

Accumulation ou fuite de carbone pour des sols cultivés du bassin de la Seine

Josette Garnier¹, Gilles Billen¹, Julien Tournebize², Pierre Barré³, François Baudin⁴

avec la collaboration de Cédric Chaumont², Anun Martinez¹, Benjamin Mercier¹
et Florence Savignac⁴

¹ SU CNRS EPHE, Metis UMR 7619, 4 Place Jussieu, 75005 Paris France

² INRAE, UR HYCAR, Antony, France

³ ENS, Géoscience, Paris, France

⁴ SU CNRS, ISTeP UMR 7193, 4 Place Jussieu, 75005 Paris France

*josette.garnier@upmc.fr

Résumé

Le stock de matière organique dans les sols est reconnu comme une composante majeure du cycle global du carbone, et ses variations peuvent considérablement affecter la concentration atmosphérique en dioxyde de carbone responsable du changement climatique. Grâce à l'étude des lames d'eau et du carbone organique dissous d'un petit bassin expérimental drainé (lysimètre géant), une relation a été établie entre ces deux variables et a permis de prendre en compte la lixiviation du carbone dans le modèle AMG de la dynamique du carbone des sols. Jusqu'à récemment, aucune méthode analytique n'était capable de quantifier le pool persistant de carbone organique, indispensable pour la modélisation de la dynamique du carbone organique dans les sols. L'analyse thermique Rock-Eval (RE) s'est révélée efficace pour caractériser le carbone des sols de 52 parcelles agricole dans le bassin de la Seine, et pour évaluer leur statut en termes de stockage ou déstockage. En moyenne les sols étudiés déstockent (environ - 2.4 ‰ par an, avec une grande variabilité : - 22 à +26 ‰ par an). Dans les conditions hydrologiques actuelles (lame d'eau moyenne écoulee de 175 mm an⁻¹), le lessivage du carbone organique dissous affecte peu la dynamique du carbone des sols. Toutefois, une augmentation de la lame d'eau à 380 mm an⁻¹ (maximum observé) ou à 600 mm an⁻¹ (maximum hypothétique) pourrait conduire à une diminution du stock d'équilibre de 1,3 et 3% respectivement, et à une diminution du taux de perte de 10 et 20 %.

Points clefs

- ✓ *La méthode Rock-Eval permet de déterminer les deux pools de carbone des sols, persistant et actif, représentés dans les modèles de dynamique de carbone (cf. AMG).*
- ✓ *Les mesures de carbone organique dissous et les lames d'eau d'un bassin expérimental ont permis de formaliser la lixiviation du carbone dans AMG*
- ✓ *Grâce aux enquêtes sur les pratiques agricoles de 52 parcelles (bassin de la Seine), il apparaît globalement un déstockage du carbone, accentué par de fortes lames d'eau.*

Abstract

The stock of organic matter in soils is recognized as a major component of the global carbon cycle, and its variations can significantly affect the atmospheric concentration of carbon dioxide responsible for climate change. Through the study of sub-surface runoff and dissolved organic carbon at the outlet of a small drained experimental basin (giant lysimeter), a relationship between these two variables was established that allowed carbon leaching to be taken into account in the AMG model of soil carbon dynamics. Until recently, no analytical method was able to quantify the persistent pool of organic carbon, which is essential for the modelling of organic carbon dynamics in soils. The Rock-Eval (RE) thermal analysis proved effective in characterizing the soil carbon stock of 52 agricultural plots in the Seine basin and assessing their status in terms of storage or loss. On average the studied soils are destocking (about - 2.4 ‰ per year, with a high variability: - 22 to +26 ‰ per year). Under current hydrological conditions (average total runoff of 175 mm yr⁻¹), leaching of dissolved organic carbon has little effect on soil carbon dynamics. However, with an increase in the water depth of to 380 mm yr⁻¹ (observed maximum) or to 600 mm yr⁻¹ (hypothetical maximum) the decrease in the equilibrium stock would be 1.3% and 3% respectively, while loss rate would increase by 10 and 20%.

Key points

- ✓ The Rock-Eval method allows to determine the two pools of soil carbon, persistent and active, represented in carbon dynamics models (see AMG).
- ✓ Measurements of dissolved organic carbon and sub surface runoff of an experimental catchment allowed to formalize the leaching of carbon in AMG
- ✓ Thanks to surveys of agricultural practices for 52 plots (Seine basin), it appears that there is an overall reduction in carbon storage, accentuated by high water levels

Introduction

Le stock de matière organique dans les sols est reconnu comme une composante majeure du cycle global du carbone, et ses variations peuvent considérablement affecter la concentration atmosphérique en dioxyde de carbone responsable du changement climatique. En ce qui concerne les terres cultivées, la tendance à la baisse de la teneur en carbone organique (CO) des sols agricoles a été mise en évidence par une étude à long terme (en Finlande, [Heikkinen et al., 2013](#)), ou en suivant des parcelles agricoles expérimentales à long terme en Europe ([Kenari et al., soumis](#) ; [Autret et al., 2016](#)). Plusieurs modèles ont été proposés pour évaluer quantitativement l'effet des pratiques agricoles sur le stock de CO du sol, parmi lesquels le modèle AMG ([Clivot et al., 2017, 2019](#)) a été utilisé pour analyser les tendances à long terme des pratiques agricoles et l'effet qui en résulte sur les stocks de CO des terres arables ([Le Noë et al., 2019](#)).

Peu d'études ont explicitement abordé la question du lessivage des matières organiques et du rôle de l'hydrologie sur la dynamique du CO des sols. Pourtant, l'exportation de CO par les rivières a été, depuis longtemps, liée à leur débit et à l'utilisation des sols ([Meybeck, 1982](#)), y compris la forêt ([Hope et al., 1994](#)).

Avec le changement climatique, la plupart des experts prévoient une augmentation, tant en fréquence qu'en amplitude, des événements extrêmes, des conditions qui pourraient affecter les flux de carbone organique dissous (COD) dans les eaux de surface par le lessivage des sols. Outre le lessivage du COD, l'érosion du POC implique que les sols perdent du carbone. De tels processus de perte de C diminuent nécessairement la fertilité des sols ou autrement dit contribuent à leur dégradation, des pertes qui pourraient aller à l'encontre du stockage du carbone dans les sols ([Lal, 2004, 2016](#) ; [Stockmann et al., 2013](#) ; [Hobley et al., 2018](#)). L'initiative du stockage de carbone à 4 % par an ([COP21, Paris](#) ; [Pellerin et al., 2019](#)) vise à compenser partiellement les émissions de gaz à effet de serre provenant de l'utilisation du carbone fossile par séquestration dans la matière organique du sol, mais le carbone perdu sous forme de COD (ou de POC) retournerait en fait dans l'atmosphère sous forme de CO₂ après minéralisation ([Menichetti et al., 2015](#)).

Le premier objectif de cette étude était de quantifier expérimentalement les pertes de COD des sols agricoles et de les modéliser en introduisant nouvellement un module de lessivage dans le modèle AMG de la dynamique du C organique du sol ([Clivot et al., 2017 ; 2019](#)). Ce travail a été réalisé sur la base de mesures effectuées dans un petit bassin versant expérimental drainé (36,4 ha), jouant le rôle de lysimètre géant ([Kladivko et al., 2001](#)), bien représentatif de l'ensemble du bassin parisien.

Le second objectif était d'évaluer, pour des pratiques agricoles et des conditions hydrologiques données, une possible accumulation ou diminution du stock de carbone organique (CO). L'utilisation de tout modèle dynamique de la matière organique dans les sols, tel que le modèle AMG, nécessite l'initialisation du stock de carbone persistant, ce qui est généralement réalisé en utilisant les valeurs par défaut fournies par [Clivot et al. \(2017 ; 2019\)](#), ou par des méthodes d'initialisation à l'équilibre et par la modélisation ([Nemo et al., 2016](#) ; [Le Noë et al., 2019](#)). Ici, grâce à l'approche innovante Rock-Eval pour la détermination directe des deux réservoirs de carbone organique du CO pris en compte dans le modèle AMG, les pools de carbone persistant et actif ([Disnar et al., 2003](#); [Baudin et al., 2015](#); [Barré et al., 2016](#) ; [Cécillon et al., 2018](#)), nous avons analysé une cinquantaine de sols agricoles issus d'exploitations réelles et pour 14 itinéraires de pratiques agricoles dans le bassin parisien, en agriculture biologique et conventionnelle. L'apport annuel moyen de CO dans le sol a été déterminé sur la base des pratiques agricoles spécifiques à chaque parcelle échantillonnée, rassemblées lors d'entretiens avec les agriculteurs. Nous avons combiné ces nouvelles approches (analyse Rock-Eval, flux d'apports en CO pour de vraies exploitations) et avons amélioré le modèle AMG pour la lixiviation. Ce rapport traite de plusieurs questions scientifiques d'actualité ;

- (i) Les sols agricoles sont-ils une source ou un puits de CO et les pratiques biologiques différent-elles des pratiques conventionnelles en termes de séquestration du carbone ?
- (ii) Quelle est la relation entre le COD et les lames d'eau avec la perspective d'établir un lien entre la dynamique des sols et la lixiviation du carbone ?
- (iii) Quelles sont quantitativement les pertes de carbone du CO dans cette région ?

1.2. Echantillonnage

Les débits ont été enregistrés en continu dans le collecteur principal de 2011 à 2020. Les dispositifs de mesure du niveau d'eau (capteurs SE- 200 OTT et Druck PDCR1830) ont été installés dans un boîtier de déversoir équipé de déflecteurs pour immobiliser l'eau et d'une section à encoche en V de 90 cm située sur le collecteur principal. Des jauges de décharge ont été utilisées pour mettre en relation les niveaux d'eau et les débits, avec des courbes d'évaluation au pas de temps de 15 minutes. Au cours de la période de février 2018 à mars 2020, 33 échantillons d'eau ont été prélevés ponctuellement à la sortie du collecteur de drainage pour l'analyse du carbone. Un échantillonnage continu des épisodes de crues a également été effectué pour 5 événements (février, mai, décembre 2019 et février, mars 2020) à l'aide d'échantillonneur automatique (ISCO).

Des sols du lysimètre géant ont été échantillonnés sur 7 parcelles agricoles du bassin expérimental, représentant 95 % de sa surface. Dix-sept autres parcelles agricoles ont été échantillonnées dans le bassin versant de l'Orgeval, et 35 dans le bassin parisien en Île-de-France ou à proximité, soit un total de 52 parcelles agricoles pour 13 systèmes d'exploitation. Les échantillons de sol représentatifs de l'horizon 0-30 cm ont été collectés à la mi-automne.

Des enquêtes auprès des agriculteurs ont été menées pour documenter les pratiques des 13 itinéraires techniques et des 52 parcelles agricoles, dont 6 et 7 itinéraires techniques ont été réalisés en agriculture biologique et conventionnelle (AB et AC) représentant respectivement 32 et 20 parcelles agricoles.

1.3. Analyses en laboratoire

Le carbone organique dissous (COD) a été analysé sur le filtrat (filtration sur filtres GF/F 0,7 μm , 25 mm, calciné pendant 4 h à 500 °C), et l'activité biologique a été stoppée par l'ajout de 1 mL d'acide sulfurique (3 M). L'analyse du COD a été effectuée par chromatographie infrarouge (analyseur de COT, Aurora 1030). Le carbone dissous biodégradable (BDOC) représente la différence entre le COD le jour de l'échantillonnage et le COD après 45 jours d'incubation d'un filtrat de 200 ml dans un flacon de 250 ml (sans apport et continuellement agité dans le noir), (Servais et al., 1995).

Les 52 sols ont été lyophilisés, broyés et tamisés à 2 mm en vue de leur caractérisation de l'horizon (0-30 cm). Les teneurs en argile, en CaCO_3 ainsi qu'en carbone et en azote ont été classiquement réalisées au laboratoire d'Arras (<https://www6.hautsdefrance.inrae.fr/las/Prestations>) selon les méthodes normalisées respectives NF X 31-107, NF ISO 10693, NF ISO 10694 et NF ISO 13878, ces deux dernières étant des méthodes de combustion sèche (DC). Le rapport C/N a ensuite été calculé.

La méthode Rock-Eval (RE) a été réalisée sur les mêmes 52 échantillons au laboratoire ISTE_P. Un avantage majeur de la méthode Rock-Eval (RE) est de fournir des valeurs de COT sans traitement préalable tel que la décarbonatation, comme cela est nécessaire pour la détermination du CO par les techniques de combustion classiques (Disnar et al., 2003 ; Baudin et al., 2015). Une approche méthodologique innovante utilisant les données RE permet de quantifier les fractions de carbone persistant (aussi appelé carbone inerte) et de carbone actif de tout sol, un prérequis pour comprendre la dynamique du carbone dans les sols (Barré et al. 2016 ; Cecillon et al. 2018) et pour l'utilisation du modèle AMG (Clivot et al. (2017 ; 2019).

Le principe de cette méthode innovante consiste à chauffer les échantillons (20 à 60 mg de sols) à une température constante pendant 3 minutes ; selon des gradients de température, ces échantillons subissent successivement une pyrolyse (sous atmosphère inerte de N_2), puis une oxydation (à l'air), tout en mesurant séparément dans les effluents rejetés par thermodésorption, les hydrocarbures (via un FID) et les composés oxygénés (CO_2 et CO, via une cellule IR), cette étape étant suivie d'une décomposition thermique des composés carbonés, organiques et inorganiques. Les quantités correspondant à des intervalles de température précis sont utilisées pour calculer les paramètres standards. Les paramètres utilisés ici sont la teneur en carbone organique total de l'échantillon de sol (CO , $\text{gC/kg}_{\text{solsec}}$) et le % de carbone organique persistant (CO_p , %). Par différence, nous pouvons calculer la teneur en carbone organique actif correspondante (en % ou en $\text{gCO}_A/\text{kg}_{\text{solsec}}$).

1.4. Le modèle AMG

Le modèle AMG a été élaboré pour simuler la dynamique à long terme de la matière organique dans les sols agricoles sous l'effet de différents facteurs climatiques ou cultureux (Bouthier et al., 2014 ; Clivot et al., 2017). Il considère deux compartiments de carbone organique CO (figure 2) : un carbone organique actif (CO_A), alimenté par l'humification d'apports de matière organique fraîche du sol (fOC_F), et sujet à la minéralisation, et un pool de carbone persistant (CO_P), avec un temps de renouvellement de l'ordre d'un millénaire et donc considéré comme totalement inerte.

Le processus d'humification des résidus frais de cultures aériennes et racinaires, et des amendements organiques est considéré comme dépendant uniquement de la nature de ces résidus organiques, avec une influence négligeable des propriétés pédoclimatiques. Les constantes d'humification ($k_{i,i}$) pour chaque type de résidus de culture ou d'engrais organique (i) ont été déterminées expérimentalement (Clivot et al., 2019 ; Levavasseur et al., 2020).

Par ailleurs, le taux de minéralisation du CO_A dépend des caractéristiques pédoclimatiques de chaque parcelle agricole (figure 2). L'équilibre entre les apports annuels de carbone et la minéralisation du CO_A définit la dynamique du CO. La constante de premier ordre du taux de minéralisation du CO_A (k_2) varie en fonction de la teneur en argile, de la teneur en carbonate de calcium ($CaCO_3$), du pH, du rapport C/N, de l'humidité (pluviométrie + irrigation – évapotranspiration potentielle, mm-1) et de la température, selon les fonctions suivantes (Clivot et al., 2017).

$$k_2 = k_0 * f(\text{argile}) * f(CaCO_3) * f(\text{pH}) * f(C/N) * f(\text{humidité}) * f(t^\circ C) \quad (\text{Equ. 1})$$

avec

$$\begin{aligned} k_0 &= 0.1 \text{ an}^{-1} \\ f(\text{argile}) &= \exp(-a * \text{argile}) & a &= 2.72 \text{ g}_{\text{soil}}/\text{g}_{\text{argile}} \\ f(CaCO_3) &= 1/(1+b * CaCO_3) & b &= 0.15 \text{ g}/\text{g}_{\text{sol}} \\ f(\text{pH}) &= \exp(-c * (\text{pH} - \text{pH}_{\text{ref}})^2) & c &= 0.112 ; \text{pH}_{\text{ref}} = 8.5 \\ f(C/N) &= 0.8 * \exp(-d * C/N - 11)^2 + 0.2 & d &= 0.06 \\ f(\text{humidité}) &= 0.989 \\ f(t^\circ C) &= f / (1 + (f - 1) * \exp(-k * (T - T_{\text{ref}}))) & f &= 20 ; k = 0.12^\circ C^{-1} ; T_{\text{ref}} = 15^\circ C \end{aligned}$$

1.5 Détermination des apports de carbone actif dans le sol

Des entretiens détaillés avec les agriculteurs ont permis de constituer pour chacune des 52 parcelles, sur 3 à 6 années consécutives, une base de données complète sur les pratiques culturales (travail du sol, semis, récolte, devenir des résidus végétaux), les rendements et les apports de fumier et d'engrais. À partir de ces données, les apports de carbone organique frais dans le sol ont été estimés, y compris les apports d'engrais organiques (variables selon leur nature, fumier, fientes, vinasse, etc.) et de résidus aériens et souterrains des cultures principales et intermédiaires. A chaque type de flux de carbone organique frais (fCO_F), un coefficient d'humification k_1 a été attribué (Clivot et al., 2019 ; Levavasseur et al., 2020), ce qui a permis de calculer ($fCO_F * k_1$) le flux de carbone actif humifié (fCO_{AH}) correspondant.

2. Résultats

2.1. Caractéristiques générales des sols et carbone organique

Les caractéristiques moyennes des sols nécessaires au fonctionnement du modèle AMG sont indiquées dans le tableau 1. Les sols argilo-limoneux du bassin versant de l'Orgeval contiennent en moyenne 73 % de limons et 20 % d'argile pour l'horizon 0-30 cm. Les teneurs en carbone organique et en azote sont d'environ 11,5 et 1,2 g kg⁻¹, ce qui donne un rapport C/N de 9,7, très proche de 10, rapport généralement cité pour un sol fertile (Benoit et al., 2016). Le pH mesuré à la surface du sol au cours de la période 2018-2019 était en moyenne de 6,79, très proche de la valeur de 6,8 fournie par le réseau RMQS (www.gissol.fr/tag/rmqs, Martin et al., 2019). Le RMQS mentionne également une humidité de 191 mm an⁻¹.

Tableau 1. Caractéristiques moyennes des sols (0-30cm) des parcelles agricoles étudiées en termes d'argile et de limon, de carbone organique (CO, gC kg⁻¹), d'azote total (TN, gN kg⁻¹), de C/N et de pH. Les valeurs de CaCO₃ moyen et l'humidité sont celles proposés par la base de données RMQS pour la région Île-de-France

	Unités	Valeurs
Argile	g kg ⁻¹	203.6 ± 43.4
Limons 2-50µm	g kg ⁻¹	730.1 ± 44.6
C/N		9.68±0.44
pH		6.79± 0.71
CaCO ₃	g kg ⁻¹	0.1
Humidité	mm an ⁻¹	191

Les valeurs de CO total mesurées par la technique Rock-Eval sont en adéquation avec l'analyse élémentaire, et sous-estiment celle-ci de moins de 10 % (9 % : Disnar et al., 2003 ; 6 % : Behar et al., 2001). En moyenne, le total des CO (RE) est de $11,8 \pm 3,3$ gC/kg_{sol sec.}

Les pools de carbone organique CO_P et CO_A (respectivement pour le carbone organique persistant et actif) représentent respectivement 58 ± 6 % et 42 ± 6 % du CO total. Il est intéressant de noter qu'aucune différence significative n'a été constatée entre la quantité des différentes formes de carbone sur les parcelles agricoles en agriculture biologique ou conventionnelle, respectivement :

- (i) CO total : $11,4 \pm 2,5$ contre $12,3 \pm 4,2$ gC kg⁻¹,
- (ii) CO_P : $6,5 \pm 1,3$ contre $7,1 \pm 2,1$ gC kg⁻¹
- (iii) CO_A $4,9 \pm 1,5$ contre $5,3 \pm 2,7$ gC kg⁻¹

2.2. Lixiviation du carbone des sols vers l'hydrosystème

Des enregistrements continus du ruissellement à la sortie du collecteur de drainage sont disponibles de 2011 à 2020 (Figure 2). Une année hydrologique est considérée comme allant du 1^{er} septembre au 31 août de l'année suivante, c'est-à-dire après la récolte des cultures, les sols étant alors préparés pour l'année de culture suivante. Les années hydrologiques 2011-2012 et 2016-2017 ont été particulièrement sèches, avec respectivement ~ 63 et 42 mm an⁻¹, soit moins de la moitié de la moyenne sur la période 2011-2020 (175 mm an⁻¹). L'année la plus humide a été 2017-2018 (380 mm an⁻¹).

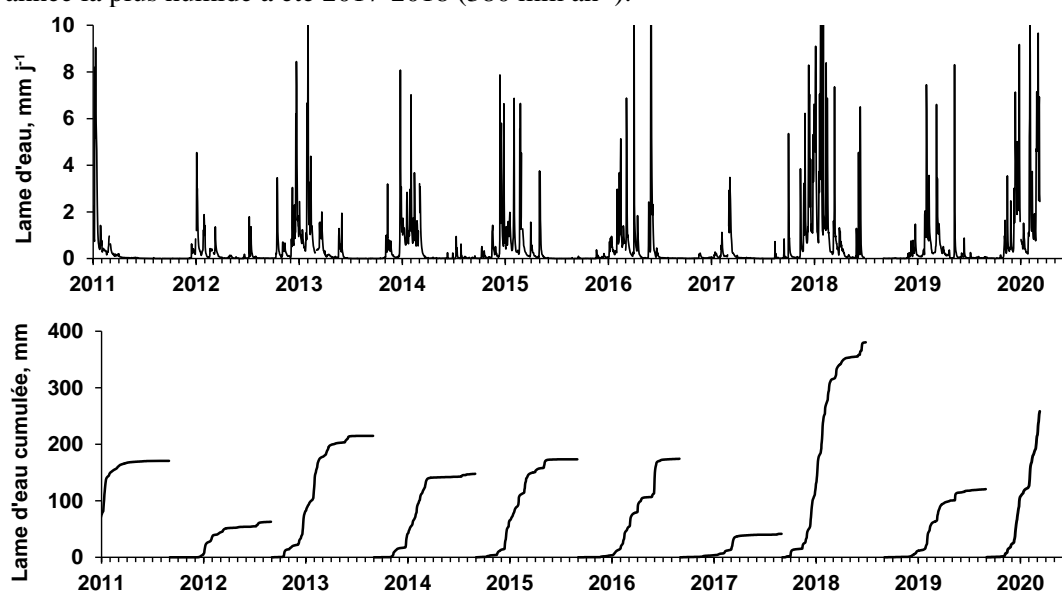


Figure 2. a. Variations journalière de la lame d'eau drainée (mm j⁻¹) du bassin versant expérimental (2011-2020) b. lame d'eau cumulée (mm) pour les mêmes années hydrologiques (1^{er} septembre au 31 août de l'année suivante).

Dans l'ensemble, les mesures des concentrations en COD dans les échantillons d'eau provenant du collecteur sont en moyenne de $3,4 \text{ mgC l}^{-1}$ (SD = 2,1, n=79). Ces valeurs ont montré une relation hyperbolique avec le ruissellement (mm j^{-1}) (figure 3), similaire à celle rapportée par Fabre et al. (2019) sur diverses rivières.

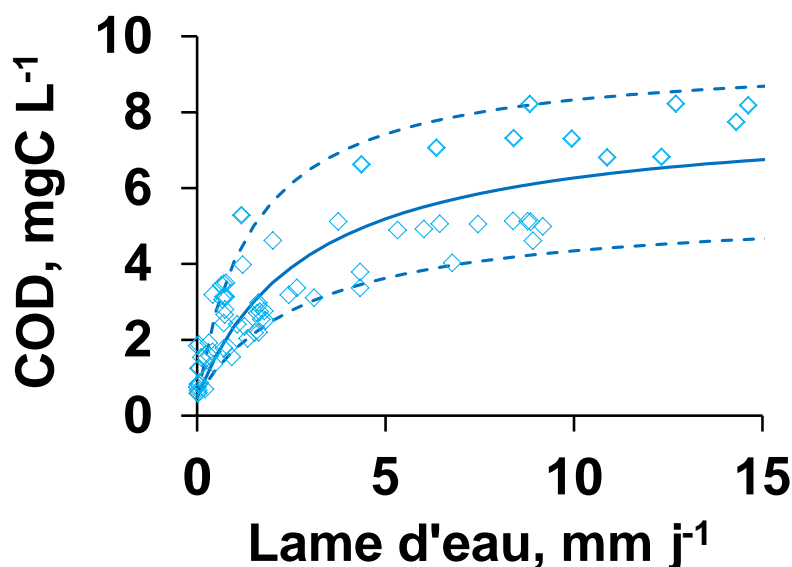


Figure 3. Relation entre les concentrations de carbone organique dissous (COD) et les valeurs de lame d'eau (mm j^{-1}), à la sortie du bassin expérimental.

En ce qui concerne la fraction organique biodégradable, une moyenne de 12,5 % a été obtenue (SD = 6,9, n = 49), sans qu'aucun lien n'ait été établi avec les concentrations en COD ou pour une période spécifique, par exemple la crue de mai 2019.

Cette relation a ensuite permis de reconstituer l'exportation quotidienne de COD par lixiviation des sols agricoles. Celle-ci dépend en grande partie du débit cumulé des eaux drainées (figure 4.a), et varie donc considérablement d'une année hydrologique à l'autre (figure 4.b).

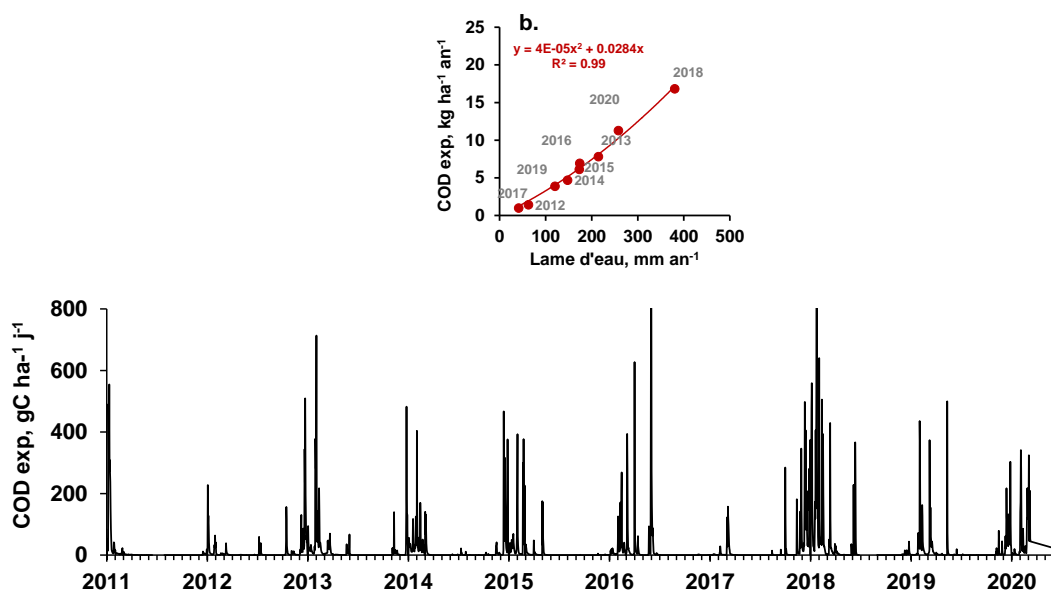


Figure 4. a. Variations journalières du flux lessivé et exporté (exp.) de carbone organique dissous (COD, $\text{gC ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) calculé pour la période 2011-2020. b. Exportation annuelle moyenne de carbone organique dissous en fonction de la lame d'eau annuelle.

2.3. Intégration de la lixiviation du carbone dans AMG

Une question importante est de déterminer dans quelle mesure le lessivage du DOC est susceptible d'affecter le stock de carbone organique dans les sols, conformément au schéma conceptuel de la figure 5. Comme la minéralisation du carbone organique du sol résulte d'un processus de dissolution, induit par des activités enzymatiques, il est logique de considérer que le processus de lixiviation concerne de préférence le stock de carbone actif du sol plutôt que celui de carbone persistant.

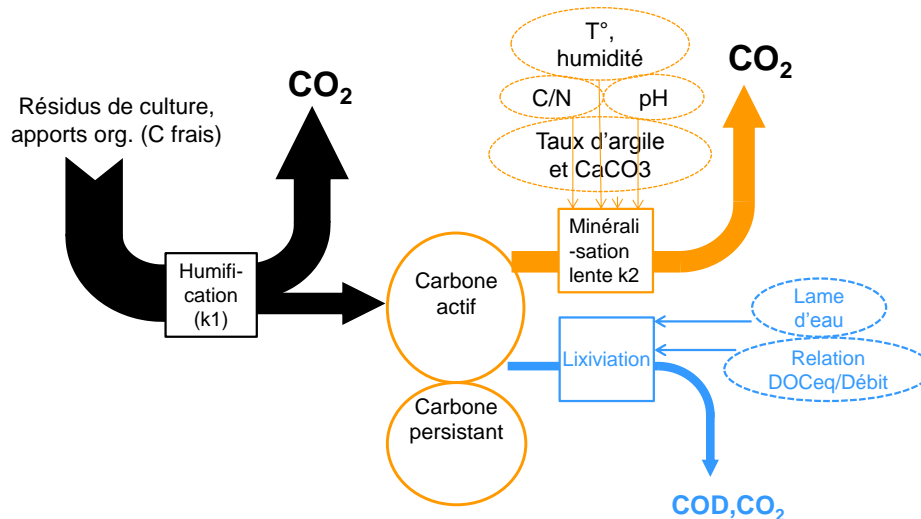


Figure 5. Représentation schématique du processus de lixiviation dans le modèle AMG.

Si l'on considère ensuite que le flux annuel de lixiviation (fl_{lixi} , en $tC\ ha^{-1}\ an^{-1}$) est une fonction quadratique du ruissellement annuel ($mm\ an^{-1}$) d'une part (figure 4b), et proportionnel au stock de carbone organique actif du sol ($CO_A\ tC\ ha^{-1}\ an^{-1}$) d'autre part, il peut être exprimé sous la forme :

$$fl_{lixi} = (a_{lixi} * runoff + b_{lixi} * lame\ eau^2) * CO_A$$

Les constantes de lixiviation (a_{lixi} , en mm^{-2} , b_{lixi} , en mm^{-1}) peuvent être calibrées à partir des observations présentées dans la figure 4.b en considérant un stock moyen de carbone organique actif CO_A dans les sols du petit bassin versant expérimental s'élevant à $20 \pm 8\ tC\ ha^{-1}$:

$$a_{lixi} = 0.0125 \cdot 10^{-3} / 20 = 0.63 \cdot 10^{-6}\ mm^{-2}$$

$$b_{lixi} = 0.00003 \cdot 10^{-3} / 20 = 1.5 \cdot 10^{-9}\ an\ mm^{-2}$$

L'équation de la dynamique du carbone organique actif dans les sols peut alors s'écrire comme suit :

$$dCO_A/dt = fCO_{AH} - k_2 \cdot CO_A - (a_{lixi} * lame\ d'eau + b_{lixi} * lame\ d'eau^2) * CO_A \quad (equ\ 2)$$

où les apports de carbone actif humifié (fCO_{AH}) représentent les apports annuels moyens ($tonnesC\ ha^{-1}\ an^{-1}$) en fonction des pratiques agricoles, et k_2 (an^{-1}) la constante de minéralisation en fonction des conditions pédoclimatiques du sol.

De l'équation (2), on peut déduire une valeur d'équilibre de CO_A (eq CO_A), représentant la valeur de CO_A qui serait atteinte à long terme dans l'hypothèse de pratiques agricoles constantes (fCO_{AH}) et d'une lame d'eau constante :

$$eqCO_A = fCO_{AH} / (k_2 + a_{lixi} * lame\ d'eau + b_{lixi} * lame\ d'eau^2) \quad (3)$$

Le calcul montre que, pour une lame d'eau élevée, par exemple de 380 mm an⁻¹ comme observé en 2017-2018, ou même plus (600 mm an⁻¹), le stock d'équilibre de carbone organique actif serait affecté, par un facteur de respectivement 1,9 % et 3,6 %, par rapport à la plus faible valeur de lame d'eau observées en 2016-2017 (~40 mm an⁻¹) (figure 6).

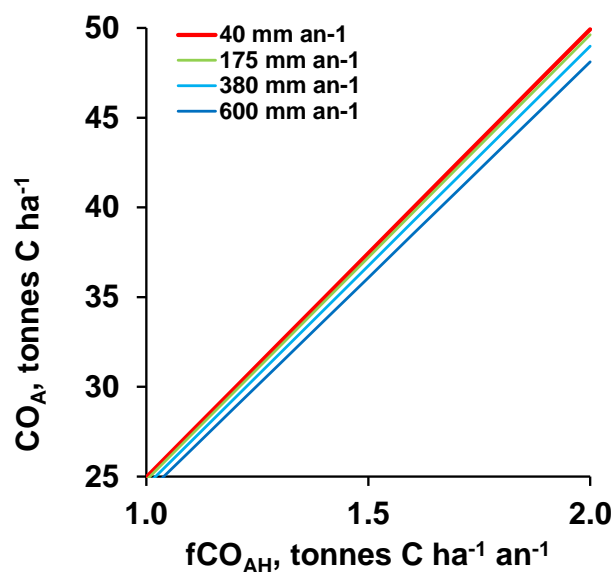


Figure 6. Relation entre le stock de carbone organique actif (CO_A) et le flux de carbone actif humifié (fCO_{AH}) pour différentes valeurs annuelles de ruissellement (minimum de 40 mm an⁻¹ en 2016-2017 ; maximum de 380 mm an⁻¹ en 2017-2018 ; une moyenne de 175 mm an⁻¹ pour la période 2011-2020 ; une valeur extrême hypothétique de 600 mm an⁻¹).

2.4. Stockage ou perte de carbone organique de sol cultivé

Le concept de carbone organique actif à l'équilibre dans le sol ($eqCO_A$) défini ci-dessus peut être utilisé pour déterminer, à partir de la mesure du CO_A par la méthode Rock-Eval, si le stock de matière organique d'une parcelle agricole augmente ou diminue, compte tenu de ses pratiques agricoles et de ses conditions hydrologiques actuelles. L'idée est simplement de comparer la valeur mesurée du CO_A avec celle correspondant à l'équilibre théorique calculée à partir de l'équation (3) ci-dessus.

Pour chacune des 52 parcelles étudiées, le flux annuel moyen de carbone frais (fCO_F) a été déterminé sur la base des pratiques agricoles analysées à partir des enquêtes auprès des agriculteurs. Le fCO_F a été estimé à partir des apports au sol d'engrais organiques (variables selon leur nature, par exemple fumier, fientes, vinasse, etc.) et de résidus aériens et souterrains de cultures principales et intermédiaires. À chaque type d'apport organique au sol, un coefficient d'humification k_1 a été attribué, permettant de calculer le flux correspondant de carbone organique actif humifié (fCO_{AH}). Pour chacune des 52 parcelles, le fCO_{AH} représente généralement la moyenne annuelle des pratiques de 3 à 6 années consécutives.

En utilisant l'équation 1 du modèle AMG, la constante de minéralisation k_2 a été calculée en fonction des caractéristiques pédologiques des sols (tableau 1) et a varié entre 0,031 et 0,058 an⁻¹ pour les 52 parcelles agricoles avec une moyenne de $0,042 \pm 0,07$ an⁻¹. Les valeurs moyennes des lames d'eau à long terme pour les différentes régions où se situent les parcelles ont été obtenues à partir de données hydrologiques à long terme (<https://www.ecologie.gouv.fr/banque-hydro>). Ces lames d'eau varient de 150 à 320 mm an⁻¹.

Pour chaque parcelle, le carbone organique actif à l'équilibre ($eqCO_A$) a été calculé et comparé à la valeur réelle du CO_A mesurée par Rock-Eval. Si CO_A est inférieure à $eqCO_A$, le sol séquestre du carbone, sinon, le sol minéralise plus qu'il ne stocke et est une source de CO_2 (figure 7). Les résultats montrent que les

parcelles agricoles en AB et en AC séquestrent ou perdent indifféremment leur carbone. Au niveau des exploitations, les différentes parcelles étudiées soit séquestrent (par exemple AB1, AC2), soit perdent du carbone (par exemple AB5, AC7), ce qui montre une homogénéité des pratiques au sein d'une même exploitation. Seule la ferme expérimentale AC9 révèle des parcelles qui soit séquestrent, soit perdent du carbone (figure 7).

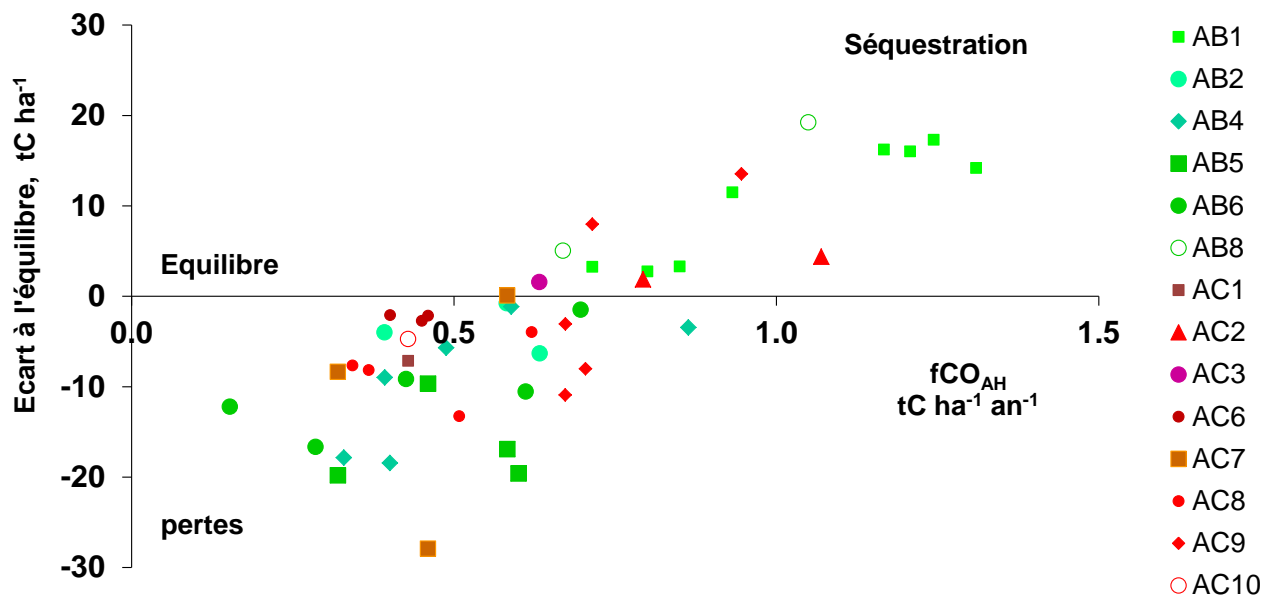


Figure 7. Séquestration ou perte, par rapport à l'équilibre, du carbone du sol (déterminées comme la différence entre le carbone à l'équilibre - $equCO_A$, calculé par le modèle AMG- et le carbone organique actif - CO_A , déterminé à partir des résultats RE- en fonction des apports annuels moyens de carbone actif humifié - fCO_{AH} - selon les pratiques agricoles documentées suite à des entretiens avec l'exploitation. AB pour agriculture biologique et AC pour agriculture conventionnelle.

Le processus de lixiviation du carbone organique, bien qu'il n'affecte la dynamique du carbone organique du sol que de manière limitée, est cependant à la base de la contribution en COD au réseau hydrographique, dont environ un tiers est biodégradable.

3. Discussion

L'analyse thermique Rock-Eval (RE) s'est révélée efficace pour quantifier plusieurs paramètres décrivant le carbone organique du sol et a été appliquée à un large ensemble de sols ou de sédiments (Disnar et al., 2003; Baudin et al., 2015). Jusqu'à récemment, aucune méthode analytique n'était capable de quantifier ce pool persistant de carbone organique (Barré et al., 2016 ; Cécillon et al., 2018 ; Cécillon et al., à soumettre), à moins d'utiliser des expériences de jachère nue à long terme (LTBF) comme dans Barré et al. (2010). Ce pool est indispensable pour l'initialisation du modèle AMG (Kanari et al., à soumettre) et pourrait également être utilisé pour initialiser d'autres modèles similaires tels que Roth-C (Coleman et al., 1997) ou JULES (basé sur Roth-C, Nakhavali et al., 2018) et Century (Parton, 1996); cf. aussi les recherches actuellement menées dans le cadre du projet StoreSoilC) et dans les modèles du Système Terre (Luo et al., 2016 ; He et al., 2016 ; Cécillon et al., 2018).

Un intérêt croissant pour l'étude du CO des sols et de son exportation sous forme de DOC est d'actualité pour de meilleures estimations des concentrations de CO_2 dans l'atmosphère (Cole et al., 2007 ; Battin et al., 2009 ; Nakhavali et al., 2018). La méthode Rock-Eval a permis ici de déterminer les pools de carbone persistant et actif de 52 sols agricoles, permettant ainsi d'implémenter le modèle AMG sur cet ensemble de sols. AMG a été doté en outre d'une formulation permettant de quantifier la lixiviation du COD, sur la base des observations réalisées sur un petit bassin expérimental (lysimètre géant).

En tenant compte de la relation entre les concentrations de COD mesurées et les lames d'eau, nous avons logiquement constaté que la lixiviation journalière de carbone varie parallèlement aux écoulements avec des valeurs maximales allant jusqu'à 0,7-0,8 kgC ha⁻¹ j⁻¹ pour les jours les plus humides. Par conséquent, il apparaît clairement que les conditions météorologiques influencent l'amplitude et la périodicité de la lixiviation du COD, ainsi que les flux annuel, le plus élevé en 2018, jusqu'à 16,8 kg C ha⁻¹ an⁻¹ et le plus faible en 2012 jusqu'à 1,4 kg C ha⁻¹ an⁻¹. Ces valeurs d'exportation de COD sont bien inférieures à la gamme des valeurs signalées pour les cultures du sud-ouest du Michigan (États-Unis) ou dans le bassin versant de Big Pine Creek (centre ouest de États-Unis), avec des températures similaires, mais des précipitations de 20 à 40 % plus élevées, soit ~900-1200 mm an⁻¹ (15,4 kg C ha⁻¹ an⁻¹, [Hussain et al, 2020](#) ; 14-19 kg C ha⁻¹ an⁻¹ ; [Datzell et al., 2007](#)). Des valeurs d'exportation de carbone organique dissous beaucoup plus élevées sont également rapportées pour des terres agricoles en Finlande (20 à 50 kg C ha⁻¹ an⁻¹ pour 533 à 740 mm an⁻¹, pour une température plus basse ([Manninen et al., 2019](#)), où les teneurs en matière organique des sols sont sans doute beaucoup plus importantes.

Le changement climatique, avec les extrêmes hydrologiques attendus peut donc avoir de graves répercussions sur les écosystèmes et la lixiviation du carbone dans les sols. On obtient une augmentation moyenne des pertes en carbone de 10 %, pour une lame d'eau maximale observée (380 mm an⁻¹, 2017-2018) par rapport à la moyenne (175 mm an⁻¹, période 2011-2020, cf figure 6). Pour une hypothétique saison extrêmement humide (600 mm an⁻¹), les pertes en carbone seraient augmentées à 22 % par rapport à cette même moyenne.

Les différences de pratiques agricoles en AB ou AC n'auraient pas d'impact significatif sur les flux de COD, contrairement aux conditions hydrométéorologiques. Le pourcentage de COD biodégradable apparaît indépendant des variations de COD et de la période d'échantillonnage, de décembre à mai de l'année hydrologique 2018-2019 et 2019-2020, en raison de fortes variations des valeurs de COD et de COD biodégradables, un résultat signalé précédemment pour les rivières boréales ([Autio et al., 2016](#) ; [Lapierre et del Giorgio, 2014](#)).

Contrairement à ce qui pouvait être attendu, sur la base des observations, enquêtes et modélisations AMG menés sur les 52 parcelles, du stockage ou déstockage apparaît à la fois pour l'AB et l'AC, malgré le fait que plusieurs études aient signalé que les légumineuses en rotation augmenteraient la teneur en carbone dans les sols ([Gregorich et al., 2001](#) ; [Robertson et al., 2015](#) ; [Autret et al., 2016](#) ; [Gattinger et al., 2012](#)). En fixant l'azote atmosphérique dans les sols, les légumineuses sont également connues pour augmenter la fertilité des sols.

Cependant, lorsque l'agriculture biologique fournit aux sols des apports totaux d'engrais organiques (fixation de l'azote et apports externes) similaires à ceux de l'agriculture conventionnelle, la quantité potentielle de séquestration du C est similaire (voir OF1 et OF8 vs. CF2 et CF9, cf. [figure 7](#)). Pour une même exploitation, à l'exception de la CF9, toutes les parcelles ont un même statut vis-à-vis du carbone (puits ou source), révélant la spécificité de chaque agriculteur dans la conduite de ses pratiques agricoles.

L'initiative dite 4‰, selon laquelle la séquestration du carbone dans les sols agricoles à un rythme de 4‰ an⁻¹ pourrait compenser le CO₂ émis au niveau mondial par l'utilisation de combustibles fossiles, a ouvert un vif débat sur la séquestration du carbone dans les sols agricoles comme solution potentielle pour atténuer le changement climatique ([Lal 2007; 2016; Jacobson, 2009](#)). Dans les sols cultivés étudiés, l'augmentation annuelle relative du carbone organique peut être calculée comme le rapport entre [les apports (fOC_{AH}) moins les pertes (k₂*CO_A + lixiviation)] et le CO total. Les résultats montrent un taux moyen de perte relative de C de -2,4 ‰ an⁻¹ (une gamme allant de -23‰ an⁻¹ à +27‰ an⁻¹ selon les parcelles agricoles). À l'échelle nationale, le taux de séquestration serait d'environ 1 ‰ an⁻¹ bien inférieur au taux prévu de 4‰ an⁻¹, avec une hétérogénéité régionale ([Le Noë et al., 2019](#)). Par conséquent, en plus des mesures curatives visant à réduire les gaz à effet de serre (GES), généralement en augmentant le taux de séquestration du C dans les sols agricoles (par exemple, augmentation des résidus de culture, introduction de cultures intermédiaires et de prairies temporaires, [Lal, 2016](#) ; [Pelerin et al, 2019](#)), d'autres mesures préventives de réduction des GES devraient être prises d'urgence, impliquant une profonde restructuration des systèmes agricoles, fondée sur une autonomie accrue de l'agriculteur, une réduction de ses apports externes en engrais avec de nouvelles rotations incluant des légumineuses ([Benoit et al., 2016](#)), une reconnexion des systèmes de culture et du bétail ([Garnier et al., 2016](#)), et une réduction des protéines animales dans l'alimentation humaine ([Billen et al., 2012](#)).

Conclusion

L'approche Rock-Eval utilisée dans cette étude a permis non seulement de quantifier le carbone organique dans les sols, mais aussi de distinguer les fractions de carbone organique à la fois persistant et actif de 52 parcelles cultivées dans les sols agricoles argilo-limoneux, riches et profonds, du bassin parisien. Aucune différence significative de puits ou source de carbone organique n'est apparue entre les systèmes en AB et en AC.

En utilisant les mesures de concentrations en COD dans l'eau à la sortie d'un petit bassin expérimental drainé, une relation hyperbolique de l'exportation du carbone par lixiviation a été établie avec la lame d'eau annuelle. Cette relation a permis d'inclure les pertes de carbone par lixiviation dans le modèle AMG de la dynamique du carbone organique dans les sols.

La comparaison du carbone actif déterminée par Rock-Eval avec une valeur théorique d'équilibre indique si le stock de carbone organique du sol augmente ou diminue.

Il apparaît que certaines parcelles séquestrent du carbone, tandis que d'autres en perdent. Alors que les parcelles biologiques et conventionnelles séquestrent ou perdent indifféremment, les parcelles ont en général la même tendance au sein d'une même exploitation. En moyenne, les sols semblent perdre du carbone à un rythme de $-2\% \text{ an}^{-1}$. Avec une augmentation de la lame drainante d'une moyenne de 175 mm an^{-1} actuellement à une valeur maximale observée de 380 mm an^{-1} , la perte du carbone du sol augmenterait de 10 %, alors qu'une lame drainante s'élevant à 600 mm an^{-1} , plausible en raison du changement climatique en cours et de l'accroissement de la fréquence des événements extrêmes, pourrait augmenter les pertes de 20%.

À l'échelle de la France, le taux de séquestration du carbone organique a été estimé à $1\% \text{ an}^{-1}$, un chiffre qui peut être diminué par le changement climatique lui-même. Par conséquent, pour faire face au changement climatique, de nombreuses autres options doivent être envisagées, parmi lesquelles un changement de mode de vie (transport, alimentation, etc.). Le stockage de carbone dans les sols doit toutefois continuer à être encouragé, notamment pour ses effets positifs sur la fertilité des sols et la biodiversité, par exemple.

Bibliographie

- Arlot M.P. (1999) Nitrates dans les eaux, Drainage acteur, drainage témoin ?, Thèse de l'Université Paris VI, Géologie appliquée, spécialité "Hydrologie, hydrogéologie, géostatistiques et géochimie des eaux", 374 pp
- Autio I., Soenne H., Helin J., Asmala E., Hoikkala L. (2016). Effect of catchment land use and soil type on bacterial degradation of riverine dissolved organic matter. *Ambio*, 45 (3), 331–349.
- 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. *Agric Environ.* 232, 150–164. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.008>.
- Barré P., Eglin T., Christensen B. T., Ciais P., Houot S., Kätterer T., ... Chenu C. (2010). Quantifying and isolating stable soil organic carbon using long-term bare fallow experiments. *Biogeosciences*, 7(11), 3839–3850. <https://doi.org/10.5194/bg-7-3839-2010>
- Barré P., Plante A. F., Cécillon L., Lutfalla S., Baudin F., Bernard S., ... Chenu, C. (2016). The energetic and chemical signatures of persistent soil organic matter. *Biogeochemistry*, 130(1–2). <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0246-0>
- Battin T. J., Luysaert, S., Kaplan L. A., Aufdenkampe A. K., Richter A., Tranvik L.J. (2009). The boundless carbon cycle, *Nat. Geosci.*, 2, 598–600, <https://doi.org/10.1038/ngeo618>, 2009.
- Baudin F., Disnar J.R., Aboussou A., Savignac F. (2015). Guidelines for Rock-Eval analysis of recent marine sediments. *Org. Geochem.* 86: 71–80.
- Beaudoin N., Tournebize J., Ruiz L., Constantin J., Justes E. (2012) Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires – Chapitre 4
- Benoit M., Garnier J., Anglade J., Billen G. (2014). Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutrient Cycling in Agrosystems. Nutr Cycl Agroecosyst* DOI 10.1007/s10705-014-9650-9
- Benoit M., Garnier J., Beaudoin N., Billen G. (2016). A network of organic and conventional crop farms in the Seine Basin (France) for evaluating environmental performance: yield and nitrate leaching. *Agricultural Systems*, 148: 105–113. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2016.07.005>
- Billen G., Garnier J., Thieu V., Silvestre M., Barles S., Chatzimpiros P. (2012). Localising the nitrogen imprint of Paris food supply: the potential of organic farming and changes in human diet. *Biogeoscience*, 9, 607–616, 2012
- Bouthier A., Duparque A., Mary B., Sagot S., Trochard R., Levert M., Houot S., Damay N., Denoroy P., Dinh J.-L., Blin B., Ganteil F. (2014) Adaptation et mise en œuvre du modèle de calcul de bilan humique à long terme AMG dans une large gamme de systèmes de grandes cultures et de polyculture-élevage. *Innovations Agronomiques* 34, 125-139.
- Cécillon L., Baudin F., Chenu C., Houot S., Jolivet R., Kätterer T., ... Barré, P. (2018). A model based on Rock-Eval thermal analysis to quantify the size of the centennially persistent organic carbon pool in temperate soils. *Biogeosciences*, 15(9), 2835–2849. <https://doi.org/10.5194/bg-15-2835-2018>.
- Clivot H., Mary B., Valé M., Cohan J.P., Champolivier L., Piroux F., Laurent F., Justes E., (2017) Quantifying in situ and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry* 111, 44-59. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.010>.
- Clivot H., Mouny J.-C., Duparque A., Dinh J.-L., Denoroy P., Houot S., Vertes F., Trochard R., Bouthier A., Sagot S., Mary B. (2019) Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model *Environmental Modelling and Software* 118 (2019) 99–113. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.04.004>.

- Cole J.J., Prairie Y.T., Caraco N.F., McDowell W.H., Tranvik L.J., Striegl R.G., Duarte, C.M., Kortelainen P., Downing J.A., Middelburg, J.J., Melack J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget, *Ecosystems*, 10, 171–184, 2007.
- Coleman K., Jenkinson D.S. (2014). RothC - A Model for the Turnover of Carbon in Soil, Model description and windows user guide, *Evaluation of Soil Organic Matter Models: Using Existing Long- Term Datasets*, I, 237–246, In Rothamsted Research.
- Dalzell B.J., Filley T.R., Harbor J.M. (2017). The role of hydrology in annual organic carbon loads and terrestrial organic matter export from a midwestern agricultural watershed. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 71 (2007) 1448–1462.
- Disnar J.R., Guillet B., Keravis D., Di-Giovanni C., Sebag D. (2003). Soil organic matter (SOM) characterization by Rock-Eval pyrolysis: scope and limitations. *Org. Geochem.* 34: 327–343.
- Fabre C., Sauvage S., Tananaev N., Noël G.E., Teisserenc R., Probst J.L., Sánchez- Pérez J.M. (2019). Assessment of sediment and organic carbon exports into the Arctic ocean: The case of the Yenisei River basin. *Water Research* 158, 118–135. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.018>
- Garnier J., Anglade J., Benoit M., Billen G., Puech T., Ramarson A., Passy P., Silvestre M., Lassaletta L., Trommenschlager J.-M, Schott C., Tallec G. (2016). Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses in river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France). *Environmental Science and Policy*. 63: 76–90. doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.019
- Gattinger A., Muller A., Haeni M., Skinner C., Fliesbach A., Buchmann N., Mäder P., Stolze M., Smith P., El-Hage Scialabba N., Niggli U. (2012). Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 109, 44.
- Gregorich E.G., Drury C.F., Baldock J.A. (2001). Changes in soil carbon under long-term maize in monoculture and legume-based rotation. *Can. J. Soil Sci.* 81, 21–31.
- He Y., Trumbore S.E., Torn M.S., Harden J.W., Vaughn L.J.S., Allison S.D., Randerson, J.T. (2016). Radiocarbon constraints imply reduced carbon uptake by soils during the 21st century, *Science*, 353, 1419–1424.
- Heikkinen J., Ketoja, E., Nuutinen V., Regina K. (2013). Declining trend of carbon in Finnish cropland soils in 1974–2009. *Glob. Chang. Biol.* 19, 1456–1469.
- Hobley E.U., Honermeier B., Don A., Gocke M.I., Amelung W., Kögel-Knabner I. (2018). Decoupling of subsoil carbon and nitrogen dynamics after long-term crop rotation and fertilization. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 265 (2018) 363–373. doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.021
- Hope D., Billett M.F., Cresser M.S. (1994). A review of the export of carbon in river water: Fluxes and processes. *Environ. Pollut.* 84, 301–324.
- Hussain M.Z., Robertson G.P., Basso B., Hamilton S.K. (2020). Leaching losses of dissolved organic carbon and nitrogen from agricultural soils in the upper US Midwest. *Science of the Total Environment* 734 (2020) 139379. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139379
- Jacobson G.L., Fernandez I.J., Mayewski P.A., Schmitt C.V. (editors) (2009). *Maine's Climate Future: An Initial Assessment*. Orono, ME: University of Maine. <http://www.climatechange.umaine.edu/mainesclimatefuture/>
- Kanari et al., submitted. Using the estimation of Soil Organic Carbon stability by Rock-Eval thermal analysis to improve the performance of the AMG model. *Nature communication*.
- Kladivko E.J., Brown L.C., Baker J.L. (2001) Pesticide Transport to Subsurface Tile Drains in Humid Regions of North America, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31:1, 1-62, DOI: 10.1080/20016491089163
- Lal R. (2004). Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *SCIENCE*, 304 : 1623-1627.
- Lal R. (2007). Soil Science and the Carbon Civilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71:1425–1437, [doi:10.2136/sssaj2007.0001](https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0001)

- Lal R. (2016). Beyond COP21: Potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *Journal of Soil and Water Conservation* 71(1):20A-25A. doi:10.2489/jswc.71.1.20A.
- Lapierre J.F., del Giorgio P.A. (2014). Partial coupling and differential regulation of biologically and photochemically labile dissolved organic carbon across boreal aquatic networks. *Biogeosciences* 11, 5969–5985.
- Le Noë J., Billen G., Mary B., Garnier J. (2019). Assessing long-term soil organic carbon dynamics in cropland and identification of the main drivers of C sequestration: the case of French regions from 1852 to 2014. *Journal of Environmental Policy*. 93 : 53–65. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.027>
- Levavasseur F., Mary B., Christensen B.T., Duparque A., Ferchaud F., Kätterer T., Lagrange H., Montenach D., Resseguier C., Houot S. (2020). The simple AMG model accurately simulates organic carbon storage in soils after repeated application of exogenous organic matter. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 117:215–229, <https://doi.org/10.1007/s10705-020-10065-x>
- Luo Y., Ahlström A., Allison S.D., Batjes N.H., Brovkin V., Carvalhais N., Chappell A., Ciais P., Davidson E.A., Finzi A., Georgiou K., Guenet B., ... Zhou T. (2016).: Toward more realistic projections of soil carbon dynamics by Earth system models, *Global Biogeochem. Cy.*, 30, 40–56, <https://doi.org/10.1002/2015GB005239>,
- Manninen N., Soine H., Lemola R., Hoikkala L., Turtola E. (2018). Effects of agricultural land use on dissolved organic carbon and nitrogen in surface runoff and subsurface drainage. *Science of the Total Environment* 618 : 1519–1528. /doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.319.
- Martin M., Dimassi B., Millet F., Picaud C., Bounoua E.-M., Bardy, M., Bispo, A., Boulonne L., Bouthier A., Duparque A., Eglin T., Guenet B., Huard F., Mary B., Mathias E., Mignolet C., Robert C., Saby N., Sagot S., Schott C., Toutain B., Trochard R. (2019). Méthodes de comptabilisation du stockage de carbone organique des sols sous l'effet des pratiques culturales (CSopra). 70p. www.ademe.fr/mediatheque
- Menichetti L., Houot S., van Oort F., Katterer T., Christensen B.T., Chenu C., Barre P., Vasilyeva N.A., Ekblad A. (2015). Increase in soil stable carbon isotope ratio relates to loss of organic carbon: results from five long-term bare fallow experiments. *Oecologia* , 177:811–821. DOI 10.1007/s00442-014-3114-4
- Meybeck M. (1982). Carbon, Nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.* 282 : 401-450.
- Nakhavali M., Friedlingstein P., Lauerwald R., Tang J., Chadburn S., Camino-Serrano M., Guenet B., Harper A., Walmsley D., Peichl M., Gielen B. (2018). Representation of dissolved organic carbon in the JULES land surface model (vn4.4_JULES-DOCM). *Geosci. Model Dev.*, 11, 593–609, 2018. doi.org/10.5194/gmd-11-593-2018
- Nemo, Klumpp K., Coleman K., Dondini M., Goulding K., Hasting, A., ... Smith P. (2016). Soil Organic Carbon (SOC) Equilibrium and Model Initialisation Methods: an Application to the Rothamsted Carbon (RothC) Model. *Environmental Modeling and Assessment*, 22(3), 215–229. <https://doi.org/10.1007/s10666-016-9536-0>
- Parton W. J. (1996). The CENTURY Model. In: Powlson D.S., Smith P., Smith J.U. (eds) *Evaluation of Soil Organic Matter Models*. NATO ASI Series (Series I: Global Environmental Change) (Vol. 38, pp. 283–291). Springer Berlin, Heidelberg.
- Pellerin S., Bamière L. (Coord.), (2019). Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Synthèse du rapport d'étude, INRA, (France), 114 p.
- RMQS (2000-2020). Réseau de Mesure de la Qualité des Sols/Network of Measurements and Quality of Soil, implemented by INRAE. www.gissol.fr/tag/rmqs.
- Robertson F., Armstrong R., Partington D., Perris R., Oliver I., Aumann C., Crawford D., Rees D. (2015). Effect of cropping practices on soil organic carbon: evidence from long-term field experiments in Victoria, Australia. *Soil Res.* <http://dx.doi.org/10.1071/SR14227>.

- Servais P., Barillier A., Garnier J. (1995). Determination of the biodegradable fraction of dissolved and particulate organic carbon. *Annls Limnol.* 31: 75-80.
- Stockmann U., Adams M.A., Crawford J.W., Field D.J., Henakaarchchi N., Jenkins M., Minasny B., McBratney A.B., de Remy de Courcelles V., Singh K., Wheeler I., Abbott L., Angers, D.A., Baldock J., Bird M., Brookes P.C., Chenu C., Jastrow J.D., Lal R., Lehmann J., O'Donnell A.G., Parton W.J., Whitehead D., Zimmermann M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agric. Ecosyst. Environ.* 164, 80–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>.
- Tournebize J., Chaumont C. Marcon A., Molina S., Bethault D. (2015). Guide technique à l'implantation des zones tampons humides artificielles (ZTHA) pour réduire les transferts de nitrates et de pesticides dans les eaux de drainage (Version 3). Rapport Final pour la Direction Départementale des Territoires de Seine et Marne. 60pp.