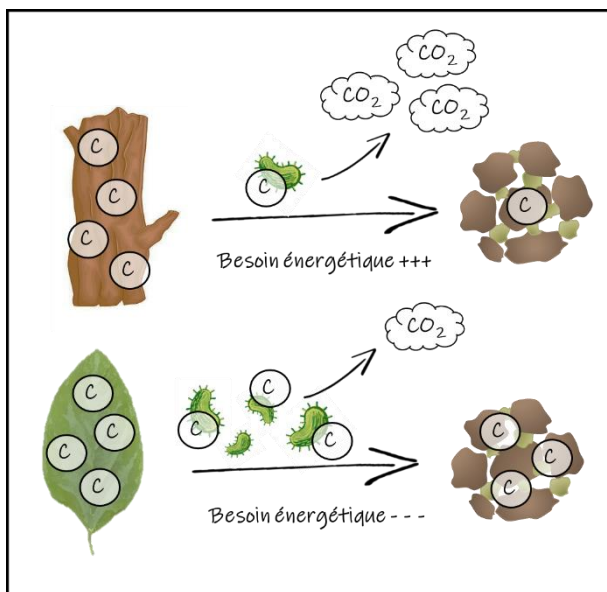
**Figure 6.** La stabilisation de la matière organique dans le sol est assurée par la formation de complexes organo-minéraux associant la matière organique aux surfaces minérales réactives ( $< 53 \mu\text{m}$ ), telles que les argiles minéralogiques (phyllosilicates) et les oxyhydroxydes métalliques. Lorsque ces complexes sont inclus au sein des agrégats (jusqu'à quelques mm).

En résumé, lorsque de la matière organique est retournée au sol, elle est utilisée comme source d'énergie et de nutriments par les microorganismes du sol (Figure 7). La dépolymérisation de ces composés mène éventuellement au relargage d'azote dans le sol, ce qui contribue à sa fertilité. Les sous-produits de dégradation microbienne (nécrumasse et glues microbiennes, enzymes, etc.) présentent quant à eux une affinité forte pour les minéraux réactifs, tels que les argiles et les oxydes/hydroxydes de fer et d'aluminium. Ceci forme des complexes organo-minéraux stables, qui contribuent à la stabilisation du C dans le sol sur le long terme. Via l'action des glues microbiennes, des hyphes fongiques et du réseau racinaires, ces complexes peuvent acquérir un deuxième niveau de protection contre la dégradation en étant inclus au sein des agrégats. L'agrégation, assurée principalement par des agents organiques, contribue quant à elle au maintien ou à l'amélioration des propriétés physiques, biologiques et chimiques du sol. Un sol riche en MOS est donc généralement un sol plus fertile et plus résilient face aux diverses contraintes et aléas climatiques.



**Figure 7.** Cycle de la matière organique dans les sols et services écosystémiques rendus par la matière organique des sols (inspiré de Bingham et Cotrufo (2016)).

Les microorganismes et leur activité sont donc au cœur des mécanismes régulant à la fois la fertilité du sol et le stockage de C dans le sol sur le long terme. D'ailleurs, Cotrufo et al. (2013) suggèrent que l'efficacité d'utilisation des substrats organiques joue un rôle important sur la formation de MOS stable. Selon ces auteurs, un substrat facilement dégradabile, comme une feuille verte, sera utilisé de façon beaucoup plus efficace par les microorganismes du sol, résultant en un plus grande proportion du C se stabilisant dans le sol sur le long terme. En effet, vu son faible rapport C : N, et son faible contenu en composés récalcitrants (ex. lignine et phénols), la feuille verte est facilement utilisée comme substrat de croissance par les microorganismes du sol qui doivent engager peu de dépenses énergétiques pour assimiler l'énergie et les éléments que la feuille contient. Puisque la MOS stable est principalement composée de sous-produits de l'activité microbienne et de nécromasse microbienne, ces produits tendent à diminuer la quantité de C perdue sous forme de CO<sub>2</sub> lors du processus de respiration et à maximiser la production de biomasse microbienne. Ultiment, cette plus grande efficacité microbienne permet de maximiser la quantité de sous-produits microbiens engendrée

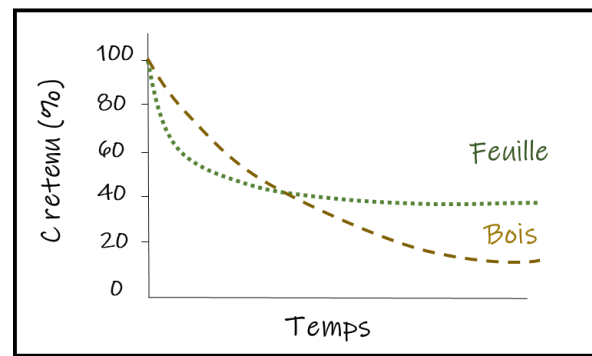


**Figure 8.** Une efficacité d'utilisation microbienne élevée engendre moins de pertes de CO<sub>2</sub> vers l'atmosphère et une plus grande proportion de carbone stabilisée dans le sol sur le long terme.

par l'apport de matière organique et donc, la formation de composés ayant les propriétés nécessaires pour être stabilisés dans les sols sur le long terme (Figure 8). *A contrario*, un produit riche en lignine et/ou en composés phénoliques, comme le bois, par exemple, est plus difficile à dégrader. Afin d'utiliser l'énergie et les éléments compris dans ces molécules complexes, les microorganismes doivent commencer par produire des exoenzymes afin de simplifier la forme biochimique de ces composés

organiques par dépolymérisation et de les rendre assimilables. Ceci implique un coût énergétique plus grand pour les microorganismes, résultant en une plus grande quantité de C respirée par quantité de C assimilé dans la biomasse microbienne et potentiellement stabilisée dans le sol sur le long terme (Figure 8). En résumé, une plus grande proportion du C contenu dans les produits organiques labiles (ex. feuilles vertes) est allouée à la production de biomasse microbienne et de sous-produits microbiens, comparativement aux substrats organiques ayant une forme biochimique plus complexe (ex. bois), qui sont associés à un coût énergétique plus élevé pour les microorganismes (Cotrufo et al., 2013).

Ainsi, un apport organique facilement dégradé, tel qu'une feuille verte, sera rapidement utilisé par les microorganismes, qui y trouveront du C facilement disponible et de l'azote en quantité appréciable. La dégradation de cet apport se fera donc rapidement, mais résultera en une plus grande accumulation de C sous forme de sous-produits microbiens et donc, à plus de C



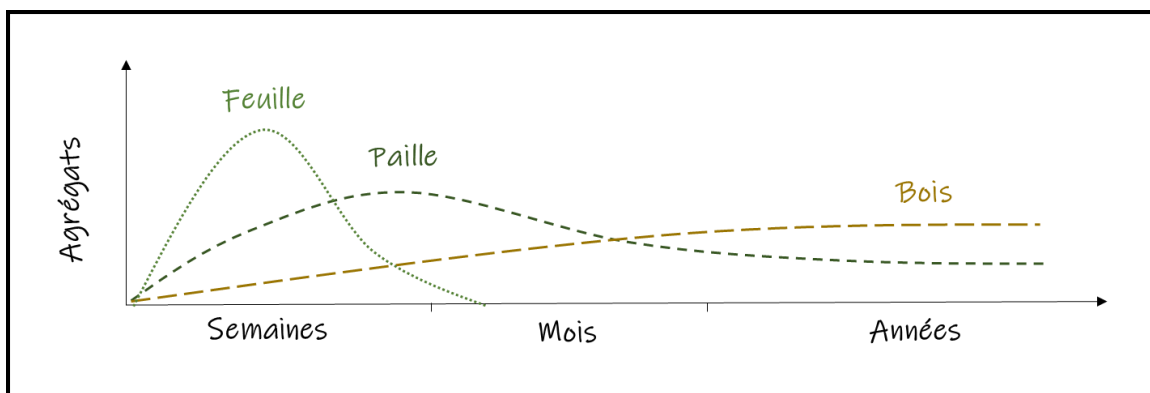
**Figure 9.** Dynamique de la rétention du carbone dans le sol en fonction du temps et du type d'apport. Figure adaptée de Cotrufo et al. (2013).

stable et à une moins grande perte de C via la respiration microbienne (Figure 9). À l'inverse, un apport difficile à dégrader, tel que le bois, par exemple, demandera beaucoup d'énergie aux microorganismes, qui respireront alors une plus grande quantité de C, qui sera retournée à l'atmosphère sous forme de CO<sub>2</sub>. La théorie de l'humification nous portait à croire que les produits ligneux favorisaient la séquestration de C dans le sol sur le long terme. Comme décrit dans les paragraphes précédents, les plus récentes avancées suggèrent plutôt le contraire.

Cela étant dit, les produits riches en lignine et autres composés structuraux ont également un rôle important à jouer dans le sol, notamment au niveau de l'agrégation. En effet, selon un modèle proposé par Monnier (1965) et testé par Abiven et al. (2009),



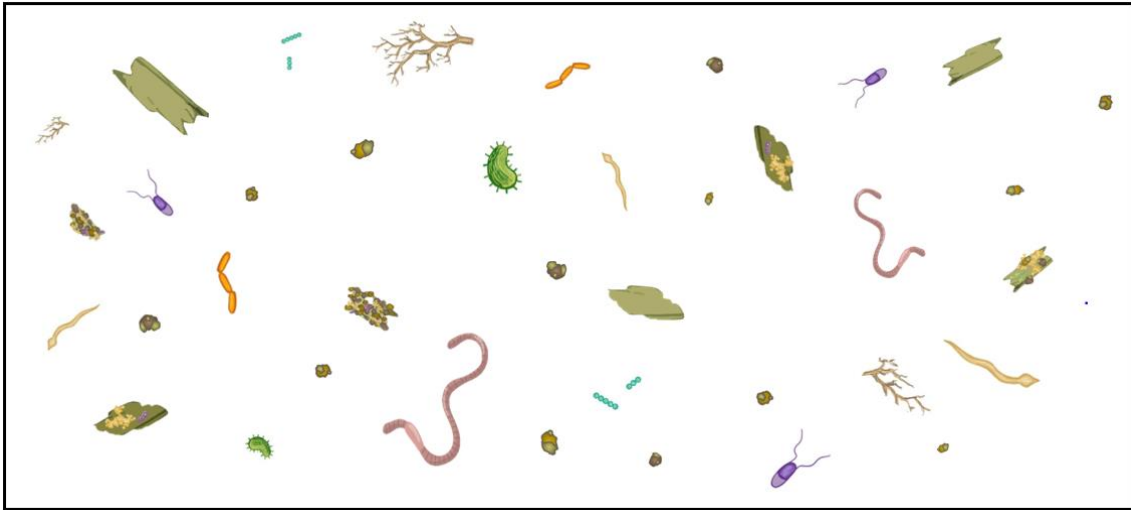
les produits organiques labiles tels que les feuilles vertes auraient un effet intense, mais très transitoire sur l'agrégation alors que les matières organiques plus récalcitrantes, telles que le bois, auraient un effet moins intense, mais plus soutenu dans le temps (Figure 10). Ainsi, la matière organique riche en composés structuraux (e.g. lignine) favoriserait la longévité de macro-agrégats stables comparativement à des résidus avec une plus grande proportion de composés labiles et un rapport C : N plus faible (Martins et Angers, 2015). Ceci est notamment dû au fait que les composés structuraux soient principalement utilisés par les microorganismes fongiques. En raison du diamètre important des hyphes fongiques et de leur structure filamenteuse, les champignons édaphiques se retrouvent principalement au niveau des pores interconnectés et bien aérés situés entre les agrégats (Otten et al., 1999; Harris et al., 2003). Ce faisant, les champignons sont reconnus comme des agents importants de la macro-agrégation des sols (Chantigny et al., 1997) puisqu'ils collaborent au soutien physique des agrégats par leur réseau mycélien en plus de favoriser l'agglomération des particules à la surface des hyphes par la production de substances extracellulaires collantes (Chenu et Cosentino, 2011). Les substances hydrophobiques qu'ils sécrètent pourraient également considérablement diminuer la mouillabilité des agrégats et ainsi augmenter leur résistance à l'eau (Ritz et Young, 2004; Rillig, 2005).



**Figure 10.** Effet de différents types d'apports organiques sur l'agrégation dans le temps. Figure adaptée de Monnier (1965).

## 2.4 Carbone labile ou carbone stable?

Loin d'être homogène, la MOS correspond à un continuum de matières plus ou moins complexes et plus ou moins labiles (Figure 11). Différents types de MOS peuvent donc être associés à différents processus et différentes fonctions dans les sols.

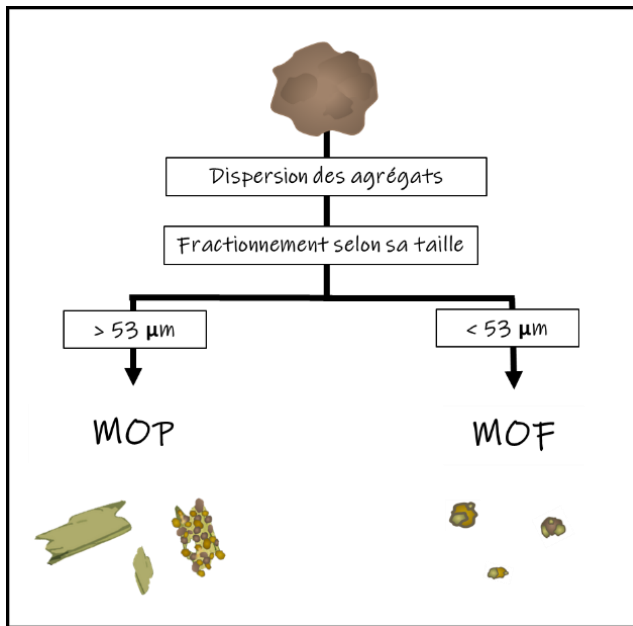


**Figure 11.** La matière organique des sols regroupe un large ensemble des constituants organiques, qu'ils soient d'origine végétale, animale ou microbienne, qu'ils soient transformés ou non, vivants ou non.

On peut donc mesurer le contenu en C dans la MOS totale, mais cela n'informe pas sur les différents types de MOS ou sur leur temps de résidence de ce C dans le sol. C'est pour cette raison qu'on s'intéresse à diviser la MOS en différentes fractions, plus homogènes et pouvant être liées à des fonctions spécifiques dans le sol.

### Fractionnement de la matière organique des sols

Il existe une pléiade de façons de séparer la MOS en fractions mesurables, relativement homogènes et pouvant être associées à des fonctions spécifiques dans le sol (Elliott et



**Figure 12.** Méthode de fractionnement de la matière organique des sols selon la taille des particules (MOP= matière organique particulaire, MOF = matière organique fine).

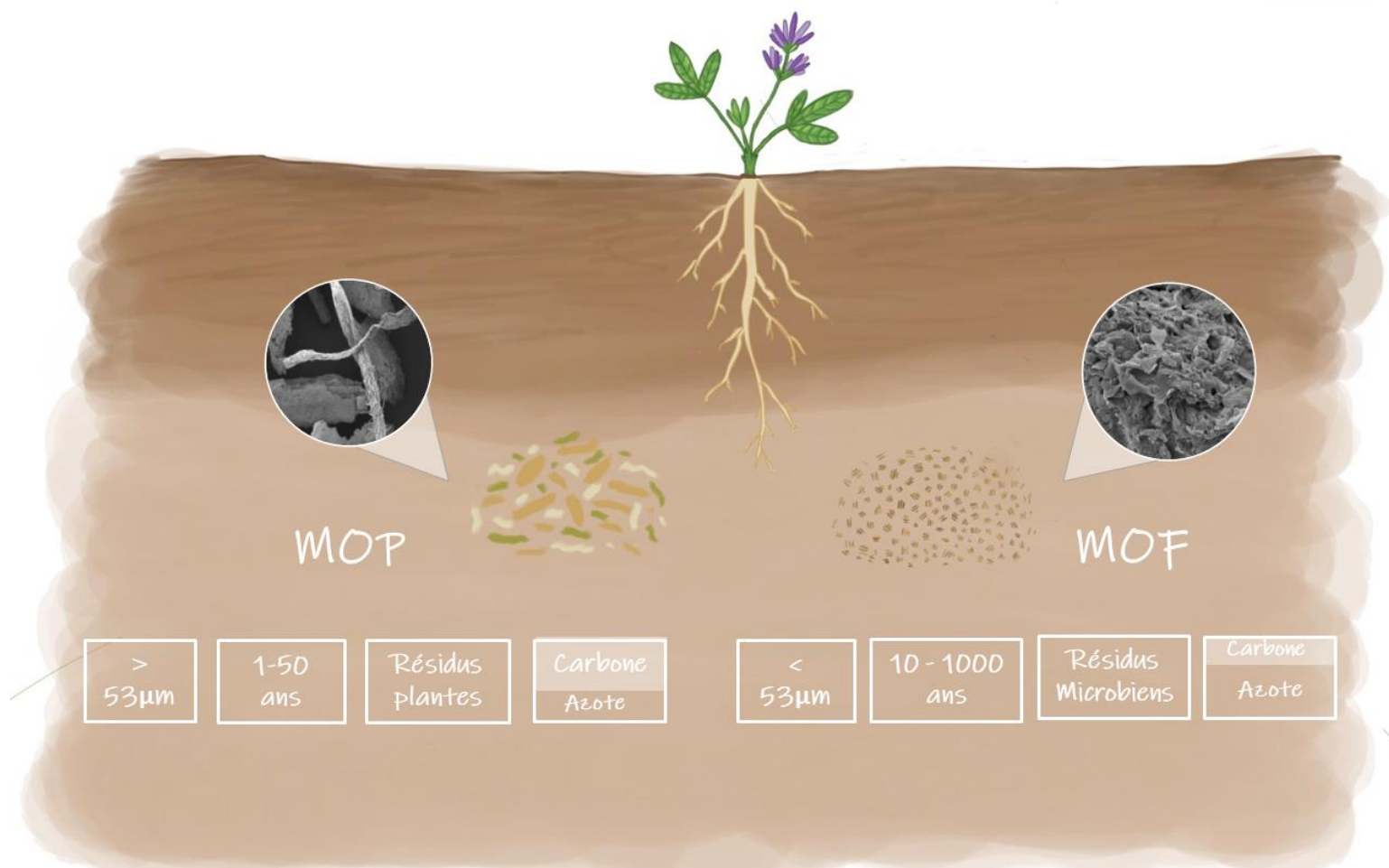
Cambardella, 1991; Cambardella et Elliott, 1992; Poeplau et al., 2018; Lavalée et al., 2019). Les méthodes de fractionnement physique les plus couramment utilisées comprennent des méthodes basées sur la taille des fragments organiques, sur leur densité ou encore sur des méthodes combinant un mélange de taille et de densité. Bien qu'imparfaite à certains égards (Wander, 2004; Gosling et al.,

2013), la méthode divisant la MOS sur la base de la taille a été largement utilisée au cours des dernières décennies (Cambardella et Elliott, 1992; Gregorich et al., 2006; Lavalée et al., 2019; Cotrufo et al., 2019). Dans sa plus simple expression, cette méthode divise la MOS en fonction de la taille des particules, après dispersion des agrégats en laboratoire (Figure 12).

La matière organique particulaire (MOP; >50-63 μm) représente une petite proportion de la MOS (Figure 13) de l'ordre de < 10% de la MOS totale des sols cultivés en régions tempérées (Von Lützw et al., 2007). Elle est majoritairement composée de résidus végétaux en cours de décomposition. Elle est donc riche en composés structuraux (lignine, cellulose hémicellulose) et possède un rapport C : N élevé, se rapprochant de celui des plantes (10-40). Le taux de résidence moyen de la MOP dans le sol est relativement faible (1 à 50 ans) (Gregorich et Beare, 2008) en général. On considère donc que le C qu'elle contient est plutôt labile. La stabilisation de la MOP dans le sol est majoritairement assurée par son inclusion au sein des agrégats via des agents de stabilisation organiques temporaires et transitoires, tels que des racines, des hyphes

fongiques et des polysaccharides microbiens (Tisdall et Oades, 1982). La stabilité de ces agrégats est donc sujette aux facteurs influençant la destruction physique ou l'oxydation de ces agents de stabilisation (Cambardella et Elliott, 1994; Gregorich et al., 2006; Lavallee et al., 2019). Bien qu'il soit facile de mesurer rapidement une augmentation de la MOP en augmentant les apports de matière organique au sol, cette fraction ne contribue pas nécessairement à l'augmentation des stocks de C stable dans la fraction fine du sol. Elle joue toutefois un rôle important dans le maintien des stocks de C de certains types de sols (ex. sols acides ou hydromorphes) et dans le maintien ou l'amélioration des propriétés physiques de tous les types de sols et ainsi qu'à leur fertilité en fournissant des nutriments lors de sa minéralisation (Luce et al., 2011; Samson et al., 2020).

La matière organique de taille plus fine (MOF; <50-63  $\mu\text{m}$ ), quant à elle, représente la majeure partie de la MOS (> 70% du C total du sol) (Gregorich et al., 2006). Elle est principalement constituée de sous-produits de l'activité microbienne (Miltner et al., 2012; Kallenbach et al., 2015) associés à des particules de limon et d'argile ou d'oxydes/hydroxydes de fer ou d'aluminium par des liaisons hydrogène, des ponts cationiques ou des liens covalents (Figure 6). Ces produits incluent de la nécromasse, des polysaccharides et des enzymes microbiennes (Miltner et al., 2012; Kallenbach et al., 2015), mais également des composés organiques solubles issus de la décomposition de certains composés végétaux (Haddix et al., 2016). Le rapport C : N de cette fraction est donc beaucoup plus faible, se rapprochant de celui des microorganismes du sol (8-13) et son taux de résidence dans le sol est beaucoup plus élevé (10 – 10 000 ans) que celui de la MOP. Le C contenu dans la MOF est donc considéré comme du C stable.

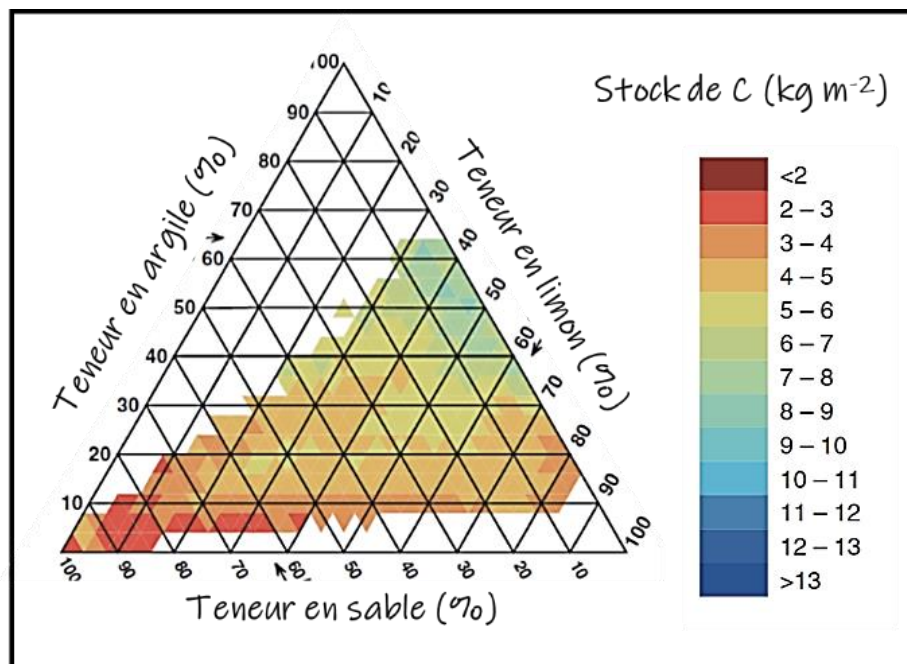


**Figure 13.** Caractéristiques comparées de la matière organique particulaire (MOP) et de la matière organique fine (MOF). Figure inspirée de (Cotrufo et Lavalée, 2022).

## 2.5 Facteurs qui influencent les stocks de C dans le sol

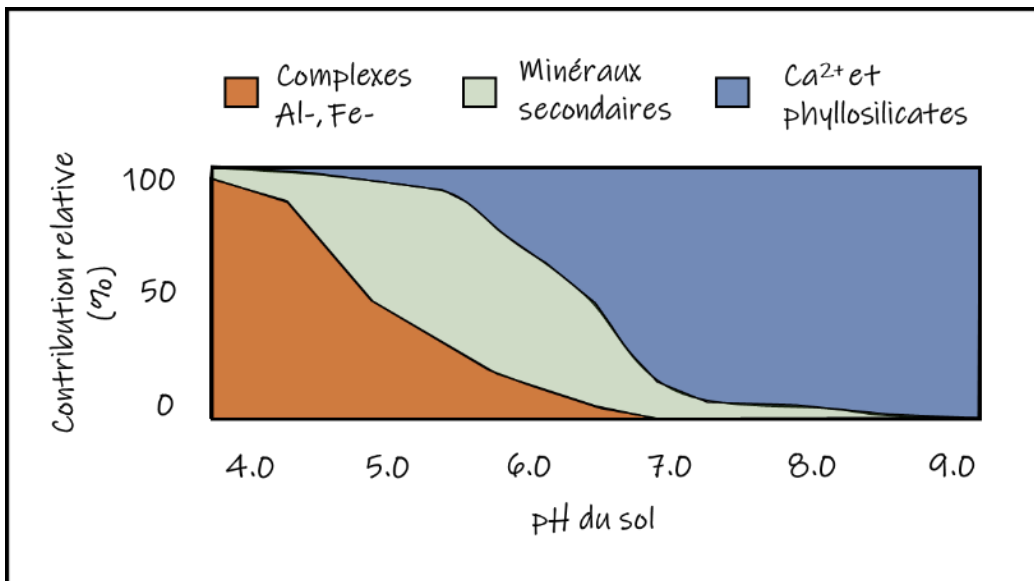
### Propriétés du sol

Tel qu'expliqué dans la section précédente, dans les sols minéraux, le C est stabilisé dans le sol via la formation de complexes organo-minéraux avec les surfaces minérales réactives telles que les argiles et les oxydes/hydroxydes de fer et d'aluminium. Ainsi, plus un sol est riche en particules minérales réactives, plus sa capacité à stocker du C est élevée. À apports de C équivalents, un sol riche en argile aura donc un plus grand stock de C qu'un sol sableux. La figure 14 présente des données issues du réseau de mesures de la qualité des sols de la France métropolitaine. On constate que la texture du sol est étroitement liée aux stocks de C ( $\text{kg m}^{-2}$ ) pour une profondeur de 0-30 cm (Arrouays et al., 2006).



**Figure 14.** Lien entre la texture du sol et les stocks de carbone en France. Figure adaptée de Arrouays et al. (2006).

La taille des particules minérale n'est toutefois pas le seul facteur pédologique qui influence le stock de C du sol. En effet, la teneur en C du sol dépend également de la minéralogie. Les minéraux prédominants dans les sols qui contribuent à la stabilisation de la MOS sont les argiles (par exemple, la vermiculite, la montmorillonite, l'illite et la chlorite), les oxydes et les hydroxydes métalliques (par exemple, hématite, goethite, gibbsite) et autres minéraux secondaires. L'importance relative de ces agents de stabilisation dans le sol varie selon le pH (Figure 15) et le climat. Dans les sols alcalins sous climat sec, la teneur en C du sol est fortement liée à la présence de calcium échangeable, alors qu'en milieu acide et humide, les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium sont de meilleurs prédicteurs du contenu en C du sol (Rasmussen et al., 2018). Au Québec, on retrouve beaucoup de sols naturellement acides, les oxydes et hydroxydes métalliques jouent donc un rôle important dans la stabilisation de la matière organique dans nos sols. Toutefois, certains sols possèdent une texture plus fine et un pH plus basique, suggérant une plus grande contribution relative des argiles (phyllosilicates) et des ponts cationiques pour la stabilisation de la matière organique dans ces sols, qui se sont principalement développés sur les dépôts sédimentaires de la plate-forme du Saint-Laurent.

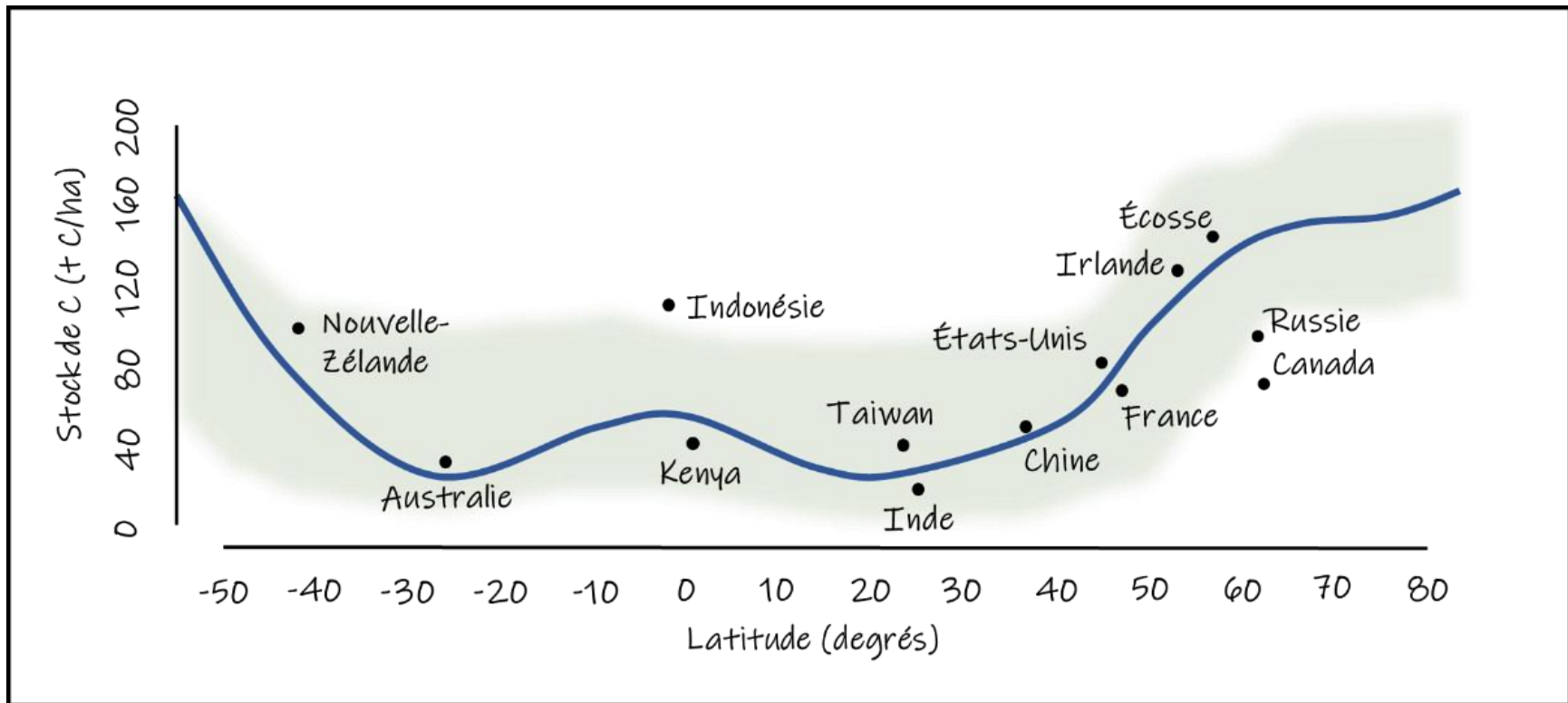


**Figure 15.** Contribution relative de différents agents de stabilisation de la matière organique du sol selon le pH (adaptée de Rasmussen et al. (2018)).

## Climat

Les stocks de C du sol sont également régulés par des facteurs environnementaux tels que la température et l'humidité, en raison de leurs effets sur la production de biomasse végétale et la dégradation de la MOS. Les climats plus chauds favorisent la dégradation de la MOS (par la respiration microbienne), mais favorisent également la croissance des plantes et donc le retour de C au sol (Minasny et al., 2017). Les climats plus frais peuvent limiter la croissance des plantes, mais aussi la dégradation microbienne. Les stocks de C du sol fluctuent donc en fonction de la latitude, avec des stocks plus importants en hautes latitudes et diminuant dans les latitudes moyennes, sauf pour les régions tropicales humides, telles que l'Indonésie (Fig. 16). La valeur élevée dans les régions tropicales humides est due aux fortes précipitations et à une production de biomasse végétale élevée alors que le contenu élevé de C aux hautes latitudes correspond aux régimes de basses températures, qui ralentissent la dégradation de la MOS en raison d'une activité microbienne réduite. L'évolution des températures et du régime hydrique en raison des changements climatiques aura également un impact important sur la dynamique du C dans les sols (Crowther et al., 2016). L'incidence des changements climatiques des stocks de C du sol au Canada et au Québec sera traitée dans la prochaine section du rapport.

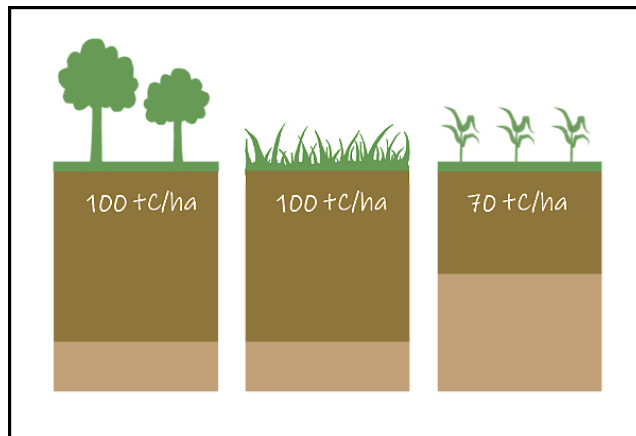




**Figure 16.** Stocks de carbone moyen du sol de différents pays selon leur latitude. Figure adaptée de Minasny et al. (2017).

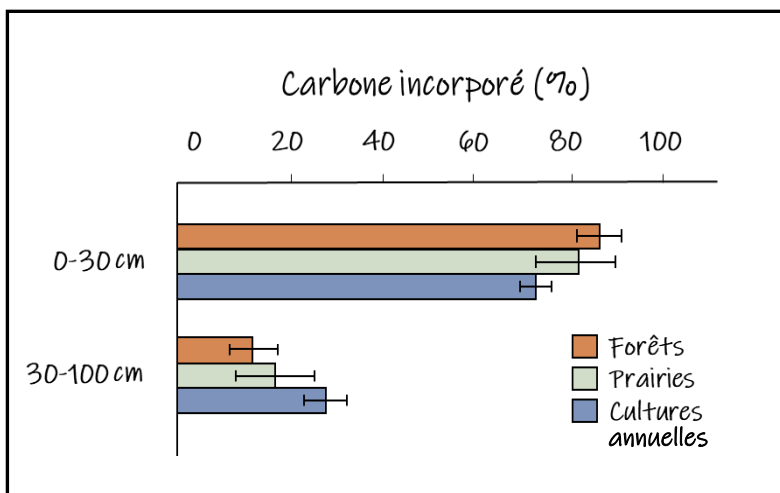
## Végétation

Les entrées de C dans le sol sont principalement dictées par l'abondance et le type de végétation qui recouvre le sol. En milieu naturel, ces facteurs sont intimement liés aux propriétés du sol et au climat. De façon générale, un sol recouvert de plantes dans le temps et dans l'espace mènera à un taux de photosynthèse plus élevé par unité de surface et donc, à une plus grande quantité de C assimilée par la plante et potentiellement retournée au sol



**Figure 18.** Variation des stocks de carbone du sol (0-30 cm) en fonction de l'utilisation des terres. Figure inspirée des données de Acton et Gregorich (1995).

(Figure 17). Pour cette raison, les sols sous couverts forestiers et sous prairies contiennent généralement de 20 à 50% plus de C que les sols cultivés, où le sol est souvent laissé à nu entre les rangs et en dehors de la saison de croissance de la culture principale (Guo et

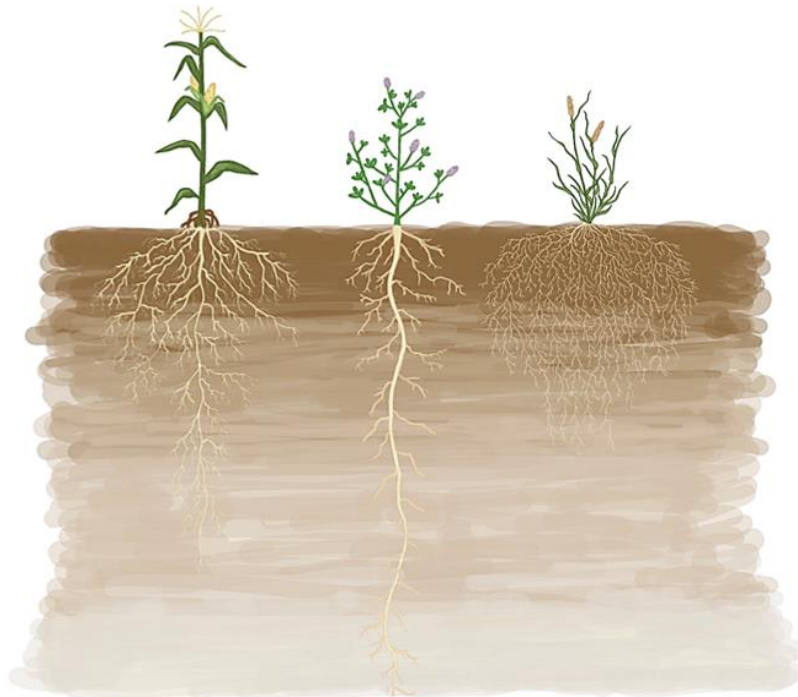


**Figure 17.** Distribution verticale du carbone issu des matières végétales incorporées au sol en 20 ans, en France métropolitaine. Figure adaptée de Pellerin et al. (2020).

Gifford, 2002; VandenBygaart et al., 2003; Congreves et al., 2017). Le type de végétation influence aussi le type et la distribution du C dans le profil de sol (Figure 18) en fonction, notamment, de l'abondance et la profondeur des racines.

## L'importance des racines pour le carbone du sol

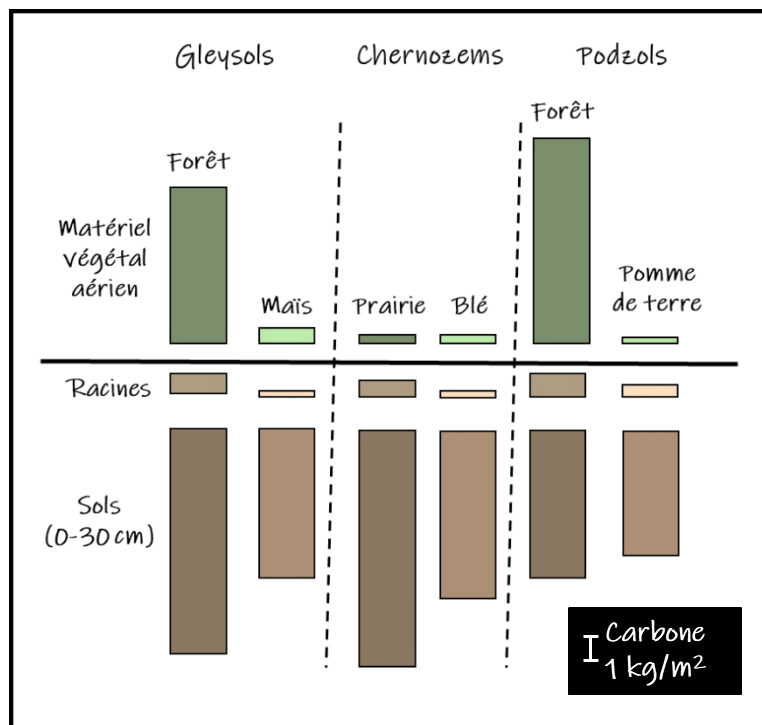
Moins visibles que les parties aériennes, il est facile d'oublier le rôle des racines dans le cycle du C du sol. Or, la biomasse contenu dans les racines peut être jusqu'à 4,5 fois plus importante que celle contenue dans les parties aériennes (Qi et al., 2019). Les racines des plantes relâchent également dans le sol une quantité importante d'exsudats racinaires riches en produits carbonés propices à la formation secondaire de complexes organo-minéraux dans le sol (Bradford et al., 2013; Cotrufo et al., 2013; Lehmann et Kleber, 2015) et de réseaux mycorhiziens également riches en C. La contribution des racines aux stocks de C du sol est toutefois étroitement liée à la morphologie et à la dynamique des systèmes racinaires (Poirier et al., 2018). Par exemple, les réseaux racinaires diversifiés et fasciculés des plantes fourragères se renouvellent continuellement, en plus de libérer du C sous forme d'exsudats racinaires. Ainsi, l'équivalent de 45 à 65% du C des plantes pérennes va au sol chaque année (Jackson et al., 2017). Certaines études suggèrent également que le C des racines soit environ 2,5 fois plus stable dans le sol que le C des parties végétales aériennes (Rasse et al., 2005; Kätterer et al., 2011; Jackson et al., 2017). Bien qu'il soit encore difficile de quantifier avec justesse la contribution des racines aux stocks de C du sol, certaines formules peuvent permettre d'estimer les apports de C de la biomasse racinaire et des exsudats racinaires grâce à des formules basées sur le type de culture et le rendement en biomasse aérienne (Bolinder et al., 2007).



**Figure 19.** Représentation schématique des systèmes racinaires du maïs, du trèfle et du blé.

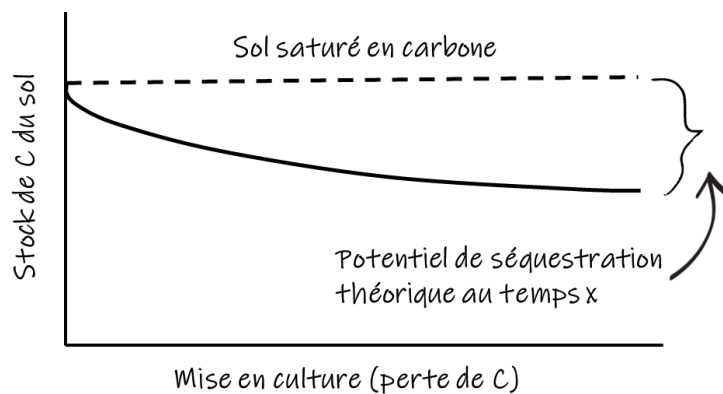
## Historique d'utilisation du sol

Selon le contexte pédoclimatique dans lequel le sol évolue et suivant ses propriétés texturales et minéralogiques, chaque horizon de sol possède un potentiel de stabilisation du C qui lui est propre, c'est-à-dire, une capacité théorique à séquestrer du C. Puisque la formation de complexes organo-minéraux est le principal mécanisme de stabilisation du C organique, la quantité de surfaces minérales réactives dans le sol dicte en partie ce potentiel intrinsèque de stabilisation. Or, tous les sols ne sont pas nécessairement à leur plein potentiel de stabilisation en raison, notamment de l'utilisation qu'on en fait. La figure 20, démontre qu'au Canada, la différence entre les stocks sous couvert végétal naturel et sous culture dépend du type de sol, mais aussi du type de végétation indigène et du type de culture adopté (Acton et Gregorich, 1995).



**Figure 20.** Quantité de carbone dans le matériel végétal et les résidus en surface, les racines et le matériel souterrain des 30 premiers cm de sols, pour différents écosystèmes indigènes et agricoles. Figure adaptée de Acton et Gregorich (1995).

La différence entre le potentiel de stabilisation intrinsèque (saturation théorique) d'un horizon de sol et son statut carboné à un moment précis dans le temps constitue son déficit de saturation (Hassink et Whitmore, 1997) et donc, son potentiel théorique de stockage additionnel de C (Figure 21). Un horizon de sol à haut potentiel de stabilisation, mais hautement dégradé, possède donc un déficit plus élevé et répondra théoriquement de façon rapide et marquée à un changement de pratiques retournant une plus grande quantité de C au sol (Stewart et al., 2007). Il importe toutefois de souligner que ce concept s'applique à la fraction stable du C du sol associée aux minéraux du sol (MOF). La matière



**Figure 21.** Illustration du concept de déficit de saturation.

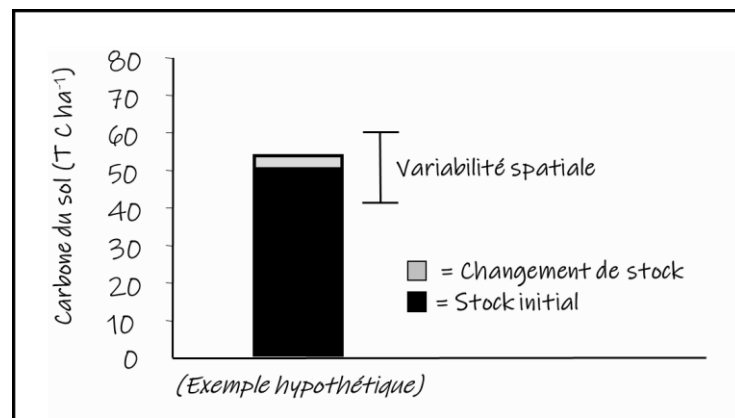
organique particulière (MOP), directement liée aux apports de matière organique fraîche au sol, n'a pour sa part aucune limite de saturation, mais un temps de résidence moyen dans le sol beaucoup plus faible (Cotrufo et al., 2019).

### EN BREF

- Le contenu en carbone du sol est très variable dans l'espace et les changements annuels attendus suivant un changement de pratique sont très faibles par rapport au stock total, ce qui rend difficile le suivi des stocks totaux de carbone dans le temps.
- Il existe différents protocoles pour la mesure et le suivi des stocks de carbone dans le sol. Ce rapport présente la méthode de niveau 3 proposée par la FAO.
- Il existe plusieurs défis et points de vigilance lors du développement et de l'application de tels protocoles. Pour rendre les protocoles plus fiables et robustes, nous proposons :
  - De standardiser les protocoles et de former les équipes terrain.
  - D'analyser les données sur les stocks de surface (0-30 cm) avec précaution et d'investir dans la recherche sur le carbone profond.
  - De développer de nouvelles technologies de mesure et/ou des technologies permettant de réduire le nombre d'échantillons nécessaires.
  - D'utiliser les indicateurs précoces (e.g. MOP) pour le suivi à court terme et d'investir dans les essais de longue durée et un réseau de suivi des sols afin de raffiner les modèles prédictifs.

### 3.1 Le défi de la variabilité spatiale

Un des grands défis pour la mesure est le suivi des stocks de C du sol et l'importante variabilité spatiale liée à cette mesure. Au Michigan, par exemple, Syswerda et al. (2011) ont relevé des coefficients de variation sur la mesure (0-1 m) allant de 21 à 30% dans les champs sous



culture annuelle. S'ajoute à cette variabilité l'écart important entre les stocks totaux et la variation annuelle potentielle des stocks. Au Québec, par exemple, les sols minéraux cultivés contiennent environ de 50 à 150 T C ha<sup>-1</sup>. Sachant que les gains attendus à la suite d'un changement de pratique sont de l'ordre de 0,1 à 0,5 T C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (Minasny et al., 2017), il n'est pas étonnant qu'un si petit changement relatif (de quelques millièmes par an) soit difficile à détecter (Figure 22).

**Figure 22.** Importance de la variabilité spatiale des stocks par rapport aux différences de stocks qu'on cherche à mesurer après un changement de pratique.

### 3.2 Protocoles pour la mesure et le suivi des stocks de C dans le sol

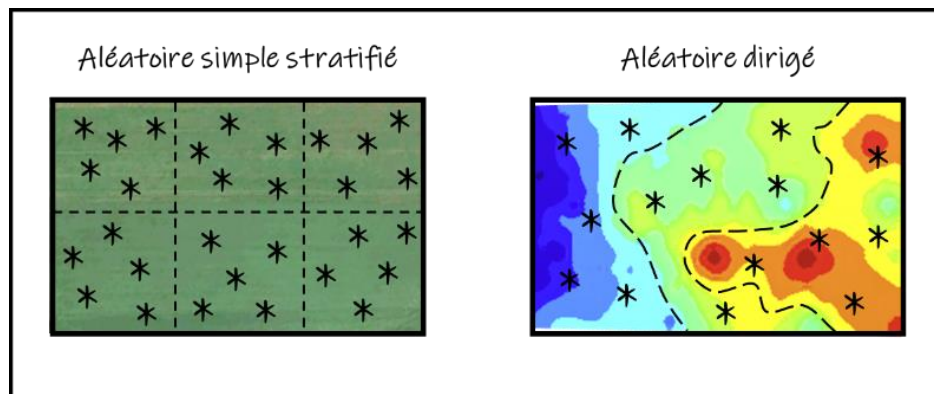
Des protocoles standardisés, simples, exhaustifs et robustes sont donc nécessaires pour encadrer la mesure, le suivi et la vérification des stocks de C dans le sol. Plusieurs dizaines de protocoles différents ont vu le jour au cours des dernières années. Chacun de ces protocoles présente certaines forces et faiblesses (consulter Oldfield et al., 2002 pour plus d'informations sur le sujet). Ici, à titre d'exemple, nous présentons le protocole proposé par la FAO pour les méthodes de niveau 3, soit les plus précises (FAO, 2020). Or, d'autres méthodes sont possibles et le choix (ou développement) du protocole devrait refléter les

réalités régionales et les objectifs visés. Tous les protocoles se déclinent généralement en deux grandes sections méthodologiques visant 1) la mesure des stocks et 2) le suivi des stocks dans le temps.

### 3.2.1 Mesure des stocks

#### *Échantillonnage*

La première étape pour faire le suivi des stocks de C du sol est de créer un plan d'échantillonnage. Le nombre d'échantillons devrait idéalement permettre de détecter les changements de stocks de C dans le temps, tout en minimisant au maximum les coûts associés à l'échantillonnage et à la mesure. Dans son protocole, la FAO propose deux stratégies différentes pour réaliser un plan d'échantillonnage : le plan aléatoire simple stratifié et le plan aléatoire dirigé (Figure 23).



**Figure 23.** Patron d'échantillonnage aléatoire simple stratifié VS aléatoire dirigé.

Dans les deux cas, la première étape consiste à délimiter des zones de suivi. Sur une entreprise agricole ne disposant pas d'information détaillée sur la variabilité de ses sols, par exemple, un champ pourrait correspondre à une zone. Une fois la zone déterminée, on procède ensuite à un pré-échantillonnage (5 à 10 échantillons), qui permettra d'estimer le stock initial de C dans le sol de la zone ainsi que la variabilité spatiale de ce stock à l'intérieur de la zone. Ces informations permettent ensuite de déterminer la



différence minimale détectable pour un effort d'échantillonnage donné. Lorsqu'on ne possède pas d'informations supplémentaires sur la variabilité spatiale de la zone, on divise la zone en un minimum de trois strates, mais on doit s'assurer d'avoir un nombre de strates suffisant pour représenter toute la zone. Un minimum de 5 à 15 échantillons composites doit être effectué, avec un prélèvement dans chaque strate. Si toutefois, on possède plus d'informations sur la variabilité spatiale de la zone (cartes de rendement, indice de végétation par différence normalisée, etc), il est possible d'utiliser un plan d'échantillonnage aléatoire dirigé. Dans ce plan, on définira les strates en fonction de la variabilité spatiale de la zone. On maintiendra toutefois un minimum de trois strates et de cinq échantillons composites par zone. Cette stratégie peut toutefois se révéler avantageuse puisqu'en connaissant mieux la variabilité spatiale de la zone, on peut minimiser le nombre de strates nécessaires pour détecter des différences et donc, réduire les coûts d'échantillonnage et d'analyse.

Pour limiter l'effet de la variabilité intrasaisonnière des stocks, il est recommandé de faire l'échantillonnage au même moment année après année et pour un suivi long-terme, la FAO recommande un suivi tous les quatre ans, minimalement. Toujours selon le protocole de la FAO, le sol doit être échantillonné à une profondeur minimale de 30 cm. L'échantillonnage est subdivisé minimalement en deux profondeurs (0-10 cm et 10-30 cm). Chaque échantillon est prélevé à l'aide d'un cylindre de volume connu enfoncé dans le sol à l'aide d'une masse. Le cylindre est ensuite minutieusement excavé, et déposé dans un sac de plastique hermétique.

### *Analyses*

Les méthodes d'analyse décrite ci-dessous sont largement reconnues et représentent le standard actuel, peu importe le type de protocole. Ce document présente un résumé des méthodes à suivre, mais Carter et Gregorich (2007) peut être consulté pour plus de détails.

### Masse volumique apparente

Une fois en laboratoire, le contenu du cylindre est séché à 40 degrés et tamisé à 2 mm. Les fragments grossiers sont séparés et pesés pour corriger la densité apparente du sol en fonction du poids des cailloux, du poids sec de l'échantillon et du volume du cylindre. Pour les sols possédant un contenu élevé en fragments grossiers, il peut être préférable d'utiliser la méthode de l'excavation (parfois appelée méthode du cône de sable), qui consiste à mesurer le volume en remplissant le trou d'excavation avec du sable dont on connaît précisément le volume par unité de masse.

### Teneur en carbone du sol

Un sous-échantillon de sol tamisé est ensuite broyé et analysé pour son contenu en C. Il existe différentes méthodes pour mesurer le contenu en C du sol (Figure 24). La méthode de la perte au feu et la méthode Walkley-Black sont parfois encore utilisées, puisqu'elles sont peu coûteuses, mais plusieurs désavantages sont liés à leur utilisation, notamment un manque de précision et de fiabilité. C'est donc la méthode de l'analyse par combustion sèche qui est retenue comme méthode standard pour la mesure et le suivi des stocks de C du sol.

Suivant cette méthode, les sous-échantillons de sol sont introduits dans un four à combustion (~ 1250°C) et les gaz produits (CO<sub>2</sub> et N<sub>2</sub>) sont dosés par chromatographie en phase gazeuse. Ceci permet une mesure directe du contenu en C et en N totaux du sol. Cette méthode est fiable, précise et automatisée. Elle est toutefois assez coûteuse et son utilisation nécessite parfois un prétraitement des échantillons de sol. En effet, puisque cette technologie permet de mesurer le C total et non le C organique. Ainsi, pour les sols riches en carbonates, un prétraitement à l'acide peut être nécessaire pour éliminer les sources de C inorganique dans le sol. Une carte relevant la probabilité de retrouver des

carbonates dans les sols de surface du Québec est en voie d'être produite en collaboration entre l'Université Laval (Samson, M-E) et l'IRDA (Gasser, M-O). Cette carte devrait permettre de mieux anticiper la nécessité d'effectuer un prétraitement, ou une correction sur la mesure, selon la région échantillonnée.

Méthode	Mesure	Forces	Désavantages
Combustion sèche	Carbone	Fiable, automatisé, fourni aussi une mesure de l'azote	Coûteux, interférence des carbonates
Perte au feu	Matière organique	Équipement simple, analyse peu coûteuse	Peu fiable
Walkley-Black	Carbone	Peu coûteuse	Oxydation incomplète, produits cancérigènes

**Figure 24.** Avantages et inconvénients de différentes méthodes de mesure du contenu en carbone du sol.

#### Calculs des stocks de C du sol

Lorsqu'on dispose de la concentration en C organique du sol, de la densité apparente et de la profondeur d'échantillonnage, on peut calculer les stocks de C du sol avec la formule suivante :

$$\text{Stock de C org. (T C/ ha)} = [C_{\text{org}}] \times \rho_{\text{corr}} \times t_{\text{éch.}} \times 0,1$$

Où

[C<sub>org</sub>] = Concentration en C organique du sol (mg C g sol<sup>-1</sup>)

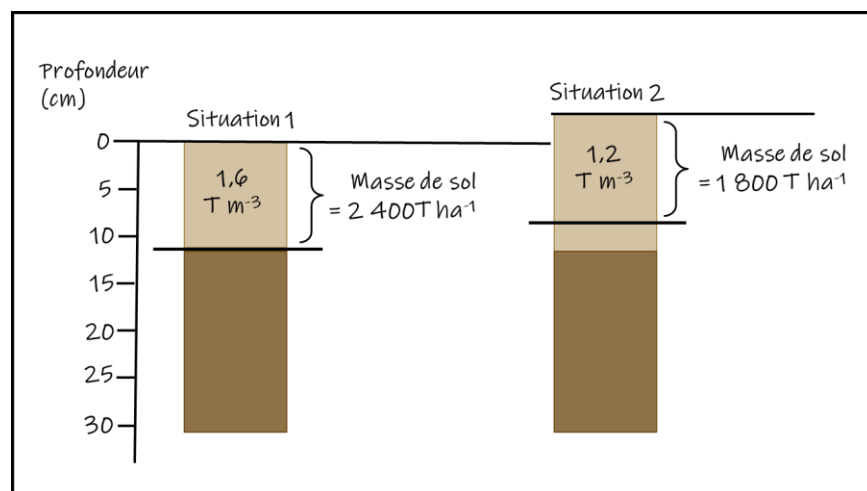
$\rho_{\text{corr}}$  = densité apparente du sol corrigée pour la teneur en fragments grossiers (g sol cm<sup>-3</sup>)

$t_{\text{éch.}}$  = profondeur de l'échantillon (cm)

0,1 : facteur de conversion, mg cm<sup>-2</sup> en T ha<sup>-1</sup>

### Calcul de masse équivalente

Lorsqu'on veut comparer des stocks de C sous différentes pratiques ou conditions qui risquent d'affecter la densité du sol, on doit ramener le calcul des stocks de C du sol sur une base de masse équivalente (Wendt et Hauser, 2013). L'importance de procéder à ce calcul est démontrée dans la figure 25, qui illustre une situation où un même sol, contenant exactement le même stock de C, est échantillonné juste avant (situation 1), puis juste après un labour (situation 2). Puisque le labour a détassé le sol, sa densité apparente en surface s'est affaiblie. En échantillonnant ces deux sols à 10 cm, on induirait donc un biais important dans le calcul du stock de C de ce sol puisque dans la première situation, on mesurerait la concentration en C pour une masse de sol de 2 400 T ha<sup>-1</sup> et dans la deuxième, pour une masse de sol de 1800 T ha<sup>-1</sup> dans le second cas. On conclurait donc faussement à des stocks plus élevés dans la situation 2, alors que les stocks sont exactement les mêmes. En ramenant les stocks sur une base de masse de sol équivalente grâce à un calcul relativement simple, on peut toutefois déjouer ce biais. Bien que l'efficacité de cette correction soit parfois remise en doute (Lee et al., 2009), elle fait actuellement toujours partie des protocoles officiels pour le suivi des stocks de C du sol. Pour plus de détails concernant le calcul, le lecteur peut se référer aux ouvrages suivants : Ellert et Bettany (1995) et Wendt et Hauser (2013).



**Figure 25.** Exemple démontrant l'importance de ramener les stocks de carbone du sol sur une base de masse équivalente.

### 3.2.2 Suivi des stocks dans le temps

Vu l'importante variabilité spatiale et la faible variation dans le temps du C du sol, le suivi de l'évolution des stocks dans le temps doit se faire selon un protocole bien balisé et standardisé. Afin de discerner la part de l'évolution des stocks étant réellement liée à un changement de pratique, plutôt qu'à une évolution naturelle des stocks, il est essentiel d'établir un "scénario de référence" qui correspond à l'évolution des stocks dans le temps si aucun changement n'avait été apporté au système. Pour ce faire, certains protocoles proposent d'utiliser la modélisation, d'autres protocoles proposent de se fier uniquement aux mesures en conservant, par exemple, des parcelles de référence. Vu les limites évidentes des modèles prédictifs actuels (Sulman et al., 2018; Bruni et al., 2023) et les incertitudes liées à la mesure des changements de stocks (section 3.2.1), il n'est pas facile de trancher sur la meilleure méthode à adopter. Il incombe donc de souligner que peu importe la méthode choisie, l'incertitude sur la mesure de suivi de l'évolution des stocks de C dans le temps risque de demeurer relativement élevée.

#### *Établissement d'un scénario de référence*

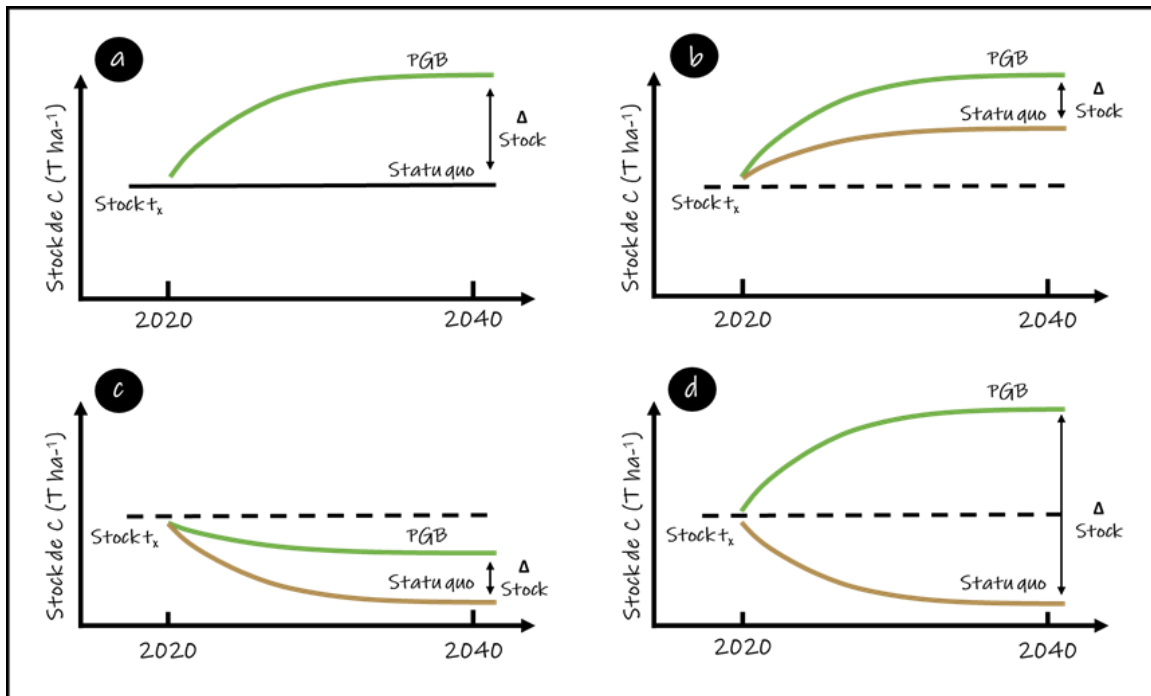
L'approche préconisée par la FAO suggère d'utiliser les mesures de stocks de C et les pratiques qui étaient en place dans les cinq années précédant l'adoption d'une nouvelle pratique de gestion bénéfique (PGB) pour réaliser un scénario de référence par modélisation. Les informations des cinq dernières années sont utilisées pour modéliser l'évolution des stocks de C (0-30 cm) et des émissions de GES du sol sur les 20 années à venir, si le scénario de référence était maintenu. Ces prédictions sont ensuite comparées aux données recueillies après qu'une nouvelle PGB soit implantée. Toute différence entre les deux courbes est considérée comme une séquestration potentielle (stockage additionnel attribuable au changement de pratique). Pour la modélisation, des modèles mathématiques tels que RothC (Coleman et Jenkinson, 1996) ou Daycent (Parton et al., 1994), par exemple, sont reconnus et largement utilisés, mais plusieurs autres modèles peuvent aussi être choisis (Stockmann et al., 2013).

### *Mesures de suivi dans le temps*

La stabilisation du C dans le sol est un processus très lent et il faut souvent plusieurs années avant d'arriver à détecter un changement dans le sol. La FAO propose donc de procéder à une mesure des stocks tous les quatre ans, selon la méthode présentée aux sections 3.2.1 et d'utiliser un protocole qui permet de calculer le nombre d'échantillons nécessaire pour atteindre le seuil de différence minimale détectable pour le site en question. Le lecteur peut consulter de Gruijter et al. (2018) pour plus d'informations sur la façon de définir le nombre d'échantillons pour une surface donnée à l'échelle de la ferme.

### *Évolution des stocks de C dans le temps*

Peu importe la méthode choisie pour définir le scénario de référence, l'effet net d'une pratique sur l'évolution des stocks de C dans le temps est calculé en considérant la différence entre l'évolution des stocks suivant l'adoption d'une nouvelle pratique et l'évolution des stocks selon le scénario de référence (statu quo; Figure 26). Ainsi, dans un système qui serait à l'équilibre au temps  $x$ , tout gain par rapport à la mesure initiale sera considéré comme étant un gain additionnel (Figure 26 a). Or, dans un système qui serait initialement en dynamique de pertes, une atténuation de la perte grâce à l'adoption d'une PGB est considérée comme un gain additionnel (Figure 26 c). Suivant cette figure de cas, le système est toujours en perte de C, mais une proportion des émissions a été évitée grâce à l'adoption d'une PGB. La figure 26 permet également de constater que si la référence pour l'évolution des stocks de C dans le temps avait été simplement définie comme étant le stock de C du sol au temps 0, un producteur adoptant de bonnes pratiques, mais sur un sol en dynamique naturelle de pertes, se serait vu pénalisé.



**Figure 26.** Delta stock en fonction de la mesure au temps  $x$  et des scénarios de statu quo et d'adoption d'une PGB. Scénario a : au temps 0, le système est à l'équilibre et l'adoption d'une PGB permet de séquestrer du C dans le sol, Scénario b : au temps 0, le sol est en dynamique de gain de C, mais l'adoption d'une PGB permet une séquestration additionnelle de C, Scénario c : au temps 0, le sol est en dynamique de perte de C et l'adoption d'une PGB permet de diminuer la perte et d'augmenter les stocks par rapport au statu quo, Scénario d) au temps 0, le sol est en dynamique de perte de C et l'adoption d'une PGB permet d'inverser la tendance et de séquestrer du C dans les sols.

### 3.2.3 Défis et points de vigilance pour la mesure et le suivi des stocks de C du sol

Bien que les différents protocoles pour le suivi et la vérification des changements de stock de C du sol soient généralement développés par des experts et basés sur l'état d'avancement actuel de la recherche, plusieurs points de vigilance sont à considérer lors de l'élaboration et la mise en place de tels protocoles (Figure 27).

Défi	Solution
Erreurs sur les mesures de stocks	Standardisation des protocoles et formation des équipes terrain
Profondeur d'échantillonnage	Analyser les données de surface avec vigilance et investir dans la recherche sur le C profond
Coûts liés à la mesure	Développer de nouvelles technologies de mesure et/ou technologies qui permettent de réduire le nombre d'échantillons
Lenteur des changements	Utiliser les indicateurs précoces avec précaution, investir dans la prise de données, les essais long-terme et le raffinement des modèles prédictifs

**Figure 27.** Résumé des défis et solutions potentielles pour la mise en place de suivi de mesure et de vérification de l'évolution des stocks de carbone du sol dans le temps.

#### *Sources d'erreur sur la mesure des stocks*

Certaines sources d'erreur peuvent influencer significativement la mesure des stocks de C du sol. Une vigilance particulière devrait être apportée à la mesure de la densité apparente. En effet, l'exactitude et la variabilité de cette mesure tendent à varier selon la méthode, le matériel utilisé et l'utilisateur (Walter et al., 2016; Gross et Harrison, 2018). Puisque la densité apparente est une mesure centrale dans le calcul des stocks de C du sol, il est important de s'assurer de standardiser adéquatement le protocole de mesure pour effectuer la mesure et le suivi des stocks.

#### *Profondeur d'échantillonnage*

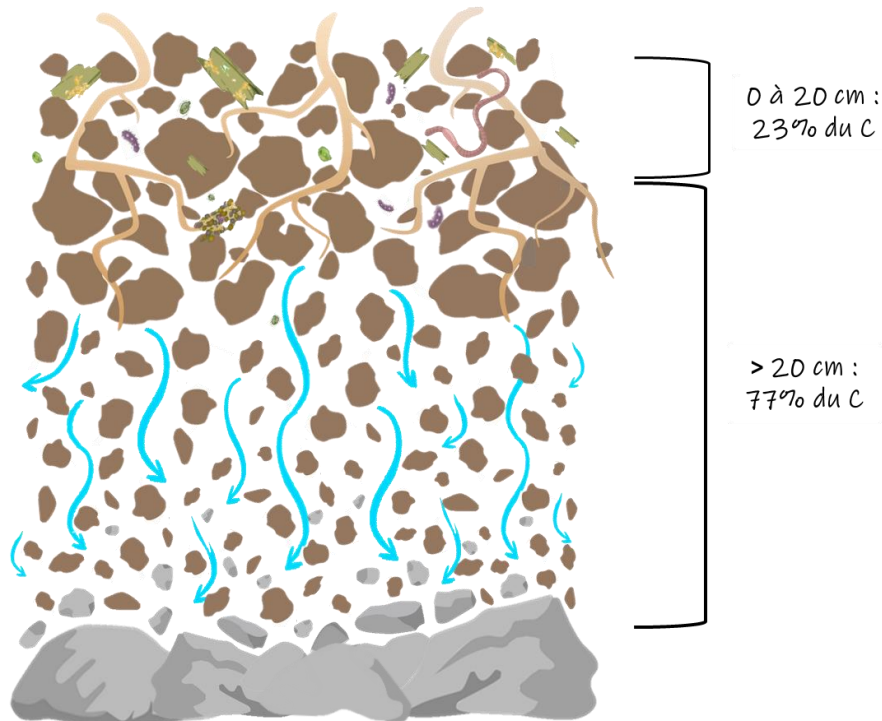
L'étude de l'effet des pratiques agricoles sur les sols s'est historiquement concentrée sur la couche de surface (0-30 cm) (Rumpel et al., 2012), puisqu'on considérait que la majorité des racines des plantes se concentraient dans les premiers cm de sol et que le C des couches profondes était très stable, et peu réactif aux changements de pratiques agricoles (Hobley et al., 2017). En se basant sur cette hypothèse, la FAO a recommandé une profondeur d'échantillonnage standardisée à 30 cm, en stipulant qu'il pouvait, sous certaines



conditions, être préférable d'échantillonner plus en profondeur. Or, des études récentes suggèrent que d'importants changements de stocks peuvent s'opérer en profondeur en raison d'un changement de pratique agricole (Angers et Eriksen-Hamel, 2008; Tautges et al., 2019; Osanai et al., 2020) notamment sous les conditions du Québec (Angers et al., 1997; Samson et al., 2021). Ces résultats sont d'autant plus préoccupants que le sol profond ( $\geq 20$  cm) contient jusqu'à 77 % des stocks totaux de C du sol (Harrison et al., 2011) et que certains de ces auteurs ont noté des effets de pratiques en profondeur inversés par rapport à ceux observés en surface (Tautges et al., 2019). Finalement, Soong et al. (2021) suggèrent que le sol profond soit particulièrement sensible aux augmentations de température. Dans un contexte de changements climatiques, les pertes de stock en profondeur pourraient donc éventuellement contrebalancer les gains faits en surface grâce à une amélioration des pratiques agricoles. Or, puisque la nature et la dynamique du C profond sont encore peu connues par rapport à celles du C de surface (Rumpel et Kögel-Knabner, 2011), plus d'études sur le sujet seront nécessaires avant de pouvoir tirer des conclusions sur l'effet des pratiques agricoles et des changements climatiques sur les stocks totaux de C du sol, incluant le C profond.

### Creuser la question du carbone profond...

Trop souvent oublié, le C profond représente plus de la moitié des stocks de C des sols (Harrison et al., 2011). En faire abstraction dans les protocoles de suivi des stocks de C dans les sols pourrait donc s'avérer risqué. Bien que certaines études aient démontré, via des études de datation au  $^{14}\text{C}$ , une grande stabilité dans le temps des stocks de C profond dans certains écosystèmes (Scharpenseel et Becker-Heidmann, 1989; Paul et al., 1997), de nouvelles évidences suggèrent une grande réactivité de ces stocks sous certaines conditions, notamment en milieu agricole (Osanai et al., 2020; Samson et al., 2021). Le défi, pour les prochaines années, sera donc de s'intéresser à la dynamique du C profond, qui est encore mal comprise, mais tout de même reconnue comme étant bien différente de celle du C de surface (Rumpel et Kögel-Knabner, 2011). En effet, la nature et les modes de stabilisation du carbone profond sont différents de ceux du carbone de surface. À l'heure actuelle, il est donc très difficile de prévoir l'effet des pratiques agricoles sur les stocks de C profonds du sol.



**Figure 28.** Représentation de la répartition des stocks de carbone dans le sol selon les données de Harrison et al. (2011).

### *Les coûts liés à la mesure*

Un des principaux enjeux pour le suivi des stocks de C du sol est le coût lié à la mesure. En effet, la méthode de mesure standard actuelle est très coûteuse en termes de temps et d'argent. Une ferme de taille moyenne au Québec, par exemple, pourrait avoir à déboursé plusieurs milliers de dollars à chaque campagne d'échantillonnage. Pour un suivi des stocks dans le temps, ce montant devrait être déboursé tous les quatre ou cinq ans par le producteur. Ce coût très élevé des analyses est également un enjeu pour la communauté scientifique. Des coûts d'analyse moins élevés pourraient permettre de répondre beaucoup plus facilement et rapidement aux questions scientifiques en lien avec le stockage de C dans les sols et donc, de mieux informer d'éventuelles politiques publiques liées au C du sol.

Plusieurs équipes de recherche travaillent donc actuellement au développement de nouvelles connaissances et technologies qui pourraient permettre de réduire les frais associés à la mesure et au suivi des stocks de C du sol. En toute logique, la réduction des coûts pourrait se faire 1) en réduisant le nombre d'échantillons requis pour mesurer un changement de stocks et 2) en réduisant le coût associé à l'analyse de chaque échantillon. Une autre méthode de suivi parfois utilisée consiste à 3) estimer les changements de stocks de C du sol en faisant un bilan C complet de l'unité spatiale étudiée (mesure de flux).

#### *1) Réduire le nombre d'échantillons minimal*

Une meilleure connaissance de la variabilité spatiale des stocks de C du sol pourrait permettre d'optimiser les patrons d'échantillonnage et de réduire le nombre minimal d'échantillons permettant de détecter une différence pour une unité de surface donnée en se basant sur des cartes de variabilité spatiale de la mesure. Ces cartes peuvent permettre d'optimiser le nombre de strates, leurs limites et le nombre d'échantillons nécessaires dans chaque strate. La production de ces cartes nécessite la collecte d'une

base de données sur la zone d'intérêt par échantillonnage qui permet ensuite le calibrage ou l'apprentissage d'une fonction de prédiction spatiale basée sur les données. L'interpolation ou extrapolation de la fonction sur toute la zone d'intérêt permet ensuite de produire une carte à l'échelle désirée (Minasny et al., 2013). Les données nécessaires pour la production de cartes numériques peuvent être obtenues en jumelant des mesures de référence sur des points d'ancrage à des informations obtenues grâce à des technologies de télédétection satellitaires ou proximales (Angelopoulou et al., 2019). Certains défis sont toutefois encore à surmonter pour produire efficacement des cartes numériques de la variabilité géospatiale du contenu en C organique des sols grâce à des données issues de la télédétection. La profondeur de pénétration limitée, le besoin de prendre les mesures sur un sol nu et les couverts de nuages sont parmi les obstacles souvent cités (Smith et al., 2020).

## *2) Réduire le coût associé à l'analyse de chaque échantillon*

Les dernières décennies ont vu naître de nouvelles technologies spectrales qui pourraient permettre de mesurer plus rapidement et à faible coût le contenu en C organique du sol au champ et au laboratoire. Elles comprennent entre autres la spectrométrie d'émission atomique de plasma induit par laser (LIBS) et la spectrométrie dans le proche (NIRS) et le moyen (MIR) infrarouge. Ces méthodes reposent principalement sur l'analyse de spectres lumineux reflété ou réémis par un échantillon suivant son exposition à un laser ou à un faisceau lumineux dont l'intensité et les longueurs d'onde varient selon la technologie. Puisque les composés organiques et les minéraux du sol absorbent la lumière à des longueurs d'onde spécifiques, on obtient pour chaque sol, un spectre qui reflète son contenu en différents éléments. Ce spectre est mesuré avec un haut niveau de détail spectral (hyperspectral, souvent en laboratoire) ou un niveau de détail limité dans des bandes plus larges (multispectral, souvent à partir de satellites ou d'instruments de terrain).

En analysant les liens entre des bibliothèques spectrales et des mesures de référence (tel que le contenu en C obtenu par les mesures standards), on peut développer des algorithmes, qui permettent ensuite de prédire le contenu en C d'un sol à partir du spectre. En plus de réduire les coûts et le temps requis par l'analyse du contenu en C du sol, l'algorithme peut aussi être entraîné pour prédire d'autres variables telles que la texture, le pH, le contenu en azote et en phosphore du sol, etc. (Stenberg et al., 2010). Ces méthodes basées sur l'intelligence artificielle se développent rapidement et sont prometteuses (Padarian et al., 2019), lorsqu'une calibration extensive de l'algorithme est possible.

Les analyses standardisées pour la détermination du contenu en C du sol devraient rester les méthodes de référence en recherche ces prochaines années. Toutefois, suivant le raffinement des algorithmes, ces nouvelles technologies pourraient offrir un bilan coût/précision avantageux par rapport aux analyses standard et utiles à certaines fins (Gehl et Rice, 2007).

### *3) Mesure indirecte par calcul de flux de C*

Il est possible d'inférer les changements de stock de C à partir de mesures de flux. Cette approche indirecte vise à dresser un bilan C qui tient compte de l'absorption de C par la photosynthèse et des pertes de C par respiration (sol, plante et litière) ainsi que des entrées (e.g. fumier) et sorties (e.g. récoltes) du système. C'est une méthode exigeant des équipements de mesure sophistiqués et coûteux et qui est essentiellement utilisée dans des contextes de recherche. Le changement de stocks dans le sol, que l'on sait être généralement faible, est estimé à partir de la différence entre les flux d'entrée et de sortie de C, et est donc sujet à une grande incertitude. De récents développements en matière d'instrumentation et d'acquisition et de traitement des données ont cependant considérablement amélioré la fiabilité des estimations au cours des dernières années (Smith et al., 2020).

## Temporalité

L'étendue de la période nécessaire pour arriver à détecter un changement de stocks de C dans le sol dépend de la variabilité, du taux de changement de stock et de la densité et la profondeur d'échantillonnage (Schrumpf et al., 2011). En moyenne, un minimum de 6 à 10 ans peut être nécessaire pour arriver à détecter des différences significatives dans les stocks de C du sol (Smith et al., 2004), bien que sous certaines conditions spécifiques, des changements de stocks puissent être mesurés après 2 ans (Schrumpf et al., 2011). La prudence est tout de même de mise dans l'interprétation de mesures ponctuelles sur le court terme. Celles-ci peuvent cacher de la variabilité interannuelle liée à des fluctuations de température ou de précipitation (Smith, 2004; Dimassi et al., 2014). Ceci représente une fois de plus un défi pour la recherche. En effet, sur un projet de 2 à 5 ans, on ne peut s'attendre à être en mesure de démontrer l'effet à long terme d'une pratique sur le taux de séquestration de C dans le sol.

« Sur un projet de 2 à 5 ans, on ne peut s'attendre à être en mesure de démontrer l'effet à long terme d'une pratique sur le taux de séquestration de C dans le sol. »

D'autres indicateurs, tels que le contenu en C et en N de la MOP et de la biomasse microbienne répondent beaucoup plus rapidement à un changement de pratique et des différences significatives peuvent être mesurées sur le court terme (Cambardella et Elliott, 1992; Bolinder et al., 1999). Ces mesures sont parfois considérées comme étant des indicateurs précoces de l'augmentation ou de la diminution des stocks de C dans le sol, mais le lien entre ces mesures précoces et la séquestration de C stable dans le sol sur le long terme dépend de plusieurs autres facteurs pédoclimatiques et culturaux. Il vaut donc mieux éviter de faire un lien simple et direct entre ces indicateurs et la séquestration de C dans le sol sur le long terme. Bien qu'ils puissent être des indicateurs précurseurs d'une tendance à l'augmentation des stocks de C, il n'est pas possible de prédire la quantité de C comprise dans la MOP qui sera effectivement stabilisée dans le sol sur le long terme.

La modélisation est un outil largement utilisé en recherche pour estimer l'évolution future des stocks de C du sol à long terme. En effet, la dynamique de la MOS peut être décrite par différentes formules mathématiques qui tiennent compte des effets intégrés des différentes pratiques de gestion, ainsi que des conditions pédoclimatiques. De manière générale, il existe deux types de modèles utilisés pour prédire les variations des stocks de C : les modèles empiriques, qui sont basés sur des relations statistiques estimées directement à partir d'ensembles d'observations sur le terrain; et les modèles mécanistes, basés sur les processus, dans lesquels les algorithmes du modèle sont développés à partir d'une compréhension scientifique des processus, elle-même dérivée d'expériences en laboratoire et sur le terrain. Les modèles empiriques sont, par définition, limités à faire des inférences dans la gamme des conditions utilisées pour construire le modèle, tandis que les modèles basés sur les processus sont, en théorie, plus adaptés à l'extrapolation et à la représentation de conditions qui pourraient ne pas être bien représentées dans les données d'observation (Robertson et al., 2019). Les modèles mécanistes posent toutefois certaines limites et incertitudes sur la prédiction. L'ampleur de l'incertitude varie selon le modèle, mais également en fonction de l'échelle à laquelle la modélisation est réalisée; l'erreur sur la prédiction étant souvent beaucoup plus important à l'échelle d'une entreprise, qu'à l'échelle du paysage, par exemple (Ogle et al., 2010).

Certaines stratégies peuvent toutefois être mises en place afin de raffiner les modèles et de minimiser l'incertitude sur les prédictions. L'accès à des données fiables issues d'essais de longue durée est essentiel à cet égard. En effet, c'est sous conditions contrôlées qu'on peut obtenir des données nous permettant de mieux comprendre les processus qui alimentent le développement et le raffinement des modèles prédictifs. À des fins de validation, ces modèles doivent toutefois être ultérieurement confrontés à des données terrain ou à des données issues d'autres essais de longue durée.

Des réseaux de suivi de l'état des sols déployés à l'échelle nationale ou provinciale pourraient permettre de produire des données indépendantes permettant d'évaluer la performance des modèles et d'éventuellement ajuster leurs biais (Paustian et al., 2016; Paustian et al., 2019). Ce besoin est tout particulièrement criant au Canada (et au Québec)

où le financement de telles initiatives a pris beaucoup de retard par rapport à d'autres.

« Au Québec, la création d'infrastructures et de programmes permettant de soutenir les essais de longue durée et de mesurer, colliger et rendre publique des données sur les sols du territoire de façon répétée dans le temps serait un atout majeur pour la gouvernance de cette ressource non renouvelable. »

pays/régions. À titre d'exemple, la France a mis en place, en 2001, le réseau de mesures de la qualité des sols. Ce réseau est basé sur l'échantillonnage temporel de 2 200 placettes réparties uniformément sur le territoire et mises à jour tous les 10 à 15 ans, permettant de créer un « tableau de bord de la qualité des sols », assorti de bilans nationaux sur l'état des sols en France. Cela permet de cartographier, dans le temps et dans l'espace, différents

paramètres liés à l'évolution de la santé des sols au pays en plus de fournir une validation a posteriori des modèles de prédiction géographiques et temporels. Cela permet la création d'une large banque de données, mais aussi d'une archive d'échantillons de sols, qui deviendra, peu à peu, la mémoire nationale des sols français.

De telles initiatives sont également supportées et proposées par d'éminents chercheurs américains, mais à ce jour, les Amériques accusent un certain retard, à cet égard, par rapport aux pays de l'Union européenne. Celle-ci a d'ailleurs également récemment développé un programme conjoint européen pour la protection des sols (EJP SOIL, <https://ejpsoil.eu/>), qui vise à améliorer la compréhension de la gestion des sols de façon à optimiser la lutte et l'adaptation aux changements climatiques en plus d'assurer la sécurité alimentaire et d'optimiser les services écosystémiques rendus par les sols à l'échelle de l'Union européenne. Au Québec, la création d'infrastructures permettant de soutenir les essais long-terme et de mesurer, fédérer et de divulguer des données temporelles sur les sols du territoire serait un atout majeur pour la gouvernance de cette ressource non renouvelable qui est à la base de notre système agroalimentaire (Angers et al., 2022). Le coût lié à un tel suivi à l'échelle nationale et provinciale pourrait être considérablement réduit par le développement des technologies mentionnées à la section 3.2.



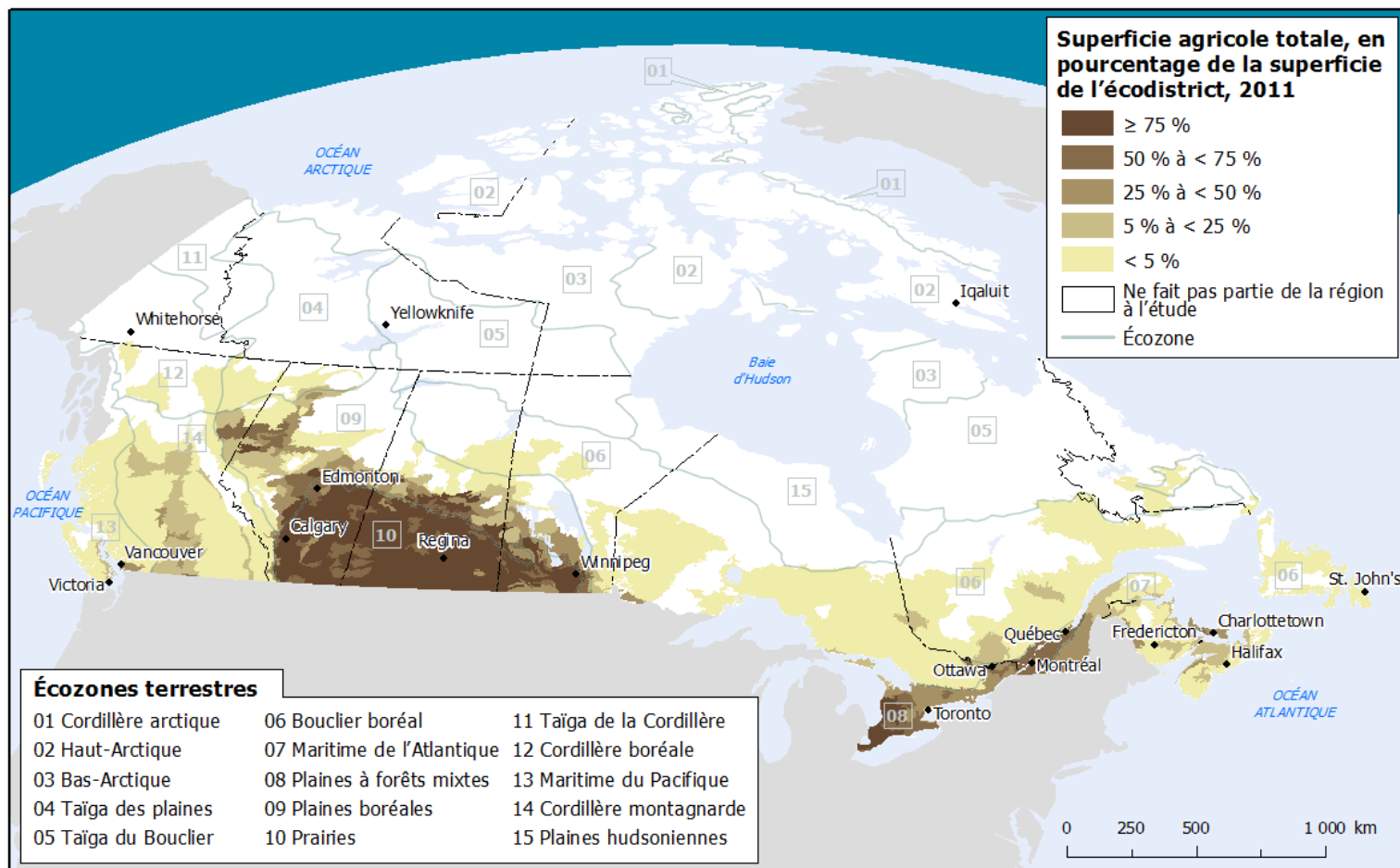
# STOCKS DE CARBONE DANS LES SOLS DU CANADA, LOUPE SUR LE QUÉBEC

## EN BREF

- Les sols du Canada et du Québec sont relativement jeunes et variés.
- Les sols chernozémiques (naturellement riches en carbone) dominent les zones cultivées des Prairies de l'Ouest du Canada, alors que les sols cultivés du Québec appartiennent majoritairement aux ordres podzoliques, gleysoliques et brunisoliques.
- Grâce à l'abandon de la jachère d'été et à l'adoption du semis direct, les sols agricoles des provinces des Prairies ont agi comme puits de C au cours des dernière décennies.
- En raison notamment de l'abandon des prairies (foin) et des pâturages au profit des cultures annuelles, les sols de l'Est du Canada ont agi comme source d'émissions de C au cours des dernières décennies.
- Les potentiels de séquestration les plus élevés se retrouvent généralement sur les sols les plus dégradés.
- Puisque nos sols cultivés ont perdu des quantités significatives de C depuis leur mise en culture, ils présentent actuellement un certain potentiel de séquestration.
- Selon les informations dont nous disposons, la majorité des sols du Québec semble être actuellement en dynamique de perte de C et cette tendance risque de s'alourdir, dans les années à venir, en raison notamment des changements climatiques.
- Via l'adoption de pratiques de gestion bénéfiques, on peut donc espérer une réduction des émissions, mais il incombe de demeurer prudents face à des objectifs qui viseraient la carboneutralité.

## 4.1 Les sols agricoles du Canada et du Québec

La très grande majorité des sols du Canada a été formée pendant la période postglaciaire. Ce sont donc des sols jeunes (moins de 17 000 à 6 000 ans), en comparaison avec d'autres régions du monde (Krzic et al., 2021). Leurs propriétés (minéralogie et texture) sont donc étroitement liées aux matériaux parentaux dans lesquels ils ont été formés. À l'échelle canadienne, on peut diviser les sols en deux grandes catégories de matériaux d'origine : (i) les dépôts glaciaires acides à texture grossière provenant de roches ignées et (ii) les dépôts glaciaires neutres à alcalins et loameux provenant de la pulvérisation de roches sédimentaires. Le Canada étant un pays très vaste, il recèle toutefois une grande diversité d'écozones, influencées à la fois par les variations du type de sol et du climat. La très grande majorité des superficies agricoles se situe dans l'écozone des Prairies, à l'Ouest du pays et des écozones des plaines à forêt mixte, à l'Est du Canada (Figure 29).

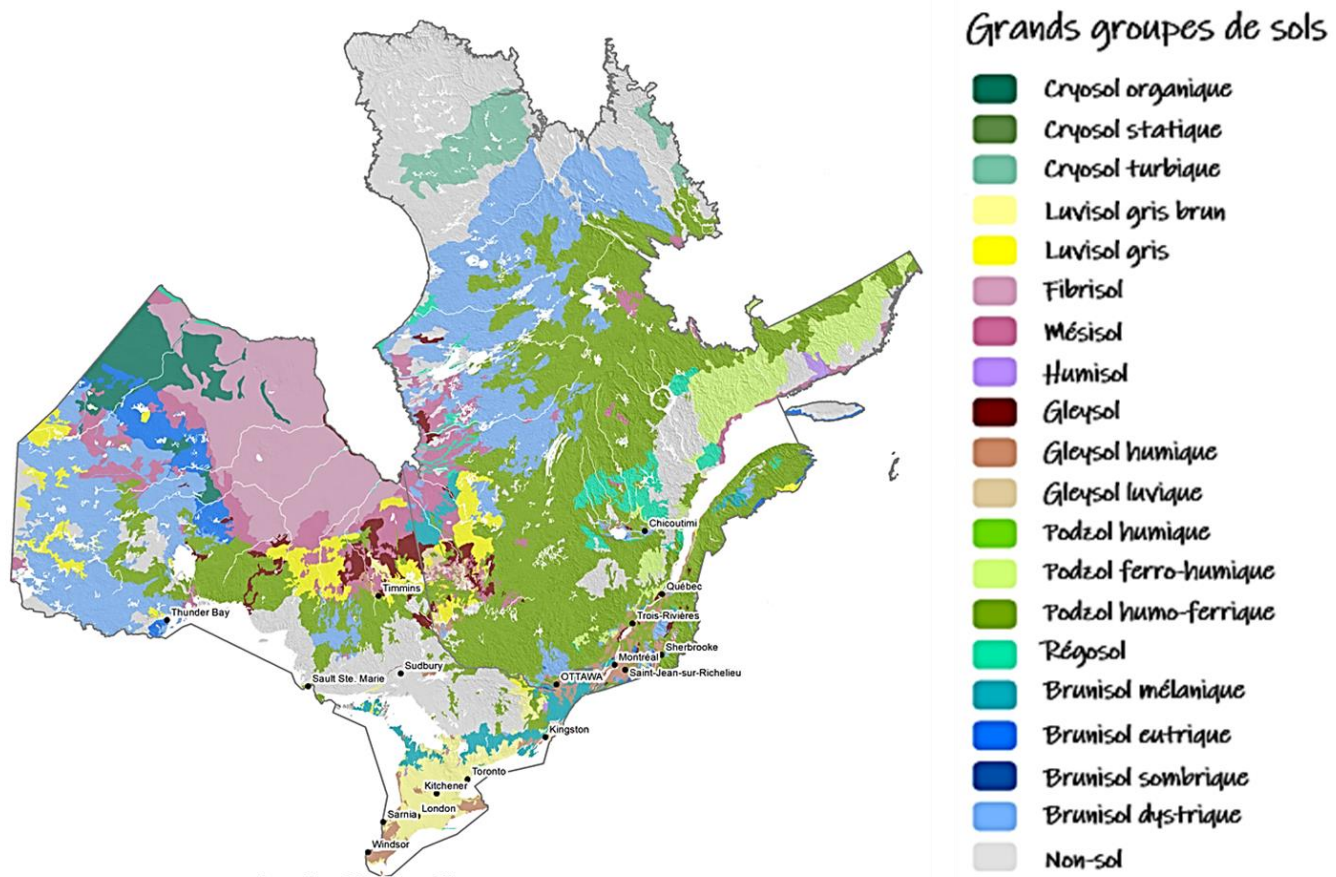


**Figure 29. Figure :** Superficie agricole totale, en pourcentage de la superficie de l'écodistrict au Canada. Figure : Statistiques Canada, 2014

Avant l'arrivée des Européens, l'écozone des Prairies était vastement recouverte de prairies naturelles. Les herbes indigènes qui occupaient ce territoire constituaient une source importante de C pour les sols en raison principalement de leurs importants réseaux racinaires. Le sol, formé pour sa part de roches sédimentaires dominées par des schistes et des calcaires marins riches en argile, a permis la stabilisation d'une importante quantité de C dans l'horizon de surface, menant au développement de sols chernozémiques, qui dominent largement cette région. Ces sols contiennent naturellement d'importantes quantités de C et possèdent une fertilité naturelle élevée (Krzic et al., 2021).

### **Loupe sur le Québec**

Les zones cultivées des provinces de l'est du Canada sont toutefois beaucoup plus hétérogènes en termes pédologiques. Les matériaux parentaux du sol suivent en partie la géologie sous-jacente, variant des roches ignées et métamorphiques du Bouclier canadien aux roches métamorphiques de la région des Appalaches, en passant par les dépôts sédimentaires riches en argiles de la vallée du Saint-Laurent (Krzic et al., 2021). En raison des différences de matériaux parentaux, de climat et de topographie retrouvées dans la province du Québec, la végétation indigène est aussi variable, passant des forêts de feuillus dans l'écozone des plaines à forêt mixte, aux forêts de conifères dans le bouclier boréal, puis aux boisés subarctiques et aux tourbières dans le Nord. Vu cette grande hétérogénéité climatique et pédologique (Figure 30), la teneur en C des sols de la province est également très variable.



**Figure 30.** Répartition des grands groupes de sol du Québec et de l'Ontario. Figure adaptée de CSSS, 2021.

Ordre	Superficie
Podzol	1 985 640
Gleysol	1 894 085
Brunisol	827 504
Organique	333 805
Régosol	202 940
Luvisol	44 019

*Figure 31. Superficies (ha) de sols cultivés en fonction de l'ordre de sols dans la province du Québec. Les valeurs sont calculées à partir des données pédologiques du Québec et de la Commission de protection du territoire agricole du Québec. Remerciements à Catherine Bossé (IRDA) pour le calcul de ces valeurs.*

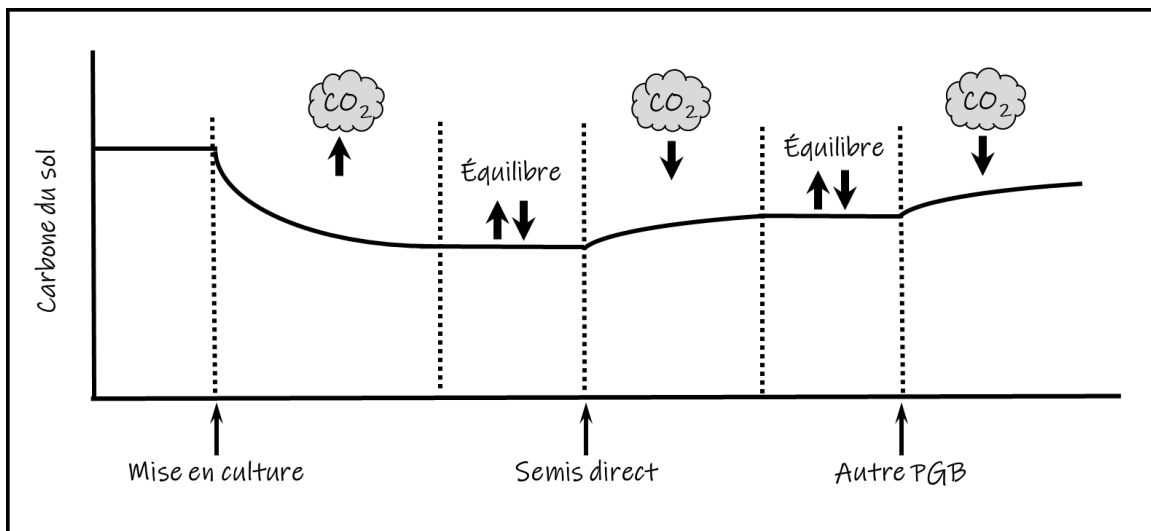
Dans la vallée du Saint-Laurent, les sols sont majoritairement formés par des sédiments marins riches en argiles et en C organique. Les secteurs des Appalaches et du plateau Laurentien sont toutefois dominés par des tills glaciaires ayant évolué en brunisols ou en podzols. Ces sols possèdent typiquement un pH plus faible et sont typiquement moins riches en C organique. Les processus de stabilisation dans ces sols plus acides sont principalement assurés par les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium. Finalement, au Sud-Ouest de la province, on retrouve également des terres noires étant composées à plus de 17% de C

organique sur une base massique. Les importantes quantités de C organique retrouvées dans ces sols sont toutefois dues aux conditions anoxiques et acides qui prévalaient avant leur mise en culture. Au Québec, 89% des sols cultivés font partie des ordres podzoliques, gleysoliques ou brunisoliques (Figure 31).

## 4.2 Évolution des stocks de carbone dans les sols du Canada et du Québec

Les sols riches en C des provinces de l'Ouest ont été mis en culture au début des années 1900. Quand les prairies herbacées ont été labourées pour la première fois, elles ont révélé un sol fertile et très riche en MOS. Ce changement d'utilisation des terres n'a toutefois pas été sans conséquences puisqu'on estime que suite à leur mise en culture,

ces sols ont perdu de 10 à 60% de leur contenu initial en C organique (Acton et Gregorich, 1995). Dans les années 30, les pratiques culturales intensives, la diminution du contenu en MOS et un important évènement de sécheresse ont causé de graves problèmes d'érosion, une diminution drastique de la productivité et un vaste exode rural. Cela a mené à des réflexions autour des pratiques de conservation des sols. Sous les conditions pédoclimatiques des provinces de l'Ouest, l'abandon massif des pratiques de labour et de la jachère nue (summer fallow) par les agriculteurs a permis d'améliorer globalement la santé des sols, d'améliorer leur résilience à la sécheresse et, ultimement, de séquestrer du C dans les sols. Au cours des dernières décennies, les sols des Prairies ont donc agi comme puits de C atmosphérique. Or, on constate, depuis quelques années, un ralentissement du taux de séquestration dans ces sols, alors que les systèmes commencent à atteindre un nouvel équilibre. Pour que ces sols continuent à agir comme des puits de C, il faudrait que les agriculteurs conservent les méthodes de semis direct, en plus d'adopter une autre pratique de gestion bénéfique (PGB), comme les cultures de couverture, par exemple (Figure 32).

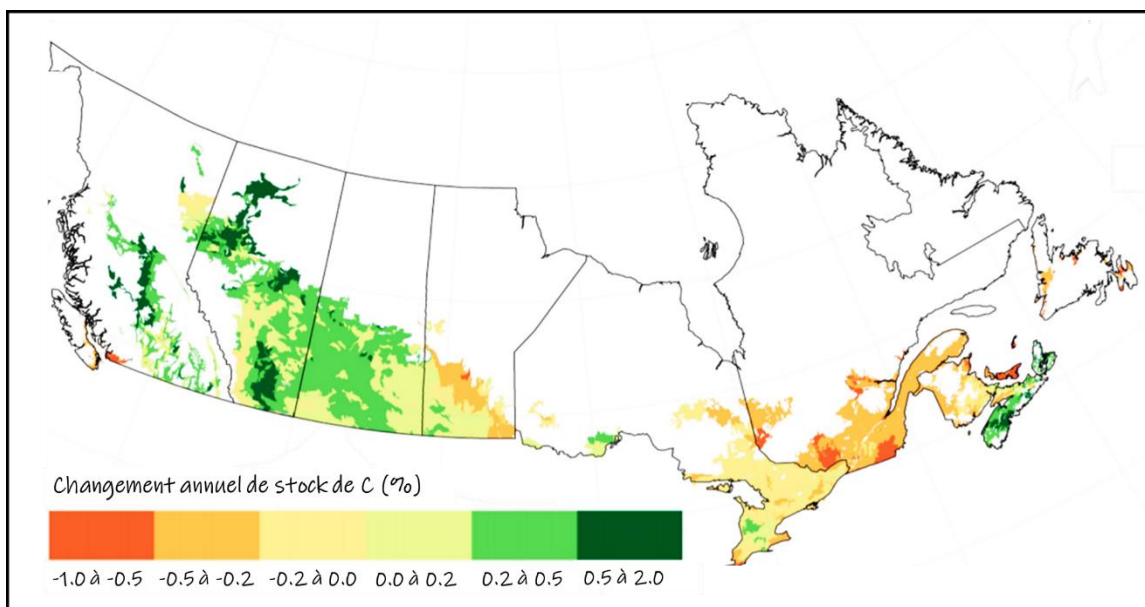


**Figure 32.** Tendances d'évolution des stocks de carbone des sols cultivés se la mise en culture jusqu'à l'adoption de pratiques bénéfiques.

## Loupe sur le Québec

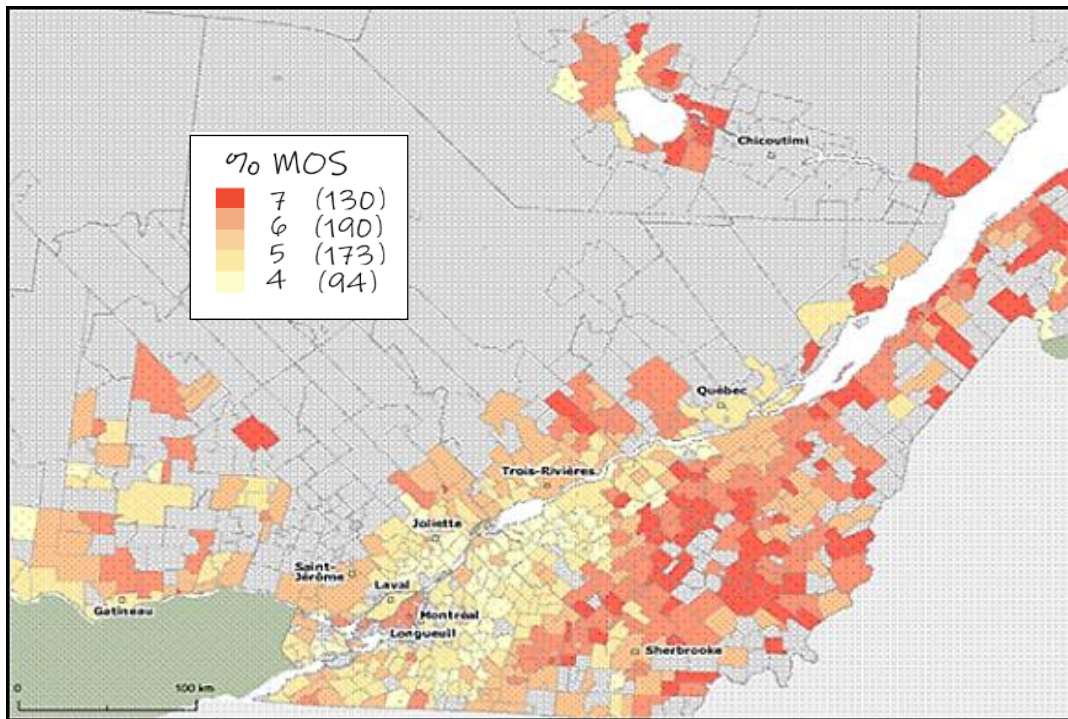
Dans l'est du Canada, les écozones des plaines à forêts mixtes du bouclier boréal ont quant à elles connu un rapide développement agricole entre la fin des années 1700 et le début des années 1800. On estime que la conversion des forêts en sols agricoles dans l'est du Canada a engendré la perte d'environ 15 à 30% du contenu en C organique initial de ces sols (Acton et Gregorich, 1995). Ce phénomène avait déjà été clairement mis en évidence dans l'Inventaire des problèmes de dégradation des sols du Québec (Tabi et al., 1990). On observe encore aujourd'hui une tendance à la baisse des stocks de C du sol au Québec. Selon une modélisation réalisée par Fan et al. (2019) les sols cultivés de la province auraient perdu entre 0,2 à 1% de C chaque année entre 1971 et 2015 (Figure 33). Cette tendance s'explique principalement par la diminution des surfaces en cultures fourragères pérennes au profit de l'exploitation de monocultures en rangs. En effet, seulement entre 2006 et 2020, on a observé une diminution d'environ 39% des superficies cultivées en foin ou en pâturage au Québec. Les sols du Québec ont donc agi comme source de C atmosphérique au cours des dernières décennies. Les résultats préliminaires de l'étude sur l'état de santé des sols agricoles du Québec, les pertes de C en sols cultivés sont plus marquées dans les régions méridionales, comme la vallée du Saint-Laurent, où les conditions climatiques favorisent l'établissement des cultures annuelles (Agri-Réseau, 2022).





**Figure 33.** Changements annuels des stocks de carbone du sol (%) au Canada entre 1971 et 2015. Figure tirée de Fan et al. (2019).

La figure 34, basées sur des données d'analyses relevées entre 1995 et 2002 démontre l'importance du type d'exploitation agricole sur les stocks de C du sol. En effet, bien que la Montérégie soit assise sur les basses-terres du Saint-Laurent, dominées par des sols riches en argiles et en limons, la prédominance des cultures annuelles fait en sorte qu'il y a une vingtaine d'années, déjà on y observait les taux de MOS de surface parmi les plus bas de la province.

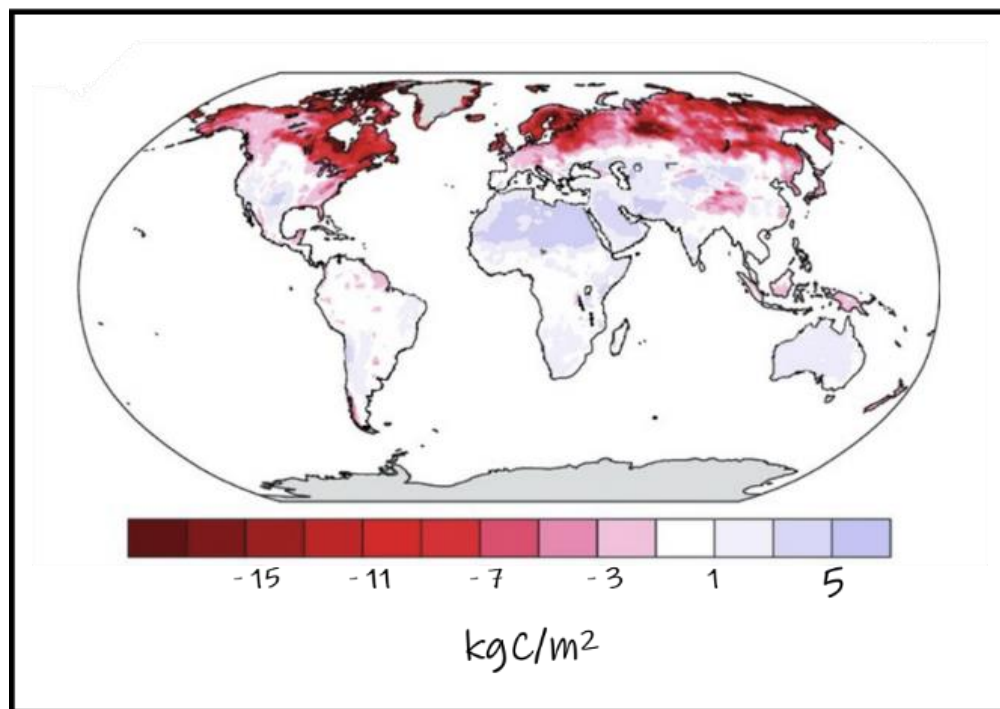


**Figure 34.** Taux de matière organique du sol en surface pour la province du Québec selon des données entre 1995 et 2002. Figure tirée de Gasser et al. (2010).

### 4.3 Effet des changements climatiques sur les stocks de carbone du sol

Bien que l'utilisation des terres joue un rôle majeur dans la dynamique des stocks de C du sol, l'effet des changements climatiques n'est pas non plus à négliger. Même si une augmentation des températures pouvait mener à une augmentation de la production annuelle de biomasse végétale dans l'hémisphère Nord (Jones et al., 2005), celle-ci risque également d'accélérer la minéralisation de la MOS. De façon globale, on s'attend donc, au Québec, à un bilan négatif des changements climatiques sur les stocks de C du sol sous nos latitudes (Crowther et al., 2016). En effet, comme discuté plus tôt, l'accumulation historique de C dans les sols des régions plus froides du globe s'explique notamment par une minéralisation plus lente de la MOS. Ainsi, les stocks de C des sols québécois seraient particulièrement sensibles à une augmentation des températures (Figure 35), ce qui

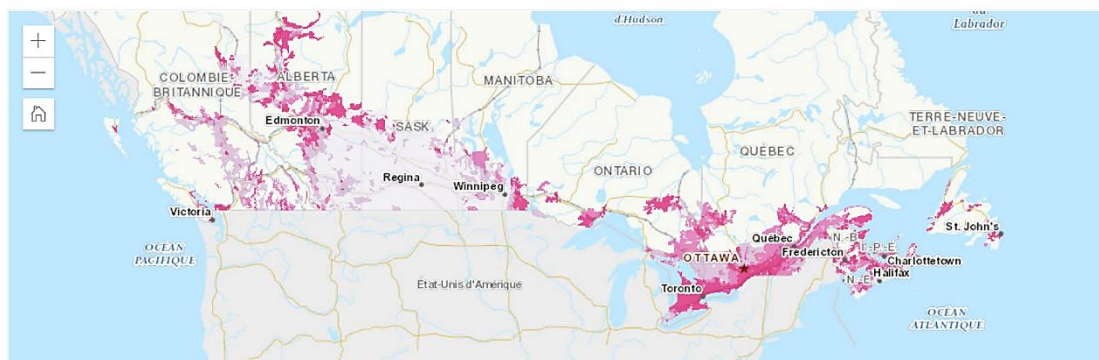
risque d'exacerber les tendances actuelles de pertes déjà observées à l'échelle de la province. Selon un scénario d'augmentation moyenne de la température de 1° d'ici 2050, le Québec pourrait accuser des pertes significatives de C du sol uniquement en raison des changements climatiques (Crowther et al. 2015). Selon une estimation récente de Gasser et al., (2022), à eux seuls, les réchauffements climatiques pourraient engendrer, au Québec, des pertes de 0,4 à 1% des stocks de C du sol en surface d'ici 2100. Ces données sont d'autant plus préoccupantes que de récentes études ont démontré une réponse particulièrement sensible des stocks de C profonds à l'augmentation des températures (Soong et al., 2021), alors que ceux-ci sont rarement considérés lors du suivi des stocks de C dans le sol. Cependant, l'évaluation de l'amplitude de ces pertes doit être raffinée. Elles devront aussi tenir compte de l'effet attendu de l'évolution du climat sur l'utilisation des terres, le type de cultures, la productivité primaire nette et les apports de C au sol.



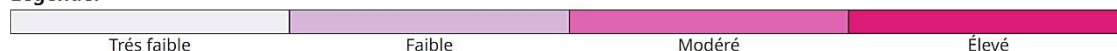
**Figure 35.** Modélisation de l'évolution des stocks de carbone du sol (0-15 cm) d'ici 2050 en considérant une hausse moyenne des températures de 1°C. Figure tirée de Crowther et al. (2015).

## 4.4 Potentiel de séquestration dans les sols agricoles du Québec

Tel que discuté dans les sections précédentes, le potentiel de séquestration d'un sol dépend des facteurs pédoclimatiques et de l'historique de gestion du sol. En se basant sur l'état et les tendances du contenu en MOS de surface au Canada, Minasny et al. (2017) ont estimé que sur les 55,2 Mha de terres actuellement utilisées pour l'agriculture au Canada, environ 4,2 Mha peuvent être considérés comme étant sévèrement dégradés et 12,3 Mha sont modérément dégradés, ce qui représente 11,2% des surfaces arables du pays. Dans une revue de littérature visant à évaluer la possibilité d'atteindre l'objectif 4 pour 1000 à l'échelle du globe, Minasny et al., (2017) estiment que le potentiel de séquestration dans les sols agricoles du Canada se situe sur les terres les plus dégradées en regard à leur contenu actuel en C par rapport à leur potentiel de stockage. Bien que 80% des terres agricoles soient situées dans les Prairies canadiennes, la figure 36 démontre tout de même un risque élevé de dégradation du contenu en C du sol dans la province de Québec, ce qui démontre l'importance de développer des stratégies de conservations sur les terres agricoles de la province. Cela étant dit, puisque ces sols sont actuellement en dynamique de perte de C, la priorité doit être donnée à la préservation des stocks actuels en freinant notamment la perte de superficies sous cultures pérennes.



Légende:



**Figure 36.** Indicateur de risque de dégradation de la teneur en carbone organique du sol au Canada en 2016. Figure tirée de AAC (2022).

Déjà, en 1995, on estimait un important déficit en C dans les sols cultivés du Québec par rapport à leur homologue sous forêt naturelle. Tel que suggéré par un rapport fédéral sur l'état de la santé des sols du Canada (Acton et Gregorich, 2015), les différents types de sols cultivés du Québec contenaient déjà à l'époque entre 10 et 35 T C ha<sup>-1</sup> de moins que leurs homologues sous



**Figure 37.** Différence de stock de carbone du sol dans les sols cultivés, lorsque comparés à leur homologue sous couvert forestier naturel selon différents ordres de sols au Québec. Figure tirée de Acton et Gregorich, (1995).

végétation naturelle entre 0 et 30 cm de profondeur (Figure 37). En utilisant les surfaces cultivées selon les types de sol (Figure 31) et leurs stocks de C respectif sous culture et sous forêt (Figure 37), on peut calculer un potentiel théorique de séquestration d'environ 208 MT éq. CO<sub>2</sub> entre 0 et 30 cm de profondeur dans les trois principaux ordres de sols cultivés au Québec (Gleysols, Brunisols et Podzols), qui représentent 89 % de la superficie en culture dans la province.

Il est important toutefois de noter que cette première approximation est basée sur des données relevées il y a presque 40 ans. Elle est basée sur l'hypothèse d'un potentiel maximal théorique qui est celui des sols non cultivés. Une mise à jour des données et des calculs plus exhaustifs seraient donc nécessaires afin d'estimer avec plus de certitude le potentiel de séquestration de C dans les sols du Québec. Les données issues de l'Étude sur l'état de la santé des sols agricoles du Québec, présentement réalisée par l'IRDA grâce à un financement du MAPAQ pourrait éventuellement permettre d'actualiser ces calculs.

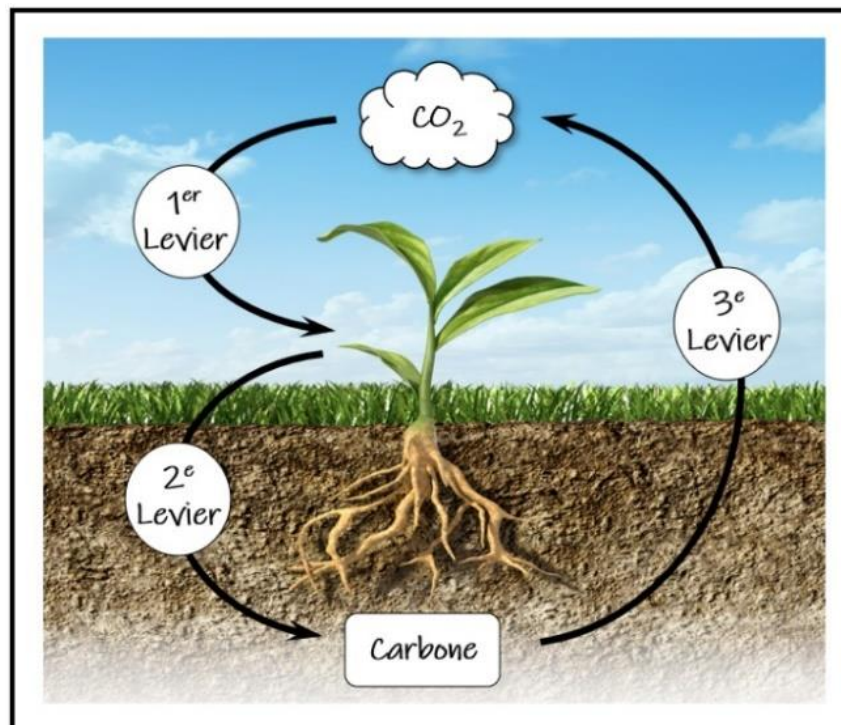
# PRATIQUES AGRICOLES POUR LA SÉQUESTRATION DE CARBONE DANS LES SOLS DU QUÉBEC

## EN BREF

- Il existe trois leviers pour augmenter les stocks de C du sol
  - 1<sup>er</sup> levier : augmenter le taux de photosynthèse par unité de surface
  - 2<sup>e</sup> levier : augmenter la quantité de C retournée au sol
  - 3<sup>e</sup> levier : limiter la minéralisation et les pertes de C du sol
- Le 1<sup>er</sup> levier est le plus efficace pour la séquestration de C dans les sols.
- Au Québec, des pratiques telles que le maintien et/ou l'augmentation des surfaces sous culture pérenne sont à prioriser. En grandes cultures, les cultures de couverture et l'agroforesterie (intercalaire, haies brise-vent et/ou bandes riveraines élargies) sont les stratégies les plus prometteuses.
- De façon très générale, on peut espérer un stockage additionnel de C dans les sols allant de 0,1 à 0,5 t C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> suivant l'adoption de ces pratiques de gestion bénéfiques au Canada et au Québec, avec les meilleurs taux pour les pratiques qui touchent le 1<sup>er</sup> levier, mais à l'heure actuelle, nous ne disposons pas des données nécessaires pour discerner avec exactitude le potentiel de séquestration de chaque pratique sous les conditions spécifiques du Québec.
- Selon des estimations très approximatives, l'adoption de pratiques de gestion bénéfiques sur les fermes du Québec pourrait présenter un potentiel technique de stockage de C qui serait du même ordre de grandeur que les émissions de GES totales annuelles du secteur agricole.
- Il n'est pas exclu qu'une pratique qui permette d'augmenter les stocks de C du sol augmente en parallèle, les émissions d'oxyde nitreux, par exemple, ou encore réduise le rendement sur le court ou le long terme.
- Les pratiques de gestion bénéfiques et les modalités entourant leur adoption varient selon le contexte pédoclimatique et agronomique. Des stratégies systémiques doivent donc être développées à l'échelle régionale, voir même à l'échelle de l'entreprise ou du champ. Ceci devrait être une priorité de recherche pour tirer le plus grand avantage possible de la séquestration du carbone dans les sols agricoles.

## 5.1 Leviers pour augmenter la séquestration de carbone dans les sols agricoles

Tel que discuté dans les sections précédentes, la séquestration de C dans les sols se fait via le processus de photosynthèse des plantes qui permet de transformer le CO<sub>2</sub> atmosphérique en composés végétaux carbonés qui soutiennent la croissance et l'activité métabolique des plantes. En milieu agricole, on dispose donc de trois leviers (Figure 38) pour optimiser la séquestration de C dans les sols via différentes stratégies culturales. Le premier levier dont nous disposons est d'optimiser le taux de photosynthèse par unité de surface de sol, tant dans l'espace que dans le temps. Les pratiques agricoles associées à ce levier comprennent les cultures de couverture, les céréales d'hiver ou les rotations avec prairies ou pâturages, qui peuvent avoir un effet majeur sur ce levier, notamment via leurs denses réseaux racinaires. Au Québec comme dans tous les autres contextes pédoclimatiques, le 1<sup>er</sup> levier est celui qui présente le plus grand potentiel d'augmentation des stocks de C dans le sol (Fan et al., 2019).



**Figure 38.** Leviers permettant d'augmenter les stocks de carbone dans les sols agricoles.

Le deuxième levier consiste à maximiser la quantité de biomasse végétale retournée au sol en fin de saison. Par exemple, dans certains systèmes, les producteurs récoltent la paille pour la litière des animaux. En revanche, les producteurs qui n'ont pas d'animaux peuvent retourner ces pailles au sol, ce qui constitue un apport de C pour le sol. D'un autre côté, un producteur qui utilise de la paille pour la litière et le grain pour nourrir ses animaux retourne normalement du fumier (et une partie de la litière) vers le sol.

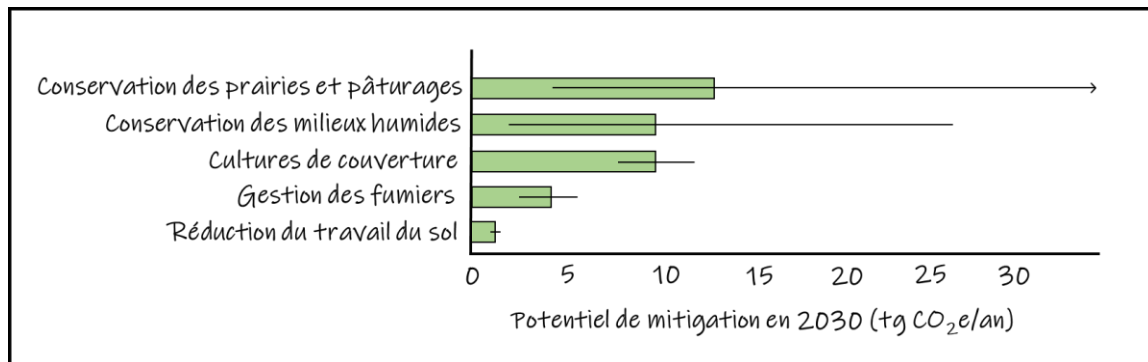
Finalement, tel que mentionné précédemment, le bilan C du sol dépend de l'équilibre entre les entrées et les sorties de C organique. Le troisième levier consiste donc à réduire les émissions de C du sol causées par la minéralisation de la MOS et des amendements. Sous certaines conditions pédoclimatiques, la réduction du travail du sol peut avoir une incidence positive sur les stocks de C du sol. Sous des conditions comme celles de l'est du Canada, le potentiel de cette stratégie reste limité (Angers et al., 1997; Poirier et al., 2009), comme c'est le cas dans plusieurs régions du monde (Haddaway et al., 2017). Ces aspects seront plus largement discutés dans la section suivante.

## 5.2 Pratiques de gestion bénéfiques et séquestration de carbone dans les sols du Québec

Selon Drever et al. (2021), les meilleures stratégies naturelles pour l'atténuation des changements climatiques au Canada incluent la protection des surfaces sous prairies, des zones humides, et la gestion adéquate des forêts naturelles (Figure 39). Au Québec, la protection des stocks de C dans les milieux humides, le pergélisol et les forêts doit



également être considérée comme une priorité pour éviter de futures émissions (Angers et al., 2022).



**Figure 39.** Potentiel de mitigation pour différentes stratégies agricoles et de gestion des terres au Canada. Figure adaptée de Drever et al. (2021).

Pour les sols agricoles, à l'heure actuelle, aucune publication ne permet de quantifier le potentiel de séquestration dans les sols du Québec sous différentes pratiques. Il est cependant évident qu'étant donné la tendance actuelle d'expansion des cultures annuelles et de son effet sur les stocks de C des sols, la priorité doit aussi être donnée à la préservation des surfaces en cultures pérennes (foin).

### Cultures pérennes (1<sup>er</sup> levier)

La préservation et l'inclusion de prairies ou de pâturages dans les rotations est l'une des façons les plus efficaces d'augmenter les stocks de C des sols. En effet, les plantes pérennes allouent une plus grande quantité de leurs ressources à leurs systèmes racinaires que les plantes annuelles. Le système racinaire vaste et profond des plantes pérennes fait en sorte que 46 à 65% du C produit par la plante est retourné au sol chaque année, alors qu'il est plutôt question de 20 à 30% pour les plantes annuelles (Jackson et al., 2017). De plus, tel que discuté précédemment, le C des racines se stabilise plus facilement dans le sol que le C des parties aériennes laissées au champ. Dans une étude réalisée à l'Île-du-Prince-Édouard, Carter et Gregorich (2010) ont noté une augmentation

des stocks de C du sol de  $2 \text{ T ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  sur sept ans (0-60 cm) après avoir semé de la fétuque élevée sur un site historiquement labouré. Comme discuté précédemment, on observe actuellement au Québec un abandon des cultures pérennes au profit des grandes cultures ce qui se traduit par une baisse des stocks de C du sol. Certaines méthodes de gestion des pâturages et des prairies, telles que le pâturage intensif, le choix des espèces et le régime de fertilisation peuvent également avoir un impact significatif sur les stocks de C des sols sous cultures pérennes (Conant et al., 2017). À l'heure actuelle, toutefois, encore très peu d'études ont été réalisées à cet effet sous les conditions pédoclimatiques du Québec.

À l'échelle de la planète, le développement de variétés de céréales pérennes a attiré l'attention des chercheurs au cours des dernières années (Duchene et al., 2019; Sprunger et al., 2019). Bien que cette stratégie ait démontré du potentiel pour augmenter les stocks de C des sols (Means et al., 2022), beaucoup de travail reste à faire pour que ces variétés permettent d'obtenir des rendements acceptables (DeHaan et al., 2020).

### Cultures de couverture (1<sup>er</sup> levier)

Les cultures de couverture sont une solution intéressante pour optimiser les services agroenvironnementaux en production de grandes cultures. Les cultures de couverture couvrent le sol entre les rangs et/ou entre deux cycles de croissance des cultures principales. Selon une méta-analyse réalisée par Poeplau et Don (2015), l'utilisation de cultures de couvertures pourrait permettre de séquestrer, en moyenne,  $0,32 \text{ T C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ , toutes conditions pédoclimatiques confondues. Or, l'effet des cultures de couverture sur les stocks de C du sol varie énormément en fonction de la région de culture et du choix des espèces. Ruis et al. (2019) ont revu 389 articles scientifiques sur les cultures de couverture et ont noté une production annuelle de biomasse variant de  $0,87$  à  $6,30 \text{ T ha}^{-1}$ . Le développement de connaissances techniques facilitant l'inclusion de cultures de couverture dans les rotations au Québec est donc une avenue importante pour maintenir ou augmenter les stocks de C du sol en grandes cultures. À ce jour, on ne dispose toutefois pas de données fiables concernant le potentiel réel de cette stratégie à l'échelle de la

province. Il s'agit d'une priorité pour la recherche agronomique afin d'affiner les modalités d'adaptation et d'adoption des cultures de couverture aux différentes situations pédoclimatiques du Québec.

### **Apports de matière organique au sol (2<sup>e</sup> levier)**

L'impact de l'apport de matière organique au sol sur la séquestration du CO<sub>2</sub> atmosphérique est une question complexe. Seul le stockage de C associé à de nouvelles sources de C exogènes qui ne sont pas déjà épandues sur les sols doit être considéré lors de l'évaluation des potentialités de stockage additionnel résultant de l'apport de matière organique exogène (INRAE 2019).

Ainsi, au Québec (comme au Canada), les fumiers de ferme sont déjà tous apportés au sol. Il n'existe donc pas de marge de manœuvre (gisement supplémentaire de fumier) permettant une séquestration additionnelle de C dans les sols. Une optimisation de la gestion des applications pourrait toutefois faire une différence en termes de C stabilisé, relativement au C perdu vers l'atmosphère ou les réseaux hydriques.

Il peut également exister des produits organiques qui ne sont pas actuellement apportés au sol et qui pourraient constituer un gisement potentiel (résidus d'émondage, déchets urbains, matières résiduelles fertilisantes). Sous certaines conditions, ces produits peuvent être apportés tels quels ou après transformation (compostage, méthanisation, biochar) et contribuer ainsi au stockage de C dans le sol. Dans le cas de leur apport au sol, une analyse de cycle de vie complète doit prendre en compte non seulement le stockage additionnel de C dans les sols, mais aussi l'ensemble des autres postes d'émissions de gaz à effet de serre modifiés (au cours de la transformation et du transport par exemple, ou substitution des apports d'engrais minéraux, par exemple) (INRAE 2019).

### Diminution du travail de sol (3<sup>e</sup> levier)

Au cours des 50 dernières années, les méthodes de semis direct ont été mises de l'avant dans le but de freiner la dégradation des sols et de limiter l'érosion (Lal, 2004). Plus récemment, on s'est également intéressé au semis direct comme moyen de séquestrer du C dans les sols agricoles. Or, il apparaît que le potentiel de cette stratégie pour la séquestration de C dans les sols agricoles ait été largement surestimé (Powlson et al., 2014; Haddaway et al., 2017). En effet, Ogle et al. (2019) ont compilé 178 études pour réaliser que l'effet du travail du sol sur les stocks de C était très variable et présentait de grandes incertitudes, avec des intervalles de confiance qui incluaient des taux inférieurs à 0,1 tonne C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> pour de nombreuses régions.

Ce potentiel semblait aussi influencé par certains facteurs pédoclimatiques (Ogle et al., 2019). De façon générale, les auteurs ont noté des taux de séquestration plus élevés dans les régions chaudes que dans les régions froides. Ceci s'explique sans doute en raison de l'effet du type de travail du sol sur le rendement des plantes, mais aussi sur le taux de décomposition de la MOS. Dans les climats chauds, l'amélioration des propriétés physiques du sol sous semis direct et la présence de résidus en surface peuvent mener à une plus grande capacité de rétention en eau et à une plus grande résilience de ces sols, menant ultimement à un meilleur rendement et donc, à un plus grand apport potentiel de C au sol.

Le travail du sol influence toutefois aussi la distribution des apports de C le long du profil de sol. Ainsi, si le semis direct mène généralement à une augmentation des stocks de C à la surface du sol, le labour enfouit une partie des résidus sous la couche de labour, ce qui augmente les stocks de C en profondeur, où les conditions peuvent ralentir la minéralisation de la MOS, particulièrement en milieu froid et humide (MacDonald et al., 2010). Cette accumulation de C en profondeur avec le labour peut donc parfois contrebalancer le gain de C en surface observé sous semis direct. Les études évaluant l'effet du travail du sol sur les stocks de C doivent donc être interprétées avec prudence, puisqu'un échantillonnage peu profond peut mener à de mauvaises conclusions (Angers

et Eriksen-Hamel, 2008; Poirier et al., 2009). Les notions de temporalité sont aussi importantes à considérer. En effet, sur les entreprises où le semis direct est pratiqué, il peut arriver que le sol soit labouré ou travaillé en profondeur de façon ponctuelle pour diverses raisons agronomiques, ce qui peut, sous certaines conditions, résulter en une perte allant jusqu'à 60% du C initialement séquestré pour un seul labour (VandenBygaart et Kay, 2004).

En compilant plusieurs études à travers le Canada, (Liang et al., 2020) ont conclu à un taux de séquestration moyen de  $0,05 \text{ T ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  pour l'adoption du semis direct au Canada. Le potentiel variait toutefois de façon importante selon les provinces. Dans l'Ouest du pays, la moyenne se situait à  $0,32 (\pm 0,15) \text{ T ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ , alors que dans l'Est, la moyenne était de  $-0,07 (\pm 0,27) \text{ T ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ . Le potentiel du semis direct pour la séquestration de C dans les sols du Québec est donc limité, en raison notamment des conditions froides et humides qui prévalent en profondeur et ralentissent la dégradation de la matière organique enfouie en profondeur lors du labour. Cette tendance a d'ailleurs été mise en lumière par



(Angers et al., 1997). En étudiant des essais long-terme sur différents types de sol au Québec, en Ontario et à l'Île-du-Prince-Édouard, les auteurs ont démontré que le travail du sol n'avait aucun effet sur les stocks de C (0-60 cm), du moins pour des périodes de 5 à 10 ans (Figure 40).

**Figure 40.** Effet du travail du sol sur les stocks de carbone selon la profondeur en conditions froides et humides. Figure adaptée de Angers et al. (1997).

### Approche systémique (combinaisons de plusieurs leviers)

Bien que l'adoption du semis direct lorsqu'employée seule, ne montre pas de bénéfices en termes de séquestration de C dans les sols tempérés humides, quelques études internationales laissent penser que la combinaison semis-direct et plantes de couvertures permet un taux de séquestration significatif dans le nord de la France (Autret et al., 2016). Dans un essai de longue durée au Lac Saint-Jean, Maillard et al. (2018) ont bien montré l'effet synergétique de la combinaison de travail superficiel et rotation courte avec pérennes sur les stocks de C d'un sol argileux. De même, le taux de rétention du C contenu dans les fumiers pourrait être optimisé lorsque celui-ci est appliqué sur des rotations contenant des cultures pérennes, plutôt que sur des rotations strictement annuelles (Maillard et al., 2016). Ces quelques résultats fragmentaires mettent en évidence l'importance de considérer les évolutions des pratiques culturales de façon systémique et intégrée. Dans la plupart des cas, les producteurs (trices) font évoluer plus d'une pratique à la fois. C'est ce qui est préconisé dans le développement des systèmes agroécologiques. L'adaptation des systèmes aux situations pédoclimatiques et agronomiques particulières du Québec doit donc devenir une priorité de recherche et de transfert de technologie afin de tirer le plus grand avantage possible de la séquestration de C dans les sols agricoles.

### Agroforesterie, bandes riveraines élargies et haies brise-vent (1<sup>er</sup> levier)

Bien qu'elle soit actuellement peu répandue au Canada, l'agroforesterie peut être une avenue intéressante pour augmenter les stocks de C du sol en milieu agricole. Les systèmes agroforestiers de plein champ (plantations intercalaires d'arbres-cultures ou sylvopastoralisme) sont ceux qui présentent le plus grand potentiel de séquestration. En étudiant 6 sites agroforestiers long-terme sur le territoire de la France, Cardinael et al. (2017) ont mesuré des taux de séquestration moyens de 0,24 T C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> dans le sol (0-30 cm), et de 0,65 T C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> dans la biomasse des arbres. Dans le Sud du Québec,

Winans et al. (2016) ont calculé des taux de séquestration (incluant le sol et la biomasse végétale) allant jusqu'à  $7,7 \text{ T ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  dans les dix premières années suivant l'établissement de tels systèmes. Une autre étude combinant les données de six sites expérimentaux dans le Sud du Québec n'a relevé aucun effet probant des bandes intercalaires d'arbres sur le rendement de la culture principale (Carrier et al., 2019)(Carrier et al., 2019).

Une autre façon d'inclure des arbres dans les systèmes agricoles serait l'implantation de haies brise-vent ou d'arbres et d'arbustes dans les bandes riveraines. Après l'implantation de peupliers dans les bandes riveraines agricoles sur deux sites dans le Sud du Québec Fortier et al. (2010) ont calculé des taux de stockages dans la biomasse aérienne allant de  $1,7$  à  $8,3 \text{ T C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  dans les six premières années. Dans le Sud de l'Ontario, Vijayakumar et al. (2020) ont observé des taux de stockage supplémentaires dans le sol variant de  $1,4$  à  $4,5 \text{ T ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  en comparant des sols cultivés à des bandes riveraines sous végétation forestière. En bref, l'agroforesterie semble être une avenue intéressante pour optimiser les services écosystémiques rendus par les sols agricoles au Québec, mais beaucoup de recherche et d'activités de transfert restent à faire avant que cette pratique ne puisse être appliquée à l'échelle de la province (Tartera et al., 2012).

## Chaulage

Le maintien d'un pH de sol adéquat (6-7) est essentiel pour la santé du sol et pour le rendement des cultures. La fertilisation et la minéralisation de la matière organique tendent à acidifier le sol. Le chaulage est donc une pratique souhaitable d'un point de vue agronomique. Bien qu'il soit connu que le pH joue un rôle important dans la stabilisation de la MOS (Ramussen et al., 2018), la littérature contient actuellement très peu d'informations concernant l'effet du chaulage sur les stocks de C du sol. Paradelo et al. (2015) estiment toutefois que malgré une diminution temporaire des stocks de C due à un taux de minéralisation accru après l'application de chaux, le chaulage permettrait, à

long terme, d'augmenter les stocks de C du sol en raison d'une productivité accrue et d'un retour annuel plus important de C organique au sol via les racines et les résidus de culture.

## 5.2 Potentiel de séquestration suivant l'adoption de pratiques de gestion bénéfiques au Québec

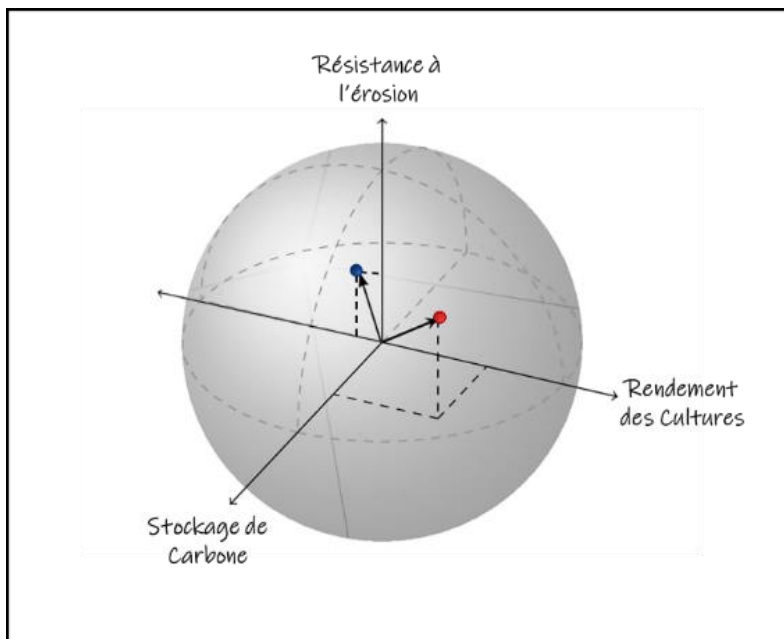
Cette revue de littérature confirme que de façon très générale, on peut espérer, au Canada, que l'adoption de PGB en agriculture puisse éventuellement permettre de séquestrer de 0.1 à 0.5 t C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> dans les sols (Minasny et al., 2017). Toujours pour le Canada, l'agroforesterie, les cultures pérennes et les cultures de couverture représentent les pratiques les plus prometteuses pour la séquestration de C dans les sols du Canada. Or, en raison d'une rareté des études concernant l'effet des PGB sur les stocks de C du sol au Québec sous différentes conditions pédoclimatiques et culturales et de l'absence d'un suivi des données sur la santé des sols du pays et de la province au cours des dernières décennies, il est difficile d'estimer avec précision le potentiel de séquestration lié à l'adoption de PGB à l'échelle de la province.

Néanmoins, grâce un calcul très estimatif basé sur cette revue de littérature, on pourrait calculer que si sur les trois principaux ordres de sols cultivés au Québec (Figure 18) on adoptait une PGB comme les cultures de couverture (env. 0,3 T C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>), on pourrait espérer un taux de séquestration de 5,2 MT éq. CO<sub>2</sub> an<sup>-1</sup> pour la province, ce qui permettrait de contrebalancer une proportion significative des émissions de GES du secteur agricole à l'échelle du Québec (7,8 MT éq. CO<sub>2</sub> en 2018). Les taux de séquestration seraient plus élevés dans les premières années, puis ils ralentiraient avec le temps, jusqu'à ce que le système atteigne un nouvel équilibre, tel qu'illustré préalablement dans la section 4.2 (figure 32). Il incombe toutefois de rappeler que ce potentiel technique doit être interprété dans un contexte où la majorité des sols du Québec semble être en dynamique de perte de C. Ainsi, ce potentiel sera probablement absorbé, au moins en partie, en tant que réduction des émissions par les sols.



### PGB et services écosystémiques rendus par les sols

Bien que ce rapport traite essentiellement du rôle à jouer des sols dans la lutte aux changements climatiques, il importe de garder à l'esprit les autres services écosystémiques essentiels rendus par les sols. En effet, il n'est pas impossible que l'adoption d'une nouvelle pratique permette de séquestrer du C dans les sols, puisse diminuer le rendement, ou contribuer à la pollution de l'eau, par exemple. L'effet d'une pratique donnée sur différents services écosystémiques rendus par les sols risque également de varier en fonction du contexte pédoclimatique. Par exemple, l'adoption du semis direct dans des conditions arides (Figure 30) permet, en moyenne d'observer une augmentation des rendements, une diminution de l'érosion et une augmentation des stocks de C du sol. Or, en milieu froid et humide, l'adoption de telles pratiques permet aussi de réduire l'érosion, mais a peu ou pas d'effet sur les stocks de C du sol et tend à diminuer légèrement les rendements.



**Figure 41.**

*Effet moyen du semis direct sur le rendement des cultures, les stocks de carbone du sol et la résistance à l'érosion en milieu aride (point rouge) vs en milieu froid et humide (point bleu).*

## POLITIQUES GOUVERNEMENTALES POUR LA SÉQUESTRATION DE CARBONE DANS LES SOLS AGRICOLES

### EN BREF

- Il y a trois grands types de stratégies permettant d'encadrer et d'encourager la séquestration de C dans les sols :
  - 1) Les subventions gouvernementales sous forme de paiements directs ou de partage des coûts
  - 2) Les valeurs ajoutées sur le produit
  - 3) Les marchés du carbone
- Le coût et l'exactitude des mesures de suivi et les notions de fuite et de maintien des stocks de C du sol dans le temps sont des enjeux à ne pas négliger si des stratégies basées sur le marché du C sont envisagées.
- Au Québec, un système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de GES (SPEDE) a été mis en place par le gouvernement provincial en 2013, sous la responsabilité du MELCC, mais aucun protocole ne permet actuellement de vendre ou d'acheter des crédits pour le C séquestré dans les sols.
- En 2022, le gouvernement canadien a annoncé la création d'un protocole fédéral de crédits compensatoires. Dans le futur, ces protocoles ouvriront peut-être la porte à l'entrée des crédits C en agriculture au Québec

## 6.1 Stratégies pour encadrer et encourager la séquestration de carbone dans les sols agricoles

Il y a actuellement, à l'échelle du globe, un intérêt sans précédent entourant la gestion des sols pour le climat. Des mécanismes et instruments doivent être mis en place pour assurer la valorisation de la régulation du climat par la gestion des sols. Selon Paustian et al., (2019), il existe trois grands types de stratégies permettant d'encadrer et encourager financièrement la séquestration de C dans les sols agricoles.

### 1) Les subventions gouvernementales sous forme de paiements directs ou de partage des coûts

Cette stratégie consiste à rétribuer directement le producteur agricole pour l'adoption de "bonnes pratiques", sans forcément chercher à en mesurer les effets réels. Plusieurs de ces programmes existent déjà, ici et ailleurs. Souvent, ils ont été conçus à l'origine pour répondre à des objectifs généraux de conservation des ressources ou de protection de l'environnement, mais les pratiques qu'ils encouragent sont généralement compatibles avec la séquestration de C dans le sol. Aux États-Unis, le "Environmental Quality Incentives Program" (EQIP), établi en 1996, est un programme volontaire qui offre aux agriculteurs et aux éleveurs un partage des coûts financiers et une assistance technique pour mettre en œuvre des pratiques de conservation sur leurs terres. De même, la politique agricole commune (PAC) de l'Union européenne prévoit des mesures incitatives pour protéger la santé et la fonction des sols, ainsi que la protection de l'environnement. On peut supposer que plusieurs des pratiques encouragées par cette politique influencent indirectement les stocks de C du sol, mais, à notre connaissance, aucune mesure n'a été directement liée à cet objectif jusqu'à présent. Au Québec, le programme Prime Vert et les récentes rétributions des pratiques agroenvironnementales remises dans le cadre du Plan d'Agriculture Durable font partie de ce type de stratégies.

## 2) Valeur ajoutée sur le produit

Les entreprises qui produisent et commercialisent des produits sont de plus en plus intéressées par le développement de chaînes d'approvisionnement plus durables, notamment par la réduction de l'empreinte C de leurs produits. Pour répondre à cette demande, les normes, outils et systèmes de certification se sont multipliés. Les producteurs agricoles pourraient donc être incités à mettre en œuvre des pratiques de séquestration du C dans le but d'obtenir un prix supérieur pour leur produit, s'il répond aux normes de certification ou aux objectifs des chaînes d'approvisionnement. Dans certains cas, le support aux agriculteurs peut également se traduire par un appui technique pour la mise en place de pratiques bénéfiques, dispensé directement par l'industrie.

## 3) Les marchés du carbone

### *Fonctionnement*

Les marchés du C existent dans le cadre de programmes obligatoires, légiférés par les gouvernements et de programmes volontaires, permettant aux entreprises d'acheter et de vendre des titres compensatoires en C pour atteindre leurs propres objectifs.

### *Programmes obligatoires (de conformité)*

Les gouvernements peuvent utiliser différents mécanismes de tarification des émissions de GES dans le cadre des programmes de conformité, notamment : les taxes sur le C, les cibles d'intensité et les systèmes de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre. Ces stratégies ont pour effet d'accorder une valeur financière aux émissions de GES.

Avec la taxe C, le coût associé à l'émission de CO<sub>2</sub> lors du processus de fabrication d'un bien est imposé au fabricant et ultimement intégré dans le prix du bien consommé. Le consommateur assume donc une partie du coût environnemental du bien qu'il

consomme. L'idée de la taxe C est d'inciter un changement dans le comportement et les habitudes des consommateurs.

Les cibles d'intensité, quant à elles, imposent un standard de performance aux émetteurs de l'industrie en fixant des cibles de réduction par unité de production, mais n'impliquent aucune limite d'émissions.

Les systèmes de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre, quant à eux, fixent un certain nombre de quotas de CO<sub>2</sub> à ne pas dépasser annuellement, pour les installations les plus émettrices (grands émetteurs). C'est le système qui a été adopté par le Québec. Pour être en conformité, les émetteurs doivent se procurer un droit d'émission pour chaque tonne de GES qu'ils émettent dans l'atmosphère et les remettre au gouvernement à la fin de chaque période de conformité. Le gouvernement établit donc des plafonds annuels d'unités d'émission de GES, qui diminuent progressivement au fil des années, dans l'objectif d'atteindre une diminution des émissions globales au fil du temps. De façon périodique (p. ex. quatre fois l'an), le gouvernement met en vente les unités d'émission lors de ventes aux enchères. Le prix de la tonne est donc soumis aux lois du marché, ce qui fixe son prix en fonction, notamment, de la performance environnementale des entreprises.

### *Programmes volontaires*

Les entreprises qui ne sont pas soumises à un système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre peuvent, sur une base volontaire, participer au marché volontaire du C. Via ce marché, des entreprises peuvent s'engager dans des projets de réductions de GES, qui seront quantifiées et vérifiées par un tiers indépendant. Ce marché volontaire est donc un mécanisme de réduction et d'échange de crédits C certifiés, mais qui n'est pas lié à des obligations réglementaires. Les règles régissant le fonctionnement des marchés volontaires du C ont été établies lors de la Conférence des Nations Unies sur les changements climatiques (COP26) de 2021, mais chaque gestionnaire de marché volontaire a la responsabilité de dicter les règles (et les protocoles) liées aux crédits compensatoires qu'il émet.

## *Crédits carbone*

Que ce soit sur le marché de conformité ou sur le marché volontaire, les gouvernements et entreprises peuvent atteindre plus facilement leurs cibles en matière de réduction d'émissions en achetant des crédits de C. Ces crédits peuvent être produits et vendus par des entreprises ou des personnes morales qui s'engagent dans des projets de réduction d'émissions ou de séquestration de C. Une fois réalisés et validés, ces projets peuvent mener à la délivrance de crédits compensatoires, qui peuvent alors être vendus à des émetteurs assujettis afin que ces derniers les utilisent pour respecter leurs obligations de conformité, ou encore à des entreprises engagées dans le marché volontaire. Ce type de stratégie peut donc permettre aux producteurs agricoles de recevoir une compensation financière pour la séquestration de C dans leurs sols. Le C séquestré peut être vendu aux entreprises engagées dans la réduction des émissions de GES, soit sur un marché volontaire, soit dans un système de plafonnement et d'échange.

La qualité des crédits est toutefois essentielle pour assurer l'intégrité environnementale et la crédibilité du marché. La responsabilité d'élaborer des règlements relatifs à des projets de crédits compensatoires incombe aux gouvernements, afin de s'assurer que toute réduction d'émission de GES et tout retrait de GES respecte les critères généraux des crédits compensatoires. Ainsi, la réduction ou le retrait doit être :

**Additionnel** – qui n'a pas lieu pendant le cours normal des affaires, et qui va au-delà des exigences légales en vigueur et de la pratique courante

**Réel/quantifiable** – qui est quantifié à partir de méthodes fiables et scientifiquement reconnues, reproductibles, à jour, adaptées aux sources d'émission de séquestration du projet visé et tenant compte des conditions locales et spécifiques; qui est quantifié de façon « conservatrice » en tenant compte des marges d'incertitude et en appliquant les coefficients de réduction nécessaires pour qu'il ne puisse être surestimé; qui ne conduit pas à des fuites, c'est-à-dire à l'augmentation des émissions de GES ailleurs, ce qui annulerait, en tout ou en partie, les bénéfices climatiques du projet visé.

**Permanent** – qui n’est pas réversible (ex. un projet de destruction de GES) ou, s’il peut être réversible (ex. un projet de séquestration de CO<sub>2</sub>), des conditions et méthodologies sont prescrites afin de s’assurer que le bénéfice climatique sur 100 ans associé au crédit délivré pour le retrait de CO<sub>2</sub> soit maintenu.

**Vérifiable** – qui est documenté de façon complète et suffisante pour permettre à un organisme de vérification accrédité de déterminer objectivement si le projet et les réductions d’émissions ou la séquestration de GES respectent les exigences et les normes applicables.

**Unique** – qui fait l’objet d’un seul crédit délivré dans un seul programme, qui est utilisé une seule fois à des fins de conformité ou de compensation d’émissions et qui n’est pas déclaré par plus d’une entité gouvernementale pour l’atteinte de sa cible GES.

Au cours des dernières années, plusieurs protocoles pour la mesure et le suivi des stocks de C dans le sol ont vu le jour. Le niveau de rigueur de ces protocoles et le coût associé à la quantification sont plus élevés pour les projets de compensation pour les entreprises, alors que les exigences sont généralement moins strictes pour les participants aux programmes gouvernementaux, où les paiements sont justifiés sur la base des avantages globaux de la conservation, et pas seulement sur la valeur du C (Govaerts et al., 2009). Dans une récente revue de littérature, Oldfield et al. (2022) ont relevé les différences entre 12 protocoles actuellement utilisés pour les crédits C en agriculture. En plus de relever des différences importantes dans les méthodes de mesure et de suivi, les auteurs ont identifié des périodes dites de “permanence” très variables (entre 8 et 100 ans) ainsi que des considérations variables en lien avec l’incertitude acceptée sur la mesure et la prise en compte d’émissions d’autres gaz liées à l’adoption d’une pratique séquestrante. Ces différences posent un risque de création de crédits non équivalents, ce qui minerait la confiance dans l’intégrité des programmes. Les auteurs proposent donc que les pouvoirs publics établissent, à l’échelle régionale, des critères pour la génération et la vérification indépendante des crédits auxquels les protocoles et les développeurs de projets doivent adhérer et qui seraient adaptés aux contextes pédoclimatiques, cultureaux

et sociaux propres à une région donnée. La normalisation entre les régions permettrait d'assurer la cohérence, tout en intégrant des paramètres spécifiques à chaque région, le cas échéant.

## 6.2 État actuel des politiques entourant la séquestration de carbone dans les sols agricoles au Canada et au Québec

En 2016, le Premier Ministre du Canada a fait l'annonce d'une politique nationale sur le changement climatique comprenant un système de tarification du C appliqué à l'ensemble du Canada. Selon cette politique, les provinces peuvent créer leur propre système en vue de respecter les exigences fédérales (et donc démontrer l'équivalence de leur système de tarification), ou encore se voir imposer la taxe fédérale sur le C. Au Canada, chaque province et territoire peut donc décider d'un mécanisme de tarification et créer un système de mise en œuvre qui lui est propre. Certaines provinces, telles que l'Alberta et le Québec, avaient toutefois déjà en place des politiques de gestion des GES.

En effet, déjà en 2007, le gouvernement albertain adoptait le Climate Change and Emissions Management Act, un système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre pour exiger des entreprises à émissions élevées à reporter et réduire leurs émissions de 12% par rapport à leurs émissions normales. La province s'est alors dotée d'un système de régulation des crédits compensatoires et a vu naître des agrégateurs, dont le rôle est de recueillir des crédits de différentes sources afin de produire une offre assez importante pour intéresser d'éventuels acheteurs afin de réduire les coûts de transaction. En 2012, le Conservation Cropping Protocol a été développé pour prendre compte des crédits compensatoires créés lorsque les producteurs agricoles de la province adoptent le semis direct ou réduisent la jachère d'été. Il est estimé que ce protocole a généré près de 1,5 million de tonnes de crédits compensatoires, représentant près de 30% des parts de marché. Or, il importe de souligner que ce protocole utilise des coefficients de séquestration moyens. Il est donc



basé sur une méthode simple, mais estimative, qui n'implique pas de mesure directe de changement des stocks. Les coefficients sont plutôt estimés à partir de modèles basés sur des données issues d'essais long terme. Afin d'amortir d'éventuelles erreurs de calcul et/ou réémissions dues à des changements de pratiques ou à l'évolution du climat, le gouvernement albertain a réduit de 10% chaque crédit compensatoire accordé.

Au Québec, un système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de GES (SPEDE) a été mis en place par le gouvernement provincial en 2013, sous la responsabilité du MELCC. Ce système de marché du C est conçu de façon à ce que les entreprises soient forcées de réduire leurs émissions de CO<sub>2</sub>, puisque le volume de droits d'émissions de GES accordés par le SPEDE diminue au fil des ans. Au Québec, il devrait passer de 55 millions de tonnes de CO<sub>2</sub> en 2021, à 44 millions de tonnes en 2030. Ainsi, si les entreprises parviennent à réduire par elles-mêmes leurs émissions le prix de la tonne de CO<sub>2</sub> risque de rester stable. Si, au contraire, le Québec prend du retard sur ses cibles, le prix de la tonne augmentera en raison d'une pénurie des droits de polluer, vendus aux enchères quatre fois l'an. Un système de crédits compensatoire a aussi été développé au Québec, mais il touchait jusqu'à maintenant des secteurs bien précis de l'industrie, soit la gestion du méthane provenant des lieux d'enfouissement et les projets de destructions d'halocarbures. À l'heure actuelle, aucun protocole gouvernemental visant à reconnaître et encadrer les crédits compensatoires pour la séquestration de C dans les sols agricoles n'est en vigueur dans la province.

« À l'heure actuelle, aucun protocole gouvernemental visant à reconnaître et encadrer les crédits compensatoires pour la séquestration de C dans les sols agricoles n'est en vigueur dans la province. »

Toutefois, en juin 2022, le gouvernement du Canada a lancé le système fédéral de crédits compensatoires pour les gaz à effet de serre, annoncé dans le plan de réduction des émissions de 2030. Grâce à des incitatifs financiers basés sur le marché, le gouvernement fédéral espère ainsi encourager le développement d'initiatives visant à prévenir les émissions et à retirer des GES de l'atmosphère à l'échelle du pays. Afin d'encadrer

l'établissement et la mise en œuvre de ces projets, le gouvernement canadien a annoncé la création d'un protocole fédéral de crédits compensatoires, lequel établira une approche cohérente et standardisée pour mesurer la réduction ou l'absorption des GES au sein de certains types de projets. Les protocoles de crédits compensatoires en cours d'élaboration incluent notamment les projets qui concernent l'amélioration de l'aménagement forestier et l'augmentation de la MOS. Ces protocoles, qui seront développés à l'échelle fédérale, ouvriront peut-être la porte à l'entrée des crédits C en agriculture au Québec.

## BARRIÈRES ET LEVIERS SOCIAUX POUR L'ADOPTION DE PRATIQUES DE SÉQUESTRATION DE CARBONE DANS LES SOLS

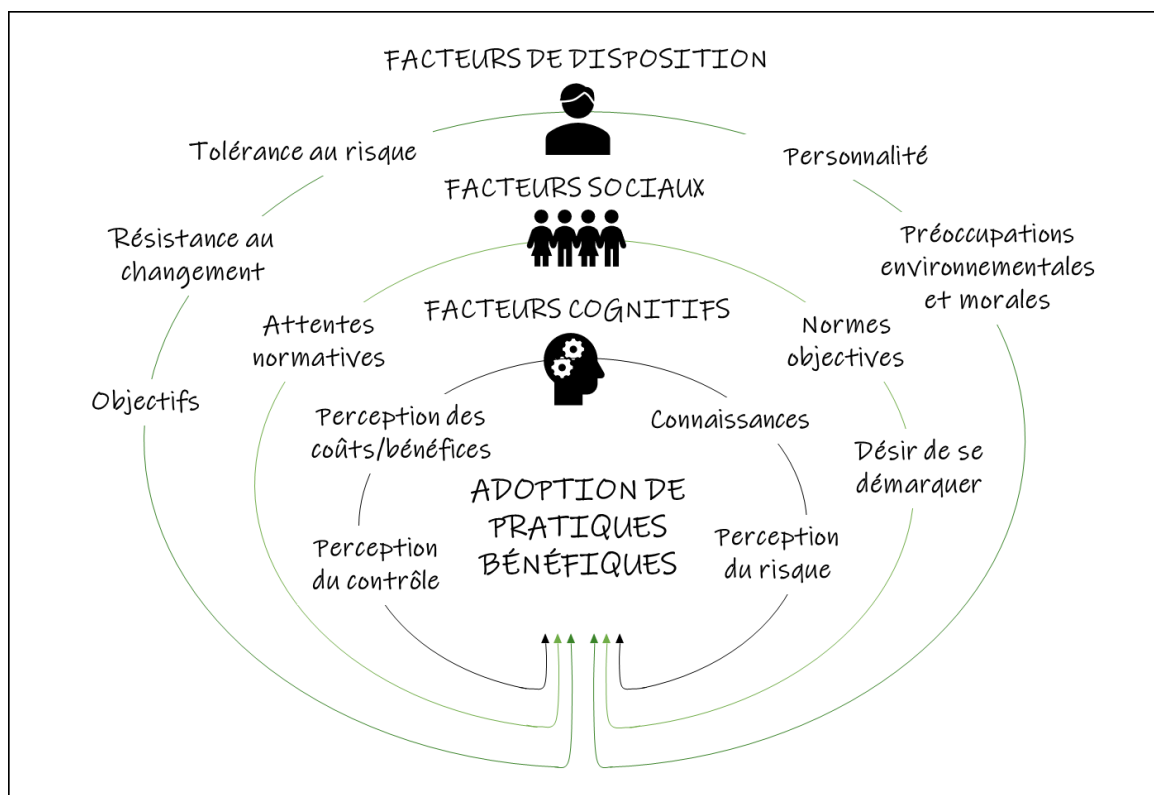
### EN BREF

- Les aspects financiers ont un impact majeur dans le processus décisionnel des producteurs en ce qui concerne la gestion de leurs terres.
- Les obstacles qui limitent l'intérêt ou la capacité des producteurs à adopter de nouvelles pratiques sont très variés et dépendent des valeurs personnelles et professionnelles du producteur et du contexte général dans lequel l'entreprise prend place.
- La participation des producteurs à la conception des politiques, la disponibilité de preuves relatives au rendement du capital investi, l'encadrement politique et réglementaire, et l'accès à des technologies de mesure et de surveillance abordables et efficaces sont des éléments clés pour encourager l'adoption de pratiques de gestion bénéfiques par les producteurs agricoles.
- L'innovation tend à se diffuser plus facilement entre producteurs, ce qui positionne les producteurs innovants comme des acteurs clés dans l'adoption à grande échelle de pratiques de gestion bénéfique.

Les fermes étant, en grande majorité, de petites et moyennes entreprises familiales, les aspects financiers ont un impact majeur dans le processus décisionnel des producteurs en ce qui concerne la gestion de leurs terres. Or, plusieurs autres facteurs sociaux, cognitifs et comportementaux, peuvent aussi entrer en ligne de compte dans la prise de décisions (Figure 42). Ainsi, lors de la conception de politiques et de programmes visant à encourager la séquestration de C dans les sols agricoles, il est impératif de tenir compte

de l'ensemble des obstacles que risquent de rencontrer les producteurs, mais aussi des leviers qui peuvent permettre de faciliter leur adhésion.

Les obstacles qui limitent l'intérêt ou la capacité des producteurs à adopter de nouvelles pratiques sont très variés et dépendent des valeurs personnelles et professionnelles du producteur et du contexte général dans lequel l'entreprise prend place (Weber, 2017). Ces obstacles peuvent inclure une résistance au changement ou une intolérance à la gestion du risque, ou encore des limitations techniques, dues par exemple au climat ou au type de sol avec lesquels la personne travaille.



**Figure 42.** Facteurs de disposition, facteurs sociaux et facteurs cognitifs risquant d'influencer l'adhésion des producteurs à l'adoption de pratiques de gestion bénéfiques. Figure adaptée de Dessart et al. (2019).

De façon générale, les chercheurs constatent que de nombreux producteurs sont réfractaires au risque et peuvent hésiter à adopter de nouvelles pratiques qui créent de l'incertitude dans leur exploitation, surtout lorsque les résultats des pratiques sont difficiles à évaluer (Sheeder et Lynne, 2011; Wayman et al., 2017; Barreiro-Hurle et al.,

2018). Baumgart-Getz et al. (2012) ont examiné 46 études sur l'adoption de pratiques dites bénéfiques par les producteurs et ont constaté qu'au fil du temps, les producteurs deviennent moins réticents à adopter de nouvelles pratiques après qu'elles aient démontré des résultats bénéfiques sur d'autres entreprises. L'innovation tend donc à se diffuser entre les producteurs (Rogers et al., 2014). La réticence à l'adoption de pratiques bénéfiques peut également être influencée par des considérations temporelles. Par exemple, les producteurs pourraient être plus réticents à investir pour l'adoption d'une nouvelle pratique si le retour sur l'investissement risque de ne se faire sentir que cinq ans plus tard. Cet enjeu temporel est aussi aggravé par le phénomène de location des terres sur le court terme, qui crée des conditions défavorables à la prise de décisions basées sur un retour à long terme sur l'investissement (Deaton et al., 2018). Selon le MAPAQ (2022), environ 37 % des terres agricoles du Québec sont gérées par des non-proprétaires, ce qui souligne l'ampleur potentielle de cet obstacle dans la province.

Dans le cadre d'un projet d'étude rétroactive sur l'adoption des cultures de couverture en Ontario, Morrison et Lawley (2021) ont étudié les obstacles à l'adoption tels que perçus par les agriculteurs. Des sondages réalisés auprès de plus de 700 producteurs de la province ont permis de mettre en lumière les obstacles les plus courants qui freinent l'adoption des cultures de couverture par les producteurs ontariens. Les principales barrières identifiées étaient : les coûts supplémentaires associés à la culture des cultures de couverture (41 %), le manque d'accès à l'équipement nécessaire (36 %), la récolte tardive d'une culture commerciale empêchant la plantation de cultures de couverture (29 %), le fait de ne pas savoir par où commencer (24 %) et la brièveté de la saison de croissance (23 %). Cette étude démontre le besoin criant de développer des cultivars et des méthodes culturales adaptées à nos conditions pour faciliter l'adoption des cultures de couverture en production de cultures annuelles.

Finalement, les producteurs agricoles doivent naviguer dans un paysage politique et commercial de plus en plus complexe et en évolution rapide. Leur engagement dans les réflexions entourant d'éventuelles politiques/programmes agricoles est donc primordial

afin d'assurer le succès de l'implantation et de la pérennité de telles initiatives gouvernementales (Hurlbert, 2014; Raymond et al., 2016; Lewis et Rudnick, 2019). Plus spécifiquement, les études ont démontré que la participation des producteurs à la conception des politiques, la disponibilité de preuves relatives au rendement du capital investi, l'encadrement politique et réglementaire, et l'accès à des technologies de mesure et de surveillance abordables et efficaces sont des éléments clés pour encourager l'adoption de pratiques de gestion bénéfiques par les producteurs agricoles (Kragt et al., 2017).

## RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS GÉNÉRALES POUR LA SÉQUESTRATION DE CARBONE DANS LES SOLS QUÉBÉCOIS

### EN BREF

- Le Québec est caractérisé par une grande variabilité pédoclimatique, ce qui demande de développer des stratégies spécifiques à une région, ou même à une ferme donnée.
- Il existe un potentiel de séquestration dans les sols agricoles du Québec, mais plus d'information sur nos sols et plus de recherche seront nécessaires pour définir avec certitude le potentiel et les meilleures stratégies pour y parvenir.
- De façon générale, le maintien ou l'augmentation des surfaces sous cultures pérennes est à prioriser.
- L'adoption de pratiques de gestion bénéfiques dans les cultures annuelles pourrait permettre de séquestrer du C dans les sols, mais de la recherche agronomique est nécessaire pour qu'elles soient adaptées à nos conditions et adoptables à grande échelle.
- Il sera nécessaire d'investir dans la recherche sur le C du sol (effet de la séquestration sur le rendement et autres services écosystémiques, carbone profond, outils de mesure et de suivi, etc.) pour faciliter le développement de politiques fiables en matière de gestion des sols.
- Nous recommandons d'investir dans le maintien des essais de longue durée et dans le développement d'un réseau de surveillance des sols à l'échelle de la province.
- Il est impératif et urgent d'assurer une meilleure formation de nos agronomes sur les notions de gestion des sols.

## Particularités pédologiques et climatiques

Le Québec est caractérisé par une grande variabilité de climats, de types de sol, de végétation naturelle et de pratiques culturales. Les sols du Québec méridional, où se concentrent les activités agricoles, ont évolué sous des conditions relativement froides et humides et sous une végétation forestière abondante. À l'état naturel, ces sols contiennent donc des quantités appréciables de C. Depuis leur mise en culture, au début du siècle dernier, les sols agricoles du Québec ont perdu (et continuent de perdre) des quantités appréciables de C. Cette tendance du dernier siècle fait toutefois en sorte qu'il serait théoriquement possible de renverser la vapeur et de faire en sorte que les sols du Québec deviennent des puits de C pour les décennies à venir.

## Pratiques agricoles pour la séquestration de carbone dans les sols du Québec

Le meilleur levier pour favoriser la séquestration de C dans les sols agricoles est d'optimiser le taux de photosynthèse par unité de surface. Le maintien ou l'augmentation des surfaces sous cultures pérennes et l'optimisation de leur gestion devraient donc être considérés comme des priorités à l'échelle de la province. Dans les systèmes de cultures annuelles, les cultures de couverture, les bandes riveraines élargies, l'implantation d'arbres ou d'arbustes dans les bandes riveraines, ou l'agroforesterie intercalaire pourraient permettre d'atteindre des taux de séquestration de C dans les sols variant entre 0,1 et 0,5 T C an<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup>.

L'adoption à grande échelle de telles pratiques au Québec demeure toutefois un défi d'envergure, tant pour des raisons sociales et culturelles qu'agronomiques. Cet enjeu est d'autant plus important au Québec vu la grande variabilité pédoclimatique à l'échelle de la province. Une stratégie de production adaptée au Sud du Québec (Montérégie), ne sera pas nécessairement possible ou efficace dans les régions plus au nord (Bas-St-Laurent, Lac-Saint-Jean, Abitibi). Par exemple, l'adoption des cultures de couvertures peut parfois être limitée par la durée de la saison de croissance dans les régions plus froides.



## Défis pour la recherche

Dans les prochaines années, la recherche agronomique devrait donc s'affairer à trouver les meilleurs moyens d'adapter ces PGB aux conditions pédoclimatiques québécoises afin d'en faciliter l'adoption à grande échelle tout en tentant d'optimiser les autres services écosystémiques rendus par les sols agricoles. Le développement et l'adoption de ces pratiques agroécologiques seraient facilités grâce à de la recherche multidisciplinaire et participative.

D'un point de vue pratique, le développement de nouvelles technologies permettant d'optimiser des patrons d'échantillonnage et/ou de réduire le coût des analyses de C du sol sera également essentiel. En effet, le coût lié à cette mesure est au cœur des enjeux actuels pour le développement de politiques et de programmes visant à encourager la séquestration de C dans les sols.

Finalement, la recherche devra également s'attaquer à certains points de vigilance majeurs concernant la séquestration de C dans le sol. Parmi ceux-ci, pourraient être mentionnés les besoins de recherche sur le C du sol profond, sur les émissions potentielles d'autres GES liés à une augmentation de C dans le sol, sur la permanence de la séquestration de C dans les sols et sur l'effet du stockage de C sur la fertilité du sol à court, moyen et long terme.

## Proposition de cadres politiques ou réglementaires pour favoriser la séquestration de carbone dans les sols québécois

On observe actuellement un intérêt inégalé pour les solutions climatiques en agriculture. L'industrie semble vouloir se lancer à toute vitesse vers ces solutions et les gouvernements emboîtent le pas, en réfléchissant aux cadres politiques ou réglementaires qui pourraient faciliter et encadrer l'adoption de programmes compensatoires en agriculture. Sur la base de cette revue, nous recommandons :

1. D'être critique à l'égard des protocoles de mesure et de suivi de l'évolution des stocks de C dans les sols, en prenant compte des considérations propres au contexte pédoclimatique et agronomique québécois (e.g. dynamique actuelle de perte) et les points de vigilance liés aux politiques basées sur les crédits carbone, notamment :

- Les notions de permanence
- Les incertitudes liées aux stocks de C profonds
- Les enjeux liés aux fuites ou à l'émission d'autres GES parallèlement à la séquestration de C dans le sol
- Le coût énergétique et financier lié à la mesure et au suivi

2. De mettre en place un réseau de surveillance des sols (Figure 43), impliquant des campagnes d'échantillonnage réparties dans l'espace et répétées dans le temps. Ces données pourraient permettre de créer et d'alimenter une plateforme d'information sur les sols du Québec. Cela permettrait de mieux connaître nos sols et mieux anticiper l'effet de différentes pratiques agricoles sur les stocks de C des sols. Ceci serait notamment facilité par le développement de nouvelles technologies visant à réduire le coût énergétique et environnemental lié à la mesure et au suivi des stocks de C dans les sols.

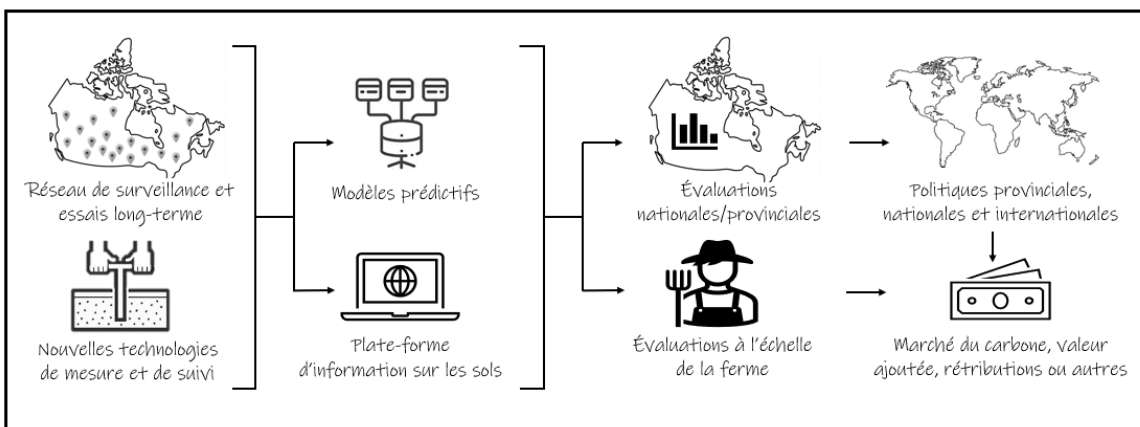
3. D'assurer le financement des essais de recherche de longue durée (Figure 43). Ces essais, peu nombreux au Québec, sont pourtant essentiels au développement de nos connaissances sur les sols. Puisque les sols sont des milieux qui évoluent lentement, ces essais représentent une véritable mine d'or pour la recherche fondamentale et appliquée. Ils sont également essentiels au développement (ou à l'adaptation) de modèles prédictifs justes et fiables. Or, il est très difficile d'assurer le financement de ces projets avec des subventions de deux à cinq ans. Ces enjeux mettent actuellement en péril le maintien (ou la valorisation) de quelques-uns de ces essais dans la province.

4. D'assurer, tant au niveau collégial qu'universitaire, une formation adéquate sur les sols pour les étudiants en agronomie. À l'heure actuelle, la vaste majorité des nouveaux membres de l'ordre des agronomes du Québec ne possède pas les acquis nécessaires

pour poser un diagnostic relatif à santé des sols. Ces agronomes ne sont donc pas outillés pour accompagner les producteurs dans la gestion de cette ressource, dont notre système agroalimentaire dépend pourtant.

5. De favoriser le transfert et les échanges entre scientifiques, conseillers et producteurs afin que les chercheurs soient mieux informés des enjeux sur le terrain et que les conseillers et producteurs soient d'ores et déjà impliqués dans les réflexions et dans la démarche. Le travail des producteurs "pionniers" devrait aussi être valorisé via des activités de diffusion qui reconnaissent l'importance de leur engagement pour le secteur.

Lorsque combinées, ces recommandations permettraient de faire des évaluations et des suivis à des échelles spatiales allant du champ jusqu'à l'échelle provinciale ou nationale et à des échelles temporelles permettant des projections futures de moyen et long terme. Ultiment, cela permettrait d'appuyer le développement de politiques fiables et adaptées menant à la mise en œuvre des stratégies visant la séquestration de C dans les sols agricoles du Québec (Figure 43).



**Figure 43.** Recommandations générales pour faciliter la gestion et le suivi des stocks de carbone des sols agricoles du Québec et, ultimement, contribuer à maximiser les services écosystémiques rendus par ces sols.

## BIBLIOGRAPHIE

- Abiven, S., Menasseri, S., & Chenu, C. (2009). The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(1), 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.09.015>
- Achard, F. (1786). Chemische untersuchung des torfs. *Crell's Chem. Ann*, 2, 391-403.
- Acton, D., & Gregorich, L. (1995). La santé de nos sols: vers une agriculture durable au Canada. *Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques. Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Canada.*
- Angelopoulou, T., Tziolas, N., Balafoutis, A., Zalidis, G., & Bochtis, D. (2019). Remote sensing techniques for soil organic carbon estimation: A review. *Remote Sensing*, 11(6), 676.
- Angers, D., Bolinder, M., Carter, M., Gregorich, E., Drury, C., Liang, B., Voroney, R., Simard, R., Donald, R., & Beyaert, R. (1997). Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil and Tillage Research*, 41(3-4), 191-201.
- Angers, D., & Eriksen-Hamel, N. (2008). Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: A meta-analysis. *Soil science society of america journal*, 72(5), 1370-1374. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0342>
- Angers, D., Ouimet, R., Roy-Léveillé, P., & Garneau, M. (2022). Priorities for management and protection of Québec soils. *Geoderma Regional*, 29, e00523.
- Arrouays, D., Saby, N., Walter, C., Lemercier, B., & Schwartz, C. (2006). Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil use and management*, 22(1), 48-51.
- 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.
- Barreiro-Hurle, J., Espinosa-Goded, M., Martinez-Paz, J. M., & Perni, A. (2018). Choosing not to choose: A meta-analysis of status quo effects in environmental valuations using choice experiments. *Economía Agraria y Recursos Naturales-Agricultural and Resource Economics*, 18(1), 79-109.
- Baumgart-Getz, A., Prokopy, L. S., & Floress, K. (2012). Why farmers adopt best management practice in the United States: A meta-analysis of the adoption literature. *Journal of environmental management*, 96(1), 17-25.
- Bingham, A. H., & Cotrufo, M. F. (2016). Organic nitrogen storage in mineral soil: implications for policy and management. *Science of the Total Environment*, 551, 116-126.
- Bolinder, M., Janzen, H., Gregorich, E., Angers, D., & VandenBygaart, A. (2007). An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, ecosystems & environment*, 118(1-4), 29-42.

- Bolinder, M. A., Angers, D., Gregorich, E., & Carter, M. (1999). The response of soil quality indicators to conservation management. *CANADIAN JOURNAL OF SOIL SCIENCE*, 79(1), 37-45. <https://doi.org/10.4141/S97-099>
- Bradford, M. A., Keiser, A. D., Davies, C. A., Mersmann, C. A., & Strickland, M. S. (2013). Empirical evidence that soil carbon formation from plant inputs is positively related to microbial growth. *Biogeochemistry*, 113(1), 271-281.
- Bruni, E., Chenu, C., Abramoff, R. Z., Baldoni, G., Barkusky, D., Clivot, H., Huang, Y., Kätterer, T., Pikula, D., and Spiegel, H. Multi-modelling predictions show high uncertainty of required carbon input changes to reach a 4‰ target. *European Journal of Soil Science*.
- Calvet, R., Chenu, C., & Houot, S. (2011). *Les matières organiques des sols: Rôles agronomiques et environnementaux*. Editions France Agricole.
- Cambardella, C., & Elliott, E. (1992). Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil science society of america journal*, 56(3), 777-783.
- Cambardella, C., & Elliott, E. (1994). Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. *Soil science society of america journal*, 58(1), 123-130.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Cambou, A., Beral, C., Barthès, B. G., Dupraz, C., Durand, C., Kouakoua, E., & Chenu, C. (2017). Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France. *Agriculture, ecosystems & environment*, 236, 243-255.
- Carrier, M., Gonzalez, F.-A. R., Cogliastro, A., Olivier, A., Vanasse, A., & Rivest, D. (2019). Light availability, weed cover and crop yields in second generation of temperate tree-based intercropping systems. *Field Crops Research*, 239, 30-37.
- Carter, M., & Gregorich, E. (2010). Carbon and nitrogen storage by deep-rooted tall fescue (*Lolium arundinaceum*) in the surface and subsurface soil of a fine sandy loam in eastern Canada. *Agriculture, ecosystems & environment*, 136(1-2), 125-132.
- Carter, M. R., & Gregorich, E. G. (2007). *Soil sampling and methods of analysis*. CRC press.
- Castellano, M. J., Mueller, K. E., Olk, D. C., Sawyer, J. E., & Six, J. (2015). Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Global Change Biology*, 21(9), 3200-3209.
- Chantigny, M. H., Angers, D. A., Prévost, D., Vézina, L.-P., & Chalifour, F.-P. (1997). Soil aggregation and fungal and bacterial biomass under annual and perennial cropping systems. *Soil science society of america journal*, 61(1), 262-267.
- Chenu, C., & Cosentino, D. (2011). Microbial regulation of soil structural dynamics. *The architecture and biology of soils: life in inner space*, 37-70.
- Coleman, K., & Jenkinson, D. (1996). RothC-26.3-A Model for the turnover of carbon in soil. In *Evaluation of soil organic matter models* (pp. 237-246). Springer.
- Conant, R. T., Cerri, C. E., Osborne, B. B., & Paustian, K. (2017). Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological applications*, 27(2), 662-668.
- Congreves, K., Hooker, D., Hayes, A., Verhallen, E., & Van Eerd, L. (2017). Interaction of long-term nitrogen fertilizer application, crop rotation, and tillage system on soil

- carbon and nitrogen dynamics. *Plant and Soil*, 410(1), 113-127. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2986-y>
- Cotrufo, M. F., & Lavelle, J. M. (2022). Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. *Advances in agronomy*, 1-66.
- Cotrufo, M. F., Ranalli, M. G., Haddix, M. L., Six, J., & Lugato, E. (2019). Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 1-6.
- Cotrufo, M. F., Soong, J. L., Horton, A. J., Campbell, E. E., Haddix, M. L., Wall, D. H., & Parton, W. J. (2015a). Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience*, 8(10), 776.
- Cotrufo, M. F., Soong, J. L., Horton, A. J., Campbell, E. E., Haddix, M. L., Wall, D. H., & Parton, W. J. (2015b). Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience*, 8(10), 776-779.
- Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Deneff, 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(4), 988-995.
- Crowther, T. W., Todd-Brown, K. E., Rowe, C. W., Wieder, W. R., Carey, J. C., Machmuller, M. B., Snoek, B., Fang, S., Zhou, G., & Allison, S. D. (2016). Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nature*, 540(7631), 104-108.
- Daly, A. B., Jilling, A., Bowles, T. M., Buchkowski, R. W., Frey, S. D., Kallenbach, C. M., Keiluweit, M., Mooshammer, M., Schimel, J. P., & Grandy, A. S. (2021). A holistic framework integrating plant-microbe-mineral regulation of soil bioavailable nitrogen. *Biogeochemistry*, 154(2), 211-229.
- de Gruijter, J. J., McBratney, A. B., Minasny, B., Wheeler, I., Malone, B. P., & Stockmann, U. (2018). Farm-scale soil carbon auditing. In *Pedometrics* (pp. 693-720). Springer.
- Deaton, B. J., Lawley, C., & Nadella, K. (2018). Renters, landlords, and farmland stewardship. *Agricultural Economics*, 49(4), 521-531.
- DeHaan, L., Larson, S., López-Marqués, R. L., Wenkel, S., Gao, C., & Palmgren, M. (2020). Roadmap for accelerated domestication of an emerging perennial grain crop. *Trends in Plant Science*, 25(6), 525-537.
- Dessart, F. J., Barreiro-Hurlé, J., & van Bavel, R. (2019). Behavioural factors affecting the adoption of sustainable farming practices: a policy-oriented review. *European Review of Agricultural Economics*.
- Dimassi, B., Mary, B., Wylleman, R., Labreuche, J., Couture, D., Piraux, F., & Cohan, J.-P. (2014). Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 188(C), 134-146. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.014>
- Drever, C. R., Cook-Patton, S. C., Akhter, F., Badiou, P. H., Chmura, G. L., Davidson, S. J., Desjardins, R. L., Dyk, A., Fargione, J. E., & Fellows, M. (2021). Natural climate solutions for Canada. *Science advances*, 7(23), eabd6034.

- Duchene, O., Celette, F., Ryan, M. R., DeHaan, L. R., Crews, T. E., & David, C. (2019). Integrating multipurpose perennial grains crops in Western European farming systems. *Agriculture, ecosystems & environment*, *284*, 106591.
- Dungait, J. A., 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.
- ECCC. (2022). Rapport d'inventaire national 1990–2020 : sources et puits de gaz à effet de serre au Canada.
- Ellert, B., & Bettany, J. (1995). Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian journal of soil science*, *75*(4), 529-538.
- Elliott, E., & Cambardella, C. (1991). Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, ecosystems & environment*, *34*(1-4), 407-419.
- Fan, J., McConkey, B. G., Liang, B. C., Angers, D. A., Janzen, H. H., Kröbel, R., Cerkowniak, D. D., & Smith, W. N. (2019). Increasing crop yields and root input make Canadian farmland a large carbon sink. *Geoderma*, *336*, 49-58.
- Fortier, J., Gagnon, D., Truax, B., & Lambert, F. (2010). Nutrient accumulation and carbon sequestration in 6-year-old hybrid poplars in multiclonal agricultural riparian buffer strips. *Agriculture, ecosystems & environment*, *137*(3-4), 276-287.
- Gasser, M., Bolinder, O., Martel, S., Poulin, D., Beaudin, I., Michaud, A., & Drouin, A. (2010). Impacts agroenvironnementaux associés à la culture et au prélèvement de biomasses végétales agricoles pour la production de bioproduits industriels. *Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)*, 20-42.
- Gehl, R. J., & Rice, C. W. (2007). Emerging technologies for in situ measurement of soil carbon. *Climatic Change*, *80*(1), 43-54.
- Gosling, P., Parsons, N., & Bending, G. (2013). What are the primary factors controlling the light fraction and particulate soil organic matter content of agricultural soils? *Biology and Fertility of Soils*, *49*(8), 1001-1014. <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0791-9>
- Govaerts, B., Verhulst, N., Castellanos-Navarrete, A., Sayre, K. D., Dixon, J., & Dendooven, L. (2009). Conservation agriculture and soil carbon sequestration: between myth and farmer reality. *Critical Reviews in Plant Science*, *28*(3), 97-122.
- Grandy, A. S., & Neff, J. C. (2008). Molecular C dynamics downstream: the biochemical decomposition sequence and its impact on soil organic matter structure and function. *Science of the Total Environment*, *404*(2-3), 297-307.
- Gregorich, E., & Beare, M. (2008). Physically uncomplexed organic matter. *Soil sampling and methods of analysis*, 607-616.
- Gregorich, E., Beare, M., McKim, U., & Skjemstad, J. (2006). Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. *Soil science society of america journal*, *70*(3), 975-985. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0116>
- Gross, C. D., & Harrison, R. B. (2018). Quantifying and comparing soil carbon stocks: Underestimation with the core sampling method. *Soil science society of america journal*, *82*(4), 949-959.

- Guo, L. B., & Gifford, R. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8(4), 345-360.
- Haddaway, N. R., Hedlund, K., Jackson, L. E., Kätterer, T., Lugato, E., Thomsen, I. K., Jørgensen, H. B., & Isberg, P.-E. (2017). How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence*, 6(1), 1-48.
- Haddix, M. L., Paul, E. A., & Cotrufo, M. F. (2016). Dual, differential isotope labeling shows the preferential movement of labile plant constituents into mineral-bonded soil organic matter. *Global Change Biology*, 22(6), 2301-2312.
- Hamrick, K., & Goldstein, A. (2016). Raising ambition: State of the voluntary carbon markets 2016. *Ecosystem Marketplace Washington DC* [http://www.forest-trends.org/documents/files/doc\\_5242.pdf](http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_5242.pdf).
- Harris, K., Young, I. M., Gilligan, C. A., Otten, W., & Ritz, K. (2003). Effect of bulk density on the spatial organisation of the fungus *Rhizoctonia solani* in soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 44(1), 45-56.
- Harrison, R. B., Footen, P. W., & Strahm, B. D. (2011). Deep soil horizons: contribution and importance to soil carbon pools and in assessing whole-ecosystem response to management and global change. *Forest Science*, 57(1), 67-76.
- Hassink, J., & Whitmore, A. P. (1997). A Model of the Physical Protection of Organic Matter in Soils. *Soil science society of america journal*, 61(1), 131-139. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010020x>
- Hobley, E., Baldock, J., Hua, Q., & Wilson, B. (2017). Land-use contrasts reveal instability of subsoil organic carbon. *Global Change Biology*, 23(2), 955-965.
- Hurlbert, M. (2014). Adaptive institutional design in agri-environmental programs. *International Journal of Climate Change Strategies and Management*.
- Jackson, R. B., Lajtha, K., Crow, S. E., Hugelius, G., Kramer, M. G., & Piñeiro, G. (2017). The ecology of soil carbon: pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1), 419-445.
- Jilling, A., Keiluweit, M., Contosta, A. R., Frey, S., Schimel, J., Schnecker, J., Smith, R. G., Tiemann, L., & Grandy, A. S. (2018). Minerals in the rhizosphere: overlooked mediators of soil nitrogen availability to plants and microbes. *Biogeochemistry*, 139(2), 103-122.
- Jones, C., McConnell, C., Coleman, K., Cox, P., Falloon, 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.
- Kallenbach, C., Grandy, A. S., Frey, S., & Diefendorf, A. (2015). Microbial physiology and necromass regulate agricultural soil carbon accumulation. *Soil Biology and Biochemistry*, 91, 279-290.
- Kätterer, T., Bolinder, M. A., Andrén, O., Kirchmann, H., & Menichetti, L. (2011). Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, ecosystems & environment*, 141(1-2), 184-192.
- Knicker, H. (2011). Soil organic N-An under-rated player for C sequestration in soils? *Soil Biology and Biochemistry*, 43(6), 1118-1129.



- Kögel-Knabner, I., Guggenberger, G., Kleber, M., Kandeler, E., Kalbitz, K., Scheu, S., Eusterhues, K., & Leinweber, P. (2008). Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, *171*(1), 61-82.
- Kragt, M. E., Dumbrell, N. P., & Blackmore, L. (2017). Motivations and barriers for Western Australian broad-acre farmers to adopt carbon farming. *Environmental Science & Policy*, *73*, 115-123.
- Krzic, M., Walley, F., & Diochon, A. (2021). Digging into Canadian soils: an introduction to soil science.
- Lal, R. (2004). Historical development of no-till farming. In *Sustainable agriculture and the international rice-wheat system* (pp. 77-104). CRC Press.
- Lavallee, J. M., Soong, J. L., & Cotrufo, M. F. (2019). Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*.
- Lee, J., Hopmans, J. W., Rolston, D. E., Baer, S. G., & Six, J. (2009). Determining soil carbon stock changes: simple bulk density corrections fail. *Agriculture, ecosystems & environment*, *134*(3-4), 251-256.
- Lehmann, J., Hansel, C. M., Kaiser, C., Kleber, M., Maher, K., Manzoni, S., Nunan, N., Reichstein, M., Schimel, J. P., & Torn, M. S. (2020). Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. *Nature Geoscience*, *13*(8), 529-534.
- Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, *528*(7580), 60-68.
- Lewis, J., & Rudnick, J. (2019). The policy enabling environment for climate smart agriculture: A case study of California. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, *3*, 31.
- Liang, B., VandenBygaart, A., MacDonald, J., Cerkowniak, D., McConkey, B., Desjardins, R., & Angers, D. (2020). Revisiting no-till's impact on soil organic carbon storage in Canada. *Soil and Tillage Research*, *198*, 104529.
- Liang, C., Schimel, J. P., & Jastrow, J. D. (2017). The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. *Nature Microbiology*, *2*(8), 17105.
- Luce, M. S., Whalen, J. K., Ziadi, N., & Zebarth, B. J. (2011). Nitrogen dynamics and indices to predict soil nitrogen supply in humid temperate soils. In *Advances in agronomy* (Vol. 112, pp. 55-102). Elsevier.
- MacDonald, J. D., Angers, D. A., Rochette, P., Chantigny, M. H., Royer, I., & Gasser, M.-O. (2010). Plowing a poorly drained grassland reduced soil respiration. *Soil science society of america journal*, *74*(6), 2067-2076.
- Maillard, É., Angers, D. A., Chantigny, M., Lafond, J., Pageau, D., Rochette, P., Lévesque, G., Leclerc, M.-L., & Parent, L.-É. (2016). Greater accumulation of soil organic carbon after liquid dairy manure application under cereal-forage rotation than cereal monoculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *233*, 171-178. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.011>
- Maillard, É., McConkey, B. G., St. Luce, M., Angers, D. A., & Fan, J. (2018). Crop rotation, tillage system, and precipitation regime effects on soil carbon stocks over 1 to 30

- years in Saskatchewan, Canada. *Soil & Tillage Research*, 177, 97-104.  
<https://doi.org/10.1016/j.still.2017.12.001>
- Martins, M. D. R., & Angers, D. A. (2015). Different plant types for different soil ecosystem services. *Geoderma*, 237-238, 266-269.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.09.013>
- Means, M., Crews, T., & Souza, L. (2022). Annual and perennial crop composition impacts on soil carbon and nitrogen dynamics at two different depths. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 1-8.
- Miltner, A., Bombach, P., Schmidt-Brücken, B., & Kästner, M. (2012). SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry*, 111(1-3), 41-55.
- Minasny, B., Malone, B. P., McBratney, A. B., Angers, D. A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., & Das, B. S. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292, 59-86.
- Minasny, B., McBratney, A. B., Malone, B. P., & Wheeler, I. (2013). Digital mapping of soil carbon. *Advances in agronomy*, 118, 1-47.
- Monnier, G. (1965). Action des matieres organiques sur la stabilite structurale du sol. *African Soils 1 (10)*, 5-42.(1965).
- Ogle, S. M., Alsaker, C., Baldock, J., Bernoux, M., Breidt, F. J., McConkey, B., Regina, K., & Vazquez-Amabile, G. G. (2019). Climate and soil characteristics determine where no-till management can store carbon in soils and mitigate greenhouse gas emissions. *Scientific reports*, 9(1), 1-8.
- 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(2), 810-822.
- Oldfield, E. E., Lavalley, J. M., Kyker-Snowman, E., & Sanderman, J. (2022). F. *Biogeochemistry*, 1-6.
- Olk, D., Bloom, P., Perdue, E., McKnight, D., Chen, Y., Farenhorst, A., Senesi, N., Chin, Y.-P., Schmitt-Kopplin, P., & Hertkorn, N. (2019). Environmental and agricultural relevance of humic fractions extracted by alkali from soils and natural waters. *Journal of environmental quality*, 48(2), 217-232.
- Osanai, Y., Knox, O., Nachimuthu, G., & Wilson, B. (2020). Contrasting agricultural management effects on soil organic carbon dynamics between topsoil and subsoil. *Soil Research*.
- Otten, W., Gilligan, C. A., Watts, C., Dexter, A., & Hall, D. (1999). Continuity of air-filled pores and invasion thresholds for a soil-borne fungal plant pathogen, *Rhizoctonia solani*. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(13), 1803-1810.
- Padarian, J., Minasny, B., & McBratney, A. (2019). Using deep learning to predict soil properties from regional spectral data. *Geoderma Regional*, 16, e00198.
- Paradelo, R., Virto, I., & Chenu, C. (2015). Net effect of liming on soil organic carbon stocks: a review. *Agriculture, ecosystems & environment*, 202, 98-107.
- Parton, W. J., Ojima, D. S., Cole, C. V., & Schimel, D. S. (1994). A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. *Quantitative modeling of soil forming processes*, 39, 147-167.

- Paul, E., Follett, R., Leavitt, S., Halvorson, A., Peterson, G., & Lyon, D. (1997). Radiocarbon dating for determination of soil organic matter pool sizes and dynamics. *Soil science society of america journal*, 61(4), 1058-1067.
- Paustian, K., Collier, S., Baldock, J., Burgess, R., Creque, J., DeLonge, M., Dungait, J., Ellert, B., Frank, S., & Goddard, T. (2019). Quantifying carbon for agricultural soil management: from the current status toward a global soil information system. *Carbon Management*, 10(6), 567-587.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P., & Smith, P. (2016). Climate-smart soils. *Nature*, 532(7597), 49-57.
- Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., & Bellassen, V. (2020). *Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût?* [INRA].
- Poeplau, C., & Don, A. (2015). Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops—A meta-analysis. *Agriculture, ecosystems & environment*, 200, 33-41.
- Poeplau, C., Don, A., Six, J., Kaiser, M., Benbi, D., Chenu, C., Cotrufo, M. F., Derrien, D., Gioacchini, P., & Grand, S. (2018). Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils—A comprehensive method comparison. *Soil Biology and Biochemistry*, 125, 10-26.
- Poirier, V., Angers, D. A., Rochette, P., Chantigny, M. H., Ziadi, N., Tremblay, G., & Fortin, J. (2009). Interactive effects of tillage and mineral fertilization on soil carbon profiles. *Soil science society of america journal*, 73(1), 255-261.
- Poirier, V., Roumet, C., & Munson, A. D. (2018). The root of the matter: linking root traits and soil organic matter stabilization processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 246-259.
- Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Adams, H., Adler, C., Aldunce, P., Ali, E., Begum, R. A., Betts, R., Kerr, R. B., & Biesbroek, R. (2022). Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability. *IPCC Sixth Assessment Report*.
- Powlson, D. S., Stirling, C. M., Jat, M. L., 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(8), 678-683.
- Qi, Y., Wei, W., Chen, C., & Chen, L. (2019). Plant root-shoot biomass allocation over diverse biomes: A global synthesis. *Global Ecology and Conservation*, 18, e00606.
- Rasse, D. P., Rumpel, C., & Dignac, M.-F. (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269(1), 341-356.
- Raymond, C. M., Reed, M., Bieling, C., Robinson, G. M., & Plieninger, T. (2016). Integrating different understandings of landscape stewardship into the design of agri-environmental schemes. *Environmental Conservation*, 43(4), 350-358.
- Rillig, M. C. (2005). A connection between fungal hydrophobins and soil water repellency? *Pedobiologia*, 49(5), 395-399.
- Ritz, K., & Young, I. M. (2004). Interactions between soil structure and fungi. *Mycologist*, 18(2), 52-59.

- Robertson, A. D., Paustian, K., Ogle, S., Wallenstein, M. D., Lugato, E., & Cotrufo, M. F. (2019). Unifying soil organic matter formation and persistence frameworks: the MEMS model. *Biogeosciences*, *16*(6), 1225-1248.
- Rogers, E. M., Singhal, A., & Quinlan, M. M. (2014). Diffusion of innovations. In *An integrated approach to communication theory and research* (pp. 432-448). Routledge.
- Ruis, S. J., Blanco-Canqui, H., Creech, C. F., Koehler-Cole, K., Elmore, R. W., & Francis, C. A. (2019). Cover crop biomass production in temperate agroecozones. *Agronomy journal*, *111*(4), 1535-1551.
- Rumpel, C., & Kögel-Knabner, I. (2011). Deep soil organic matter—a key but poorly understood component of terrestrial C cycle [journal article]. *Plant and Soil*, *338*(1), 143-158. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0391-5>
- Rumpel, C., Chabbi, A. & Marschner, B. (2012). Carbon storage and sequestration in subsoil horizons: Knowledge, gaps and potentials. Recarbonization of the biosphere. pp 445-464.
- Samson, M.-E., Chantigny, M. H., Vanasse, A., Menasseri-Aubry, S., & Angers, D. A. (2020). Coarse mineral-associated organic matter is a pivotal fraction for SOM formation and is sensitive to the quality of organic inputs. *Soil Biology and Biochemistry*, 107935.
- Samson, M.-E., Chantigny, M. H., Vanasse, A., Menasseri-Aubry, S., Royer, I., & Angers, D. A. (2021). Response of subsurface C and N stocks dominates the whole-soil profile response to agricultural management practices in a cool, humid climate. *Agriculture, ecosystems & environment*, *320*, 107590.
- Sanderman, J., Hengl, T., & Fiske, G. J. (2017). Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *114*(36), 9575-9580.
- Scharpenseel, H.-W., & Becker-Heidmann, P. (1989). Shifts in 14C patterns of soil profiles due to bomb carbon, including effects of morphogenetic and turbation processes. *Radiocarbon*, *31*(3), 627-636.
- Schmidt, M. W., Torn, M. S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., & Manning, D. A. (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, *478*(7367), 49.
- Schrumpf, M., Schulze, E., Kaiser, K., & Schumacher, J. (2011). How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? *Biogeosciences*, *8*(5), 1193-1212.
- Schweizer, S. A., Bucka, F. B., Graf-Rosenfellner, M., & Kögel-Knabner, I. (2019). Soil microaggregate size composition and organic matter distribution as affected by clay content. *Geoderma*, *355*, 113901.
- Sheeder, R. J., & Lynne, G. D. (2011). Empathy-conditioned conservation: “Walking in the shoes of others” as a conservation farmer. *Land Economics*, *87*(3), 433-452.
- Six, J., Elliott, E., & Paustian, K. (2000). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, *32*(14), 2099-2103.
- Smith, P. (2004). How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Global Change Biology*, *10*(11), 1878-1883.

- Smith, P., Soussana, J. F., Angers, D., Schipper, L., Chenu, C., Rasse, D. P., Batjes, N. H., van Egmond, F., McNeill, S., & Kuhnert, M. (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*(1), 219-241.
- Soong, J. L., Castanha, C., Hicks Pries, C. E., Ofiti, N., Porras, R. C., Riley, W. J., Schmidt, M. W., & Torn, M. S. (2021). Five years of whole-soil warming led to loss of subsoil carbon stocks and increased CO<sub>2</sub> efflux. *Science advances*, *7*(21), eabd1343.
- Sprunger, C. D., Culman, S. W., Peralta, A. L., DuPont, S. T., Lennon, J. T., & Snapp, S. S. (2019). Perennial grain crop roots and nitrogen management shape soil food webs and soil carbon dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*, *137*, 107573.
- Statistiques Canada, 2021. Census of Agriculture historical data. Données provenant de : <https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/en/tv.action?pid=3210015401&pickMembers%5B0%5D=1.9&cubeTimeFrame.startYear=2001&cubeTimeFrame.endYear=2021&referencePeriods=20010101%2C20210101>
- Stenberg, B., Rossel, R. A. V., Mouazen, A. M., & Wetterlind, J. (2010). Visible and near infrared spectroscopy in soil science. *Advances in agronomy*, *107*, 163-215.
- Stewart, C. E., Paustian, K., Conant, R. T., Plante, A. F., & Six, J. (2007). Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry*, *86*(1), 19-31.
- Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A. B., Courcelles, V. d. R. d., Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D. A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P. C., Chenu, C., Jastrow, J. D., Lal, R., . . . Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *164*, 80-99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
- Sulman, B. N., Moore, J. A., Abramoff, R., Averill, C., Kivlin, S., Georgiou, K., Sridhar, B., Hartman, M. D., Wang, G., et Wieder, W. R. (2018). Multiple models and experiments underscore large uncertainty in soil carbon dynamics. *Biogeochemistry* *141*, 109-123.
- Syswerda, S., Corbin, A., Mokma, D., Kravchenko, A., & Robertson, G. (2011). Agricultural management and soil carbon storage in surface vs. deep layers. *Soil science society of america journal*, *75*(1), 92-101.
- Tabi, M., Tardif, L., Carrier, D., Laflamme, G., & Rompré, M. (1990). Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec. *Rapport Synthèse. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.*
- Tartera, C., Rivest, D., Olivier, A., Liagre, F., & Cogliastro, A. (2012). Agroforesterie en développement: parcours comparés du Québec et de la France. *The Forestry Chronicle*, *88*(1), 21-29.
- Tautges, N. E., Chiartas, J. L., Gaudin, A. C., O'Geen, A. T., Herrera, I., & Scow, K. M. (2019). Deep soil inventories reveal that impacts of cover crops and compost on soil carbon sequestration differ in surface and subsurface soils. *Global Change Biology*, *25*(11), 3753-3766.
- Thibault, M., Thiffault, E., Bergeron, Y., Ouimet, R., & Tremblay, S. (2022). Afforestation of abandoned agricultural lands for carbon sequestration: how does it compare with natural succession? *Plant and Soil*, 1-17.

- Tisdall, J. M., & Oades, J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33(2), 141-163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>
- VandenBygaart, A., Gregorich, E., & Angers, D. (2003). Influence of agricultural management on soil organic carbon: A compendium and assessment of Canadian studies. *Canadian journal of soil science*, 83(4), 363-380.
- VandenBygaart, A., & Kay, B. (2004). Persistence of soil organic carbon after plowing a long-term no-till field in southern Ontario, Canada. *SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA JOURNAL*, 68(4), 1394-1402.
- Vijayakumar, S., Bazrgar, A. B., Coleman, B., Gordon, A., Voroney, P., & Thevathasan, N. (2020). Carbon stocks in riparian buffer systems at sites differing in soil texture, vegetation type and age compared to adjacent agricultural fields in southern Ontario, Canada. *Agriculture, ecosystems & environment*, 304, 107149.
- Von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., & Marschner, B. (2007). SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(9), 2183-2207. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007>
- Waksman, S. A. (1936). Humus origin, chemical composition, and importance in nature. In: LWW.
- Walter, K., Don, A., Tiemeyer, B., & Freibauer, A. (2016). Determining soil bulk density for carbon stock calculations: a systematic method comparison. *Soil science society of america journal*, 80(3), 579-591.
- Wander, M. (2004). Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. *Soil organic matter in sustainable agriculture*. CRC Press, Boca Raton, FL, 67-102.
- Wayman, S., Kucek, L. K., Mirsky, S. B., Ackroyd, V., Cordeau, S., & Ryan, M. R. (2017). Organic and conventional farmers differ in their perspectives on cover crop use and breeding. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 32(4), 376-385.
- Weber, M. (2017). Understanding Farmer Motivation and Attitudes Regarding the Adoption of Specific Soil Best Management Practices. *Summary and Recommendations* 36p <https://www.farmfoodcareon.org/wpcontent/uploads/2017/10/FCC-Adoption-Behavior-Summary-and-Recommendations.pdf>.
- Wendt, J., & Hauser, S. (2013). An equivalent soil mass procedure for monitoring soil organic carbon in multiple soil layers. *European Journal of Soil Science*, 64(1), 58-65.
- White, R. E. (2022). The Role of Soil Carbon Sequestration as a Climate Change Mitigation Strategy: An Australian Case Study. *Soil Systems*, 6(2), 46.
- Winans, K. S., Whalen, J. K., Rivest, D., Cogliastro, A., & Bradley, R. L. (2016). Carbon sequestration and carbon markets for tree-based intercropping systems in Southern Quebec, Canada. *Atmosphere*, 7(2), 17.