

## **Dynamique à long terme du carbone organique des sols arables : une approche d'écologie territoriale (France, 1852-2014)**

Julia Le Noë<sup>1\*</sup>, Gilles Billen<sup>1</sup>, Bruno Mary<sup>2</sup>, Josette Garnier<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Sorbonne Université, CNRS. UMR Metis, Paris

<sup>2</sup> INRA, UR AgroImpact, Laon

\* julia.lenoe@gmail.com

### **Résumé**

*Avec la COP21, il a été largement reconnu que les sols agricoles pourraient contribuer significativement à la compensation des émissions anthropogéniques de CO<sub>2</sub> par la séquestration du carbone dans le pool de matière organique des sols. Nous étudions ici sur une longue période (1852-2014) la dynamique du carbone des sols arables des territoires agricoles français à travers une démarche d'écologie territoriale qui couple la description GRAFS des systèmes agro-alimentaires avec le modèle AMG de la dynamique du carbone organique dans les sols. Trois périodes historiques sont identifiées : (1) de 1852 à 1950, avec un accroissement modéré du stock de C organique de 1 à 2 ‰ par an ; (2) de 1950 à 1980 avec une accumulation beaucoup plus rapide (2-4 ‰ par an) ; de 1980 à 2014 avec des trajectoires assez divergentes selon les régions, mais un ralentissement sensible de la séquestration (0-2‰ par an). Dans l'ensemble, le taux de séquestration actuel de carbone dans les sols arables français est proche de 1.7 MtC/an, soit 5 fois moins que les émissions de CO<sub>2</sub> liées à la consommation directe et indirecte de combustibles fossiles par le système agricole français.*

*Ce rapport est tiré d'un article soumis.*

### **Points clefs**

- ✓ *L'initiative 4‰ suggère que les sols agricoles puissent agir comme puits de C pour compenser les émissions anthropogéniques de CO<sub>2</sub>.*
- ✓ *Une approche d'écologie territoriale est mise en œuvre pour retracer la dynamique du C des sols arables sur le long terme.*
- ✓ *La séquestration de C dans les sols arables français est actuellement d'environ 1‰, 5 fois inférieure aux émissions de CO<sub>2</sub> liées à la consommation de combustibles fossiles du seul secteur agricole.*

## **Introduction**

L'initiative 4‰ (<http://www.4p1000.org/>; Minasny et al., 2017), lancée au moment de la COP 21 à Paris, préconise l'adoption de mesures agronomiques favorisant la séquestration de carbone organique dans les sols agricoles, comme moyen de mitigation du réchauffement climatique. A l'échelle globale en effet, un accroissement annuel de 4‰ de la teneur en carbone des sols agricoles permettrait de compenser les émissions anthropogéniques de CO<sub>2</sub>, tout en améliorant les qualités agronomiques des sols.

C'est le bilan entre les apports au sol de matière organique fraîche et sa vitesse de minéralisation qui déterminent le comportement du sol comme source ou puits de carbone. Ce bilan résulte de processus complexes dépendant de nombreuses variables telles que les conditions pédo-climatiques (Kätterer et al., 1998 ; Saffih and Mary, 2008 ; Milesi Delaye et al., 2013 ; Stockmann et al., 2013), la structure en agrégats du sol (Six et al., 2000 ; Puget et al., 2000 ; Haynes, 2000 ; Bronick and Lal, 2004), son activité microbienne

(Anderson et Domsch, 1989 ; Sparling, 1992 ; Six et al., 2006 ; Miltner et al., 2012), les changements d'usage du sol (Conant et al., 2001 ; Lal et al., 2004 ; Stockmann et al., 2013), ainsi que la nature et les quantités des apports de matière organique (Campbell et al. 1991 ; Kong et al., 2005 ; Poeplau et Don, 2012 ; Autret et al., 2016). Les études récentes (Sleutel et al., 2006 ; Bertora et al., 2009 ; Virto et al., 2012 ; Autret et al., 2016 ; Poulton et al., 2018) ont montré que parmi tous ces facteurs, la nature et l'importance des apports de carbone organique constituaient le facteur le plus déterminant, dans un contexte pédo-climatique donné et en l'absence de changement d'usage du sol, pour définir le caractère de stockage ou de dé-stockage du carbone organique du sol. Ces apports dépendent eux-mêmes des rotations culturales (Campbell et al., 1991 ; Autret et al., 2016), de leur productivité, et des apports de fumiers et lisiers (Jenkinson et al., 1977 ; Sleutel et al., 2007). Les pratiques culturales, comme le travail du sol (Virto et al., 2012), l'irrigation et la fertilisation (Burney et al., 2010 ; Mueller et al., 2012), liées à l'organisation structurelle de la production agricole à diverses échelles spatiales (Gingrich et al., 2015 ; Aguilera et al., 2018), jouent également un grand rôle. La production agricole doit en effet être considérée comme un secteur économique majeur qui conditionne au premier plan le développement des autres secteurs économiques, tout en étant elle-même grandement affectée par son intégration dans l'économie de marché (Erb et al., 2008 ; Krausmann et al., 2012).

Dans ce contexte, l'analyse des tendances à long terme du stockage du C dans les sols agricoles dans une perspective historique longue est très éclairante. Le cas de la France, avec sa grande variété de climats, et sa diversité de trajectoires régionales de pratiques et d'orientations (Le Noë et al., 2018), est un cas d'étude particulièrement riche.

Notre but est d'évaluer l'évolution des stocks de C dans les terres arables des 33 régions françaises définies par Le Noë et al. (2016) au cours de la période 1852–2014. A cette fin, nous avons couplé le modèle GRAFS (Billen et al., 2014; Le Noë et al., 2017) au modèle AMG (Saffih-Hdadi et Mary, 2008 ; Milesi Delaye, 2013 ; Clivot et al., 2018). Le modèle GRAFS offre une représentation du système agro-alimentaire sous l'angle des flux de nutriments et de carbone, qui met en évidence les inter-relations entre la structure du système, ses performances agronomiques, telles que les rendements et la production primaire nette et les impacts environnementaux tels que les apports de C organique au sol. AMG est un modèle mécaniste simple d'estimation du bilan de carbone du sol. Il considère trois pools de matière organique : (i) la matière organique fraîche apportée, (ii) la matière organique humique labile et (iii) la matière organique inerte du sol. Pour notre application à long terme, les apports de matière organique fraîche et les apports de matière humifiée correspondants sont fournis par le modèle GRAFS et la minéralisation de la matière organique labile est estimée sur la base de coefficients de minéralisation fonctions de propriétés pédo-climatiques propres à chaque régions.

Nous posons trois questions étroitement liées entre elles : (1) Comment a évolué le stock de C du sol au cours de la période ? (2) Quels sont les principaux leviers de cette évolution ? (3) Compte tenu des tendances actuelles, l'objectif d'une accumulation de C dans les terres arables au rythme de 4‰ an<sup>-1</sup> est-il réaliste et de nature à constituer un facteur de mitigation efficace des émissions de CO<sub>2</sub>?

## 1. Méthodes

### 1.1. Principes

Le couplage des modèles GRAFS et AMG permet d'établir un lien direct entre la structure du système agro-alimentaire, les cultures pratiquées, les conditions pédo-climatiques et la dynamique du carbone organique du sol. Les deux modèles sont décrits en détail ailleurs (GRAFS: Le Noë et al., 2017; Le Noë et al., 2018; AMG: Saffih-Hdadi et Mary, 2008; Clivot et al., 2018). La figure 1 en résume les principes.

Notre étude concerne principalement les terres arables (en ce compris les prairies temporaires qui font partie des rotations culturales), pour lesquelles le modèle AMG a été développé et calibré. Cependant, nous avons également calculé l'évolution du C dans les sols de prairies permanentes, pour pouvoir prendre en compte les changements de contenu en C des sols arables liés aux conversions de prairies en cultures.

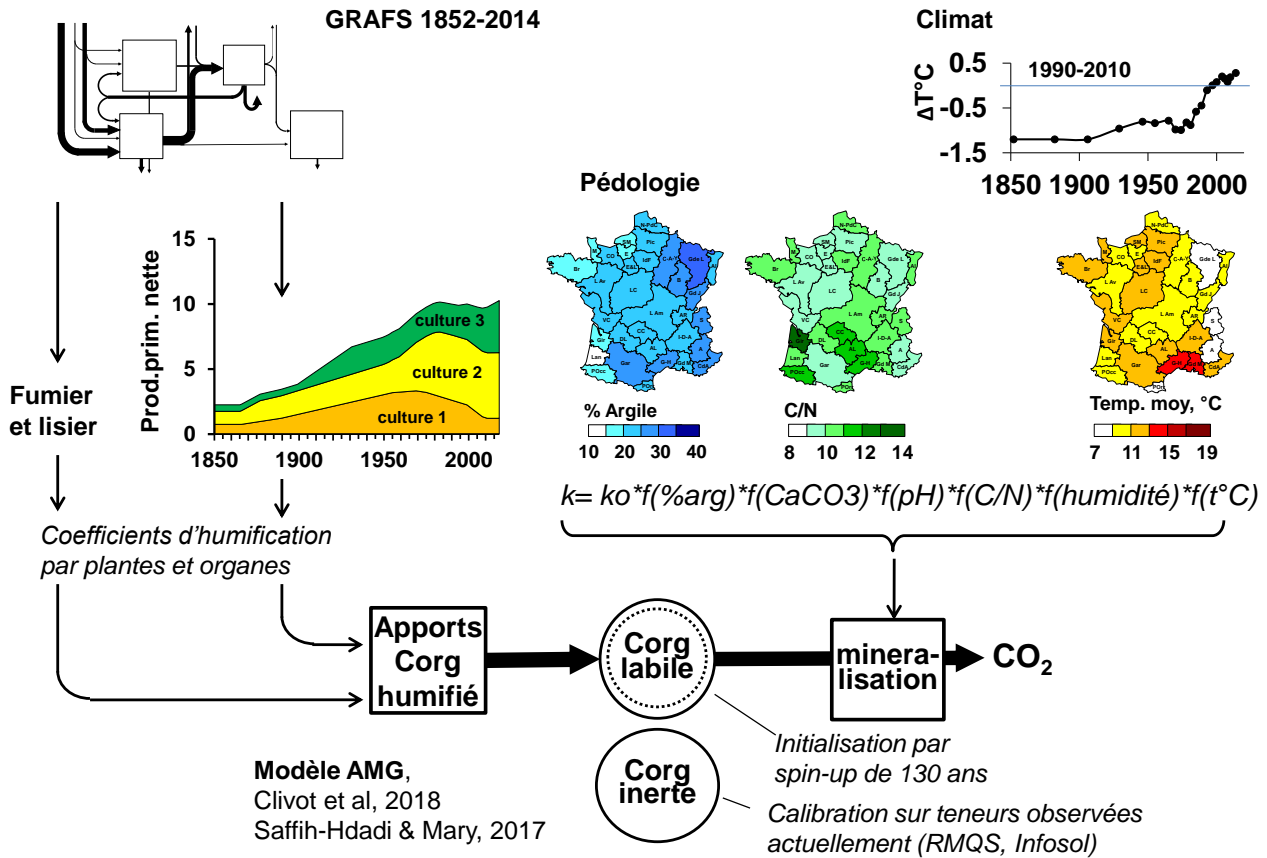


Figure 1. Couplage des modèles GRAFS et AMG. Le modèle AMG considère 3 pools de C : les apports de matière organique fraîche, un stock de matière organique humifiée labile, un stock de carbone inerte. Les apports de carbone humifié sont estimés par GRAFS en considérant les principaux types d'apports : fumiers et lisiers, résidus de culture aériens et souterrains. Les coefficients d'humification de ces matériaux diffèrent selon les espèces et les organes. Le bilan entre les apports annuels de carbone humifié et la minéralisation du stock de carbone labile définit les changements de contenu en carbone du sol.

## 1.2. Production primaire nette (NPP)

La production primaire nette des cultures considérées dans l'analyse GRAFS de la période 1852-2014 (Le Noë et al, 2018) a été estimée en utilisant l'approche de Bolinder et al. (2007), qui considère les produits récoltés, les résidus aériens, les résidus racinaires et les exudats racinaires. Cette approche a été modifiée quelque peu en ce qui concerne la production souterraine. En effet, Bolinder considère un ratio fixe entre production aérienne et racinaire, alors que de nombreuses études récentes montrent plutôt que les apports de C souterrains sont indépendants de la production aérienne (Taghizadeh-Toosi et al., 2016 ; Hirte et al., 2017 ; Hu et al., 2018). Nous avons donc estimé une production souterraine moyenne par hectare spécifique à chaque culture dans chaque région, et l'avons appliquée à la période historique entière. Nous n'avons pas non plus pris en compte la rhizodéposition à cause de la grande variabilité des estimations qui en sont faites dans la littérature, et de l'incertitude qui y est liée (Bolinder et al., 2017 ; Pausch et al., 2018).

Finalement, la NPP dans chaque région est calculée sur l'ensemble de la période selon la relation:

$$NPP_{i,j} = S_{i,j} \times [Y_{i,j} \times (1 - W_i) \times 0.44/HI_i + 0.40 \times Y_{ri,j} \times (1 - \beta_i^h)]$$

où  $NPP_{i,j}$  représente la production primaire nette dans la région  $j$  de la culture  $i$  (t C) ;  
 $S_{i,j}$  est la surface dédiée à la culture  $i$  (ha) ;

$Y_{ij}$  est le rendement de la culture (t matière fraîche ha<sup>-1</sup>) ;

$W_i$  est le taux d'humidité des produits récoltés ;

0.44 est le contenu en C de la matière sèche de la biomasse aérienne ;

$HI_i$  est l'index de récolte de la culture (partie récoltée de la production aérienne totale ; pour les céréales,  $HI$  est calculé comme une fonction linéaire du rendement, selon Fan et al., 2017) ;

0.40 est le contenu en C de la matière sèche des parties racinaires ;

$Y_{ri,j}$  is the calculated average root biomass production for crop  $i$  in region  $j$  (t dry weight ha<sup>-1</sup>) ;

$\beta_i^h$  est un coefficient relative à la distribution en profondeur (h) des racines (Fan et al., 2016)

La production de biomasse par les adventices est prise en compte aux époques historiques sur base de données sur les productions actuelles d'adventices dans des systèmes sans herbicides.

### 1.3. Apports de carbone organique humifié

Les apports de résidus végétaux au sol ont été estimés en soustrayant à la NPP les quantités exportées par la récolte (et le broutage pour les prairies permanentes). Les apports humifiés correspondants sont estimés à partir de coefficients d'humification spécifiques de chaque espèce, en distinguant les parties aériennes et souterraines, comme décrit par Clivot et al. (2018) et Justes et al. (2009).

Les apports de fumiers, lisiers et boues urbaines ont également été pris en compte (Le Noë et al., 2017 ; 2018 ; Esculier et al., 2018).

### 1.4. Minéralisation du carbone labile

La constante de minéralisation  $k$  (an<sup>-1</sup>) du stock de carbone labile des sols a été calculée selon Clivot et al. (2017):

$$k = k_o \times f_1(C) \times f_2(\text{CaCO}_3) \times f_3(T) \times f_4(\text{pH}) \times f_5(H) \times f_6(C/N)$$

où  $k_o$  est le potentiel de minéralisation (an<sup>-1</sup>) en conditions standards ;

C est le contenu en argile (g kg<sup>-1</sup>);

CaCO<sub>3</sub> est le contenu en carbonates (g kg<sup>-1</sup>);

T est la température (°C);

H est l'humidité (pluviométrie moins évaporation potentielle plus irrigation, mm an<sup>-1</sup>);

C/N est le rapport carbone : azote (g g<sup>-1</sup>) de la matière organique totale du sol.

Ces fonctions ont été calibrées à partir de séries de données sur des essais au champ dans diverses conditions pédo-climatiques (Saffih et Mary, 2008).

Le contenu en argile des sols pour chaque région a été défini à partir des données de l'European Soil Data Center (Ballabio et al., 2016). L'humidité a été calculée à partir des données de la Banque Hydro ([hydro.eaufrance.fr/](http://hydro.eaufrance.fr/)). Le contenu en carbonates, le rapport C/N ratio et le pH des sols (30-cm supérieurs) a été défini à partir des données du RMQS ([www.gissol.fr/tag/rmqqs](http://www.gissol.fr/tag/rmqqs)).

A cause du caractère hautement non linéaire de la fonction  $f_3(T)$ , sa moyenne annuelle a été calculée pour chaque région à partir des températures journalières moyennes  $T_i$  comme  $f_3(T) = \sum_i^n f_3(T_i)/365$ , compte tenu d'une distribution saisonnière pour les années 1990 à 2010, prise dans la base MESAN (Raimonet et al., 2017). Pour prendre en compte l'effet du changement climatique sur la période 1852–2014, une tendance à long terme a été superposée à ces variations intra annuelles sous la forme d'une déviation par rapport à la moyenne 1990–2010, obtenue pour chaque région à partir des données moyennes par département entre 1950 et 2014 (E-OBS, [www.ecad.eu/download/ensembles/download.php](http://www.ecad.eu/download/ensembles/download.php)) et complétée par les données nationales de Moisselin (2002) pour la période 1850–1950 (voir Figure 1).

## 1.5. Evolution des teneurs en carbone organique des sols

Les variations de stock de C labile dans les premiers 30-cm des terres arables et des prairies de chaque région ont été calculées par incrémentation par pas de temps annuel. Les stocks labiles ont été initialisés par une procédure de spin-up avec des apports constants de C humifié pendant 130 ans avant 1852. Les changements d'usage du sol entre prairies et terres arables au cours de la période 1852-2014 ont été pris en compte. Les stocks de C inerte ont été calculés en soustrayant le stock calculé de C labile en 2014 du stock total observé, issus de la base RMQS agrégée au niveau territorial. L'hypothèse a été faite que le stock de C inerte est identique pour une région donnée entre les prairies et les terres arables, de sorte que ce stock ne varie pas au cours de la période, même en cas d'inter-conversion entre prairies et terres arables.

## 2. Résultats

### 2.1. Variations de la production primaire nette

Dans l'ensemble, la production primaire nette (NPP) des terres arables ( $t\ C\ ha^{-1}\ an^{-1}$ ) a augmenté dans toutes les régions jusqu'au début des années 1980. La Figure 2 montre l'évolution de la NPP dans 6 régions caractérisées par des conditions pédoclimatiques et des trajectoires agricoles très contrastées : l'Eure-et-Loire, la Manche, la Bretagne, la Loire Amont et l'Aveyron-Lozère.

La NPP s'accroît dans toutes les régions à partir de 1852 jusqu'au début des années 1950, avec cependant une diminution notable durant la seconde Guerre Mondiale. Les rotations sont dominées par les céréales, les prairies temporaires et les cultures fourragères dans toutes les régions, mais les racines et tubercules occupent une place significative dans certaines régions comme le Nord Pas-de-Calais, la Picardie, et l'Île-de-France.

Un accroissement considérable de la NPP se produit au cours de la période 1950–1980, avec un pic en 1980. Cette période correspond à la généralisation du recours aux engrais de synthèse azotés et phosphorés, ce qui accroît considérablement les rendements (Figure 3e, f). Les rotations culturales se diversifient, avec plus de place donnée aux racines et tubercules et l'émergence des cultures oléagineuses et protéagineuses. Cependant, dans la plupart des régions, la NPP reste dominée par les céréales (p.ex. Eure-et-Loire et Landes) ou les prairies temporaires et les cultures fourragères (p.ex. Manche, Bretagne, Aveyron-Lozère). Dans ces dernières, la densité de cheptel augmente également (Figure 3b).

De 1980 à 2014, les tendances d'évolution de la NPP des terres arables sont divergentes. Elle stagne dans certains territoires (p.ex. Loire Amont, voir Figure 2), décroît dans d'autres (p.ex. Manche et Bretagne) ou s'accroît dans d'autres encore (p. ex. Eure-et-Loire, Aveyron-Lozère). A l'échelle de la France entière, la tendance dominante est la stagnation. Une caractéristique générale des 30 dernières années est la régression des prairies temporaires et des cultures fourragères dans presque tous les territoires, y compris ceux dont la densité d'élevage s'accroît encore (p.ex. Bretagne et Manche). Dans ces régions, l'importation de nourriture pour bétail de l'étranger est en forte augmentation (Figure 3a). La Bretagne et la Loire Aval représentent des cas emblématiques de cette trajectoire. Par contre, des territoires comme l'Eure-et-Loire et la Picardie présentent aussi une décroissance importante des prairies temporaires et des cultures fourragères, mais associée à une élimination presque totale du bétail, et à une hausse de la production de céréales et de racines et tubercules (Figure 3b). Certains territoires, précédemment décrits comme caractéristiques de polyculture-élevage, ne montrent pas de baisse de NPP ni de densité de bétail (p. ex. Loire Amont) (Figures 2 et 3b).

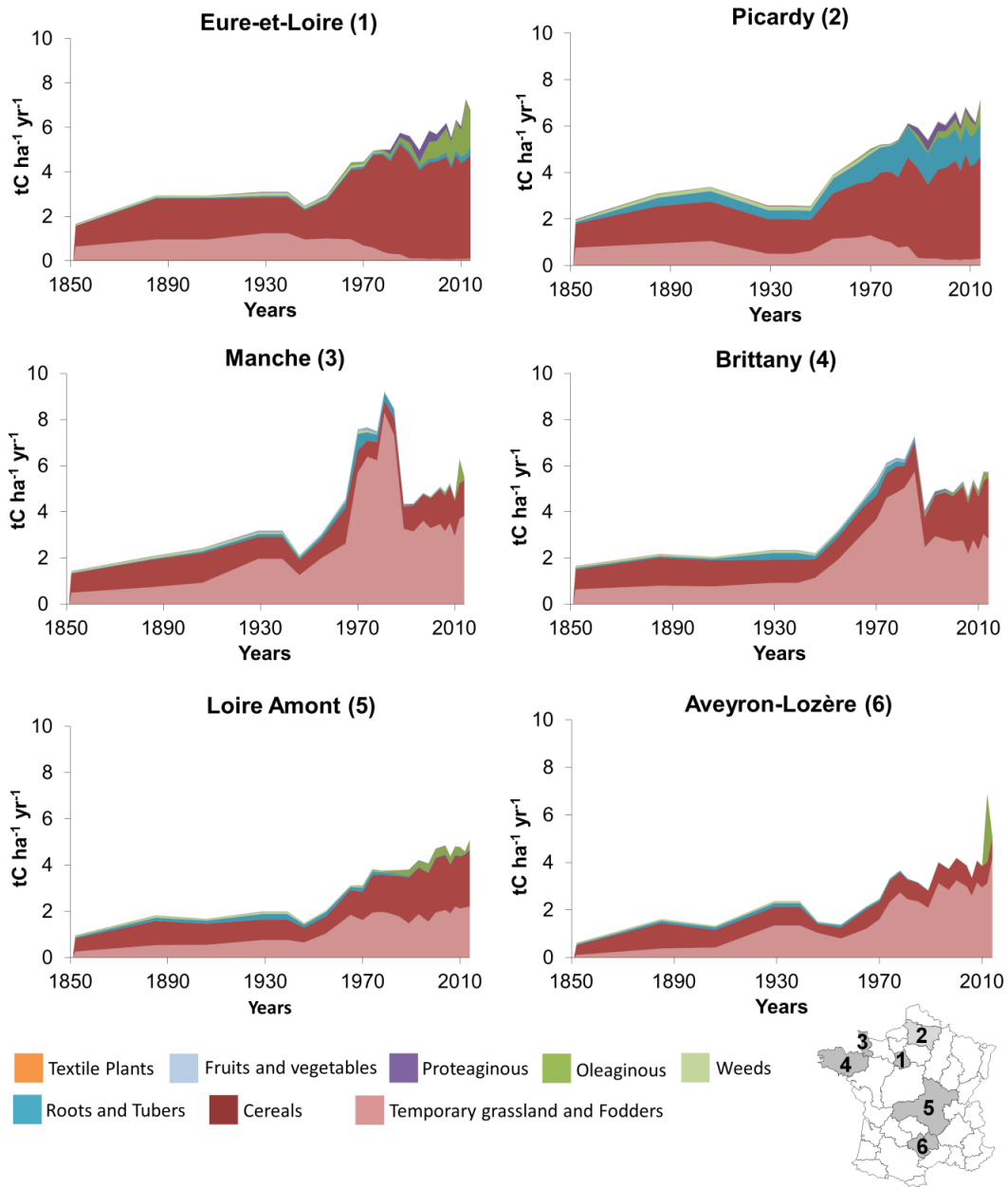


Figure 2. Variations de 1852 à 2014 de la NPP des terres arables dans six territoires agricoles français Eure-et-Loire, Picardie, Manche, Bretagne, Loire Amont, et Aveyron-Lozère, avec distinction des 8 catégories de cultures.

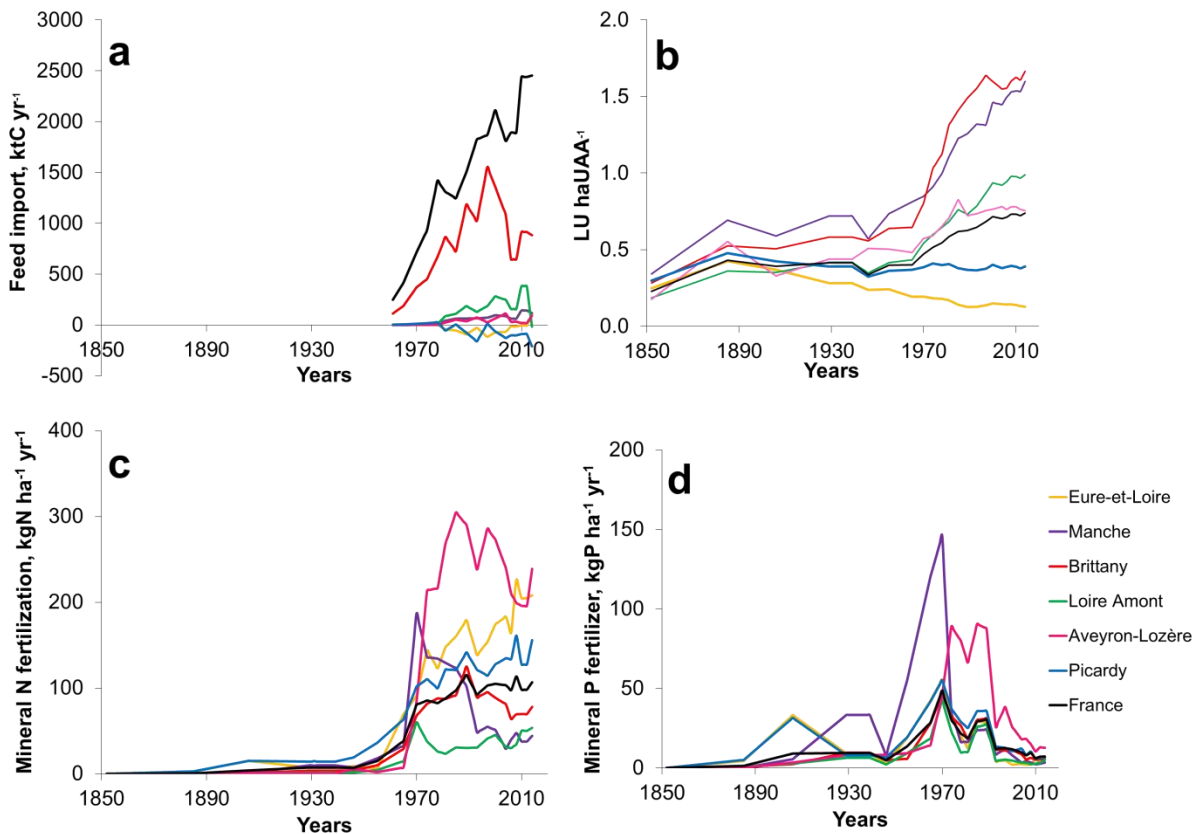


Figure 3. Evolution entre 1852 et 2014 (a) de l'importation d'aliments pour bétail de l'étranger ; (b) de la densité de bétail ; (c) de la fertilisation minérale azotée sur les terres arables ; (d) de la fertilisation minérale phosphorée sur les terres arables, dans six territoires agricoles types : Eure-et-Loire, Manche, Bretagne, Loire Amont, Aveyron-Lozère et Picardie. Les données proviennent de différentes sources rassemblées par Le Noë et al. (2018.)

## 2.2. Evolution des apports de C humifié

L'évolution des apports de C humifié (Figure 4) suit essentiellement celle de la NPP, dans la mesure où dans les trois quart des régions, la contribution des apports de C humifié issus des fumiers et lisiers est inférieure à 28%, 39%, et 35% en 1852, 1955, et 2014, respectivement, à l'exception de quelques régions comme le Cantal-Corrèze où les déjections animales contribuent pour 59%, 60%, et 61% du total des apports de C humifié en 1852, 1955, et 2014, respectivement. Dans l'ensemble, l'importance relative du fumier diminue durant la période 1955–2014 (Figure 4), même si dans l'absolu les apports de fumier s'accroissent avec la densité de bétail.

Comme pour la NPP, les apports de C humifié croissent lentement de 1852 au début des années 1950, puis s'élèvent rapidement jusque dans les années 1980 dans toutes les régions. Les trajectoires divergent ensuite. Dans la plupart des régions où les prairies temporaires et la production fourragère décroît tandis que la densité de bétail s'accroît avec l'importation d'aliments pour bétail étrangère, l'augmentation des apports de C humifié liés aux déjections animales ne compense pas la diminution de l'apport lié aux résidus des cultures fourragères et des prairies temporaires (ex. Bretagne, Loire Aval et Manche). Dans les territoires où les prairies temporaires et les cultures fourragères sont remplacées par des céréales ou des racines et tubercules, les apports de C humifié se maintiennent ou s'amplifient (ex. Eure-et-Loire, Picardie, Nord Pas-de-Calais). Là où la densité de bétail continue à croître sans réduction des prairies temporaires et des cultures fourragères, la NPP et les apports de C humifié poursuivent leur croissance, grâce à l'apport soutenu de déjections animales (ex. Aveyron-Lozère, Loire Amont).

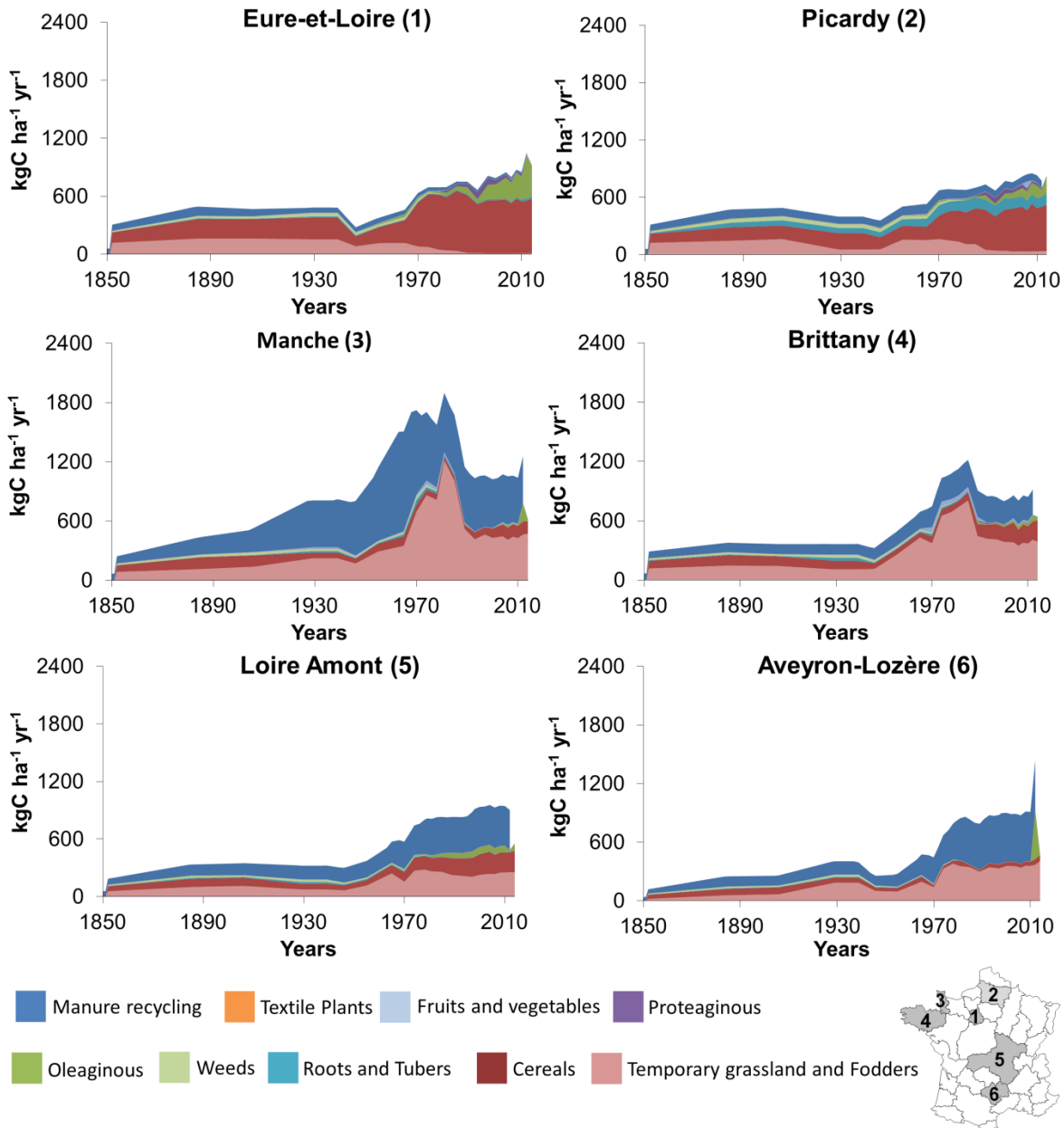


Figure 4. Evolution des apports de C humifié aux terres arables de 1852 à 2014 dans 6 territoires types : Eure-et-Loire, Picardie, Manche, Bretagne, Loire Amont, et Aveyron-Lozère. 9 catégories d'apports sont représentées.

## 2.2. Evolution du carbone des sols cultivés

L'évolution du carbone organique des sols arables dans les différentes régions répond essentiellement à celle de la NPP et des apports de C humifié qui en résultent (Figure 5). Les résidus de cultures (aériens et souterrains) sont en effet la source principale des apports de C humifié. Cependant, dans certaines régions, les apports de déjections animales jouent aussi un rôle important et peuvent représenter jusqu'à 58% de l'augmentation du stock de C labile sur la période étudiée, comme c'est le cas de la région Cantal-Corrèze.



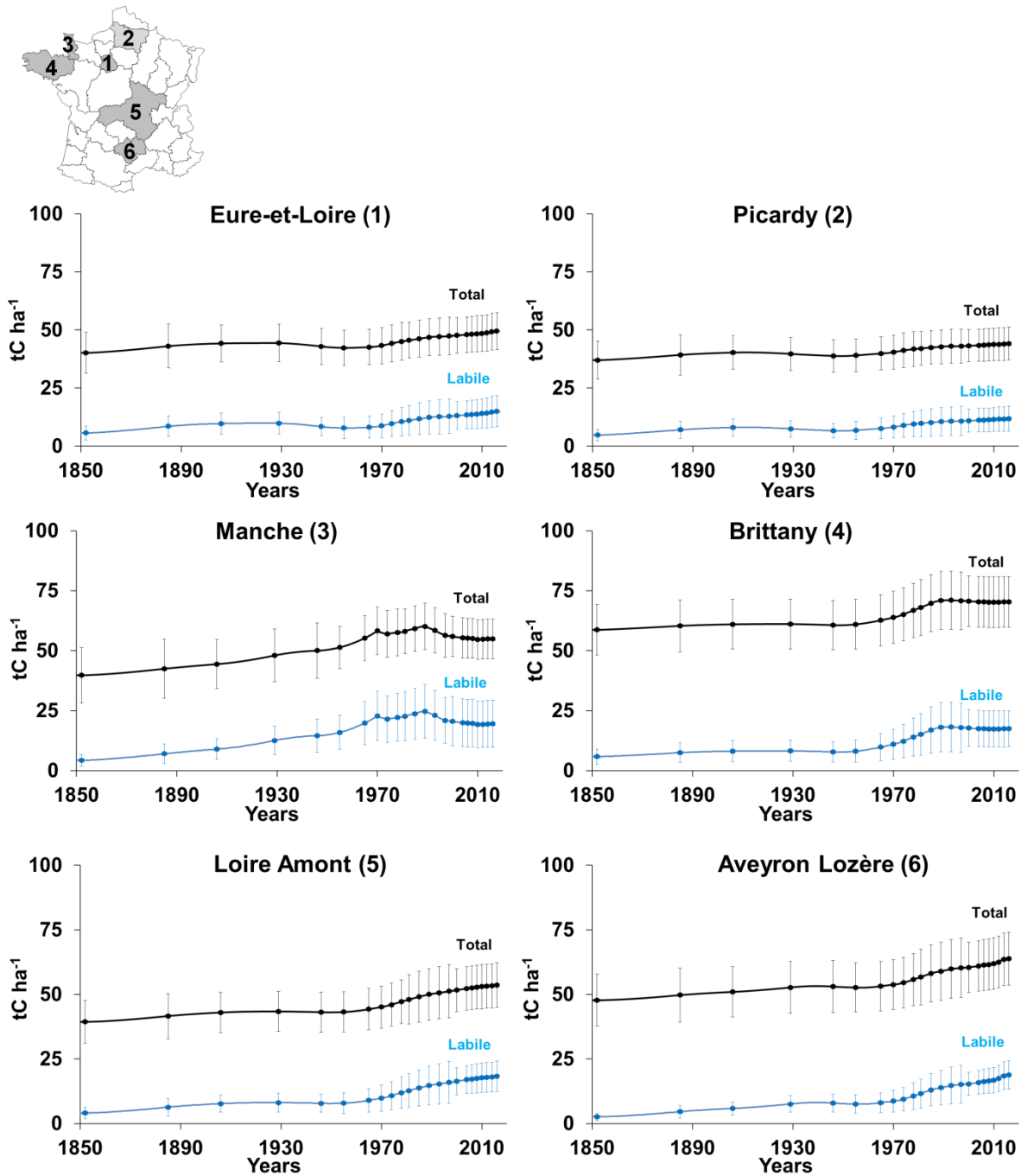


Figure 5. Evolution des stocks de C organique labile et totaux dans la couche des 30 cm supérieurs de sol des terres arables de 1852 à 2014 dans 6 régions types : Eure-et-Loire, Picardie, Manche, Bretagne, Loire Amont, et Aveyron-Lozère. Les barres d'erreurs indiquent les incertitudes calculées à partir d'une estimation de l'incertitude sur les données de base et d'une analyse de Monte Carlo (tirage aléatoire) de leur propagation dans les résultats de la modélisation.

A l'échelle nationale, le taux de stockage de C organique dans la couche de 0-30 cm des sols arables montre de grandes variations temporelles et géographiques (Figure 6). Durant la période 1885–1900, la plupart des régions montrent un taux annuel de stockage (exprimé en % du stock de C organique total dans la couche 0-30 cm) d'environ 1–2‰ par an (Figure 6.a), cohérent avec la faible hausse des rendements agricoles au cours de cette période. La période de 1955 à 1970 est caractérisée par une augmentation considérable du stockage de carbone organique dans les sols (Figure 6b), excédant 2‰ par an dans beaucoup de régions françaises et dépassant 4‰ par an dans plusieurs régions (ex. Manche et Calvados-Orne). Ces chiffres ne sont pas surprenant dans le contexte de croissance rapide des rendements et de la densité de bétail. A titre de comparaison, Poulton et al. (2018) ont mesuré des taux de stockage net de C autour de 4-7% par an au cours

des quelques décennies qui ont suivi l'accroissement de fertilisation minérale dans des essais agronomiques. Au cours de la période 2000–2014, la séquestration de C se ralentit, autour de 0–2‰ par an, dans les régions de grande culture des bassins parisien et aquitain ainsi que dans la Plaine d'Alsace. Un déstockage au rythme de  $-1.5\%$  an<sup>-1</sup> s'observe dans le Nord-Ouest de la France, tandis que les régions montagneuses de polyculture-élevage montrent les taux de séquestration de C organique les plus élevés, autour de 2–4‰ par an (Figure 6c).

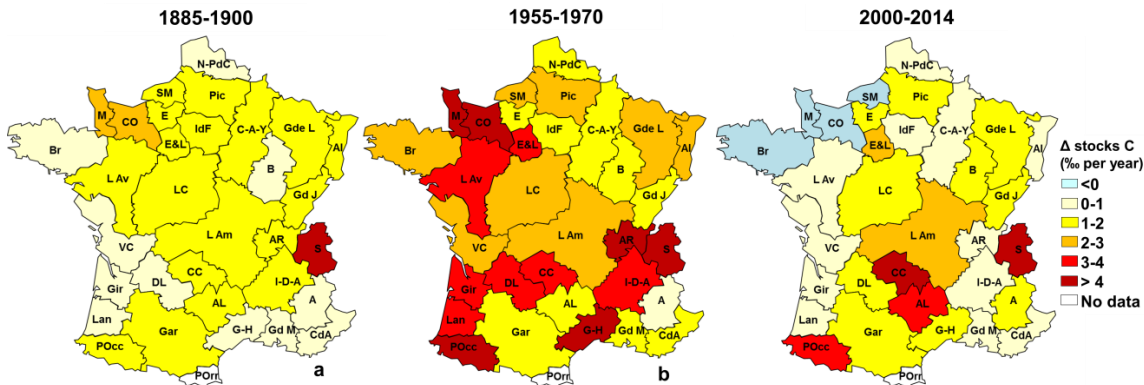


Figure 6. Distribution des taux de stockage de C organique dans la couche supérieure (0-30 cm) des sols arables des régions agricoles françaises. Durant les périodes a 1885–1900, b 1955–1970, et c 2000–2014. A : Alpes ; Al : Alsace ; AL : Aveyron-Lozère ; AR : Ain-Rhône ; B : Bourgogne ; Br : Bretagne ; C-A-Y : Champagne-Ardennes-Yonne ; CC : Cantal-Corrèze ; CdA : Côte d'Azur ; CO : Calvados-Orne ; DL : Dordogne-Lot ; E : Eure ; E&L : Eure-et-Loire ; Gar : Garonne ; Gd J : Grand Jura ; Gd M : Grand Marseille ; Gde L : Grande Lorraine ; G-H : Gard-Hérault ; Gir : Gironde ; I-D-A : Isère-Drôme-Ardèche ; IdF : Île de France ; L Am : Loire Amont ; L Av : Loire Aval ; Lan : Landes ; LC : Loire Centrale ; M : Manche ; N-PdC : Nord Pas-de-Calais ; Pic : Picardie ; Pocc : Pyrénées Occidentales ; POr : Pyrénées Orientales ; S : Savoie ; VC : Vendée-Charentes.

A l'échelle nationale, la teneur en C organique des sols arables, exprimée par ha, s'est accrue graduellement de 1852 à 2014, avec le gain le plus important dans la période 1955-1990. Cette progression ne se traduit cependant pas directement en termes de stock total, en raison de la baisse concomitante des surfaces de terres arables, même en tenant compte de l'acquisition de la Savoie en 1860, de la perte de l'Alsace-Lorraine en 1871, puis de sa récupération en 1918. Comme la baisse de surface de terres arables n'est pas compensée par l'accroissement du C organique dans les sols, le stock total de C organique en Mt C dans les sols arables français est plus faible en 2014 qu'il ne l'était en 1852, même si cette différence n'est pas statistiquement significative (Tableau 1). Un minimum semble avoir été atteint avant 1950, après quoi la tendance à la hausse perdure.

Tableau 1. Stocks de C organique dans les sols arables (à-30 cm) en France (échelle nationale) en 1852, 1906, 1955, 1990 et 2014.

	Terres arables		
	stock Corg t C ha <sup>-1</sup>	Stock Corg Mt C	surface Mha
<b>1852</b>	42 ± 8.0	1100 ± 230	26 ± 2.6
<b>1906</b>	45 ± 7.9	760 ± 140	17 ± 1.7*
<b>1955</b>	45 ± 7.8	850 ± 140	19 ± 1.0
<b>1990</b>	51 ± 8.6	900 ± 150	18 ± 0.9
<b>2014</b>	52 ± 8.1	930 ± 150	18 ± 0.9

\* une partie de la décroissance des surfaces de terres arables entre 1852 et 1906 s'explique par la perte de l'Alsace-Lorraine en 1871, après la guerre contre la Prusse.

### 3. Discussion

#### 3.1. L'intérêt d'une approche historique et systémique

Nos résultats mettent en évidence que la production primaire nette et, dans une moindre mesure, les apports de déjections animales, sont les déterminants principaux des apports de C humifié aux sols arables, et donc les principaux leviers des changements de stocks de C organiques dans les sols par ha. Ce résultat est en accord avec d'autres études qui montrent le rôle prédominant des apports de C organiques aux sols (Saffih et Mary, 2008 ; Virto et al., 2012 ; Chenu et al., 2014). Comprendre à long terme les causes des changements de la NPP et des apports de déjections animales demande une perspective systémique et historique, qui va au-delà du pur déterminisme agronomique. En distinguant 3 phases dans l'histoire agricole de la France, on rend plus claire l'identification des changements structurels du système agro-alimentaire qui affectent le bilan du C organique des sols.

Au cours de la première période, de 1852 à 1950, la NPP ne progresse que lentement, au rythme de l'accroissement du cheptel dont elle dépend comme seule source de fertilisation. Une hausse de la densité de cheptel est rendu possible par l'extension de la part des prairies temporaires et des cultures fourragères dans les rotations. Ce schéma d'évolution agricole a été identifié dans d'autres pays au XIXe et du début du XXe siècle (Krausmann et al., 2004). En France, cette évolution est aussi favorisée par l'augmentation de la part de protéines animales dans la ration humaine (Toutain, 1971), rendue possible par le développement du chemin de fer à partir de 1878 (Plan Freyciney), qui conduit au désenclavement du monde rural des provinces françaises à la fin du XIXe siècle (Duby et Wallon, 1993). Cependant, ce monde rural français reste encore largement à la marge de l'économie de marché, peu mécanisé, et protégé de la compétition internationale par des barrières douanières mises en place à la fin du XIXe siècle (Duby et Wallon, 1993). Ceci explique que l'amélioration observée des rendements reste limitée à cette époque par rapport à ce qui est connu dans d'autre pays d'Europe occidentale comme l'Angleterre ou l'Allemagne.

Dans la seconde période, de 1950 à 1980, la NPP s'élève très rapidement dans tous les territoires français, conduisant à une forte accumulation de C organique dans les sols arables. Ceci peut être imputé à la généralisation de l'usage des engrais minéraux après la deuxième guerre mondiale. A l'exception de l'Île-de-France, de l'Eure et du Grand Marseille, toutes les régions accroissent leur prairies temporaires et leur production fourragères, même celles dont leur cheptel ne se développe pas (ex. Picardie et Loire Centrale). Les prairies temporaires et les cultures fourragères deviennent les cultures dominantes dans les régions de plus haute densité animale (ex. Bretagne, Loire Aval, Aveyron-Lozère et Cantal-Corrèze), indiquant que la production animale reste essentiellement supportée par la production fourragère locale. Cependant, les importations nettes de fourrage et aliments pour bétail depuis l'étranger augmentent de 0.25 to 1.31 Mt C yr<sup>-1</sup> entre 1961 et 1981, montrant qu'une spécialisation à l'échelle internationale et le commerce des aliments pour bétail jouent également un rôle important dès cette époque (Billen et al., 2014 ; Lassaletta et al., 2014a ; Soto et al., 2016 ; Gonzalez de Molina et al., 2017). C'est aussi le moment d'une transition d'un système basé sur l'organique et les énergies solaire vers un système minéral et basé sur les énergies fossiles. (Krausmann et al., 2008 ; Carmo et al., 2017 ; Niedertschneider et al., 2017). Ceci conduit, aux cours des six dernières décennies à une transformation profonde, aux échelles locales comme globale, des systèmes agro-alimentaires, avec une spécialisation régionale, une hausse de productivité et des taux d'application des engrais minéraux, de la densité du cheptel et du commerce international. Ces changements, très rapides, ne peuvent être vus comme résultant de dynamiques spontanées. Ils sont au contraire le résultat de politiques délibérées, mises en place dans le contexte de la Guerre Froide et des Trente Glorieuses, caractérisé par une forte croissance économique, le développement de la consommation de masse et la course à l'innovation technologique dans le bloc capitaliste occidental. Comme discuté précédemment par Le Noë et al. (2018) pour le cas spécifique français, la « modernisation » de l'agriculture est le fait d'une politique active de l'Etat, renforcée aux niveaux Européen et international à travers les plans Monnet (1945) et Marshall (1947) (Duby et Wallon, 1978), et supportée par une frange de la nouvelle génération d'agriculteurs rassemblés autour d'organisations professionnelles (FNSEA) ou confessionnelles (JAC) qui prennent une part active à la mutation de l'agriculture paysanne, en étroite connexion avec les entreprises amont (engrais et machines) et aval (collecte, transformation et distribution) qui allaient former le secteur de l'agro-industrie (Muller, 1984;

Duby et Wallon, 1978). Comme souligné par Jollivet (2007), ces changements aboutissent à la transformation des paysans en entrepreneurs.

Une troisième période de 1980 à 2014 se caractérise par l'émergence de tendances divergentes selon les régions en termes de NPP et d'apports de C au sol. Partout on assiste à une diminution drastique des prairies temporaires et des cultures fourragères. Dans les régions de forte densité du bétail, comme la Bretagne, la Loire Aval et la Manche, la baisse d'apports de C humifié au sol liée à ce changement n'est pas compensée par les autres cultures, ni par les apports de déjections animales. Le stock de C organique du sol décroît donc graduellement. Dans le cas de la Bretagne et de la Loire Aval, ces transformations s'accompagnent d'une diminution des surfaces de prairies permanentes et d'un recours accru aux importations de soja d'Amérique latine (Le Noë et al., 2017). Ces changements structurels du système agro-alimentaire peuvent donc être clairement vus comme responsables de la transformation des sols en source nette de C pour l'atmosphère. Le cas de la Manche est différent puisque la production des prairies permanentes contribue toujours significativement à l'alimentation animale, et les importations d'aliments pour bétail de l'étranger restent limitées. La diminution des apports de C au sol des prairies temporaires et des cultures fourragères, qui conduisent à un déstockage du C du sol dans cette région après 1980, semble davantage être liée à une désintensification des cultures (comme le montre la baisse de fertilisation minérale).

Dans les régions de grande culture sans élevage, comme la Picardie et l'Eure-et Loire, où la réduction des prairies temporaires et des cultures fourragères s'est faite en faveur des céréales et des racines et tubercules, les stocks de carbone organique des sols restent stables. Dans les régions de polyculture-élevage où la densité animale continue d'augmenter, sans recours massif aux importations de fourrages, avec une production des cultures fourragères et des prairies temporaires en croissance ou en stagnation, les stocks de C du sol sont stabilisés ou en accroissement.

Les changements observés dans cette troisième période se sont produits dans un contexte de volontarisme des politiques publiques françaises et européennes nettement diminué, avec la suppression des barrières douanières, et une gouvernance beaucoup plus libérale (Bureau et Thoyer, 2014). Si la période précédente (1950–1980) a promu la modernisation et la spécialisation de l'agriculture par la protection du marché européen et une politique d'aide directe à la production, l'affaiblissement progressif de cette politique renforce le mouvement d'ouverture et de spécialisation qui avait été mis en place. Cette tendance de spécialisation régionale a aussi été observée en Espagne avec des effets néfastes en terme d'efficacité énergétique (Guzman et al., 2017), d'émission de gaz à effet de serre (Lassaletta et al., 2014b) et de souveraineté alimentaire (Soto et al., 2016). Tous ces changements se déroulent dans le nouveau contexte historique global qui fait suite à l'effondrement du bloc communiste qui rend obsolète les politiques publiques interventionnistes et mène à l'avènement du néo-libéralisme hégémonique assumé pleinement par le consensus de Washington en 1990 (Plihon, 2012).

Cette analyse met bien en évidence la nécessité d'une approche systémique et historique pour mieux comprendre les chaînes de causalité qui déterminent les changements des stocks de C organique dans les sols, comme illustré par la figure 7.

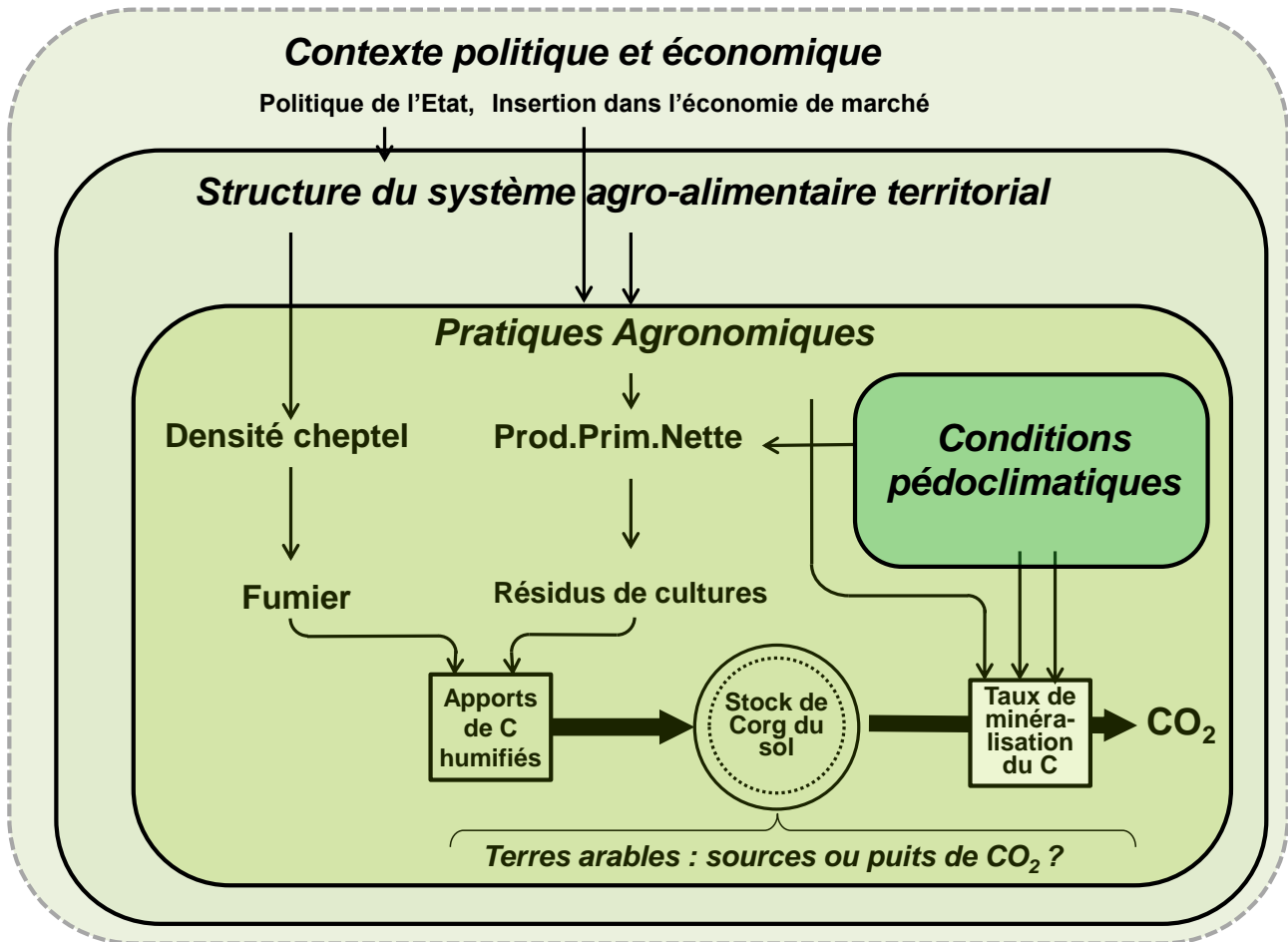


Figure 7. Représentation simplifiée de la chaîne de causalités à l'œuvre dans les changements de stocks de carbone organique des sols agricoles.

### 3.2. Réalisme et signification de l'objectif 4‰

L'intérêt d'une perspective historique réside aussi dans la possibilité qu'elle offre de mieux appréhender l'avenir. Sur la base de nos résultats et dans le contexte mis en avant par l'initiative 4‰, la question se pose du réalisme de cet objectif. Nos estimations à l'échelle de la France entière montrent que le taux de séquestration du C dans les sols arables avoisine aujourd'hui 1‰ par an, même si des disparités régionales importantes existent en fonction des trajectoires agricoles passées (Figure 6c). L'objectif national de 4‰ par an, impliquerait donc un accroissement considérable des apports de C humifié aux sols. Un récent rapport de l'INRA (Pellerin et al., 2013) examine en détail les mesures qui pourraient y conduire, comme l'introduction de cultures de couverture et de bandes enherbées, le développement de l'agro-foresterie, l'allongement de la durée des prairies temporaires... Nos résultats indiquent que ces aménagements de pratiques agricoles sont étroitement et intrinsèquement liés à la structure des systèmes agro-alimentaires à l'échelle régionale (Figure 7) et aux politiques publiques mises en œuvre pour les orienter. Nous suggérons dès lors que des changements structurels majeurs tels que la reconnexion des cultures et de l'élevage dans les régions spécialisées soit en grande culture, soit en élevage spécialisé, qui retrouveraient alors des formes nouvelles de polyculture- élevage, seraient de nature à renforcer la séquestration du C dans les sols, (1) en multipliant les surfaces en prairies permanentes, (2) en augmentant les apports de C humifié à travers les résidus de cultures fourragères et les déjections animales, tout en diminuant la dépendance aux importations de fourrage et aux engrais minéraux grâce à un meilleur recyclage des nutriments.

Par ailleurs, l'accroissement de la vitesse de stockage du C dans les sols doit être comparé au bilan du carbone de l'ensemble du secteur agricole actuel. A cet égard, la hausse sans précédent du stock de carbone dans les sols arables au cours de la période 1959-1980 doit être vu comme un effet secondaire d'une augmentation de productivité lié à la mécanisation et à l'utilisation massive des engrais de synthèse, donc à une dépendance accrue, directe ou indirecte au pétrole. Ce phénomène a été décrit par plusieurs auteurs,

comme « une séquestration de carbone alimentée par les combustibles fossiles » (Gingrich et al., 2007 ; Erb et al., 2007). Selon cette vision, l'accroissement des stocks de carbone dans les sols ne serait qu'un aspect de la transition du régime socio-écologique agricole pré-industriel à un régime hautement industrialisé, avec passage d'un système territorial basé sur l'énergie solaire vers un système extra-territorial, basé sur les énergies fossiles. Dans le cas du système agricole français, l'énergie directe consommée pour le travail mécanique du sol et le chauffage des bâtiments représente 5 millions de tonnes équivalent pétrole par an (Mtep/an), tandis que la consommation indirecte liée surtout à la production des engrais de synthèse s'élève à 5.4 Mtep/an (Doublet, 2011). Avec un facteur de conversion de 0.85 tonC/tep, les émissions de CO<sub>2</sub> liées à la consommation d'énergie technique de l'agriculture en France s'élèvent donc à 8.8 Mt C/an. Notre estimation du stockage de C dans les 30 premiers cm des terres arables française de 1.7 Mt C/an (moyenne des 20 dernières années pour l'ensemble de la France) est donc 5 fois inférieure aux émissions de CO<sub>2</sub> liées aux consommations énergétiques de l'agriculture.

Une telle analyse contredit donc l'affirmation de Lal (2016, p. 24) dans un récent article : *“The 4 per thousand proposal should be more about the concept than any specific number. The concept that soils and agriculture are solutions to the global issue of Climate change, food insecurity and environmental pollution, is a major shift of historical significance”*. Si nous pouvons adhérer avec la première partie de la proposition, nous ne pouvons être convaincus par la seconde. La portée de la séquestration du carbone dans les sols agricoles comme possibilité de compensation des émissions anthropogéniques de CO<sub>2</sub> est beaucoup plus réduite que ne le prétend cet auteur, et ne peut en tout état de cause que constituer un palliatif temporaire, comme l'ont montré plusieurs auteurs (Sommer et Bossio, 2014 ; Lassaletta et Aguilera, 2015 ; Baveye et al, 2018 ; Poulton et al, 2018).

## 4. Conclusion

Notre étude montre que dans les sols arables de la plupart des régions françaises, le stock de C s'est accru entre 1852 et 2014, bien qu'il ait pu diminuer lors des dernières 30 années dans certaines régions. Ces changements sont essentiellement liés à l'évolution de la production primaire nette et aux apports au sol de C humifié qui en découlent. Différentes trajectoires de la production agricole ont pu être identifiées, avec, dans tous les cas, une hausse très nette de productivité dans la période 1950-1980. Dans cette période, l'intensification et la spécialisation ont été rendue possible grâce à une dépendance accrue aux combustibles fossiles, qui a contribué à l'augmentation des émissions de CO<sub>2</sub> et au changement climatique. L'évolution technique et structurelle de l'agriculture des territoires français vers l'intensification et la spécialisation au cours de cette période répondait à une volonté politique nationale et internationale et à des intérêts économiques. Cette période de transition s'est caractérisée dans toutes les régions par un accroissement significatif des stocks de C dans les sols. Au cours de la période 1980-2014, les différentes trajectoires des systèmes agricoles français ont abouti au contraire, à une réduction ou une stabilisation des stocks de carbone dans les sols arables. La séquestration du C dans les sols est loin de compenser les émissions directes et indirectes de CO<sub>2</sub> par l'agriculture.

Dans l'ensemble, nous avons montré que dans des pays comme la France où une augmentation massive de productivité agricole a déjà eu lieu, une nouvelle accumulation de C dans les sols arables au rythme de 4% par an est assez peu probable. A court terme, un aménagement du territoire qui privilégierait les pratiques agro-écologiques et les surfaces de prairies permanentes pourraient favoriser la séquestration du C. Cependant, à moyen et long terme, la soutenabilité de l'agriculture du point de vue de ses émissions de CO<sub>2</sub> dépendra surtout de la manière dont pourront être reconfigurés le métabolisme énergétique et les systèmes agro-alimentaires en fonction du bien-être et des exigences environnementales de la population humaine.

## Bibliographie

- Agreste (2017). La statistique agricole. Ministère de l'Agriculture, de l'Agro-Alimentaire et de la Forêt. Retrieved from <http://agreste.agriculture.gouv.fr/la-statistique-agricole>.
- Aguilera, E., Guzman, G. I., Alvaro-Fuentes, J., Infante-Amate, J., Garcia-Ruiz, R., Carranza-Gallego, G., Soto, D., Gonzalez de Molina, M. (2018). A historical perspective on soil organic carbon in Mediterranean cropland (Spain, 1900-2008). *Science of the Total Environment*. 621, 634-648. DOI: [org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.243](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.243)
- Anderson, T.-H., Domsch, K.H. (1989). Ratios of microbial carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 21, 471-479. DOI: [org/10.1016/0038-0717\(89\)90117-X](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90117-X)
- 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. DOI: [org/10.1016/j.agee.2016.07.008](https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.008)
- Ballabio, C., Panagos, P., Monatanarella, L. (2016). Mapping topsoil physical properties at European scale using the LUCAS database. *Geoderma*, 261, 110-123. DOI: [org/10.1016/j.geoderma.2015.07.006](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.006)
- Barles, S. (2005). *L'invention des déchets urbains: France 1790-1970*. Seyssel, Ain : Champ Vallon.
- Bellanger, E. (2010). [\*Assainir l'agglomération parisienne. Histoire d'une politique interdépartementale de l'assainissement \(XIXe-XXe siècles\)\*](#). Paris, France : Éditions de L'Atelier.
- Baveye, P., Berthelin, J., Tessier, D., Lemaire, G. (2018). The “4 per 1000” initiative: A credibility issue for the soil science community? *Geoderma*, 309, 118-123. DOI: [10.1016/j.geoderma.2017.05.005](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.005)
- Bertin, A. (1856). *Du fumier, de la culture et du bétail, en vue du fumier*. Valognes, France. Carette-Bondessein imprimeur-libraire.
- Bertora, C., Zavattaro, L., Sacco, D., Monaco, S., Grignani, C. (2009). Soil organic matter dynamics in manured maize-based forage systems. *European Journal of Agronomy*. 30, 177-186. DOI: [10.1016/j.eja.2008.09.006](https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.09.006)
- Billen G., Lassaletta L., Garnier J. (2014). A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security*. 3, 209–219. DOI: [10.1016/j.gfs.2014.08.003](https://doi.org/10.1016/j.gfs.2014.08.003)
- Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A., VandenBygaart, A.J. (2007). An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 118, 29-42. DOI: [org/10.1016/j.agee.2006.05.013](https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.013)
- Bronick, C.J., Lal, R. (2004). Soil structure and management: a review. *Geoderma*. 124, 3-22. DOI: [org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005)
- Bureau, J.-C., Thoyer, S. (2014). *La politique agricole commune*. Paris, France : La Découverte.
- Burney, J.A., Davis, S.J., Lobell, D.B. (2010). Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *Proceeding of the National Academy of Sciences*. 107, 12052-12057. DOI: [org/10.1073/pnas.0914216107](https://doi.org/10.1073/pnas.0914216107)
- Campbell, C.A., Biederberck, V.O., Zenter, R.P., Lafond, G.P. (1991). Effect of crop rotation and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in a thin Black Chernozem. *Canadian Journal of Soil Sciences*. 71, 363-376.
- Carmo, M., Garia-Ruiz, R., Ferreira, M.I., Domingos, T. (2017). The N-P-K soil nutrient balance of

Portuguese cropland in the 1950s: The transition from organic to chemical fertilization. *Scientific Reports*, 7, 8111. DOI:10.1038/s41598-017-08118-3

CGDD, 2013. NOPOLU-Agri. Outil de spatialisation des pressions de l'agriculture. Méthodologie et résultats pour les surplus d'azote et les émissions des gaz à effet de serre Campagne 2010-2011 *Document de travail n°14. Commissariat général au développement durable - Service de l'observation et des statistiques*. Retrieved from: [http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits\\_editoriaux/Publications/Documents\\_de\\_travail/2013/doc-travail-14-nopolu-09-2013.pdf](http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Documents_de_travail/2013/doc-travail-14-nopolu-09-2013.pdf).

Chenu, C., Klumpp, K., Bispo, A., Angers, D., Colnenne, C., Metay, A. (2014). Stocker du carbone dans les sols agricoles : évaluation de leviers d'action pour la France. *Innovations Agronomiques*, 37, 23-37.

CITEPA (2013). OMINEA, Organisation et Méthodes des Inventaires Nationaux des Emissions Atmosphériques en France". 10<sup>e</sup> édition. Retrieved from <http://www.citepa.org/fr/>.

Clivot, H., Mary, B., Valé, M., Cohan, J.-P., Champolivier, L., Praux, F., Laurent, F., Justes, E. (2017). Quantifying in situ and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 111, 44-59. Doi : [org/10.1016/j.soilbio.2017.03.010](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.010)

Clivot, H., Duparque, A., Dinh, J.L., Mouny, J.C, et al. (2018). Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. *Geoderma*, submitted.

Conant, R.T., Paustian, K., Elliot, E.T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11, 343-355.

CORPEN (1999). Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager. *CORPEN, «Groupe Alimentation » Sous groupe « Vaches laitières »*. 18 p.

Doublet, S. (2011). CLIMAGRI : bilan énergies et GES des territoires ruraux, la ferme France en 2006 et 4 scénarios pour 2030. Rapport ADEME. Retrieved from : <http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/climagri-la-ferme-france-en-2006-et-4-scenarios-pour-2030.pdf>

Duby, G., Wallon, A. (1978). *Histoire de la France rurale, tome IV Depuis 1914*. Paris, France : Seuil.

Duby, G., Wallon, A. (1993). *Histoire de la France rurale, tome III De 1789 à 1914*, Paris, France : Seuil.

Erb K.-H., Haberl H., Krausmann F. (2007). The fossil fuel-powered carbon sink. Carbon flows and Austria's energetic metabolism in a long-term perspective. In Fischer-Kowalski, M and Haberl H. (eds.), *Socioecological transitions and global change*, pp. 60-82. Cheltenham, UK: Edward Elgar.

Erb, K.-H., Gingrich, S., Krausmann, F., Haberl, H. (2008). Industrialization, fossil fuels, and the transformation of land use. *Journal of Industrial Ecology*.12, 686-703. DOI: [org/10.1111/j.1530-9290.2008.00076.x](https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00076.x)

Esculier, F. (2018). *Le système alimentation/excrétion des territoires urbains : régimes et transitions socio-écologiques*. PhD Thesis. University Paris-Est. 480 pp.

Fan, J., McConkey, B., Wang, H., Janzen, H. (2016). Root distribution by depth for temperate agricultural crop. *Field Crops Research*. 189, 68-74. DOI: [org/10.1016/j.fcr.2016.02.013](https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.02.013)

Fan, J., McConkey, B., Janzen, H., Townley-Smith, L., Wang, H., (2017). Harvest index-yield relationship for estimating crop residue in cold continental climates. *Field Crops Research*. 204, 153-157. DOI: 10.1016/j.fcr.2017.01.0140378-4290/Crown

Fisher-Kowalski, M., Haberl, H. (2007). Conceptualizing, observing and comparing socioecological transitions. In Fischer-Kowalski, M. and Haberl, H. (eds), *Socioecological transitions and global change*:



*Trajectories of social metabolism and land use*, pp 1-30. Cheltenham, UK : Edward Elgar.

Gerbaux, F., Muller, P., 1984. La naissance du développement agricole en France. *Economie rurale*, 159, 17-22. DOI : 10.3406/ecoru.1984.3019

Gingrich, S., Erb, K.-H., Krausmann, F., Gaube, V., Haberl, H. (2007). Long-term dynamics of terrestrial carbon stocks in Austria: a comprehensive assessment of the time period from 1830 to 2000. *Regional Environmental Change*, 7, 37-47. DOI: 10.1007/s10113-007-0024-6

Gingrich, S., Niedertscheider, M., Kastner, T., Haberl, H., Cosor, G., Krausmann, F., Kuemmerle, T., Müller, D., Reith-Musel, A., Rudbeck Jepsen, M., Vadineanu, A., Erb, K. (2015). Exploring long-term trends in land use change and aboveground human appropriation of net primary production in nine European countries. *Land Use Policy*, 47, 426-438. DOI: [org/10.1016/j.landusepol.2015.04.027](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.027)

Girardin, J. (1876). *Des fumiers et autres engrais animaux*, 7th ed. , Paris, France : Garnier frères. Retrieved from: <http://catalogue.bnf.fr/ark:/12148/cb305108417>

Gonzalez de Molina, M., Soto Fernandez, D., Infante-Amate, J., Aguilera, E., Vila Traver, J., Guzman, G.I. (2017). Decoupling food from land: The evolution of Spanish agriculture from 1960 to 2010. *Sustainability*, 9, 2348. DOI: [org/10.3390/su9122348](https://doi.org/10.3390/su9122348)

Goubert, J.P. (1984). La France s'équipe. Les réseaux d'eau et d'assainissement. 1850-1950. *Les Annales de la recherche urbaine*, 23, 47-53.

Gros, A. (1957). *Guide pratique de la fertilisation*. Paris, France : La Maison Rustique.

Gueymard, E. (1868). *Recueil d'analyses chimiques à l'usage de l'agriculture moderne*. Grenoble, France : Imprimerie de Prudhomme.

Guzman, G. I., González de Molina, M., Soto Fernandez, D., Infante-Amate, J., Aguilera, E. (2018). Spanish agriculture from 1900 to 2008: a long-term perspective on agroecosystem energy from an agroecological approach. *Regional Environmental Change*, 18, 995-1008. DOI: [10.1007/s10113-017-1136-2](https://doi.org/10.1007/s10113-017-1136-2)

Haynes, R.J. (2000). Interactions between soil organic matter status, cropping history, method of quantification and sample pretreatment and their effects on measured aggregate stability. *Biology and Fertility of Soils*, 30, 270-275.

Hu, T., Sorensen, P., Wahlström, E.M., Chirinda, N., Sharif, B., Li, X., Olesen, J.E. (2018). Root biomass in cereals, catch crops and weeds can be reliably estimated without considering aboveground biomass. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 251, 141-148.

INSEE (2017). Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques. Retrieved from <http://www.insee.fr/fr/statistiques/>

Jenkinson, D.S., Rayner, J.H. (1977). The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123, 5.

Jollivet, M., 2007. La grande transformation de l'agriculture française sous l'œil du sociologue. *Économie rurale*, 300, 26-29. DOI: 10.4000/economierurale.2098

Justes, E., Mary, B., Nicolardot, B. (2009). Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues. *Plant and Soil*, 325, 171-185.

Kätterer, T., Reichstein, M., Andrén, O., Lomander, A. (1998). Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. *Biology and Fertility of Soils*, 27, 258-262.

- Kong, A.Y.Y., Six, J., Bryant, D.C., Ford, Denison, R., van Kessel, C. (2005). The Relationship between Carbon Input, Aggregation, and Soil Organic Carbon Stabilization in Sustainable Cropping Systems. *Soil Sciences Society of America Journal*, 69, 1078–1085.
- Krausmann, F. (2004). Milk, Manure and Muscle Power. Livestock and the Transformation of Preindustrial Agriculture in Central Europe. *Human Ecology*, 32, 735-772. DOI : 10.1007/s10745-004-6834-y.
- Krausmann F., Schandl, H., Sieferle, R.P. (2008). Socio-ecological regime transitions in Austria and the United Kingdom. *Ecological Economics*. 65, 187-201. DOI : [org/10.1016/j.ecolecon.2007.06.009](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.06.009)
- Krausmann, F., Gingrich, S., Haberl, H., Erb, K.-H., Musel, A., Kastner, T., Kohlheb, NO., Niedertscheider, M., Schwarzlmüller, E. (2012). Long-term trajectories of the human appropriation of net primary production: lessons from six national case studies. *Ecological Economics*. 77, 129-138. DOI: [org/10.1016/j.ecolecon.2012.02.019](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.02.019)
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*. 123, 1-22. DOI:10.1016/j.geoderma.2004.01.032
- Lal, R. (2016). Beyond COP21: Potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *Journal of Soil and Water Conservation*. 71, 1. DOI:10.2489/jswc.71.1.20A
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Garnier, J., Leach, A.M., Galloway, J.N. (2014a). Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry*, 118, 225–241. DOI: 10.1007/s10533-013-9923-4
- Lassaletta L., Billen G., Grizzetti B., Anglade J., Garnier J. (2014b). 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environmental Research Letters*, 9. DOI:10.1088/1748-9326/9/10/105011
- Lassaletta, L., Aguiliera, E. (2015). Soil carbon sequestration is a climate stabilization wedge: Comments on Sommer and Bossio (2014). *Journal of Environmental Management*, 153, 48-49.
- Le Noë J., Billen G., Lassaletta L., Silvestre, M., Garnier, J. (2016). La place du transport de denrées agricoles dans le cycle biogéochimique de l’azote en France : un aspect de la spécialisation des territoires. *Cahiers Agricultures*. 25, 15004. DOI: 10.1051/cagri/2016002.
- Le Noë J., Billen G., Garnier J. (2017). How the structure of agro-food systems shapes nitrogen, phosphorus, and carbon fluxes: the Generalized Representation of Agro-Food System applied at the regional scale in France. *Science of the Total Environment*. 586, 42–55. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.02.040](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.040)
- Le Noë J., Billen, G., Esculier, F., Garnier, J. (2018). Long-term socioecological trajectories of agro-food systems revealed by N and P flows in French regions from 1852 to 2014. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 265, 132-143. DOI: 10.1016/j.agee.2018.06.006
- Liger, F. (1875). *Dictionnaire historique et pratique de la voierie, de la construction, de la police municipale et de la contiguïté : fosses d'aisances, latrines, urinoirs et vidanges*, Paris, France : Baudry.
- Loucks, D., Van Beek, E., Stedinger, J., Dijkman, J., Villars, M. (2005). Model sensitivity and uncertainty analysis. *Water Resource and System Planning Management*. 255–290.
- Lugato, E., Paustian, K., Panagos, P., Jones, A., Borrelli, P. (2016). Quantifying the erosion effect on current carbon budget of European agricultural soils at high spatial resolution. *Global Change Biology*. 22, 1976-1981. DOI: 10.1111/gcb.13198
- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (2002). *Evaluation des quantités actuelles et futures de déchets épandus sur les sols agricoles et provenant de certaines activités - Lot 3: effluents d'élevage. Final Report*. Retrieved from <http://www.biomasse-normandie.org/IMG/pdf/rapport.pdf>

- Milesi Delaye L.A., Irizar, A.B., Andriulo, A.E., Mary, B. (2013). Effects of continuous agriculture of grassland soils of the rolling pampa on soil organic carbon and nitrogen. *Applied and Environmental Soil Science*. 2013, id487867. DOI: [org/10.1155/2013/487865](https://doi.org/10.1155/2013/487865)
- Miltner, A., Bombach, P., Schmidt-Brücken, B., Kästner, M. (2012). SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry*. 111, 41-55. DOI: [10.1007/s10533-011-9658-z](https://doi.org/10.1007/s10533-011-9658-z)
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Zueng-Sang, C., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Young Hong, S., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Leatitia Mulder, V., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaemen, Tsui C.-C., Vagen, T.-G., van Wesemael, B., Winowiecki, L. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292, 59–86. DOI: [org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002)
- Moisselin, J.M., Schneider, M., Canellas C., Mestre, O. (2002). Les changements climatiques en France au XXe siècle. Étude des longues séries homogénéisées de données de température et de précipitations. *La Météorologie*. 38, 45-56.
- Mueller, N. D., Gerber, J.S., Johnston, M., Ray, D.K., Ramankutty, N., Foley, J.A. (2012). Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature*, 254, 490. DOI : [10.1038/nature11420](https://doi.org/10.1038/nature11420)
- Muller, P. (1984). *Le Technocrate et le Paysan: Les lois d'orientation agricole de 1960-1962 et la modernisation de l'agriculture française 1945-1984*. Paris, France : L'Harmattan.
- Niedertschneider M., Tasser, E., Patek, M., Rüdiger, J., Tappeiner, U., Erb, K. (2017). Influence of land-use intensification on vegetation C-stocks in an alpine valley from 1865 to 2003. *Ecosystems*. 20, 1391-1406. DOI: [10.1007/s10021-017-0120-5](https://doi.org/10.1007/s10021-017-0120-5).
- Noirfalise, A. (1974). Conséquences écologiques de l'application des techniques modernes de production en agriculture. *Informations Internes sur l'Agriculture*. N°137. Bruxelles, Belgique : Commission des Communautés Européennes.
- Paulet, M. (1853). L'Engrais humain. Histoire des applications de ce produit à l'agriculture, aux arts industriels, avec description des plus anciens procédés de vidanges et des nouvelles réformes dans l'intérêt de l'hygiène. Paris, France : Comptoir des imprimeurs-unis, Veuve Comon.
- Pausch, J. & Kuzyakov, Y (2018) Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale. *Global Change Biology*. 24:1-12
- Pellerin, S., Bamière, L., Angers, D., Béline, F., Benoît, M., Butault, J.P., Chenu, C., Colnenne-David, C., De Cara, S., Delame, N., Doreau, M., Dupraz, P., Faverdin, P., Garcia-Launay, F., Hassouna, M., Hénault, C., Jeuffroy, M.H., Klumpp, K., Metay, A., Moran, D., Recous, S., Samson, E., Savini, I., Pardon L. (2013). *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques*. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 92 p.
- Plihon, D. (2012). *Le Nouveau Capitalisme*. 4th Ed. Paris, France : La Découverte
- Poepflau, C., Don, A. (2012). Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200, 33-41. DOI : [org/10.1016/j.agee.2014.10.024](https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024)
- Poulton, P., Johnston, J., Macdonald, A., White, R., Powlson, D. (2018). Major limitations to achieving "4 per 1000" increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom. *Global Change Biology*, 24, 2563-2584. DOI: [10.1111/gcb.14066](https://doi.org/10.1111/gcb.14066)
- Puget, P., Chenu, C., Balesdent, J. (2000). Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates. *European Journal of Soil Science*. 51, 595-605.
- Raimonet, M., Oudin, L., Thieu, V., Silvestre, M., Vautard, R., Rabouille, C., Le Moigne, P. (2017). Evaluation of gridded meteorological datasets for hydrological modeling. *American Meteorological Society*. 18, 3027-3041. DOI: [org/10.1175/JHM-D-17-0018.1](https://doi.org/10.1175/JHM-D-17-0018.1)

- Saffih-Hdadi K. and Mary B. (2008). Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology & Biochemistry*. 40, 594-607.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K. (2000). Soil macroaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*. 32, 2099-2103.
- Six, J., Frey, S.D., Thiet, R.K., Batten, K.M. (2006). Bacterial and Fungal Contributions to Carbon Sequestration in Agroecosystems. *Soil Science Society America Journal*. 70, 555-569. DOI: 10.2136/sssaj2004.0347
- Sleutel, S., De Neve, S., Singier, B., Hofman, G. (2006). Organic C levels in intensively managed arable soils – long-term regional trends and characterization of fractions. *Soil Use and Management*. 22, 188–196.
- Sleutel, S., De Neve, S., Hofman, G. (2007). Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 78, 265–278.
- Soltner, D. (2005). *Les Bases de la Production Végétales*. 24th ed. Angers, France : Sciences et Techniques Agricoles.
- Sommer, R., Bossio, D. (2014). Dynamics and climate change mitigation potential of soil organic carbon sequestration. *Journal of Environmental Management*. 144, 83-87.
- Soto, D., Infante-Amate, J., Guzman, G. I., Cid, A., Aguilera, E., Garcia, R., de Molina, M. G. (2016). The social metabolism of biomass in Spain, 1900-2008: From food to feed-oriented changes in the agroecosystems. *Ecological Economics*. 128, 130-138. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2016.04.017](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.04.017).
- Sparling, G.P. (1992). Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Australian Journal of Soil Research*. 302, 195-207.
- 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. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 164, 80– 99. DOI: [10.1016/j.agee.2012.10.001](https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001)
- Taghizadeh-Toosi, A., Christensen, B.T., Glendining, M., Olesen, J.E. (2016). Consolidating soil carbon turnover models by improved estimates of belowground carbon input. *Scientific Reports*. 6, 32568. DOI: 10.1038/srep32568.
- Toutain, J.C. (1971). La consommation alimentaire en France de 1789 à 1964. *Economie et Société*. 5, 1909-2049.
- Virto, I., Barré, P., Burlot, A., Chenu, C. (2012). Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry*. 108, 17–26. DOI: [10.1007/s10533-011-9600-4](https://doi.org/10.1007/s10533-011-9600-4)