



HAL
open science

Contribution des Technosols au stockage de carbone et rôle des artefacts

Victor Allory

► **To cite this version:**

Victor Allory. Contribution des Technosols au stockage de carbone et rôle des artefacts. Agronomie. Université de Lorraine, 2022. Français. NNT : 2022LORR0119 . tel-03960027

HAL Id: tel-03960027

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-03960027v1>

Submitted on 27 Jan 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



**UNIVERSITÉ
DE LORRAINE**

**BIBLIOTHÈQUES
UNIVERSITAIRES**

AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact bibliothèque : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr
(Cette adresse ne permet pas de contacter les auteurs)

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

Université de Lorraine
École doctoral Sciences et Ingénierie des Ressources Naturelles
Laboratoire Sols et Environnement UMR 1120 UL - INRAE

Thèse

Présentée en vue de l'obtention du titre de Docteur de l'Université de Lorraine

Spécialité : Sciences Agronomiques

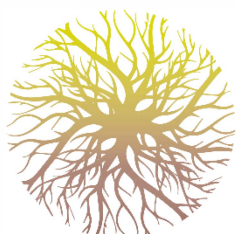
Contribution des Technosols au stockage de carbone et rôle des artéfacts

Par Victor Allory

Soutenance publique le 01 juillet 2022

Composition du jury :

Béatrice BÉCHET , Directrice de recherche, IFSTTAR, Bouguenais	Rapportrice
Marie-France DIGNAC , Directrice de recherche, INRAE, Paris	Rapportrice
Christophe SCHWARTZ , Professeur, Université de Lorraine, Nancy	Président
Thomas EGLIN , Chargé de mission, ADEME, Angers	Examineur
Stéphanie OUVRARD , Directrice de recherche, INRAE, Nancy	Directrice
Geoffroy SÉRÉ , Professeur, Université de Lorraine, Nancy	Co-directeur



LABORATOIRE **SOLS**
& **ENVIRONNEMENT**

Remerciements

La thèse a été pour moi un long voyage, et comme pour tous les voyages (en tout cas tous ceux auxquels je participe), il a été perturbé par de nombreuses péripéties. Si j'ai pu les affronter sereinement et continuer ma route, c'est sans aucun doute grâce à toutes les personnes et organismes qui m'ont entouré. Ainsi, j'aimerais prendre le temps de remercier toutes celles et ceux qui m'ont aidé, de près ou de loin.

Tout d'abord, j'aimerais remercier les organismes qui ont financé ma thèse : INRAE et la Région Grand Est. L'argent est le nerf de la guerre, et ces organismes ont accepté de me faire confiance sur un sujet qui avait été très peu abordé jusque là, merci.

Un immense merci à Geoffroy et Stéphanie pour m'avoir encadré de la plus belle des manières durant ces trois années et demie. Geoffroy, tu es là depuis mes tous premiers pas dans la science du sol, tu m'as fait confiance même avant que la thèse ne débute, et tu m'as naturellement proposé ce sujet de thèse. Stéphanie, j'ai pu te découvrir et apprendre à travailler avec toi un peu avant le début et je crois que le courant est vite bien passé. Vous avez été un soutien sans faille, vous m'avez fait progresser tout au long de la thèse, et avez toujours répondu présents donc merci infiniment. Le voyage ne s'arrête évidemment pas là, et j'ai hâte de voir ce que l'avenir nous réserve.

Christophe, je te dois énormément. Merci pour tous les enseignements que tu m'as apporté durant mon cursus d'ingénieur. Merci pour m'avoir intégré dans le monde de la recherche dès mon stage de master. Merci pour m'avoir accueilli au laboratoire et pour avoir été autant à l'écoute.

J'aimerais également remercier les membres de mon comité de suivi de thèse : Delphine, Françoise, Laure et Pierre. Vous m'avez beaucoup apporté pendant ces deux comités de suivi : vous m'avez largement encouragé à poursuivre mes efforts et vous avez été forces de propositions sans lesquelles cette thèse n'aurait certainement pas la même qualité. Merci pour tous les échanges que nous avons eus pendant et en dehors de ces comités, merci pour votre oreille attentive.

Aux membres de mon jury de thèse, Béatrice, Marie-France, Thomas et Christophe, merci énormément pour tout. J'ai beaucoup apprécié les échanges que nous avons pu avoir le jour de ma soutenance.

J'aimerais également remercier François Baudin. François, merci pour tous les conseils que tu nous as apporté à Geoffroy, Stéphanie et moi quant à l'interprétation des analyses Rock-Eval. C'était un vrai plaisir de travailler avec toi, bien que l'aventure ne s'arrête certainement pas là pour nous, tant il reste de résultats à analyser.

J'aimerais également remercier tous les chercheurs du LSE. Catherine, Émile, Thibault, Pierre, Apolline, Noële, Françoise, Jean-Louis, Guillaume et Frédéric, merci beaucoup pour ces trois années passées ensemble. Nos échanges m'ont permis d'évoluer et de me sentir plus confiant en tant que chercheur du LSE. Catherine, Émile et Françoise, un merci tout particulier pour avoir été autant à mon écoute et pour tous ces bons moments partagés.

Mais le laboratoire ne se limite pas à ses chercheurs, bien au contraire ! Merci à Laetitia et Romuald. Vous avez toujours été là, en répondant systématiquement très rapidement à tous nos requêtes de dernières minutes. Vous participez largement à la bonne ambiance que l'on retrouve au laboratoire, merci.

Merci également à Adeline, Stéphane, Lucas, Malcolm, Alain, Romain, Jean-Claude et Séverine. Vous êtes les piliers du laboratoire, nous rassurant, nous conseillant et nous assistant systématiquement dans nos manip. Je n'oublierai jamais tous ces bons moments partagés sur le terrain qui font qu'on se lève volontiers, même pour les travaux les plus pénibles (contre neige et vents notamment ...). Adeline, je te remercie particulièrement pour m'avoir transmis une fraction de ta rigueur au travail, j'espère la conserver longtemps ! Gaylord, j'ai adoré travailler avec toi avant ma thèse, tu m'as appris beaucoup tout en restant humble et si joyeux. Même pendant la thèse, quand nos chemins se sont un peu éloignés, c'était un plaisir de prendre de tes nouvelles et de discuter ensemble.

Merci également à tous les techniciens du GISFI : Marion, Cyrielle, Fabien et Yannick. Vous m'avez beaucoup aidé sur le terrain et en amont, tout en nous recevant toujours si chaleureusement à la plateforme.

Le travail est beaucoup plus agréable entourés d'amis doctorants. Gwendal, Gabin, Guillaume, Alexis, Xueqian, Loïc, Clémentine (et Benj !), Séverine, Anne (et Ludo !) merci d'avoir égayé mon quotidien, pour tous ces volley, toutes ces pétanques, tous ces barbecues, toutes ces raclettes, toutes ces bières (?!) [...] merci infiniment !! Lucie, Mithun, Émmeline, Quentin, Dulce, Romane, Serge, Amelia, Clément, Celestino, Louise, Laura, Julien, Toho, Dani, Sérigne, merci également pour tous les moments scientifiques et amicaux que nous avons pu partager.

Merci à tous les stagiaires que j'ai pu croiser : Vincent, Marina, Alice, Antonin, Enxhina, Olbesa, Zeinab, Swann, Océane, Lucile, Adeline. Un merci tout particulier à Aurore, tu m'as beaucoup soulagé dans le travail de méta-analyse, malgré le contexte de ton stage complexe. Merci beaucoup d'avoir persévéré !

Bernard et Aurélie, je tenais également à vous remercier, vous avez continué à suivre mon évolution et mes travaux en dépit de la distance, vous êtes tous deux de beaux exemples de chercheurs et vous m'inspirez largement !

À mes très chères colocs, Claire, Mathilde, Mylène et Marine, merci d'être un soutien sans faille, notre amitié est forte et durera longtemps encore ! Scandeur et Ines, merci tout autant, vous m'avez sorti de ma grotte de doctorant pour me faire passer chaque année des vacances et des week-end inoubliables, merci d'être comme vous êtes 😊 Sans oublier évidemment Oli, Andy, Didier, Justin, Paul, Costin, Emilia, Tristan, Laurine, Vincent, Tom, Paul, Victor et Pauline. Si parfois la distance (et la thèse ?) faisaient que nous nous voyons moins souvent qu'avant, nos retrouvailles étaient toujours des moments d'amitiés sincères. Vivement les prochaines !

Enfin, je voudrais terminer ces remerciements par ma famille. Je sais qu'on se voit moins qu'avant, et pourtant vous êtes toujours avec moi. Et quand on se retrouve enfin, rien n'a changé. Papa et maman, merci pour votre soutien infaillible, merci d'être venus tant de fois à Nancy, merci pour tous les appels, merci pour la confiance et que la fierté que vous avez envers moi. Vincent et Marie-Ange, merci pour tout, merci d'être venus pour ma soutenance, nous avons toujours été très soudés et nous le resterons encore longtemps !

Finalement, on peut dire que la recherche amène à de belles découvertes !

PS : merci aussi à Loutchie, Katya et la nouvellement venue Totoro !

Table des matières

Remerciements.....	IV
Préambule.....	XI
Introduction Générale : les enjeux liés au stockage de carbone (C) dans les sols	1
Chapitre I - État de l'art : le carbone organique dans les Technosols, et leur potentiel de séquestration 5	
1. Les sols fortement anthropisés.....	5
1.1. Les sols fortement anthropisés dans les systèmes de classification.....	5
1.2. Définition des Technosols.....	6
1.3. Aspect historique des Technosols.....	7
1.4. Distribution géographique et expansion.....	8
1.5. Pédogenèse et processus pédologiques des Technosols.....	10
1.6. Propriétés des Technosols.....	10
1.7. Artéfacts : matériaux parents technologiques des Technosols.....	11
2. Le carbone organique dans les sols	14
2.1. Le stock de carbone des sols naturels ou peu anthropisés.....	14
2.2. Dynamiques globales de stockage de carbone	16
2.3. Les facteurs qui influencent le stock de carbone organique dans les sols.....	16
2.4. Le cycle biogéochimique du carbone organique dans le sol	19
2.5. Les mécanismes de séquestration du carbone	22
3. Le carbone dans les Technosols.....	28
3.1. Des stocks de carbone variés.....	29
3.2. Des dynamiques de stockage également contrastées	30
3.3. Origine du carbone organique des Technosols	31
3.4. Du carbone en profondeur ?.....	33
3.5. Quels mécanismes de séquestration ?	34
3.6. Évaluation du stock de carbone dans les sols et dans les Technosols.....	35
4. Hypothèses et objectifs.....	35

4.1. Hypothèses	35
4.2. Objectifs.....	36
Chapitre II - Estimation du stock de carbone organique des Technosols, quels facteurs l'influencent ? 37	
1. Introduction	39
2. Materials and Methods.....	41
2.1. Data collection.....	41
2.2. Data extraction	41
2.3. Soil organic carbon stock calculation	42
2.4. Data analysis.....	42
3. Results	44
3.1. Dataset description	44
3.2. Origin of the data and age of the Technosols.....	45
3.3. SOC* content and SOC* stock distribution	46
3.4. Relation of SOC* content with other quantitative variables.....	47
3.5. Depth distribution of SOC*	48
3.6. Other influencing factors	50
4. Discussion	55
4.1. How to study carbon stocks in soils with strong human influence?	55
4.2. How organic carbon stocks of Technosols are ranked compared to natural soils? 56	
4.3. What are the factors explaining such a high heterogeneity?	57
5. Conclusions	60
6. Acknowledgements.....	61
7. Declaration of Competing Interest.....	61
8. References.....	61
Chapitre III - Minéralisation d'artéfacts organiques : implication pour la dynamique du carbone des Technosols au cours de la pédogenèse précoce.....	
	62

1. Introduction	65
2. Materials and Methods.....	67
2.1. Artificial soils.....	67
2.2. Incubation experiment.....	68
2.3. Analyses	69
2.4. Data treatment	71
3. Results	72
3.1. Properties of organic artefacts and natural organic matter	72
3.2. Evolution of carbon contents during incubation experiment	73
3.3. Mineralization kinetics	75
3.4. Distribution of SOC through fractions.....	82
3.5. Rock-Eval signature of single amended artificial soils.....	85
3.6. Evolution of $\delta^{13}\text{C}$ signature of artificial soils made of both organic artefact and natural organic matter	88
4. Discussion	89
4.1. Mineralization potential of organic artefacts.....	89
4.2. Interactions between natural organic matter and organic artefacts	91
4.3. Typology of organic artefacts.....	92
4.4. Implications for carbon storage in Technosols.....	93
5. Conclusions	93
6. Declaration of Competing Interest.....	94
7. Acknowledgements.....	94
8. References.....	94
Chapitre IV- Dynamique du stockage du carbone dans les sols contenant des artefacts organiques	96
1. Introduction	99
2. Materials and methods.....	100
2.1. Soils.....	100

2.2.	Vegetation, topography and climate.....	101
2.3.	Organic carbon and bulk density measurement	102
2.4.	Stock calculation.....	103
2.5.	Particle size and density fractionation.....	104
2.6.	Visual description of particles.....	105
2.7.	Rock-Eval analysis.....	105
3.	Results	106
3.1.	Soil organic stocks evolution	106
3.2.	Fractionation and visual description of fractions	108
3.3.	Rock-Eval results.....	112
3.4.	PCA analysis gathering Rock-Eval parameters and fractionation and visual description data.....	113
4.	Discussion	115
4.1.	The global SOC stock trends of Technosols.....	115
4.2.	The importance of environmental factors	116
4.3.	Main SOC sequestration mechanisms in the Technosols	117
5.	Conclusion	121
6.	Acknowledgements.....	122
7.	References.....	122
Chapitre V- Discussion générale		123
1.	Peut-on donner une valeur de référence pour le stock de carbone dans les Technosols ?	123
1.1.	De valeurs de référence pour la teneur et le stock de carbone organique du sol	123
1.2.	Quelle est la précision de la mesure du stock de carbone des Technosols ? ...	124
1.3.	Quelle est la représentativité des Technosols étudiés ?	125
2.	Quels facteurs favorisent le stockage de carbone dans les Technosols ?	126
2.1.	Les facteurs qui influencent le stockage dépendent de l'échelle de l'étude	126

2.2. Les facteurs naturels vs les facteurs anthropiques.....	126
2.3. Analyse comparative de l'influence des facteurs affectant les sols naturels ou peu anthropisés.....	128
3. Quels sont les mécanismes de séquestration dans les Technosols ?.....	128
3.1. La récalcitrance des artéfacts organiques	128
3.2. L'adsorption des matières organiques naturelles sur les artéfacts.....	130
3.3. Qu'en est-il des autres mécanismes de séquestration ?.....	131
4. Quel mode de gestion permet de stocker du carbone dans les Technosols ?	132
Chapitre VI - Conclusion.....	133
Références.....	138
ANNEXES	160
Résumé.....	166
Abstract.....	167

Liste des abréviations

ACP (ou **PCA** en anglais) : analyse en composantes principales (principal component analysis)

BC : black carbon

COS (ou **SOC** en anglais) : carbone organique du sol (soil organic carbon)

FPT (ou **PTF** en anglais) : fonction de pédotransfert (pedotransfer function)

GISFI : groupement d'intérêt scientifique sur les friches industrielles

GSR (ou **RSG** en anglais) : groupe de sol de référence (reference soil group)

HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

IH (ou **HI** en anglais) : index hydrogène (hydrogen index)

IO (ou **OI** en anglais) : index oxygène (oxygen index)

ISTeP : institut des sciences de la terre de Paris

LSE : Laboratoire Sols et Environnement

MOS (ou **SOM** en anglais) : matières organiques du sol (soil organic matters)

MVA (ou **BD** en anglais) : masse volumique apparente (bulk density)

PRO : produits résiduels organiques.

R² : coefficient de détermination

RMQS : réseau de mesures de la qualité des sols

SUITMA : sols des zones urbaines, industrielles, de trafic, minières et militaires (soils of urban, industrial, trafic, mining and military areas)

SSA : surface spécifique (specific surface area)

TSM (ou **MRT** en anglais) : temps de séjour moyen (mean residence time)

USDA : département de l'agriculture des États-Unis (United States department of agriculture)

WRB : base de référence mondiale pour les ressources en sol (world reference base for soil resources)

Table des figures

Figure 1 : Augmentation de la concentration en gaz à effet de serre dans l'atmosphère (Meyer et al., 2014)	1
Figure 2 : Les principaux réservoirs de carbone, et les interactions entre ces réservoirs (d'après Lal, 2008).....	2
Figure 3 : Distribution des Technosols, des aires urbaines et d'autres zones non renseignées pour la région Flamande, en Belgique (Dondeyne et al., 2014). La distribution seule des Technosols n'est pas disponible.....	9
Figure 4 : Carte du stock de carbone organique des sols pour l'horizon 0-30 cm ($tC\ ha^{-1}$) (FAO, 2018 - Version 1.5.0 mise à jour en 2019)	15
Figure 5 : Juxtaposition de la carte du stock de carbone organique des sols pour l'horizon 0-30 cm ($tC\ ha^{-1}$) (FAO, 2018 - Version 1.5.0 mise à jour en 2019) et de la carte des climats selon la classification de Köppen (Peel et al., 2007).....	17
Figure 6 : Stock de carbone dans le sol (0-30 cm) en fonction de la latitude (Minasny et al., 2017). <i>Les points gris sont les données de la carte mondiale du carbone des sols (Fig. 2). Les carrés noirs représentent les stocks de carbone du sol rapportés pour les régions de cette étude, tracés en fonction de leurs latitudes centroïdes.</i>	18
Figure 7 : Modèle du continuum des matières organiques du sol (Lehmann and Kleber, 2015). <i>Les flèches tiretées représentent des processus principalement abiotiques, les flèches pleines représentent des processus principalement biotiques, des lignes plus épaisses indiquent des taux plus rapides.</i>	21
Figure 8 : Minéralisation du carbone de trois échantillons différents de MO en solution (traits pleins) et après sorption (pointillés) au cours d'une année. On voit que les MO adsorbées sont minéralisées moins vite (Kalbitz et al., 2005) <i>Les symboles et les barres d'erreur représentent moyenne et l'écart-type de trois répétitions. Les lignes représentent les résultats de l'ajustement du modèle exponentiel double.</i>	23
Figure 9 : Modèle conceptuel schématisant l'adsorption des matières organiques sur les minéraux (Basile-Doelsch et al., 2015).....	24
Figure 10 : Temps de séjour moyen (MRT) des principales biomolécules du sol et du carbone organique du sol, d'après Amelung et al. (2008). <i>Les points noirs sont des valeurs en deçà et au-delà des 10^{ème} et 90^{ème} percentiles respectivement.</i>	25
Figure 11 : Représentation schématique des divers habitats des micro-organismes des sols (Chenu and Stotzky, 2002).....	27
Figure 12 : Description du profil de sol d'un Technosol industriel (Coussy et al., 2017)	28

Figure 13 : Profil de sol d'un Spolic Technosol développé sur des cendres de lignite, les barres noires et blanches sont séparées de 10 cm (Uzarowicz and Skiba, 2011).....	29
Figure 14 : Observation au microscope électronique à balayage des particules de charbon et de goudron avec d'autres particules minérales s'agrégeant à la surface (Pernot et al., 2013)	31
Figure 15 : Les types de carbone du sol dans un sol d'exploitation minière de charbon (Das et Maiti, 2016)	32
Figure 16. Evolution of number of articles published per year over the period 2008 – 2018 based on our 4 research equations	44
Figure 17. Data completeness (over the 953 observations concerning Technosols), WRB is the World Reference Base for Soil Resources.....	45
Figure 18. Distribution of SOC* content (a) and SOC* stock (b) of Technosols collected and calculated from the meta-analysis. Logarithmic scale is used in boxplot (a) for a better visualization of low values data.....	47
Figure 19. Depth distribution of SOC* content and fitted models (a) and boxplots of SOC* content for 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm, 60-100 cm and 100-200 cm of average sampling depth (b).....	49
Figure 20. Influence of climate type (according to Köppen-Geiger classification) on SOC* content for Technosols with average sampling depth between 0 and 30 cm. Logarithmic scale is used in boxplot for a better visualization of low values data.....	51
Figure 21. Influence of land use on SOC* content in Technosols. Logarithmic scale is used in boxplot for a better visualization of low values data.	52
Figure 22: Link between World Reference Base for Soil Resources principal qualifier and SOC* content in Technosols. Logarithmic scale is used in boxplot for a better visualization of low values data.....	54
Figure 23: Cumulative CO ₂ -C mineralization of single amended artificial soils. Symbols are experimental data (n = 3).....	77
Figure 24: Cumulative CO ₂ -C mineralization of binary amended artificial soils. Symbols are experimental data (n = 3).....	79
Figure 25: PCA of single amended artificial soils, based on chemical analysis results (black arrows), mineralization kinetics parameters (purple arrows) and RockEval parameters (red arrows).....	86

Figure 26: PCA of single amended artificial soils, based on chemical analysis results (black arrows), mineralization kinetics parameters (purple arrows) and RockEval parameters (red arrows).....	87
Figure 27: SOC stock evolution of the three anthropized soils surveyed.....	107
Figure 28: PCA of the anthropized soils, based on fractionation and visual description results (black arrows) and Rock-Eval parameters (red arrows).....	114
Figure 29 : Influence relative des artéfacts par rapport aux autres facteurs d'influence sur le stock de carbone organique	127
Figure 30 : Distribution courante des âges du carbone selon la profondeur dans un sol agricole d'après Balesdent et al. (2018).....	129
Figure 31 : Observations au microscope d'interactions entre des matières organiques naturelles et des artéfacts organiques (particules de coke principalement) dans l'horizon 2 - 8 cm du Technosol industriel du chapitre IV (fraction légère 50 - 200 μm).....	130
Figure 32 : Schéma global récapitulatif des principaux résultats de la thèse	137
Figure 33 : Photographie de l'étape de fractionnement par densité pour le sol artificiel RS fraction 200 - 2000 μm . Les particules noires en suspension sont récupérées et appelées "POM"	162
Figure 34 : Les différentes fractions du premier horizon du Technosol industriel.....	163
Figure 35 : Compteurs utilisés pour compter le nombre de particules organiques d'origine naturelle, organiques d'origine anthropique, minérales d'origine naturelle, minérales d'origines anthropiques pour les fractions de sols	164
Figure 36 : Boîte de pétri et grille utilisée pour faciliter le comptage (à gauche) et stéréomicroscope utilisé (à droite).....	164
Figure 37 : Observation au stéréomicroscope grossissement (x15) de la fraction > 2000 μm légère de l'horizon intermédiaire du Technosol construit	165
Figure 38 : Observation au stéréomicroscope grossissement (x40) de la fraction 200 - 2000 μm légère de l'horizon inférieur du Technosol construit.....	165

Liste des tableaux (ou « table » dans les articles)

Tableau 1 : Exemples d'artéfacts couramment rencontrés reconnus par l'U.S. System of Soil Taxonomy (Howard, 2017)	12
Tableau 2 : Occurrence d'artéfacts dans 80 sites et sols pollués de la base de donnée BASOL sélectionnés aléatoirement parmi les 4100 sites (Lefort, 2009).....	13
Tableau 3 : Stock de carbone des sols français en fonction de leur mode d'occupation pour l'horizon 0-30 cm (données RMQS) (Pellerin et al., 2019).....	14
Tableau 4 : Stock de carbone organique par type de sol de la WRB pour l'horizon 0-30 cm (FAO, 2018)	15
Tableau 5 : Les « pools » de MOS définis en fonction de leurs temps de résidence moyens (MRT ; Jenkinson & Rayner, 1977 ; Paustian et al, 1992) et les classes de composés correspondantes (Brady & Weil, 2002) d'après (Dungait et al., 2012).....	26
Table 1: Artificial soils composition (g).....	68
Table 2: Properties of organic artefacts used for artificial soils creation.....	72
Table 3: Evolution of TC, SOC and IC after incubations according to dry combustion measurements or incubation experiment	73
Table 4: Models' parameters and linked MRT	80
Table 5: Mass distribution and TC content of soil fractions at T0 and T2	82
Table 6: Rock-Eval characterization and specific indexes	85
Table 7: Evolution of $\delta^{13}\text{C}$ signature of binary amended artificial soils through incubation	88
Table 8: Soils description and artefacts present.....	100
Table 9: Soil organic carbon stocks for first 30 cm and its evolution	106
Table 10: Visual description of the different fractions of the soil horizons.....	108
Table 11: Mass distribution of mineral, organic, anthropic and natural particles within the soil horizons based on fractionation results and visual description of fractions.....	111
Table 12: Rock-Eval parameters of anthropized soils and raw materials they are made of.....	112

Préambule

Cette thèse a été cofinancée par INRAE et la Région Grand Est. Elle s'intègre dans les différents axes de recherche du Laboratoire Sols et Environnement (**LSE**) :

- L'axe MONA qui étudie les dynamiques des constituants Minéraux et Organiques d'origine Naturelle et Anthropique dans les sols très anthropisés. Notamment, la thèse comporte une étude de la réactivité de matériaux organiques anthropiques fréquemment rencontrés dans les sols fortement anthropisés.
- L'axe OSER qui cherche à quantifier et Optimiser les Services Ecosystémiques Rendus par les sols très anthropisés. À travers la quantification du stockage de carbone des Technosols, la thèse cherche à améliorer nos connaissances sur les services qu'ils rendent.
- L'axe ISPO qui étudie les Interactions Sol-Plantes-Organismes. La thèse s'intègre à nouveau dans cet axe à travers le transfert de carbone capturé par la biomasse végétale vers les différents constituants du sol.

La thèse a bénéficié du soutien du Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Fiches Industrielles (**GISFI**) qui a mis à disposition sa station expérimentale et ses différents sites d'études.

La thèse a également bénéficié du support de la plateforme **SILVATECH** (sous la tutelle d'INRAE), de la Sorbonne Université et de l'Institut des Sciences de la Terre de Paris (**ISTeP**) pour la caractérisation des matières organiques de Technosols par les techniques Rock-Eval ou d'isotopie.

Introduction Générale : les enjeux liés au stockage de carbone (C) dans les sols

Le changement climatique est la résultante de l'impact de l'homme et de ses activités sur le climat. Depuis les années 1950, bon nombre des changements observés sont sans précédent sur des décennies ou des millénaires. Globalement, l'atmosphère et l'océan se sont réchauffés, les quantités de neige et de glace ont diminué, le niveau de la mer s'est élevé et les événements climatiques extrêmes sont plus fréquents (Pachauri et al., 2015). Les causes de ce changement climatique sont principalement les émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropique dans l'atmosphère. La teneur en gaz à effet de serre dans l'atmosphère (CO_2 , CH_4 , N_2O , etc.) n'a cessé de croître depuis deux siècles, notamment depuis l'ère industrielle (Figure 1). La consommation d'énergies fossiles et les changements d'affectation des sols (notamment la déforestation) sont les activités humaines qui ont largement contribué à l'augmentation de la teneur en CO_2 atmosphérique (Le Quéré et al., 2018).

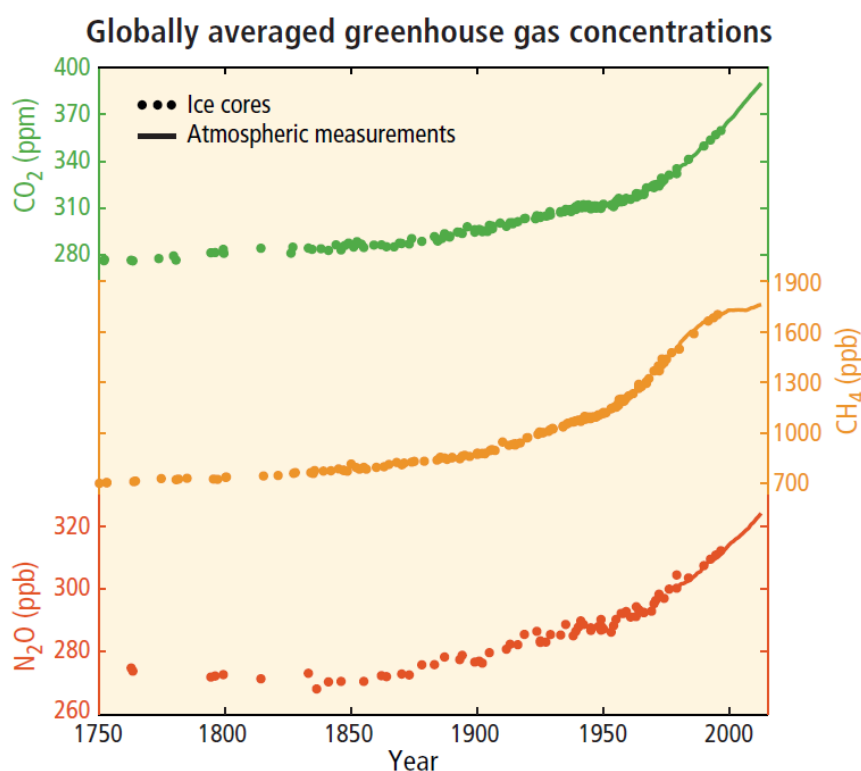


Figure 1 : Augmentation de la concentration en gaz à effet de serre dans l'atmosphère (Meyer et al., 2014)

La teneur en CO_2 atmosphérique est passée d'environ 280 ppm à 400 ppm en seulement 250 ans. Le stock de carbone de l'atmosphère, c'est-à-dire la quantité totale de carbone contenue dans l'atmosphère à un temps donné, est actuellement estimé à environ 760 GtC

(760 Gt = 760 Pg = 760 x 10¹⁵ g) et ce stock augmenterait de 3,5 GtC chaque année (Lal, 2008). Ce stock de carbone atmosphérique est soumis à des interactions permanentes avec différents autres réservoirs de carbone : le réservoir biotique (*i.e.* le carbone contenu dans la faune et la flore principalement), le réservoir pédologique (*i.e.* le carbone des sols), le réservoir géologique (notamment les charbons, les gazs carbonés et les pétroles), et le réservoir océanique (sous forme de carbone inorganique dissous).

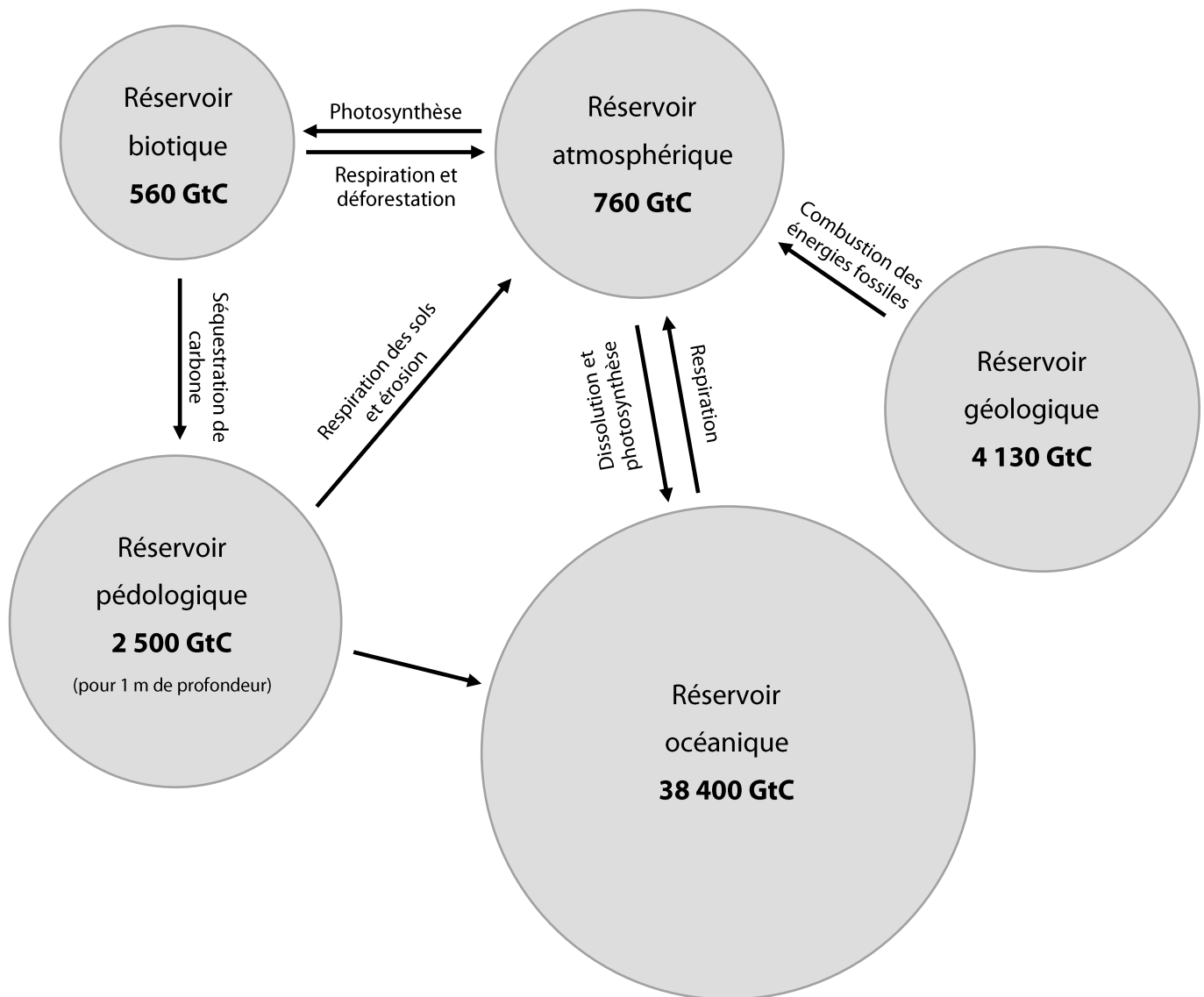


Figure 2 : Les principaux réservoirs de carbone, et les interactions entre ces réservoirs (d'après Lal, 2008)

Parmi ces réservoirs, le sol est plus grand réservoir de carbone terrestre, devant la biomasse et l'atmosphère. Selon la méthode d'estimation de ce dernier, il varie de 504 GtC à 3000 GtC (Scharlemann et al., 2014a), avec une valeur médiane de 1460 GtC pour 1 m de profondeur.

C'est deux fois le stock de carbone contenu dans l'atmosphère, ou presque trois fois le stock de la biomasse terrestre totale. Une faible augmentation de ce stock de carbone permettrait de réduire la teneur en CO₂ atmosphérique et donc atténuer les effets du changement climatique. La valeur de 4 pour mille (ou 0,4 %) par an a été proposée afin d'adresser un objectif, elle traduit en réalité un objectif d'arrêter totalement l'augmentation de la concentration en CO₂ dans l'atmosphère. Cet objectif a été proposé par le programme de recherche international éponyme, lors de la COP 21 à Paris.

Cet objectif et la valeur de 4 ‰ associée ont été largement commentés, voire critiqués pour diverses raisons, de faisabilité notamment (Baveye et al., 2018; Martin et al., 2021; Poulton et al., 2018). Néanmoins, il est important de rappeler que l'augmentation du stock de carbone organique dans les sols n'a pas pour unique enjeu d'atténuer les effets du changement climatique. L'augmentation du stock de carbone des sols est également un enjeu pour pérenniser la fertilité des sols (objectif de sécurité alimentaire) et pour limiter la mobilité des polluants :

- La sécurité alimentaire

Le carbone organique du sol contribue à la durabilité de l'agriculture par la pérennisation de la fertilité des sols et du rendement des cultures. Les matières organiques du sol (MOS) améliorent de nombreuses propriétés bio-physico-chimiques des sols. Elles améliorent la capacité de rétention en eau et en nutriments (azote, phosphore, potassium etc.), le recyclage des nutriments, la structure du sol. Elles contribuent également à l'augmentation de la diversité de la flore microbienne, etc. (Johnston et al., 2009; Lal et al., 2015).

Ce second enjeu du stockage de carbone n'est nullement mineur face à l'enjeu « climatique », bien au contraire. Si atteindre une atténuation effective des effets du changement climatique par le biais du stockage de carbone dans les sols peut sembler inatteignable ou irréaliste pour certains auteurs, les intérêts de restaurer les sols dégradés (notamment par l'agriculture) sont réels : 33 % des sols mondiaux seraient dégradés, et les sols les plus dégradés sont souvent associés à une forte perte de carbone organique (Sanderman et al., 2017).

- Le contrôle de la mobilité des polluants

Le troisième enjeu fréquemment évoqué lié au stockage de carbone dans les sols est le contrôle de la mobilité des polluants. Notamment, le devenir des pesticides dans les sols agricoles ou des sols proches de zones agricoles a été largement étudié. De nombreuses propriétés bio-physico-chimiques des sols affectent la sorption, la dégradabilité et la

biodisponibilité des pesticides dont la teneur et la nature des MOS (Arias-Estévez et al., 2008). Le stockage de carbone dans les sols est donc un enjeu pour limiter la mobilité des polluants, et leur éventuel transfert vers les eaux souterraines ...

Jusque récemment, l'étude du stockage de carbone dans les sols était principalement restreinte aux sols agricoles (cultures, prairies temporaires et prairies permanentes) et aux sols de forêts c'est à dire des sols pas ou relativement peu anthropisés.

Souvent vus comme des systèmes pollués, au fonctionnement dégradé, les sols fortement anthropisés tels que les sols urbains, miniers ou industriels fournissent pourtant bien divers services écosystémiques, dont la régulation du climat (Morel et al., 2015).

Plusieurs questions se posent alors à la suite de cette introduction générale :

- Quelle est la contribution des sols fortement anthropisés à la séquestration de carbone atmosphérique ?
- Est-ce que les mécanismes et processus à la base de cette séquestration sont les mêmes dans les sols fortement anthropisés que dans les sols naturels ?
- Est-il alors possible d'identifier des modes de gestions des sols fortement anthropisés pour optimiser la séquestration de carbone ?

Chapitre I - État de l'art : le carbone organique dans les Technosols, et leur potentiel de séquestration

Ce chapitre a pour objectif de faire un état de l'art sur nos connaissances sur le stockage de carbone dans les sols fortement anthropisés, et plus précisément les Technosols. Il propose tout d'abord de définir et décrire ces sols fortement anthropisés. La seconde partie concerne le stockage de carbone dans les sols en général et les mécanismes qui permettent d'aboutir à la séquestration du carbone organique. La dernière partie est une synthèse de nos connaissances sur les capacités spécifiques de stockage de carbone organique des Technosols.

1. Les sols fortement anthropisés

1.1. Les sols fortement anthropisés dans les systèmes de classification

Les sols fortement anthropisés sont les sols largement impactés par les activités humaines. Le terme « fortement anthropisé » est employé pour bien distinguer ces sols des sols moins impactés par les activités humaines (bien que toujours impactés) comme les sols agricoles, certains sols en milieu urbain ou des sols de forêts gérées par exemple.

Les sols fortement anthropisés ne font l'objet d'études et de suivi que depuis quelques décennies. L'introduction d'une classe de sol pour décrire ces sols fortement anthropisés dans la base de référence mondiale pour les ressources en sol (WRB) date seulement de 2006 (IUSS Working Group WRB, 2015).

Le système américain de classification des sols (USDA), quant à lui ne les a toujours pas intégrés dans sa taxonomie, bien que conscient de ce manque : « le système taxonomique ne prend pas en compte de manière adéquate les effets anthropiques sur les sols. Les sols des zones urbaines/industrielles peuvent être radicalement modifiés [...] [traduit de l'anglais] », (Soil Survey Staff, 2014).

Enfin, le référentiel pédologique français utilise le terme d'Anthroposol depuis 2008 pour désigner "les sols fortement modifiés ou fabriqués par l'homme" (AFES, 2008). Cinq classes d'anthroposols sont définies par le référentiel pédologique français, ces cinq classes proposent un gradient d'anthropisation des sols, et définissent le caractère intentionnel ou non de la création du sol. Parmi ces cinq classes on retrouve : les anthroposols transformés, ils résultent de modifications anthropiques en zone rurale pour améliorer la fertilité des sols et permettre une production d'aliments (ex. : rizières) ; les anthroposols artificiels, ils résultent entièrement d'apports par l'homme de matériaux variés. Ils se sont développés autour des activités humaines telles que l'urbanisation, les industries, les mines, l'artisanat

ou la voirie ; les anthroposols reconstitués et les anthroposols construits, ils sont issus des opérations de génie pédologique, principalement en zones urbaines et péri-urbaines ; les anthroposols archéologiques, qui résultent de modifications anthropiques anciennes.

Parmi ces trois systèmes de classification, celui de la WRB nous a semblé le plus pertinent pour aborder le sujet des sols anthropisés : (i) la WRB est un système de classification avec une approche pédologique, basée sur l'observation des horizons du sol et leurs fonctionnements ; (ii) le terme Technosol est utilisé internationalement de par son système de classification se voulant lui-même à portée internationale, (iii) la notion de Technosol intègre la notion d'artéfact. L'artéfact est un matériau anthropique qui tient le rôle de matériau parent dans le Technosol, de nombreuses propriétés et mécanismes qui se produisent dans les Technosols découlent des propriétés des artéfacts. De plus, les artéfacts peuvent être de nature organique et donc pourraient apporter des singularités dans le fonctionnement du cycle du carbone par rapport à des sols naturels ou peu anthropisés, où les matériaux parents ne contiennent quasiment jamais de carbone organique. Les artéfacts sont un point clé de la compréhension des Technosols, ils sont définis et sont plus largement décrits dans la section suivante (1.2).

C'est pourquoi la thèse porte sur l'étude du stock et du stockage de carbone organique dans les Technosols.

1.2. Définition des Technosols

Dans la WRB, les sols fortement anthropisés sont nommés Technosols. Ils sont définis comme suit :

TECHNOSOLS

« Les Technosols regroupent des sols dont les propriétés et la pédogenèse sont dominées par leur origine technique. Ils contiennent une quantité importante d'artéfacts ou sont colmatés par un matériau technique dur ou contiennent une géomembrane. » (IUSS Working Group WRB, 2015).

Cette définition regroupe en réalité trois sous-catégories de sols fortement anthropisés. La première concerne les Technosols qui comportent une grande quantité de matériaux anthropiques en eux : **les artéfacts**.

ARTÉFACT

Un artéfact est un matériau « créé, fortement modifié ou amené en surface par l'homme ; ne s'en suit aucune modification importante des propriétés chimiques ou minéralogiques » (IUSS Working Group WRB, 2015).

La seconde sous-catégorie correspond aux Technosols colmatés par un matériau technique dur, comme une dalle de béton ou de l'enrobé, ce sont principalement des sols scellés, imperméabilisés. La troisième sous-catégorie correspond aux sols contenant une géomembrane dans les 100 premiers cm de profondeur du sol.

Les Technosols sont des sols fortement impactés par l'activité humaine. Leurs processus pédologiques sont dominés par l'influence des matériaux techniques (i.e. d'origine anthropique) qui les constituent. À ce titre, il est intéressant de mentionner que le système américain de classification des sols cite notamment les matériaux de construction (briques, bitumes, bétons ...), les déchets industriels (résidus de coke, boues métallifères ...), ou encore les déchets liés à l'utilisation du charbon (résidus de charbons, cendres) (USDA, 1999).

Dans le système de classification de la WRB, les sols peuvent être décrits plus précisément par l'ajout de préfixes, certains préfixes sont spécifiquement dédiés aux Technosols et reposent pour beaucoup sur la nature, l'origine ou la quantité d'artéfacts dans le Technosol :

- Urbic (> 35 % des artéfacts [en volume] sont des matériaux de construction / gravats)
- Spolic (> 35 % des artéfacts [en volume] sont des déchets industriels (déblais miniers, sédiments de dragage, scories, cendres, gravats))
- Hyperartefactic (> 50 % d'artéfacts)
- Garbic (> 35 % des artéfacts [en volume] sont des déchets organiques)
- Ekranic (matériaux techniques durs dans les 5 premiers centimètres)

1.3. Aspect historique des Technosols

La classe des Technosols a été introduite pour la première fois dans le système de classification international des sols en 2006 (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2006), en même temps que l'introduction des Stagnosols. Cette introduction fait suite à un consortium de scientifiques réunis en 2005, ayant pour objectif de mieux décrire ces sols fortement anthropisés (Lehmann, 2006). L'introduction de ce nouveau groupe de sol de référence (GSR) se justifie par la nécessité de décrire et caractériser des sols fortement anthropisés comme les sols rencontrés en milieux urbains.

Selon Lehmann (2006) les sols urbains sont ceux fortement influencés par les activités humaines telles que la construction, le transport, l'industrie, l'exploitation minière, l'habitat rural et d'autres activités similaires.

La dernière version du système de classification international des sols, en 2014, introduit peu de changements concernant les Technosols. Toutefois, une nouvelle définition de carbone organique du sol est introduite pour bien distinguer le « carbone organique du sol » d'origine naturelle du carbone organique d'origine anthropique (introduit par les activités humaines) (IUSS Working Group WRB, 2015). C'est une marque d'évolution de la compréhension du fonctionnement des Technosols, où les matières organiques du sol peuvent soit contenir du carbone organique d'origine naturelle, soit du carbone organique d'origine anthropique, avec des propriétés supposément différentes pour chacune de ces matières organiques.

1.4. Distribution géographique et expansion

Selon la WRB, les Technosols se retrouvent principalement en zones urbaines et industrielles. Ce sont des sols peu renseignés, par exemple, leur répartition dans le monde n'est pas précisément connue. Même à l'échelle d'un territoire, étudier la distribution spatiale des Technosols est complexe, il est souvent difficile de prélever et donc cartographier les sols des aires urbaines, il en résulte des cartes où la distribution géographique des Technosols, les aires urbaines et les aires non renseignées sont fusionnées (Figure 3). Blanchart (2018) montre notamment dans sa thèse que « près de la moitié des sols urbains ne sont pas des sols fortement anthropisés (e.g. Anthrosols, Technosols) ». Pourtant, ces sols pourraient être de plus en plus représentés au vue de l'intensification continue des activités humaines (Lehmann and Stahr, 2007), il est donc important de les considérer et de comprendre leur fonctionnement.

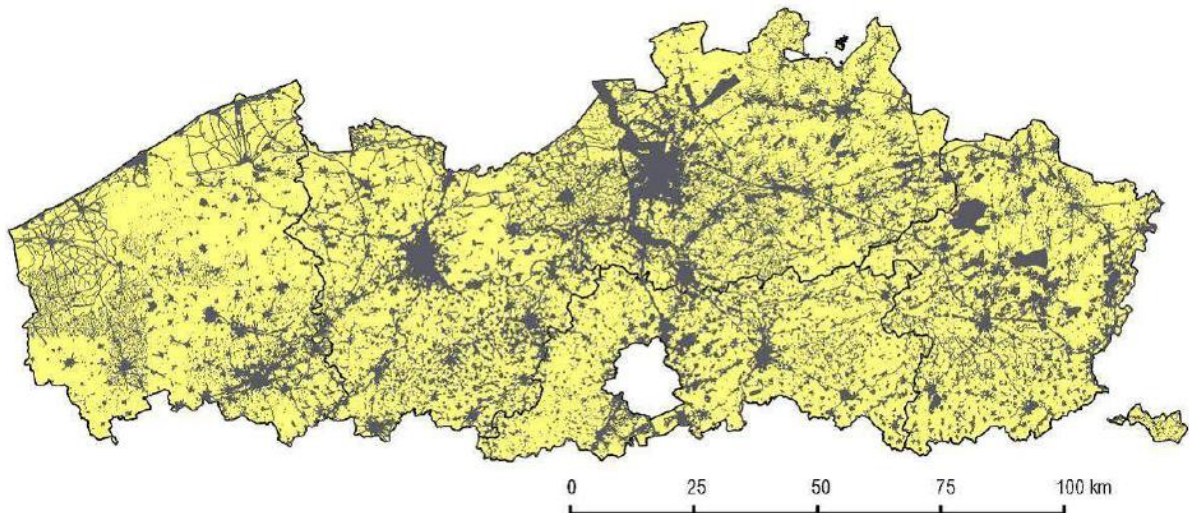


Figure 3 : Distribution des Technosols, des aires urbaines et d'autres zones non renseignées pour la région Flamande, en Belgique (Dondeyne et al., 2014). La distribution seule des Technosols n'est pas disponible.

Il est à noter que cet état des connaissances limité sur les Technosols s'explique également par l'intérêt relativement récent des sols en zones urbaines et minières (fin du XX^{ème} siècle / début XXI^{ème}) (Howard, 2017).

Comme mentionné précédemment, il n'existe pas de mesure précise de la surface occupée par les Technosols. En revanche, certains proxys existent et permettent d'estimer la distribution et la surface des Technosols.

Les sols artificialisés peuvent être définis comme des sols retirés de leur état naturel, forestier ou agricole (Béchet et al., 2017). Les surfaces artificialisées représentaient 4,2 % des surfaces de l'union européenne en 2015 (European Commission. Statistical Office of the European Union., 2017). Les surfaces artificialisées sont fortement concentrées dans les pays de faibles superficies (Malte, Pays-Bas, Luxembourg : entre 10 % et 25 % des surfaces) et dans les pays d'Europe occidentale (Allemagne, Italie, Danemark, etc. : 5 à 8 % des surfaces). En termes de dynamiques, leur surface augmente continuellement: le taux d'accroissement annuel moyen des zones urbanisées varie de +5 % par an à +10 % par an (Dong et al., 2008; Shalaby and Moghanm, 2015).

La mesure de l'imperméabilisation des sols est un second proxy. Les sols imperméabilisés sont des sols recouverts d'une couche imperméable ou quasi-imperméable. En Allemagne, ces surfaces représentaient 12,8 % de la superficie du pays en 2004 (Burghardt, 2006). *A priori*, la totalité des sols imperméabilisés sont des Technosols, en revanche l'inverse n'est

pas nécessairement vrai. Il s'agit donc là d'un proxy qui minore la surface représentée par les Technosols.

1.5. Pédogenèse et processus pédologiques des Technosols

La pédogenèse des Technosols est globalement semblable à la pédogenèse des sols en milieux naturels (Huot et al., 2015a). Elle résulte de (i) la transformation de matériaux parents, exposés à la surface de la terre, et soumis à l'influence de différents facteurs (climatiques, topographiques, biologiques, temporels), (ii) de l'apport de matières organiques par la couverture végétale et (iii) de transferts subverticaux et subhorizontaux sous formes particulaire et dissoute. Ainsi, les divers processus pédologiques observés sur des sols peu anthropisés ont également été observés dans des Technosols : l'altération des phases minérales (et notamment, des artéfacts), la transformation des matières organiques, l'agrégation / structuration, les transferts de constituants (érosion, lessivage et lixiviation), l'horizonation etc. (Séré, 2018).

Néanmoins, la diversité de nature et la distribution hétérogène des matériaux parents anthropiques (caractéristiques des Technosols) amènent à des situations originales qui n'ont pas d'équivalent dans la nature (Séré, 2018). Les matériaux parents technogéniques, d'origine minérales ou organiques peuvent par exemple constituer un nouvel horizon du Technosol, avec des propriétés impactant largement l'hydromorphologie du sol (Séré et al., 2008) ou encore impactant les transferts verticaux de matières organiques particulaires et dissoutes (Simón et al., 2018).

1.6. Propriétés des Technosols

Au vu de la grande diversité de matériaux parents anthropiques possibles dans les Technosols, il est difficile de dégager des caractéristiques générales propres à ces derniers. Néanmoins, un travail portant sur les SUTMA (sols urbains, industriels, d'infrastructures de transports, en zones minières et carrières, et en zones militaires) a permis de dégager les caractéristiques suivantes (Béchet et al., 2017) :

- La nature, la quantité et la taille des artéfacts varie en fonction du type de sol.
- Une forte variabilité spatiale (horizontale et verticale) expliquée par le mode de formation des sols. Cette variabilité spatiale s'observe de l'échelle métrique à millimétrique.
- De fortes masses volumiques apparentes en raison d'une compaction fréquente des sols.

- Une faible capacité de l'infiltration de l'eau en lien avec la compaction, voire l'imperméabilisation.
- Des pH élevés pour les sols urbains et d'infrastructures routières, et faibles pour les sols miniers.
- Des teneurs en métaux lourds et métalloïdes, et en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) supérieures au fond pédogéochimique naturel dans les sols urbains et industriels, en surface ou en profondeur.
- Des teneurs en matières organiques très variables, en fonction de la genèse et de l'usage des sols.

1.7. Artéfacts : matériaux parents technogéniques des Technosols

La notion d'artéfact est très étroitement liée à la genèse et au fonctionnement des Technosols. Cette notion est centrale à la définition des Technosols, tous les processus pédologiques qui font la particularité des Technosols tournent autour de ces matériaux créés ou fortement altérés par les activités humaines. Howard (2017) a proposé de classer les artéfacts selon leur nature chimique : **les carbonés, les carbonatés, les siliceux, les ferrugineux et les autres (divers)**. Les artéfacts carbonés sont constitués principalement de carbone organique avec entre autres le bois (supposément travaillé ou traité), le charbon de bois, le charbon, le coke et l'asphalte. Les artéfacts carbonatés sont constitués de carbonates, on y retrouve la chaux, le mortier, les parpaings, le béton, etc. Les artéfacts siliceux les plus fréquemment rencontrés dans les Technosols comportent les déchets industriels issus de l'utilisation du charbon comme les cendres de charbon, les schistes carbonés, les schistes brûlés et les briques et autres matériaux de construction comme les céramiques, ainsi que divers types de verres. Les artéfacts ferrugineux trouvés dans les Technosols sont des objets divers composés de fer forgé ou d'acier, ainsi que les déchets de scories métallifères associés à leur production (Howard, 2017). Les artéfacts les plus couramment rencontrés aux États-Unis sont présentés en Tableau 1, les artéfacts les plus couramment rencontrés dans des sites et sols pollués en France, et leur occurrence, sont présentés en Tableau 2 (pas nécessairement représentatif de l'entièreté des Technosols).

Tableau 1 : Exemples d'artéfacts couramment rencontrés reconnus par l'U.S. System of Soil Taxonomy (Howard, 2017)

Type d'artéfact	Type d'artéfact
Bitume (asphalte, charbon bitumineux)	Cendres volantes
Scories métallurgiques	Verre
Mâchefers	Métal
Brique	Papier
Carton	Plaque de plâtre
Tapis	Plastique
Tissu	Poterie
Produits de combustion du charbon	Caoutchouc (pneus, etc.)
Béton (fragments)	Bois traité
Débitage (éclats d'outils en pierre)	Bois non traité

Tableau 2 : Occurrence d'artéfacts dans 80 sites et sols pollués de la base de donnée BASOL sélectionnés aléatoirement parmi les 4100 sites (Lefort, 2009)

Matériau	Occurrence (sur 80 sites de la base BASOL)
Pierre	rarement précisé
Terre	rarement précisé
Poussières atmosphériques d'usine	rarement précisé
Bétons	rarement précisé
Bois	1
Boues de papeterie	1
Ciments	1
Berre	1
Huiles de matière organique naturelle	2
Boues de station d'épuration	2
Boues de curage de fossés	2
Déchets de démolition non déterminés	2
Amiante	2
Cendres non déterminées	2
Suies	2
Cendres de centrale thermique	3
MIOM et REFIOM	3
Solvants chlorés	4
Ferrailles	4
Ordures ménagères	6
Déchets non déterminés, non dangereux	6
Déchets métallurgiques des métaux ferreux	12
Déchets de peinture, teinture et tannerie	12
Huiles, pétroles, goudrons, macadam, plastiques, caoutchouc	14
Déchets de traitement de surface des métalliques	17
Déchets non déterminés, dangereux	19
Déchets de cokerie	23
Carburants	25
Déchets métallurgiques des métaux ferreux	28
Autre	2

2. Le carbone organique dans les sols

2.1. Le stock de carbone des sols naturels ou peu anthropisés

2.1.1. *En France*

En France, le stock de carbone des sols naturels ou peu anthropisés est assez bien connu, il est estimé entre 3,1 et 3,6 GtC (Arrouays et al., 2006a; Pellerin et al., 2019) pour les 30 premiers centimètres et est réparti principalement dans les sols de forêts, puis dans les terres arables (grandes cultures et prairies temporaires) et enfin dans les sols de prairies permanentes (cf. Tableau 3). En termes de stock de carbone par unité de surface, le stock de carbone des terres arables est significativement inférieur à celui des deux autres catégories avec en moyenne 51,6 tC ha⁻¹ contre 84,6 et 81 tC ha⁻¹ pour les prairies permanentes et les forêts respectivement.

Tableau 3 : Stock de carbone des sols français en fonction de leur mode d'occupation pour l'horizon 0-30 cm (données RMQS) (Pellerin et al., 2019)

	Stock de carbone horizon 0-30 cm (tC ha ⁻¹)	Surface (Mha)	Stock total horizon 0-30 cm (MtC)
Prairies permanentes	84,6 ± 35,0	9,3	790
Terres arables (grandes cultures et prairies temporaires)	51,6 ± 16,2	18,4	950
Forêts	81,0 ± 35,4	16,9	1370
Autres	79,0	6	475
TOTAL		50,6	3585

2.1.2. *Dans le monde*

À l'échelle mondiale, les catégories forêts, prairies permanentes et cultures (bien adaptées au territoire métropolitain français) ne suffisent plus pour décrire la diversité des sols naturels ou peu anthropisés de la planète. Stockmann et al. (2015) ont classé les sols du monde selon leurs « écorégions » (ex. toundra, forêts tropicales et subtropicales, etc.) et ont reporté la teneur en COS, en 2001 et en 2009 sur un grand nombre d'échantillons de sols (94 381). La teneur moyenne en COS pour l'horizon 0 – 10 cm était de 3,71 % (ou g 100g⁻¹) en 2009. Le COS est le plus élevé dans les écosystèmes de type forêts boréales et taïga (environ 5 %), et le plus faible dans les déserts et les environnements xériques (environ 1,5 %).

En termes de stock de COS (tC ha^{-1}) la distribution est similaire à celle de la teneur en COS, cette donnée varie de 5 tC ha^{-1} à plus de 750 tC ha^{-1} (FAO, 2018) (Figure 4). Les auteurs de ce rapport de la FAO ont regroupé les sols d'après leur type selon la classification de la WRB. Bien que les sols les plus riches en carbone organique soient les Histosols et les Tchernozems qui ont en moyenne 132 et 89 tC ha^{-1} respectivement (Tableau 4), la plus grande partie du carbone dans le monde est stockée dans les Leptosols et les Cambisols en raison de leur plus grande surface (78 et 68 Pg de C respectivement).

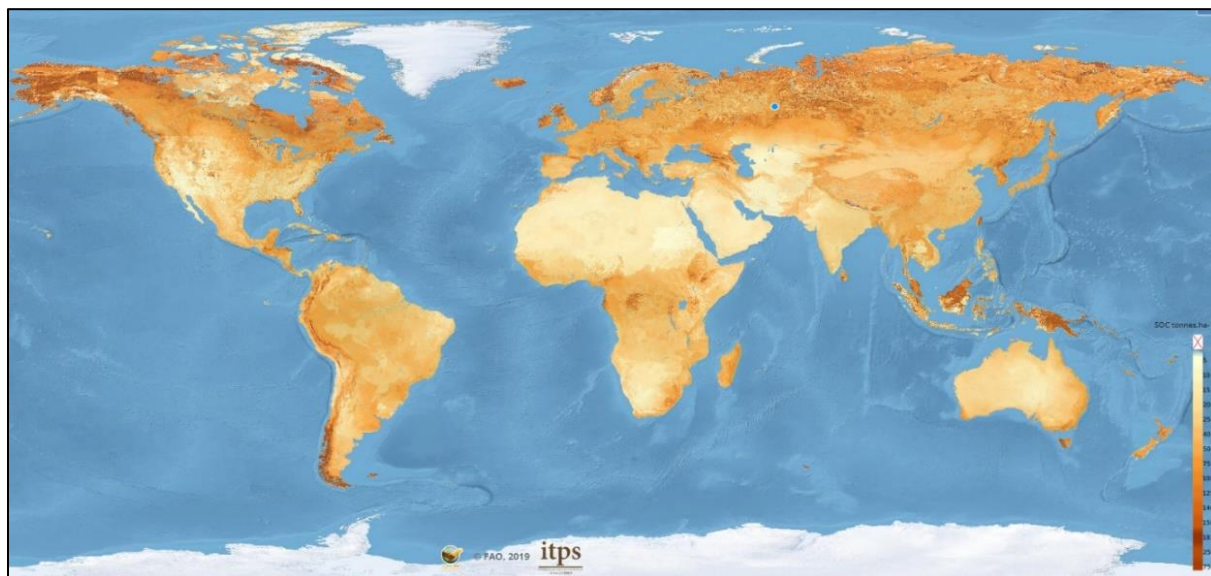


Figure 4 : Carte du stock de carbone organique des sols pour l'horizon 0-30 cm (tC ha^{-1}) (FAO, 2018 - Version 1.5.0 mise à jour en 2019)

Tableau 4 : Stock de carbone organique par type de sol de la WRB pour l'horizon 0-30 cm (FAO, 2018)

Type de sol	SOC stock (tC/ha)	Type de sol	SOC stock (tC/ha)	Type de sol	SOC stock (tC/ha)
Histosol	132,1	Regosol	57,3	Ferralsol	42,9
Chernozem	89,1	Fluvisol	57,1	Solonetz	40,5
Gleysol	88,1	Alisol	51,3	Anthrosol	40,2
Podzol	80,6	Nitisol	50,3	Lixisol	37,2
Andosol	76,2	Leptosol	49,6	Vertisol	30,7
Cambisol	62,9	Planosol	47,7	Gypsisol	24,3
Phaeozem	61,2	Kastanozem	47,6	Arenosol	24,2
Albeluvisol	60,4	Luvisol	44,7	Solonchak	22,0
Acrisol	58,9	Plinthosol	43,0	Calcisol	21,2

Au total, entre 500 et 1200 GtC sont stockées dans les sols pour l'horizon $0 - 30 \text{ cm}$ ($771 \pm 242 \text{ GtC}$ en moyenne \pm écart-type). Cette donnée varie selon les méthodes d'estimation et les bases de données utilisées.

2.2. Dynamiques globales de stockage de carbone

La teneur moyenne en COS pour l'horizon 0 – 10 cm à l'échelle mondiale semble avoir tendance à diminuer, passant de 3,94 % en 2001 à 3,71 % en 2009 (Stockmann et al., 2015). En termes de stock de carbone, il existe peu d'études étudiant l'évolution du stock de carbone à l'échelle mondiale. Pour la période 2007-2016, le réservoir terrestre de carbone (incluant la biomasse végétale) a capté $3,0 \pm 0,8 \text{ GtC an}^{-1}$ alors qu'il en a restitué $1,3 \pm 0,7 \text{ GtC an}^{-1}$ à l'atmosphère (Le Quéré et al., 2018), laissant penser que les sols auraient plutôt tendance à stocker du carbone. À l'échelle du territoire, Chen et al. (2015) ont pu montrer que, pour la plupart des sols qu'ils avaient étudiés, ils observaient soit une augmentation significative du stock de carbone, soit une absence d'évolution. En France, l'évolution des stocks de carbone du sol est actuellement de +2,3 ‰ par an, mais avec une forte incertitude (-0,2 ‰ à +3,2 ‰ par an) (Launay et al., 2021).

LE STOCK DE CARBONE

Le stock de carbone à un instant donné est la quantité de carbone accumulée au cours du temps dans un sol, il correspond à la somme de ce qu'il reste de chacun des apports annuels passés, d'après Pellerin et al. (2019).

LE STOCKAGE DE CARBONE

Le stockage de carbone correspond à l'augmentation du stock de carbone dans le temps, d'après Pellerin et al. (2019).

2.3. Les facteurs qui influencent le stock de carbone organique dans les sols

En 1941, Hans Jenny décrit les facteurs qui influencent le sol de la façon suivante :

« Soil = f(Cl, o, r, p, t) » (Jenny, 1941)

Le sol est ainsi la résultante d'une fonction combinant action du climat (Cl), des organismes vivants (o), du relief (ou de la topographie) (r), des matériaux parents (p) et du temps (t).

La teneur et le stock de carbone organique dans les sols sont régis par les mêmes paramètres. Le climat, les organismes, le relief, les matériaux parents et le temps sont autant de facteurs qui régulent soit la quantité de carbone entrant dans les sols, soit la décomposition des matières organiques, soit leur séquestration.

2.3.1. Influence du climat (température et précipitations)

Les précipitations, la température et l'altitude ont un impact significatif sur le stock de carbone organique des sols. Néanmoins, les interactions sont complexes, un climat chaud

et humide comme en Afrique centrale ou en Amazonie n'aura pas le même effet sur le stock de carbone des sols qu'un climat chaud et sec, voire désertique (Figure 5).

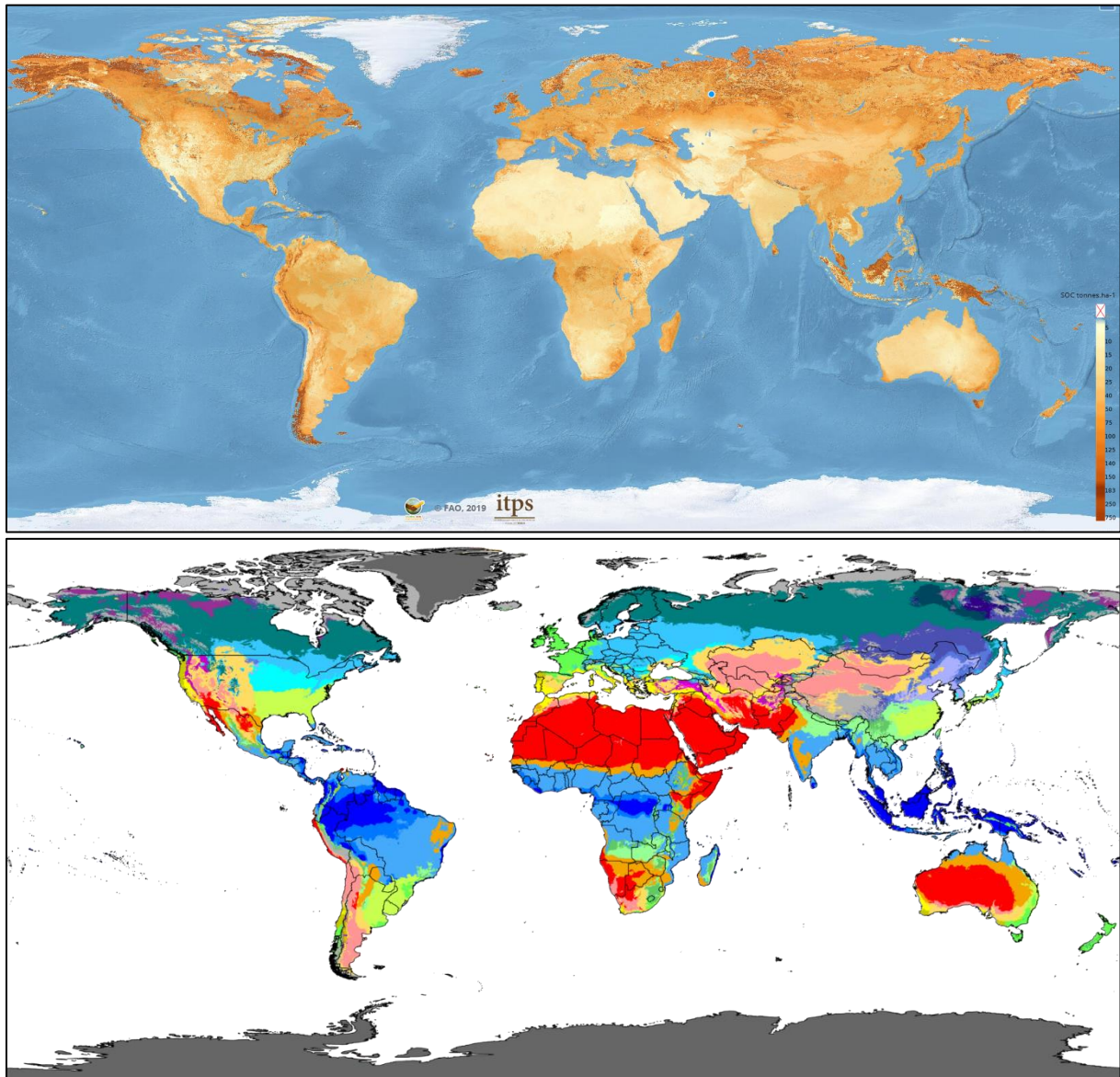


Figure 5 : Juxtaposition de la carte du stock de carbone organique des sols pour l'horizon 0-30 cm (tC ha-1) (FAO, 2018 - Version 1.5.0 mise à jour en 2019) et de la carte des climats selon la classification de Köppen (Peel et al., 2007)

À l'échelle d'un territoire aussi l'effet climatique est observable, bien que toujours complexe. Par exemple, dans une région chinoise, on observe que les sols où les précipitations sont supérieures à 500 mm ont généralement des stocks de carbone organiques plus élevés que les autres (Liu et al., 2011). Les sols où la température moyenne est comprise entre 5 et 10 °C ont quant à eux des stocks de carbone inférieurs aux sols où la température moyenne est inférieure à 5 °C ou supérieure à 10 °C. Enfin, l'altitude semble être un effet indirecte corrélé

aux précipitations et aux températures. Les sols des régions d'altitudes moyennes (entre 1000 et 1500 m d'altitude) ont des stocks de carbone légèrement moins élevés que les sols des régions aux altitudes moins élevées (< 1000 m) ou plus élevées (> 1500 m). Il est important de noter que l'influence du climat est principalement observable pour les horizons supérieurs du sol.

Au final, Minasny et al. (2017) ont montré qu'on pouvait également observer l'effet du climat selon la latitude (Figure 6).

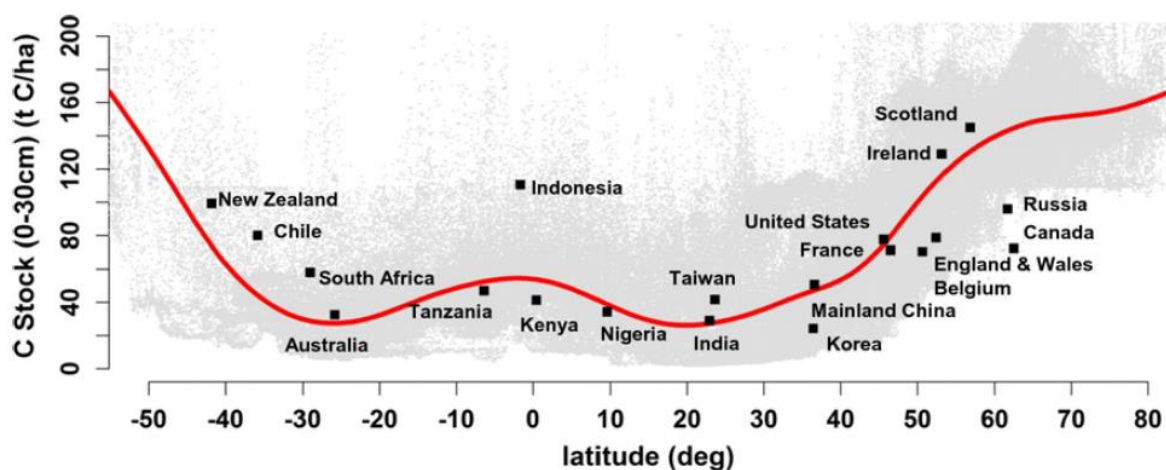


Figure 6 : Stock de carbone dans le sol (0-30 cm) en fonction de la latitude (Minasny et al., 2017). Les points gris sont les données de la carte mondiale du carbone des sols (Fig. 2). Les carrés noirs représentent les stocks de carbone du sol rapportés pour les régions de cette étude, tracés en fonction de leurs latitudes centroïdes.

2.3.2. Influence du couvert végétal

Les plantes contribuent largement à la production et à la stabilisation des matières organiques du sol. Par exemple, l'extension des cultures intermédiaires a été identifié comme le levier le plus efficace pour augmenter le stock de carbone des grandes cultures et prairies temporaires en France (Pellerin et al., 2019). **La présence d'un couvert végétal est indispensable au stockage de carbone dans les sols**, par conséquent la période de couverture végétale d'un sol au cours d'une année est sans aucun doute le paramètre le plus impactant quant à son potentiel stockage de carbone.

Cependant, toutes les espèces ne contribuent pas de la même manière à la production de matières organiques et à leur stabilisation. L'identification de traits fonctionnels (*i.e.* des caractéristiques morphologiques, physiologiques ou phénologiques d'un organisme qui contribuent à sa performance) favorables au stockage de carbone est un point d'entrée pour

identifier simplement l'influence d'un végétal. Poirier et al. (2018) ont identifié 18 traits différents qui jouent sur les mécanismes de séquestration du carbone dans les sols. Par exemple, la concentration racinaire en subérine et la capacité à former des associations mycorhiziennes sont des traits qui ont un effet sur la vitesse de décomposition des composés organiques, l'occlusion des matières organiques dans les micro-agrégats et leur adsorption sur les surfaces minérales. La profondeur d'enracinement est le trait le plus important pour le stockage de carbone dans les horizons profonds.

2.3.3. Influence des propriétés du sol

Les propriétés du sol sont des paramètres clés dans le stockage de carbone des sols (Batjes, 2016). La température et l'humidité du sol sont des paramètres du sol qui influencent cinétiquement la vitesse de décomposition des matières organiques : la décomposition est maximale aux alentours de 35 °C, et augmente avec l'humidité du sol (Martin et al., 2011; Parton et al., 1987). La nature des matériaux parents et la topographie vont influencer sur la minéralogie et la texture des sols. Les sols argileux ou limoneux ont tendance à avoir des stocks de carbone plus élevés que les sols sableux, plus précisément on observe une corrélation positive entre la teneur en argiles et limons fins (particules < 20 µm) d'un sol et son stock de carbone organique (Arrouays et al., 2006b). En termes de minéralogie, l'importance de la présence de phyllosilicates pour la séquestration de matières organiques a été soulevée dans plusieurs études (Pronk et al., 2013), contrairement aux oxydes métalliques dont l'importance est moins bien connue.

2.4. Le cycle biogéochimique du carbone organique dans le sol

La quantité de carbone organique dans les sols résulte de l'équilibre entre les quantités de carbone introduites dans le système sol et celles sortantes. Au sein du système, le carbone organique est soumis à différents processus biotiques et abiotiques qui régulent notamment les sorties de carbone.

2.4.1. Les entrées de carbone

Les entrées de carbone organique se font par le biais des matières organiques introduites dans le sol. Ces dernières proviennent naturellement soit directement de l'activité ou de la décomposition des végétaux (production primaire), soit du recyclage des matières organiques par les micro-organismes. La production primaire comporte l'exsudation racinaire et les autres dérivés des racines (= rhizodéposition) et la décomposition des racines ou des parties aériennes des plantes. Selon le type de couvert végétal (système céréalier ou prairial) 20 à 50 % du carbone assimilé par les plantes (via la photosynthèse) est introduit

dans les sols (Kuzyakov and Domanski, 2000). L'importance relative de la rhizodéposition par rapport aux résidus de plante dépend également largement du type de plante. Pour les plantes de pâturage, entre 8 % et 65 % du carbone assimilé par photosynthèse est restitué par rhizodéposition.

Les plantes sont le vecteur majeur pour l'introduction de carbone dans les sols, les autres entrées de carbone dans le système sol étant les amendements anthropiques de produits résiduels organiques (PRO). Ces produits sont très variables : lisier et fumier d'ovins ou de bovins, fumier de volailles, composts, boues urbaines et industrielles, etc. Ces PRO ont des degrés de dégradabilité dans les sols également très variables (Bernal et al., 1998).

2.4.2. De la fragmentation, à la dégradation

Une fois introduites dans le sol, les matières organiques, sous forme de glucides, de protéines, de lignines, de lipides, et de carbone pyrogénique, sont décomposées par la faune, les champignons et les micro-organismes du sol. Le devenir exact des matières organiques n'est pas parfaitement connu, plusieurs modèles existent. Lehmann and Kleber (2015) ont proposé un modèle dit du « modèle de continuum du sol » (Figure 7) : séquentiellement, les matières organiques sont dégradées en biopolymères de taille de plus en plus petite, jusqu'à la dégradation en monomère. Les biopolymères d'une masse supérieure à 600 Da seraient fragmentés par la macrofaune et décomposés par des enzymes sécrétées par les micro-organismes (mycètes notamment) (Chenu et al., 2014; Lehmann and Kleber, 2015). Pour un biopolymère d'une masse inférieure à 600 Da, le biopolymère devient assimilable par les micro-organismes.

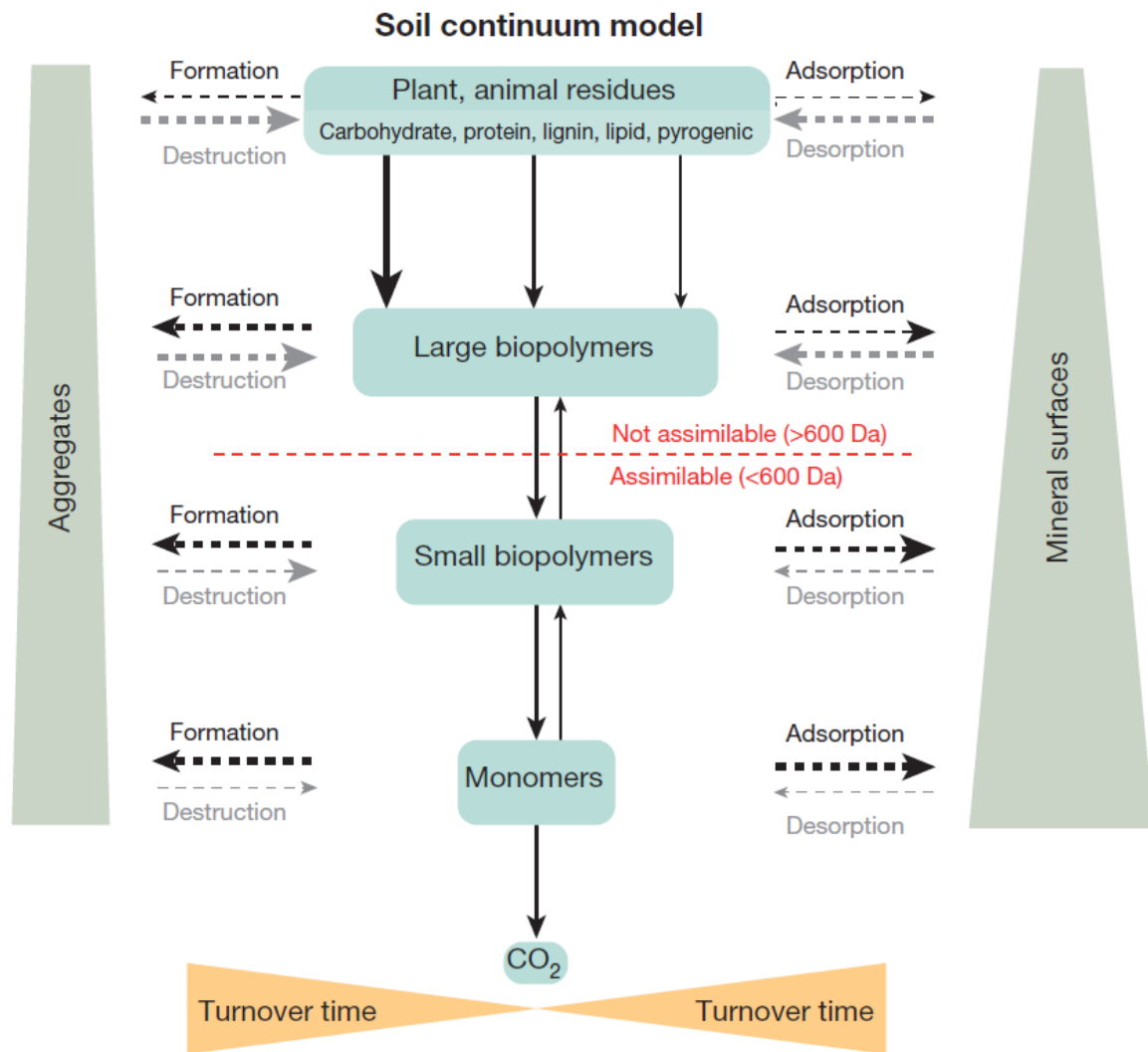


Figure 7 : Modèle du continuum des matières organiques du sol (Lehmann and Kleber, 2015). Les flèches tiretées représentent des processus principalement abiotiques, les flèches pleines représentent des processus principalement biotiques, des lignes plus épaisses indiquent des taux plus rapides

Deux processus abiotiques, l'agrégation, *i.e.* la formation d'agrégats dans le sol, et l'adsorption sur les surfaces minérales, peuvent intervenir à chaque étape de dégradation pour stabiliser les matières organiques. L'adsorption est plus fréquente pour les matières organiques de faibles poids moléculaires. Ces processus constituent des leviers pour favoriser la séquestration du carbone organique dans les sols, ils sont détaillés en 2.5.1 et 2.5.2.

2.4.3. Les sorties de carbone

Les sorties du système sol sont de trois types : la minéralisation des matières organiques ; la lixiviation ou le lessivage des matières organiques dissoutes ou des matières organiques particulaires respectivement ; et l'érosion des sols par les écoulements d'eau en surface ou par le vent (Lal, 2002).

La minéralisation est la décomposition (c'est-à-dire l'oxydation) des composés chimiques de la matière organique, ces composés sont libérés sous forme inorganique (CO_2 , CH_4 , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , H_2S , HPO_4^{2-} , etc.). La minéralisation est la sortie majeure de carbone dans la plupart des sols, elle résulte en la production de CO_2 majoritairement.

2.5. Les mécanismes de séquestration du carbone

Les mécanismes qui permettent la séquestration du carbone organique dans les sols peuvent être classés en 4 catégories : (i) la protection physique, c'est-à-dire l'inaccessibilité des matières organiques par les micro-organismes ; (ii) les interactions organo-minérales c'est-à-dire l'adsorption des matières organiques sur les surfaces minérales ; (iii) la récalcitrance chimique des matières organiques, c'est-à-dire leur capacité à résister à la biodégradation (de par leur nature chimique) et (iv) la régulation de l'activité microbienne, et les contraintes environnementales associées (Chenu et al., 2009).

LA SÉQUESTRATION DE CARBONE

Processus de transfert du CO_2 atmosphérique dans d'autres réservoirs de carbone à longue durée de vie qui, autrement, serait émis ou resterait dans l'atmosphère. (Lal, 2008)

2.5.1. Protection physique

L'accès des matières organiques aux micro-organismes peut être limité parce qu'elles sont situées dans des pores inaccessibles aux microorganismes ou à leurs enzymes ou parce que leur diffusion est très lente (dans la matrice du sol, la diffusion est limitée par la géométrie des pores ainsi que par la continuité et la tortuosité des voies de diffusion). Les preuves de la séquestration physique des matières organiques dans de très petits pores vraisemblablement inaccessibles aux microorganismes proviennent principalement d'observations microscopiques (Foster, R. C., 1981; Kilbertus, G., 1980). Pour illustrer cela, il a été prouvé que la quantité de C organique minéralisé à partir d'un échantillon de sol est systématiquement plus importante si les agrégats de sol sont grossièrement broyés, et ce jusqu'à 7 fois plus importante (Balesdent et al., 2000).

2.5.2. Interactions organo-minérales

Les interactions organo-minérales sont les interactions entre les matières organiques et les minéraux et phases minérales (minéraux argileux, oxydes et oxyhydroxydes métalliques, etc.) présents dans les sols. Ces interactions sont complexes à étudier au vu de (i) la diversité des phases minérales présentes dans un sol et (ii) la diversité des formes de matières organiques (Barré et al., 2014).

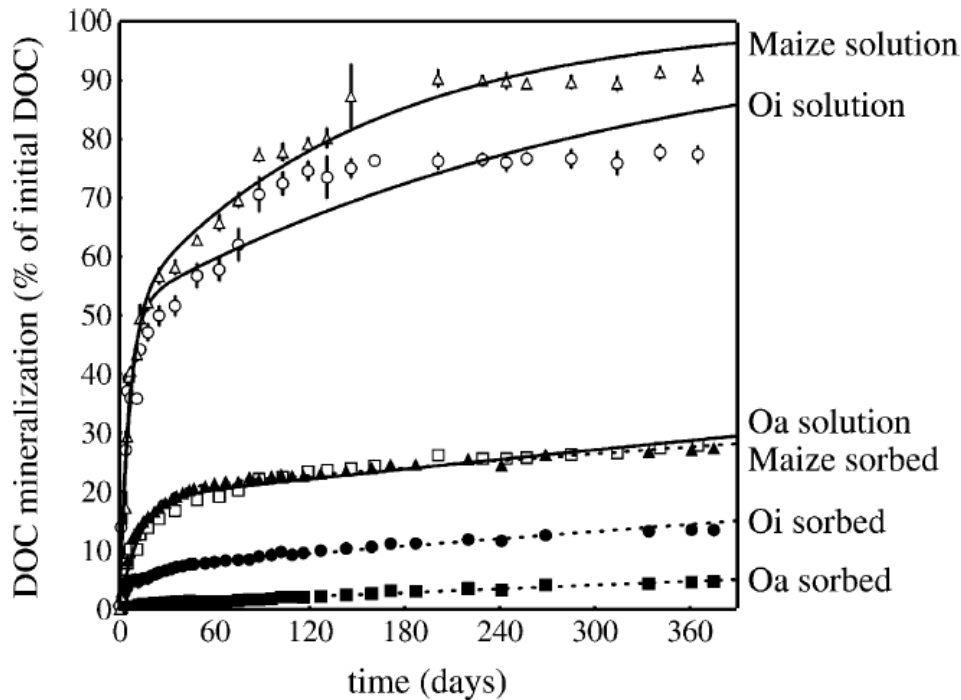


Figure 8 : Minéralisation du carbone de trois échantillons différents de MO en solution (traits pleins) et après sorption (pointillés) au cours d'une année. On voit que les MO adsorbées sont minéralisées moins vite (Kalbitz et al., 2005) Les symboles et les barres d'erreur représentent moyenne et l'écart-type de trois répétitions. Les lignes représentent les résultats de l'ajustement du modèle exponentiel double.

D'une manière générale, l'adsorption des matières organiques sur les phases minérales résulte systématiquement en une diminution de la minéralisation des matières organiques (Kalbitz et al., 2005) (Figure 8). Il semble que les argiles de type 2:1 (TOT) permettent une meilleure formation des associations organo-minérales pour les agrégats de la taille des limons ou des argiles, et donc ces argiles séquestrent plus le carbone que les autres types d'argile (TO ou TOT:O). Il a également été montré que les matières organiques associées aux smectites sont plus âgées que celles associées aux kaolinites (Barré et al., 2014). Enfin, la

capacité d'échange cationique (CEC) et la surface spécifique (SSA) semblent être des paramètres importants des argiles liés au potentiel de séquestration des argiles (Vogel et al., 2015).

Concernant le mode d'adsorption, il a été montré que les matières organiques ont tendance à se lier préférentiellement aux minéraux à surface rugueuse. Les matières organiques récemment introduites dans le sol (dites « fraîches ») se lient quant à elles préférentiellement aux associations déjà existantes (« hotspots »), ainsi moins de 19 % de la surface des minéraux est liée à du carbone organique (Vogel et al., 2014). Basile-Doelsch et al. (2015) ont proposé un modèle conceptuel d'interaction organo-minérale où l'altération minérale génère des minéraux amorphes de taille nanométrique : leur haute réactivité et leur surface spécifique favorisent les interactions avec les composés organiques (Figure 9). C'est pourquoi le degré d'altération des minéraux pourrait également être un facteur important pour la séquestration de carbone organique.

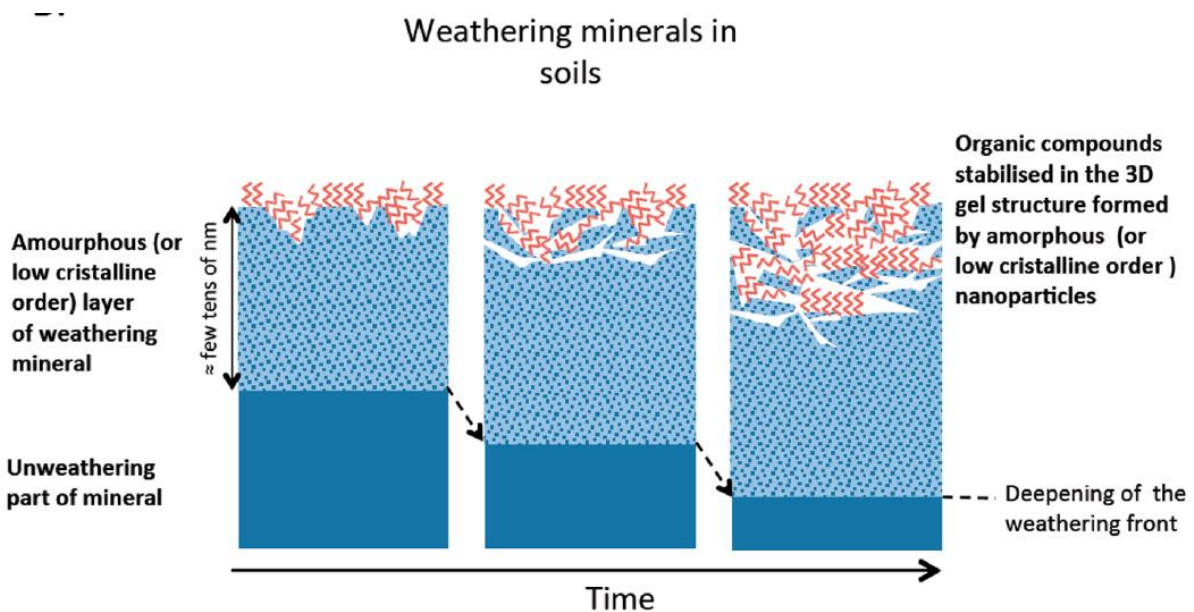


Figure 9 : Modèle conceptuel schématisant l'adsorption des matières organiques sur les minéraux (Basile-Doelsch et al., 2015)

2.5.3. Récalcitrance

La récalcitrance est la propriété d'une molécule à résister à la biodégradation, plus précisément à la dégradation par les micro-organismes du sol dans le cas des matières organiques du sol. Cette propriété est liée à la nature chimique des matières organiques. On observe un temps de séjour moyen entre 10 et 200 ans pour les matières organiques issues de la production primaire (c'est-à-dire, directement issues des végétaux) comme les protéines, les lignines et les n-alcanes (Figure 10) ; un temps de séjour moyen plus faible (moins de 100 ans environ) pour les matières organiques issues de la production secondaire (produites par les micro-organismes) comme les acides gras dérivés des phospholipides (PLFA) ; un temps de séjour moyen encore plus faible (moins de 50 ans environ) pour les biomolécules plus simples comme les hexoses, les pentoses et les glucosamines (Amelung et al., 2008). Si la plupart des modèles de décomposition de la matière organique représentent l'hétérogénéité de la matière organique par quelques compartiments discrets ayant des taux de renouvellement différents, il en est d'autres qui utilisent une distribution de qualité continue, se voulant plus proche de la complexité et de la diversité des matières organiques présentes dans les sols (Bruun et al., 2010).

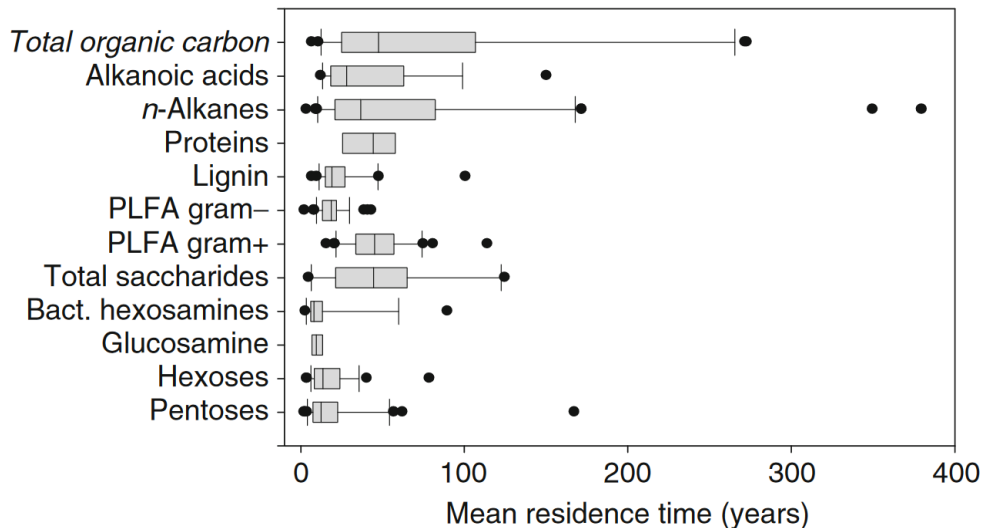


Figure 10 : Temps de séjour moyen (MRT) des principales biomolécules du sol et du carbone organique du sol, d'après Amelung et al. (2008). Les points noirs sont des valeurs en deçà et au-delà des 10^{ème} et 90^{ème} percentiles respectivement.

Cependant, une très forte variation peut être observée quant à ces données, même au sein d'un même groupe de molécules. Plusieurs éléments portent à penser que la notion de

récalcitrance des matières organiques du sol n'est pas le mécanisme majeur régulant les dynamiques de carbone dans les sols (Dungait et al., 2012). Par exemple, le carbone organique pyrogénique (issu de la combustion de végétaux) est considéré comme parmi les formes de carbone les plus persistantes. Pourtant, son temps de séjour moyen (MRT) est seulement 1,6 fois supérieur au MRT du COS du sol dans lequel il a été étudié (Lutfalla et al., 2017).

Tableau 5 : Les « pools » de MOS définis en fonction de leurs temps de résidence moyens (MRT ; Jenkinson & Rayner, 1977 ; Paustian et al, 1992) et les classes de composés correspondantes (Brady & Weil, 2002) d'après (Dungait et al., 2012)

Type de résidu	Modèle Century	Modèle RothC	Temps de séjour moyen (années)	C:N	Composés
Litière	Métabolique	DPM	0.1-0.5	10-25	Sucres simples, acides aminés, amidon
	Structural		2-4	100-200	Polysaccharides
MOS	Actif	BIO	1-2	15-30	Biomasse vivante, POM, polysaccharides
		DPM			
	Lent	RPM	15-100	10-25	Tissus lignifiés, cires, polyphenols
	Passif	HUM	500-5000	7-10	Substances humiques, complexes organo-minéraux, biochar
IOM					

DPM, matière végétale décomposable ; BIO, biomasse microbienne ; RPM, matière végétale résistante ; HUM, matière organique humifiée ; IOM, matière organique inerte ; POM, matière organique particulaire ; OM, matière organique

2.5.4. Régulation de l'activité microbienne

La régulation de l'activité microbienne se fait principalement par la modulation des contraintes environnementales tels que l'humidité (voir la présence/l'absence d'eau interstitielle à une échelle plus fine), le pH du sol, la teneur en O₂, la présence de nutriments etc. (Chenu et al., 2009). Aussi, les micro-organismes du sol vivent dans un environnement dominé par des particules solides de nature, de taille et de formes diverses qui influencent l'activité des micro-organismes (Figure 11). On considère généralement que les bactéries et les champignons s'adsorbent aux particules du sol (Chenu and Stotzky, 2002).

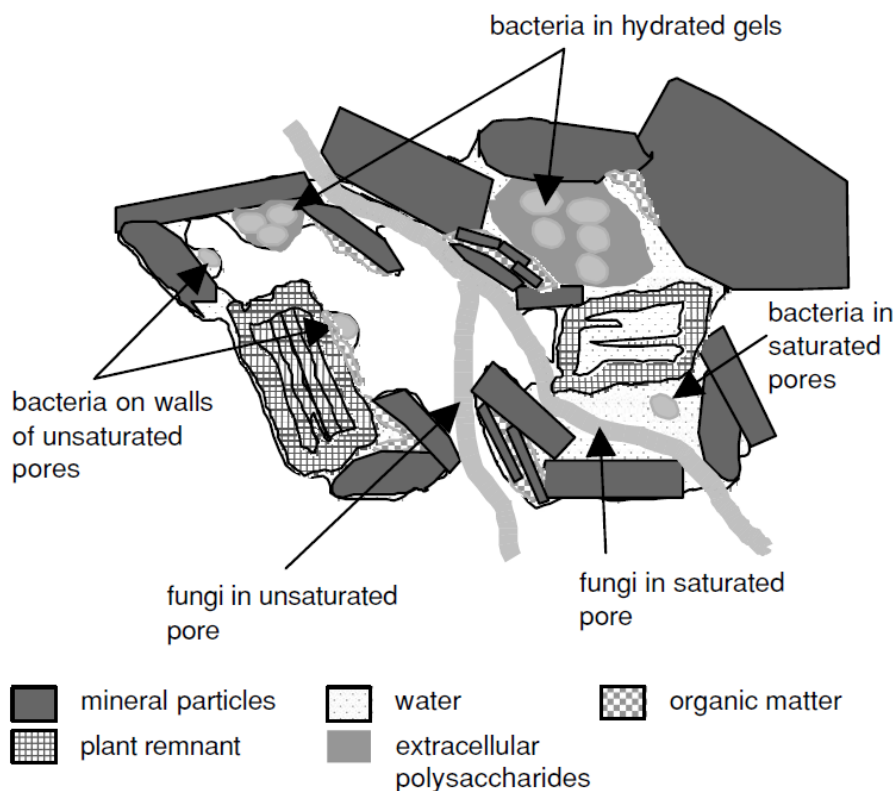


Figure 11 : Représentation schématique des divers habitats des micro-organismes des sols (Chenu and Stotzky, 2002)

2.5.5. Importance relative des différents mécanismes de séquestration

L'importance relative des différents processus dans un sol a été peu étudiée. Salomé et al. (2010) ont montré des différences entre un horizon superficiel (0-10 cm) et profond (80-100 cm) d'un sol, l'effet de la structure du sol semblant être plus important pour la séquestration du carbone dans l'horizon profond. Il a également été montré que selon la profondeur de sol, certains facteurs devenaient prédominants tandis que d'autres devenaient moins importants. Le climat joue ainsi un rôle essentiel pour les horizons superficiels. A l'inverse, le type de sol a une influence mineure sur la séquestration des horizons superficiels mais majeure dans les horizons profonds (Mathieu et al., 2015).

Globalement, la récalcitrance et la protection physique semblent déterminer la dynamique de renouvellement des compartiments des matières organiques à cycle rapide et intermédiaire (< 100 ans), mais pour la préservation à long terme des matières organiques, les interactions avec les surfaces minérales, et en particulier avec les surfaces d'oxyde de fer, semblent être un facteur majeur (Dungait et al., 2012; Kögel-Knabner et al., 2008).

Les mécanismes de séquestration du carbone organique dans les sols et les facteurs influençant son stockage ont principalement été étudiés dans des sols naturels ou agricoles.

Les Technosols ont pourtant des spécificités comme la présence de phases minérales anthropiques et de matières organiques anthropiques, deux potentiels acteurs majeurs du cycle du carbone dans les sols.

3. Le carbone dans les Technosols

Les Technosols sont des sols atypiques du fait de leur composition en matériaux anthropiques, absents ou présents en très faible concentration dans les sols naturels. Parmi ces matériaux, nombre d'entre eux sont carbonés (c.f. partie 1.7), ils contribuent donc significativement au stock de carbone du Technosol. Par exemple, Coussy et al. (2017) ont étudié un Technosol situé dans une zone industrielle, proche d'un ancien dépôt ferroviaire et dont la description du profil est présentée en Figure 12. Ce sol est constitué de différents horizons de remblais, au-dessus de limons jaunes du quaternaire. Au sein des horizons, on note la présence de fragments de briques, de goudrons, de charbons et de boues sidérurgiques. La teneur en COS y est particulièrement élevée (> 20 %) en raison de l'abondance de fragments de charbon présents dans les remblais, il en résulte un stock de carbone particulièrement élevé estimé à 280 tC ha⁻¹ ! Les données de cet article ne permettent pas d'estimer la part de carbone organique naturelle par rapport à l'anthropique. Dans une situation comparable (un autre Technosol industriel) Pernot et al. (2013) ont pu montrer par mesure de l'activité ¹⁴C que 94 % de matières organiques particulières du sol étaient d'origine anthropiques.

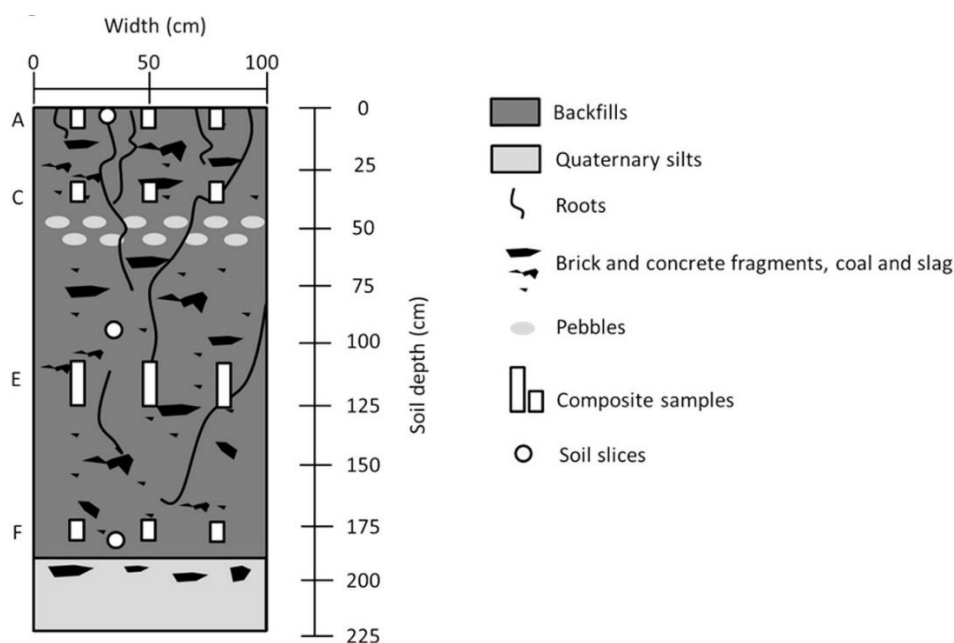


Figure 12 : Description du profil de sol d'un Technosol industriel (Coussy et al., 2017)

Il existe donc des sols atypiques où une très grande proportion du stock de carbone organique est liée aux propriétés et à l'abondance des artefacts qui les composent, cependant il est difficile de généraliser cette observation à tous les Technosols.

3.1. Des stocks de carbone variés

Des stocks élevés de COS ont été reportés dans divers Technosols : i) dans un Technosol construit pour la réhabilitation de friches industrielles avec 190 tC ha^{-1} dans les 30 premiers cm (Rees et al., 2019), ii) dans des bassins de décantation industriels avec 165 tC ha^{-1} (calculé à partir des données de la publication) dans les 30 premiers cm (Huot et al., 2013), iii) dans des sols urbains de Paris et de New York avec 99 et 113 tC ha^{-1} respectivement dans les 30 premiers cm (Cambou et al., 2018).

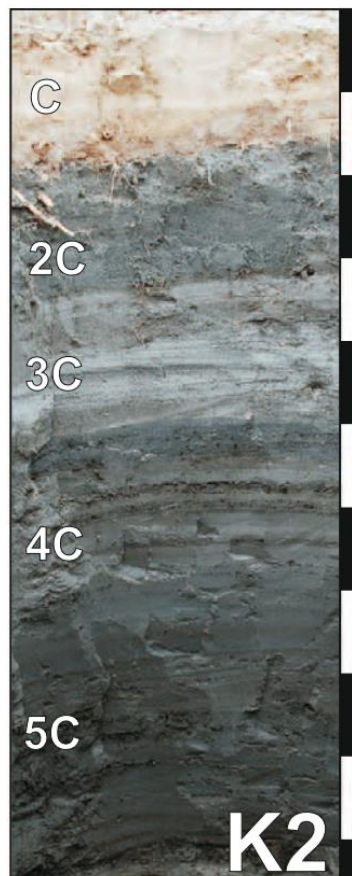


Figure 13 : Profil de sol d'un Spolic Technosol développé sur des cendres de lignite, les barres noires et blanches sont séparées de 10 cm (Uzarowicz and Skiba, 2011)

À l'inverse, des stocks très faibles de COS ont été reportés dans des milieux similaires aux précédents : i) dans un environnement industriel Uzarowicz et Skiba (2011) décrivent un Spolic Technosol d'un formé sur un ancien bassin de décantation près de Pałnów (Pologne), ce sol aurait un stock de carbone de $2,5 \text{ tC ha}^{-1}$ dans les 30 premiers cm (Figure 13), ii) dans

un environnement minier, Ahirwal et al. (2018) présentent un sol issu d'un ancien site minier, réhabilité et reboisé de Jharkhand (Inde) et dont le stock de carbone est de $8,9 \text{ tC ha}^{-1}$ pour les 30 premiers cm et iii) Menares et al. (2017) décrivent 4 Technosols développés sur la digue de résidus miniers de Tambillos (Chili), ces sols ont un stock de $5,7 \pm 2,5 \text{ tC ha}^{-1}$ en moyenne.

Le stock de carbone observé dans des Technosols varie donc très fortement dans la littérature, il n'existe aucune base de données globale sur les Technosols permettant d'avoir une estimation de la distribution du stock de carbone organique dans les Technosols. Les extrêmes présentés ci-dessus n'ont encore une fois pas réellement d'équivalents dans les sols naturels ou peu anthropisés : les Histosols sont les sols qui ont en moyenne les stocks de carbone organique les plus élevés avec 132 tC ha^{-1} alors que les Calcisols ont en moyenne 21 tC ha^{-1} à titre de comparaison (FAO, 2018).

3.2. Des dynamiques de stockage également contrastées

Tout comme les stocks de carbone organiques des Technosols, les dynamiques de stockage (*i.e.* les dynamiques de l'évolution des stocks de carbone organique au cours du temps) varient très largement. Cependant, les études reportant de telles données sont encore plus rares que celles reportant le stock de carbone de Technosols.

Quelques exemples seulement illustrent cette variation des dynamiques de stockage : Simón et al. (2018) ont montré que l'introduction d'un horizon de 20 cm d'épaisseur à 40 cm de profondeur, constitué de boues de marbre (résultant de la découpe et du polissage des blocs de marbre) permettrait de significativement augmenter la séquestration de carbone organique dans les sols dans un contexte de restauration de sols abandonnés. Cette augmentation représente une hausse de 2000 g m^{-2} de COS en environ 6 ans soit une augmentation du stock de carbone liée à l'introduction de l'horizon technogénique de $+ 3,3 \text{ tC ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Dans un autre Technosol construit, Rees et al. (2019) décrivent une dynamique de stockage de carbone en deux temps, dans un premier temps un déstockage important de carbone à un rythme de $- 25 \text{ tC ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sur les trois premières années, suivie d'une phase de stockage de $+ 3 \text{ tC ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ maintenue sur presque 10 ans. Enfin, dans un ancien site minier revégétalisé, une augmentation du stock de carbone organique de $+ 0,5 \text{ tC ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ a été mesurée (Ahirwal et Maiti, 2018).

3.3. Origine du carbone organique des Technosols

3.3.1. *Carbone organique d'origine naturelle et anthropique*

Le carbone organique des Technosols peut être d'origine naturelle, *i.e.* être issue de biomasse végétale et sa décomposition comme décrit en section 2.4.1, ou d'origine anthropique, *i.e.* avoir été introduit ou altéré par les activités humaines comme décrit en section 1.7.

La distinction entre le carbone organique d'origine naturelle et celui d'origine anthropique peut être faite par plusieurs moyens :

- Par expertise visuelle, sur le terrain ou *a posteriori* en laboratoire. Cette dernière peut être assistée par différentes méthodes de grossissement, loupe binoculaire, microscope stéréoscopique, microscope électronique à transmission ou à balayage. Rees (2014) et Pernot et al. (2013) ont par exemple utilisé le microscope électronique à balayage pour identifier et caractériser des particules de biochar, et des particules de charbon et de goudron respectivement (Figure 14).

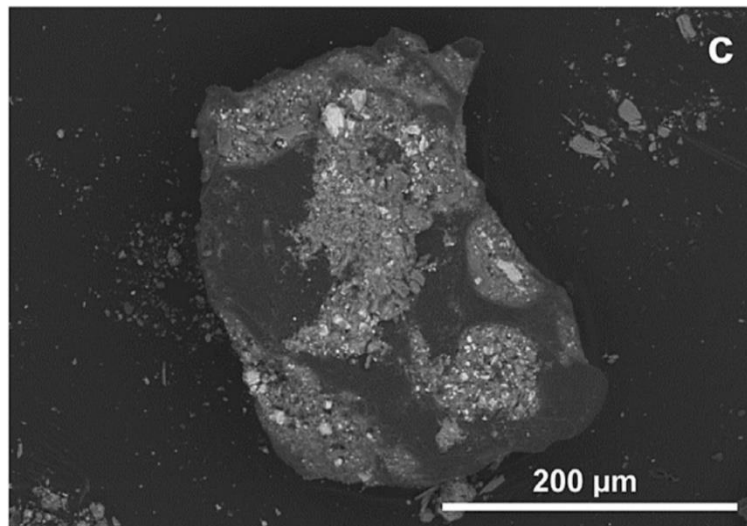


Figure 14 : Observation au microscope électronique à balayage des particules de charbon et de goudron avec d'autres particules minérales s'agrègant à la surface (Pernot et al., 2013)

- Un fractionnement du sol peut être réalisé de façon à isoler certaines particules ou matières organiques d'origines naturelles ou anthropiques. Das et Maiti (2016) ont par exemple utilisé un fractionnement chimique pour mesurer le carbone inorganique, le carbone organique biogénique selon différents degrés de stabilité, et le carbone organique géogénique d'un sol d'exploitation minière de charbon comme détaillé en Figure 15.

- Par le biais d'une analyse physico-chimique. Les matières organiques anthropiques sont de nature différente des matières organiques naturelles bien souvent. Pernot et al. (2013) ont par exemple utilisé la mesure de l'activité ^{14}C pour déterminer un pourcentage de « carbone moderne » assimilé à du carbone organique d'origine naturelle, et du carbone dit « fossile » assimilé aux matières organiques anthropiques telles que du coke, du charbon, de l'anhracite et du goudron. Il est à à noter que dans l'étude du devenir de matières organiques naturelles dans les sols naturels, le marquage ponctuel au ^{13}C ou au ^{14}C est souvent employé (Kuzakov et Domanski, 2000), cette méthode pourrait être transposée aux Technosols.
- En combinant plusieurs de ces méthodes, comme cela peut être fait pour dissocier les matières organiques naturelles récemment introduites dans le sol des matières organiques naturelles plus « âgées » dans les sols naturels (Moni et al., 2012)

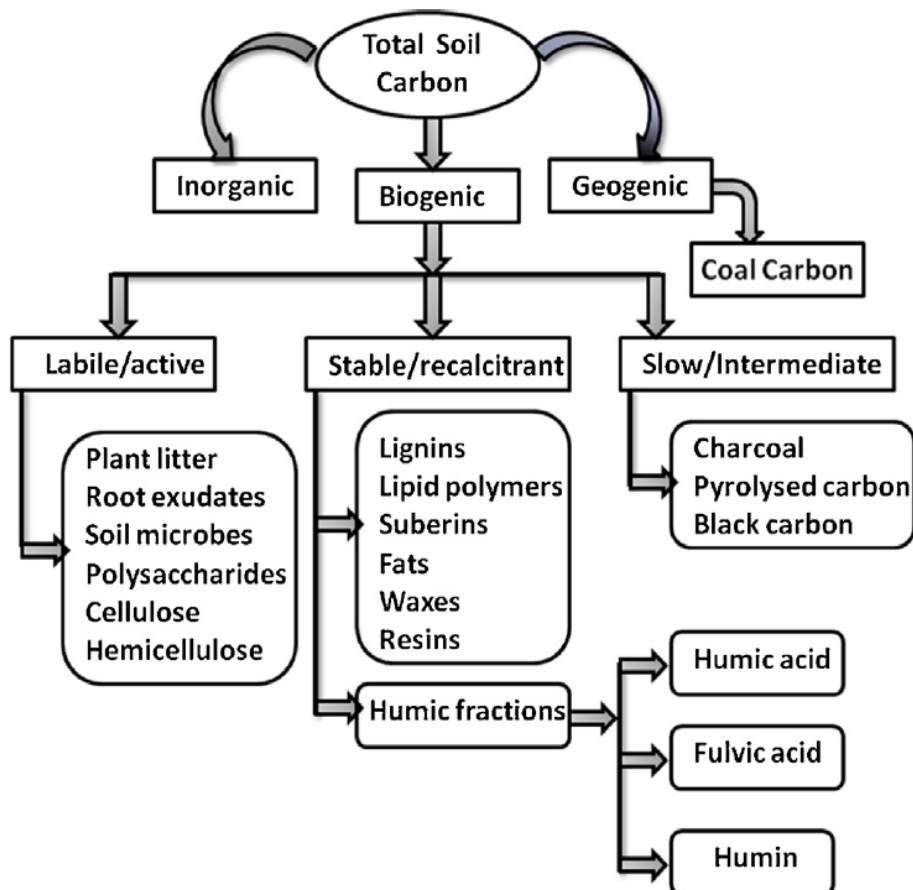


Figure 15 : Les types de carbone du sol dans un sol d'exploitation minière de charbon (Das et Maiti, 2016)

L'abondance relative de carbone organique d'origine anthropique par rapport au carbone organique d'origine naturelle pourrait entraîner des conséquences significatives sur les dynamiques de carbone du Technosol.

3.3.2. *Origine du carbone organique anthropique*

Le carbone organique anthropique est le plus souvent introduit dans les sols à la suite d'événements ponctuels, bien qu'il puisse également être introduit lors d'événements « diffus », étalés sur le temps comme par dépôt atmosphérique par exemple. Howard (2017) distingue quant à lui les sols fortement anthropisés néoformés (« neogenetic anthroposoil ») qui sont formés à partir de nouveaux matériaux anthropiques produits et déposés par un mécanisme artificiel en conséquence directe des activités humaines (caractéristiques des milieux miniers et urbains, ce qui correspond plutôt à des modes d'introduction ponctuels), aux sols fortement anthropisés métaformés (« metagenetic anthroposoils ») qui sont formés *in situ* à partir de sols préexistants plus ou moins modifiés par l'action humaine.

Les artefacts organiques les plus fréquemment rencontrés dans les Technosols sont principalement du bois, du charbon de bois, du charbon, du coke et de l'asphalte. Le bois a généralement été utilisé comme matériau de construction, le bois d'œuvre a une structure cellulaire stratifiée composée principalement de cellulose et de lignine. Le charbon de bois est composé d'hydrocarbures et de black carbon (BC), mélangés à des structures laminaires résiduelles de matériaux végétaux parents. Le charbon est constitué de macéraux de vitrinite (les macéraux sont des particules organiques d'origine végétale), qui conservent également la microstructure laminaire du bois. Le coke est issu de la transformation du charbon par la cokéfaction, le coke était fréquemment employé en sidérurgie et dans d'autres opérations de fusion des métaux. Il a été largement produit jusque dans les années 1970 comme sous-produit des opérations de gaz manufacturé. Enfin, le béton bitumineux est un matériau de construction composite composé de granulats minéraux de la taille d'un gravier, maintenus ensemble par un liant visqueux. Le liant bitumineux est un liquide noir, très visqueux, carboné, formé par l'ébullition du pétrole à ≈ 525 °C (Howard, 2017).

Il est à noter que cette réflexion sur l'origine du carbone organique anthropique peut également être appliquée aux matériaux minéraux anthropiques.

3.4. Du carbone en profondeur ?

Encore une fois, Rees et al. (2019) qui ont mené une étude approfondie du stock de carbone d'un Technosol construit et de son évolution ont montré que seulement 24 à 32 % du stock de carbone des 100 premiers cm était contenu dans l'horizon 0-30 cm. À l'inverse, dans un

Technosol développé sur un ancien bassin de décantation industriel, il a été montré que 93 % du stock de carbone du sol était présent dans les 30 premiers centimètres en considérant un profil de sol de 100 cm (Huot et al., 2014). Dans un sol de prairie naturel, la proportion de carbone organique retrouvée dans les 30 premiers cm de sol pour un profil de 1 m est plus de l'ordre de 50 à 55 %.

Pour les Technosols contenant de grandes quantités de carbone organique en profondeur, la présence de ce stock conséquent de carbone organique dans des horizons profonds soulève plusieurs questions, notamment sur sa conservation (en lien avec les conditions physico-chimiques en profondeur).

Dans les sols naturels ou peu anthropisés, les entrées de matières organiques naturelles dans les horizons profonds sont souvent sous forme dissoute (DOC) en suivant les voies d'écoulement préférentielles, sous forme de litière aérienne ou racinaire et d'exsudats le long des canaux racinaires et/ou par bioturbation. Par rapport aux matières organiques du sol de l'horizon supérieur, celle des horizons profonds semble être enrichie en composés carbonés d'origine microbienne et appauvrie en matières végétales, riches en énergie (Rumpel et Kögel-Knabner, 2011). Or, dans le cas des Technosols les entrées de carbone dans les horizons profonds sont principalement le résultat des activités anthropiques (cf Figure 12, Coussy et al., 2017; Rees et al., 2019) et leur nature est également différente des matières organiques des horizons profonds des sols naturels ou peu anthropisés (cf 3.3.2).

3.5. Quels mécanismes de séquestration ?

Parmi les mécanismes de récalcitrance (occlusion dans les agrégats, adsorption sur les surfaces minérales, récalcitrance et régulation de l'activité microbienne), la récalcitrance pourrait jouer un rôle plus important dans les Technosols que dans les sols naturels ou peu anthropisés. Seulement quelques indices nous permettent d'avancer cela : le temps de séjour moyen de certains artefacts organiques a été évalué suite à des expérimentations en laboratoire ou à des observations sur le terrain et il est supérieur aux valeurs moyennes des matières organiques naturelles (Bernal et al., 1998; J. Wang et al., 2016). Il a aussi été montré qu'un traitement de désorption thermique appliqué à un Technosol avait entraîné la condensation des composés organiques résiduels en structures aromatiques très stables (Biache et al., 2008), ces traitements sont souvent pratiqués dans le cadre de la dépollution de sols contaminés.

Néanmoins, il a aussi été montré que les bactéries (par exemple *Bacillus*, *Pseudomonas*), les actinobactéries (par exemple *Streptomyces*) et les champignons (par exemple *Penicillium*,

Aspergillus) connus pour être capables de solubiliser le charbon sont des espèces courantes dans la rhizosphère. Des études approfondies sur le biochar et le charbon de bois suggèrent qu'ils seraient plus sensibles à la biodégradation qu'on ne le pensait auparavant (Howard, 2017).

Quant aux autres mécanismes de séquestration, ces derniers sont très peu évoqués dans la littérature. Rees et al. (2019) évoquent des mécanismes d'occlusion dans les agrégats et la régulation de l'activité microbienne dans un horizon profond d'un Technosol construit.

3.6. Évaluation du stock de carbone dans les sols et dans les Technosols

L'évaluation du stock de carbone dans les sols se fait usuellement par la mesure de la teneur en carbone organique du sol (qui se fait elle-même par combustion sèche le plus généralement), combinée à une mesure de la masse volumique apparente (mesurée suite au prélèvement d'un cylindre de sol de volume connu) (Chenu et al., 2015). Il est important de noter que la mesure de la masse volumique apparente se fait le plus souvent pour l'intégralité du sol (éléments fins et éléments grossiers) alors que la mesure de la teneur en carbone organique se fait le plus souvent sur un sol tamisé, où les fractions grossières (> 2 mm) ont été écartées. Cette méthode de calcul du stock de carbone aboutit le plus souvent à une surestimation du stock de carbone (Poeplau et al., 2017). D'autres méthodes de calcul permettent d'aboutir à une estimation du stock de carbone organique des sols plus proche de la réalité : ces méthodes reposent sur l'hypothèse que la fraction grossière ne contribue pas au stock de carbone organique du sol et l'écartent donc du calcul du stock.

Pour les Technosols, la question de la méthode employée pour évaluer le stock de carbone est particulièrement importante sachant que les Technosols contiennent fréquemment des quantités importantes de fractions grossières (Allory et al., 2019). De plus, l'hypothèse que les fractions grossières ne comportent pas de carbone organique et donc doivent être écartées du calcul du stock de carbone ne peut décemment plus être appliquée dans le cas des Technosols. Une réflexion toute particulière doit être apportée pour la mesure du stock de carbone dans les Technosols.

4. Hypothèses et objectifs

4.1. Hypothèses

Les hypothèses de cette thèse sont :

- Les Technosols ont des stocks de carbone en moyenne élevés, mais sont surtout marqués par une très forte hétérogénéité. Cette variabilité s'explique par des

facteurs environnementaux naturels tel que le climat, la végétation, la topographie et la nature des matériaux parents naturels, mais surtout par des facteurs anthropiques tel que le mode d'occupation des sols ainsi que la nature et la concentration en artéfacts ;

- Concernant les mécanismes de séquestration du carbone dans les Technosols :
 - o La récalcitrance (protection chimique de la matière organique) est un mécanisme de séquestration plus marqué dans les Technosols que dans les sols naturels : les artéfacts organiques constituent des stocks de carbone dont la réactivité est principalement contrôlée par leur nature chimique
 - o Les artéfacts minéraux, mais également organiques, jouent un rôle similaire aux phases minérales naturelles, ce sont des surfaces d'adsorption des matières organiques naturelles
- Les pratiques agronomiques ou les modes de gestion peuvent orienter les capacités de stockage de carbone des Technosols, dans un premier temps d'une façon similaire aux sols naturels (ne pas laisser le sol nu, développer les haies voire l'agroforesterie, etc.) mais pas uniquement, la gestion peut être aussi être orientée sur la nature et la distribution des artéfacts

4.2. Objectifs

Les objectifs de cette thèse sont donc de :

- Acquérir des données quantitatives les stocks de C dans les Technosols afin de déterminer des données statistiques (moyenne, médiane, écart-type etc.) sur la teneur et le stock de carbone organique des Technosols et ainsi avoir une meilleure estimation de la contribution des Technosols au stock de carbone global des sols ;
- Identifier les paramètres environnementaux qui contrôlent le stock de carbone des Technosols ;
- Mieux comprendre la dynamique du carbone dans les Technosols en identifiant les mécanismes de séquestration qui y prédominent.

Enfin, un objectif secondaire de la thèse serait d'identifier les pratiques ou les modes de gestion favorables à la séquestration de carbone dans les Technosols. Cet objectif est décrit comme secondaire car les dispositifs expérimentaux de cette thèse n'ont pas été conçus spécifiquement pour répondre à cet objectif.

Chapitre II - Estimation du stock de carbone organique des Technosols, quels facteurs l'influencent ?

Il n'existe pas de base de données de grande échelle sur les Technosols, bien que certaines bases de données s'en rapprochent. Par exemple, Joimel et al. (2016) ont pu créer une base de données sur des sols anthropisés. Elle est constituée de 104 sols de jardins en milieux urbains et 274 sols dits « SUTMAs », des sols des zones urbaines, industrielles, de trafic, minières et militaires. Cependant, cette base de données ne permet pas de calculer le stock de carbone de ces sols, elle ne permet pas non plus d'identifier les facteurs qui contrôlent la teneur en carbone organique des sols, et elle est constituée uniquement de sols français. Enfin, elle n'est pas disponible en accès ouvert.

Afin de répondre aux objectifs fixés précédemment, nous avons donc voulu créer une nouvelle base de données sur les Technosols spécifiquement, comprenant des données permettant le calcul d'un stock de carbone organique à 30 cm de profondeur *a minima*, à portée internationale et accessible publiquement. Pour cela, nous avons choisi la méthode de la méta-analyse et avons recueilli des données sur près de 1000 échantillons de Technosols à travers 130 publications scientifiques différentes. La synthèse de ces travaux a fait l'objet d'une publication parue en 2021 dans *European Journal of Soil Science* (<https://bsss-journals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/ejss.13141>). Cet article est repris dans la suite de ce chapitre.

A meta-analysis of carbon content and stocks in Technosols and identification of the main governing factors

Victor Allory, Geoffroy Séré, Stéphanie Ouvrard*

Université de Lorraine, INRAE, LSE, F-54000 Nancy, France.

* Corresponding author, Stéphanie Ouvrard, 2 avenue de la Forêt de Haye, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy Cedex, France.

stephanie.ouvrard@univ-lorraine.fr

DOI: 10.1111/ejss.13141

Abstract

Technosols, which are soils strongly impacted by human activity, are becoming increasingly common. To date, there has been little study of the share of the global soil carbon budget made up of carbon in Technosols or the contribution of Technosols to climate mitigation. A meta-analysis is proposed based on the analysis of 130 articles and consisting in the extraction of 953 observations on soil organic carbon (SOC) content of Technosols and related factors (*e.g.* climate, land use, nitrogen, bulk density). The mean SOC content of Technosols is 4.3 % and SOC stock is 73.2 tC ha⁻¹ for 0-30 cm layer. The SOC content does not decrease significantly with depth and it shows high variability, even within same depth layers. Climate has a significant effect on SOC content, especially in the upper soil layer. Land use (mainly urban, mining or industrial) shows a significant effect when considering all depths and is related to the nature of the constitutive artefacts. Unlike natural and agricultural soils, no correlation is observed with the depth nor the nature and presence of vegetation.

This meta-analysis highlights the strong originality and diversity of Technosols, compared to other soils. Compared to other existing Reference Soil Groups, they are undoubtedly among the soils with the highest carbon stocks per unit area in the pedosphere.

Keywords

Soil organic carbon stocks, carbon sequestration, strongly anthropized soils, artefacts.

Highlights

- Technosols appear to be among the soils with the largest organic carbon stocks
- Mean value of soil organic carbon content in Technosols is 4.3 %
- As for natural soils, the soil organic carbon in Technosols is influenced by climate
- Artefacts appear to be a major driver of organic carbon in Technosols

1. Introduction

Soil is the biggest terrestrial carbon pool of the planet (Le Quéré et al., 2018; Scharlemann et al., 2014b). The increase of soil organic carbon (SOC) stocks has been identified as an effective means to mitigate the increase in atmospheric carbon dioxide (climate mitigation). It also plays a key role in improving soil fertility ensuring food security and improving general soil resilience to global changes (Lal, 2004a; Reeves, 1997; Stockmann et al., 2013). As a consequence, accurate, globalized and time repeated measurements of SOC stocks are required to assess temporal and human-induced evolution of stocks.

To date, this monitoring has been done mainly for natural (Baritz et al., 2010; Stockmann et al., 2015) and agricultural lands (Eve et al., 2002), leaving aside environments that are more impacted by human activity. Human impacted lands such as artificial lands, defined as lands removed from natural, agricultural or forest land cover (Béchet et al., 2017), already accounted for 4.2 % of the surface of the European Union in 2015 (European Commission. Statistical Office of the European Union., 2017) and their surface increases continuously (average annual increase rate of urbanized areas varies, + 5 % yr⁻¹ to + 10 % yr⁻¹ (Dong et al., 2008; Shalaby and Moghanm, 2015)). Artificial land increase is a direct consequence of the Anthropocene, a geological era marked by human activities and its effects on biosphere and lithosphere (Ellis and Ramankutty, 2008; Geisen et al., 2019). With a pedological entry, a high portion of the soils encountered in artificial lands are strongly impacted by human activities (e.g. urban, mining, industrial, Béchet et al., 2017) and should be gathered under the term Technosols (IUSS Working Group World Reference Base for Soils Resources (WRB), 2014). More precisely, Technosols are defined as containing at least 20 % of artefacts in their upper 100 cm. Artefacts refer to materials that have been created, substantially modified or brought to the surface by humans, the most frequent artefacts being: construction debris,

mine spoil, industrial waste but also technic hard material (*e.g.* asphalt, bitumen) and geomembranes (Lehmann, 2006). Technosols encompass a wide variety of situations and are strongly heterogeneous notably in terms of level of anthropization (Blume, 1989; Morel et al., 2015; Novák et al., 2020; Quintela-Sabarís, 2019). It is therefore important to stress that Technosols are not only found in artificial land, and that soils in artificial land are not only Technosols. Such a complex assessment of their worldwide spatial distribution has led to their exclusion from worldwide soil carbon budgets (FAO, 2018).

However, high SOC stocks have been reported in various Technosols: i) in constructed Technosol for the reclamation of industrial brownfields with 190 tC ha^{-1} in the first 30 cm (Rees et al., 2019), ii) in industrial settling ponds with 165 tC ha^{-1} in the first 30 cm (Huot et al., 2013), iii) in urban soils from Paris and New York City with 99 and 113 tC ha^{-1} respectively in the first 30 cm (Cambou et al., 2018). High sequestration rates have also been recorded in industrial constructed Technosol at about $3 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Rees et al., 2019) and in reclaimed mine soils at up to $1.85 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Ussiri and Lal, 2005) in the first 30 cm, notably. High sequestration phenomena have also been recorded in buried technogenic horizons (16-21 to 28-34 cm horizons) made of marble waste ($3.6 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, Simón et al., 2018).

Technosols thus appear as neglected but possibly significant contributors to global soil carbon stocks and storage as they could represent both large areas of soils with high carbon stock per unit area, and soils with high sequestration rate. The aims of this study are first to finely describe and quantify the range of carbon contents and stocks in soils with strong human influence and also to explore the main factors governing their carbon content in comparison with other soils. Given the great diversity of Technosol, we propose here a generic bibliographic methodology of data collection and analysis. The published data about SOC contents and SOC stocks in Technosols covering a wide range of situations are compiled. The resulting database is then analyzed in order to identify the main governing factors of SOC contents or stocks. The role of artefacts in carbon dynamics and the potential of carbon sequestration of such soils are then discussed.

2. Materials and Methods

2.1. Data collection

The first step is to identify and collect the target publications, *i.e.* those giving quantitative indication on C content or stocks in Technosols. They are obtained using a search request using equation 1 on peer-reviewed published articles in the Web of Science citation database.

$$TS = (\textit{Technosol}^* \textit{ AND } (\textit{organic carbon OR organic matter})) \quad (\textit{Eq.1})$$

Where TS is the “topic” of the article, it includes title, keywords and abstract. The material used in this article corresponds to a search conducted in February 2019. In order to assess the representativeness of our corpus, it was supplemented by the following research equations:

$$TS = (\textit{Industrial soil}^* \textit{ AND } (\textit{organic carbon OR organic matter})) \quad (\textit{Eq.2})$$

$$TS = (\textit{Urban soil}^* \textit{ AND } (\textit{organic carbon OR organic matter})) \quad (\textit{Eq.3})$$

$$TS = (\textit{Mine soil}^* \textit{ AND } (\textit{organic carbon OR organic matter})) \quad (\textit{Eq.4})$$

2.2. Data extraction

For each article, information on observations was collected and organized in an excel file, each line corresponding to a different observation. Observations can be either a soil sample, taken from a soil profile or as part of an experimental plan, or an anthropogenic amendment (applied to a soil) or an artefact (isolated from the Technosol in which it should be found). Observations of upper layers described as non-soil layers (such as litter layers) by the authors were not included.

For each observation the following data is collected, when available: country of the studied soil, land use, soil cover, climate, soil type (IUSS Working Group WRB, 2014), soil principal qualifier (IUSS Working Group WRB, 2014), age of the soil (starting from the end of the anthropic activity or from Technosol’s formation), mean annual temperature (explicitly mentioned or determined based on the location), mean annual rainfall (explicitly mentioned or determined based on the location), upper and lower limits of soil horizons, depth of sampling (averaged to calculate the average sampling depth), soil organic carbon (SOC) content, soil organic matter (SOM) content, total carbon (TC) content, nitrogen (N) content, pH, cation exchange capacity (CEC), bulk density, texture (clay, silt and sand contents).

Complementary typologies are defined for the following information:

- land use: industrial, urban, mining, archeological, agricultural, other land uses;

- soil cover: bare, shrubland, grassland, crop, forest;
- climate (according to the 5 main Köppen-Geiger climate classes): tropical, dry, temperate, continental, polar (Peel et al., 2007).

For SOC, SOM, TC, N, pH, CEC, bulk density and texture, measurement methods are also recorded, as well as statistical related data: number of analytical repetitions and standard deviation.

When SOC information is missing, a proxy value is used. SOM is converted using the 0.58 conversion factor (applied on 14 % of the data). When both SOM and SOC are missing, TC is used as SOC value, after checking that the soils are not carbonated (17 % of the data). We define the SOC* variable to compile SOC data and proxies obtained from SOM or TC. Then, when the SOC* is 0 %, it is arbitrarily set to 0.1 %, which is considered as the standard limit of quantification (LOQ) for the dry combustion method (Beltrame et al., 2016). This change (0 % to 0.1 %) is done for 15 data over 1394.

All collected information is stored in a database available at: <https://doi.org/10.24396/ORDAR-60>. In the results section, only observations concerning soil samples identified as Technosols are analyzed. Data related to anthropogenic amendments, artefacts or other soil types (often used as a control) are not presented. See *annexes 1 and 2 for more details*.

2.3. Soil organic carbon stock calculation

Soil organic carbon stock (SOC stock) in the 0-30 cm soil upper horizon is calculated using the following formula (Poehlau et al., 2017):

$$SOC\ stock_{0-30\ cm} = SOC^*_{0-30\ cm} \times bulk\ density \times thickness \quad (Eq.5)$$

where $SOC\ stock_{0-30\ cm}$ is the SOC stock of the Technosol between 0 and 30 cm, in tC ha⁻¹, $SOC^*_{0-30\ cm}$ is the SOC* content for observations with an average sampling depth between 0 and 30 cm, in % (or more precisely, g 100g⁻¹ of dry weight of soil), bulk density is the bulk density of the soil at the same average sampling depth, in g cm⁻³, and thickness is the thickness of the soil layer considered, in cm (here 30 cm). SOC* is preferred to SOC to increase the number of available observations.

2.4. Data analysis

For quantitative data, correlation coefficients are assessed using pairwise complete observations.

Relationship between SOC content and average sampling depth is analyzed by testing two of the most widely used models in soil science: an exponential relationship (Eq.6) and a log-log relationship (Eq.7) (Jobbágy and Jackson, 2000; Zinn et al., 2005; Meersmans et al., 2009; Mishra et al., 2009).

$$SOC^* = a e^{-b \times D} \quad (Eq.6)$$

$$\log(SOC^*) = c \log(D) + d \quad (Eq.7)$$

where SOC^* is the compiled data, D is the average sampling depth, a , b , c and d are parameters of the models. Parameters are estimated by nonlinear (weighted) least-squares algorithm (Nonlinear Least Squares function "nls" of R software, (R Core Team, 2020)).

Impact of qualitative variables such as climate, land use, soil cover and WRB principal qualifier on SOC^* is assessed by ANOVA, followed by pairwise t-test with Bonferroni correction if conditions are met (also achieved with R software, (R Core Team, 2020)).

Boxplots are used to figure data distribution: band inside the box represents the median, black line red diamond represents the mean, left and right ends of the box represent the first and third quartile respectively, the whiskers indicate the lowest datum within 1.5 interquartile range of the lower quartile, and the highest datum within 1.5 interquartile range of the upper quartile. Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$).

3. Results

3.1. Dataset description

Our research equations resulted in 130, 1956, 2478 and 2445 articles for equations 1 to 4 respectively. The number of articles responding to the 4 research equations is constantly increasing over the years from 2012. Over the last 11 years (2008 – 2018), the average increase of published articles is of 51 %, 11 %, 11 % and 13 % per year for the equations 1 to 4 respectively (Figure 16).

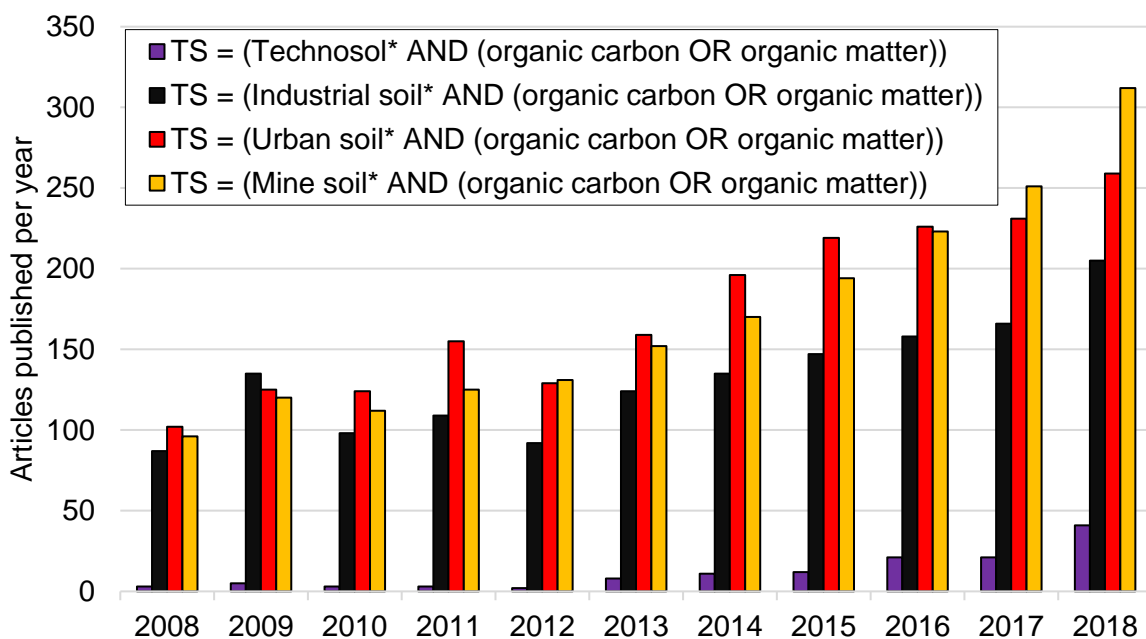


Figure 16. Evolution of number of articles published per year over the period 2008 – 2018 based on our 4 research equations

In this work we propose to focus on the results of equation 1 only, *i.e.* 130 articles. Overall, the dataset contains 953 observations of Technosols. Percentage of recovered data vary widely from 10.8 % for SOM, to 99.3 % for land use, or 76.9 % for sampling depth (the most recovered numerical data, Figure 17). Qualitative variables are the most recovered ones excepting for the soil WRB principal qualifier.

The soil organic carbon content is available for 50.5 % of the observations. The SOC* variable is available for 72.1 % of the database observations (*i.e.* 687 data over 953). Information on bulk density remains scarce (14.9 %, *i.e.* 142 data). Only 74 observations provide both SOC* and bulk density, thus limiting SOC stocks analysis.

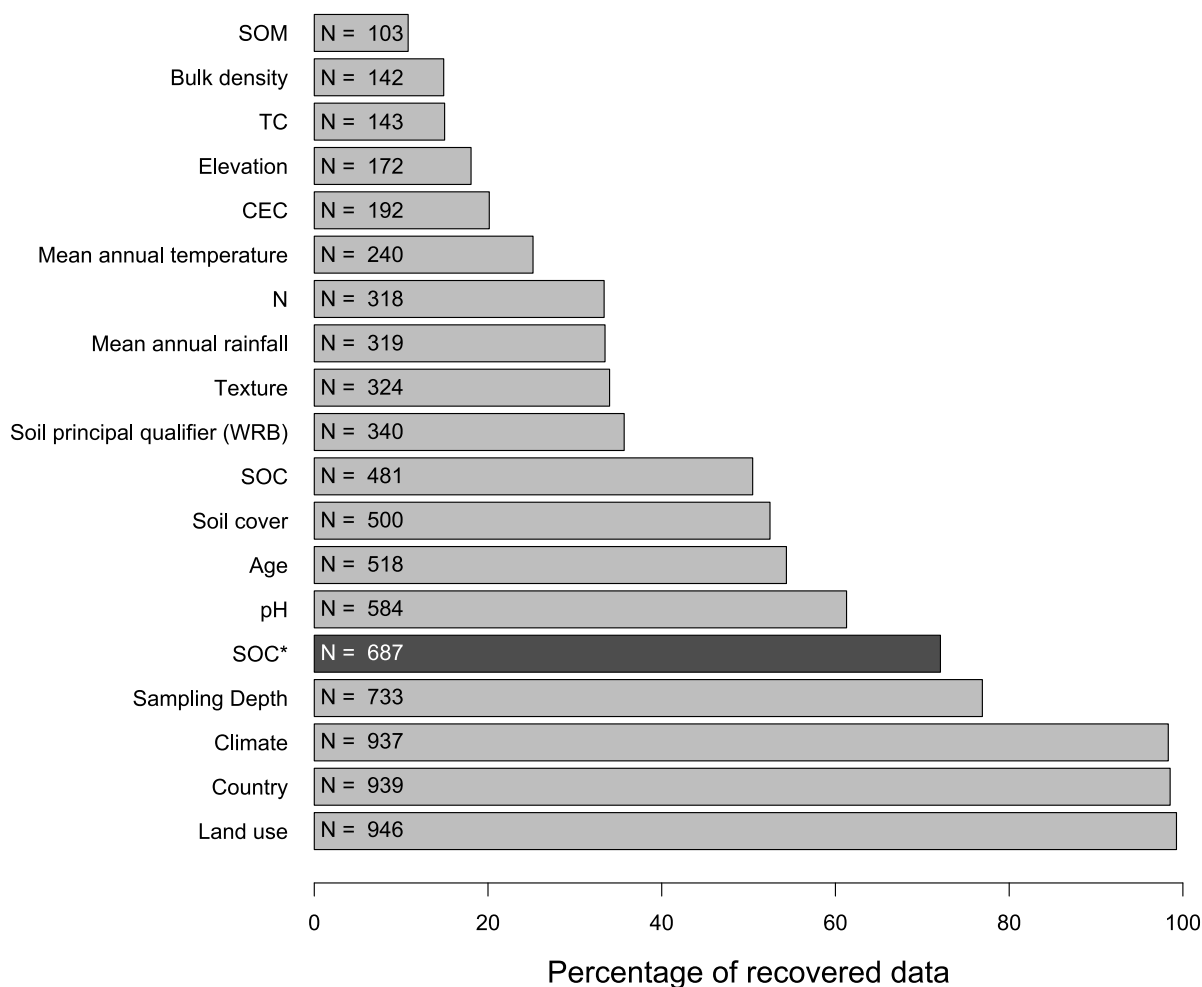


Figure 17. Data completeness (over the 953 observations concerning Technosols), WRB is the World Reference Base for Soil Resources

3.2. Origin of the data and age of the Technosols

The dataset covers observations across all types of climate, although temperate and continental climates are the most represented (46 % and 35 % of the data, respectively). Dry climate is in third place, with 137 data (15 %), and tropical and polar climates are associated to 23 (2 %) and 17 (2 %) data, respectively. These last three climatic situations (dry, tropical, and polar) have appeared quite recently in studies on Technosols with a first occurrence in 2012 for dry, in 2014 for polar and in 2015 for tropical climates respectively.

As for climate, all continents are represented in our dataset. The European region is by far the strongest contributor of data on Technosols (78 %, 737 data). Highest contributors are European countries with Spain, France and Poland being associated to 206, 188 and 166 observations respectively, *i.e.* almost 60 %. It is followed by Asia (15 %, 138 data) then Africa,

Australia, North and South America (between 13 and 19 data). The dataset includes observations from 29 different countries.

Regarding soil age, most of the observations concern young soils, with a median age of 6 years. Mean soil age is much higher at 29 years, due to the contribution of aged soils (e.g. 300 and 400 years old soils, from charcoal production site and post mining site) (Hirsch et al., 2018; Ciarkowska et al., 2016).

3.3. SOC* content and SOC* stock distribution

SOC* content distribution (part (a) of Figure 18) and SOC* stock (calculated with Eq.5, part (b) of Figure 18) distribution are represented. Mean SOC* content is 4.29 % while median is 1.63 %, first quartile is 0.59 % and third quartile is 4.71 %. Standard deviation associated to SOC* content is 7.45 %. Maximum SOC* content is 48.7 %, it relates to a deep horizon (175–185 cm) of industrial soil that include coal and slag fragments (Coussy et al., 2017). The high difference between mean and median is explained by high quantity of values above 10 % of SOC*: 66 data over the 687 (9.6 % of the data).

The distribution of SOC* stock is similar to the distribution of SOC*: the mean (73.2 tC ha⁻¹) is higher than the median (42.6 tC ha⁻¹). Third quartile (90.6 tC ha⁻¹) is close to mean. The maximum SOC* stock is 280 tC ha⁻¹; it relates to an industrial soil (close to a steelmaking plant, Kanbar et al., 2018). Eight data are above 200 tC ha⁻¹ over the 76 data (10.5 %).

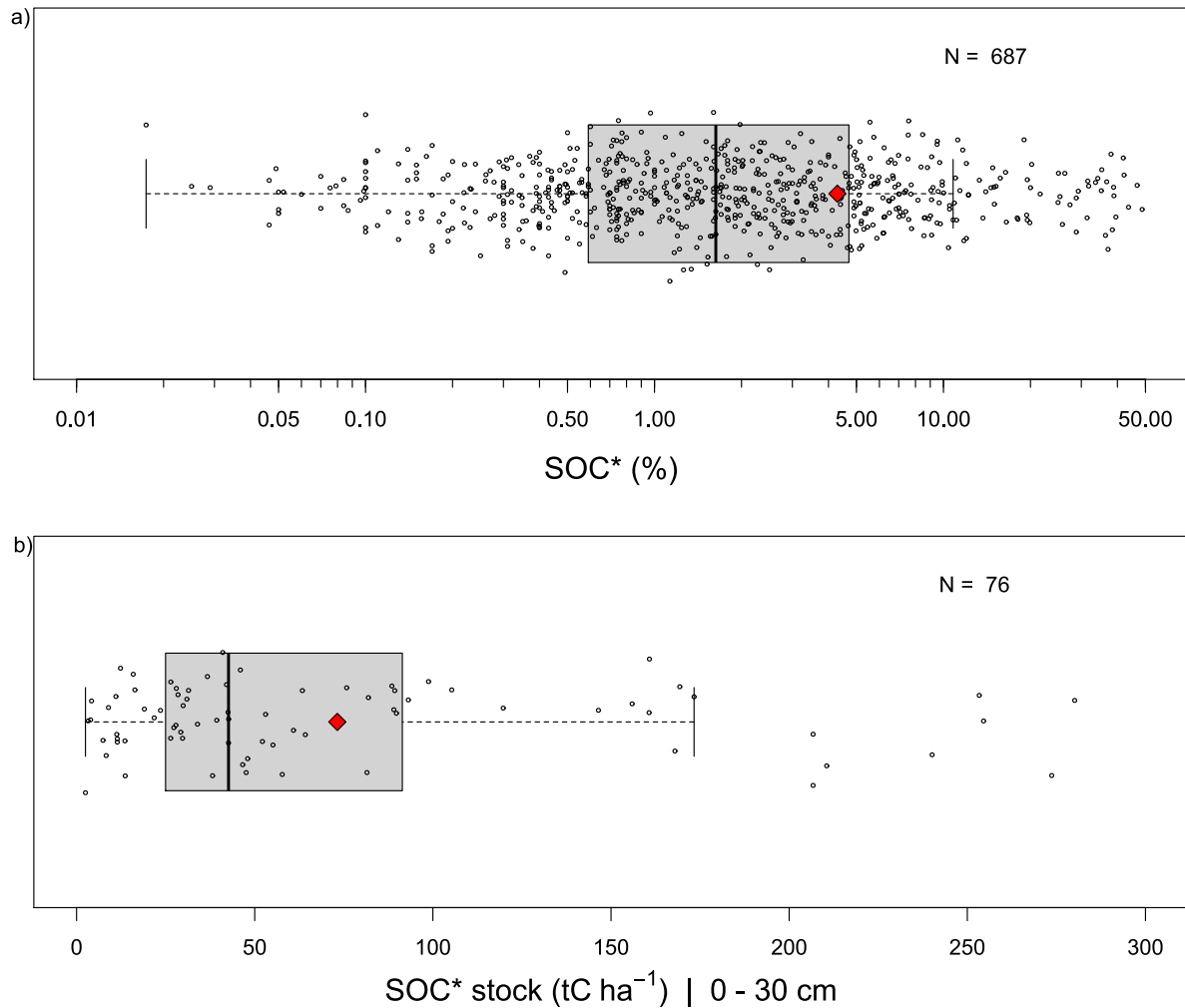


Figure 18. Distribution of SOC* content (a) and SOC* stock (b) of Technosols collected and calculated from the meta-analysis. Logarithmic scale is used in boxplot (a) for a better visualization of low values data.

3.4. Relation of SOC* content with other quantitative variables

SOC* content is correlated with few other variables. It is positively correlated with nitrogen content (correlation coefficient = 0.71) and negatively with bulk density (-0.48) and mean annual temperature (-0.31). Correlation coefficient with other variables (pH, CEC, clay, silt or sand content, sampling depth, age, mean annual rainfall) have absolute value lower than 0.20.

The C/N ratio, a classical indicator of soil fertility, has a mean value of 28.6, and a median at 11.8 with a standard deviation of 46.2. The linear regression between SOC* and N gives a slope of 13.01 (310 observations).

3.5. Depth distribution of SOC*

There are 530 observations represented on part (a) of Figure 19: more than 78 % of the SOC* data is accompanied by a data on the sampling depth. Observations are mainly located in the first decimeters of soils (50 % of the observations have an average sampling depth between 0 and 16 cm). The number of observations decreases with depth. Observations are unevenly distributed with depth: 46 % of the observations have SOC* between 0 % and 10 % and average sampling depth between 0 and 20 cm while this area covers 2 % of the graph. Conversely, less than 4 % of the observations have SOC* over 10 % and average sampling depth over 20 cm, while this area covers 72 % of the graph.

SOC* content seems to decrease slightly with depth, even though it has been shown before that correlation between SOC* content and depth is tight (correlation coefficient = -0.10). Part (b) of Figure 19 shows the distribution of SOC* content for 5 classes of average depths of sampling in the form of boxplots. Mean SOC* content is 7.3 ± 10.5 % in 0-10 cm, 2.7 ± 2.8 % in 10-30 cm, 2.5 ± 5.7 % in 30-60 cm, 3.4 ± 4.8 % in 60-100 cm and 7.9 ± 13.6 % in 100-200 cm (mean \pm standard deviation). Considering these 5 classes, SOC* content mean decreases from 0-10 cm to 10-30 cm then reaches a plateau up to 30-60 cm, before increasing sharply in the deepest horizons to reach a SOC* content mean comparable to the 0-10 cm horizon. The median is systematically lower than the mean, its value is 0.2 to 0.7 times that of the mean, the first quartile is also systematically closer to the median than the third quartile, which indicates that the SOC* data is concentrated towards the low SOC* content values. Each class still contains high SOC* content values that pull the mean upwards.

The data systematically show very high variability, with the standard deviation (SD) varying from 1 to more than 2 times the value of the mean for the different depth classes studied. Models shown in left part of Figure 19 reach very low coefficient of determination (R^2): 0.10 and 0.11 for exponential model and log-log model respectively. High SOC* content values are not well predicted for average sampling depths above approximately 10 cm, as well as low SOC* content values for data under 10 cm of average sampling depth. Fail in modeling depth distribution of SOC* content (low R^2) must be related to the high data dispersion. Overall, exponential and log-log models tend to underestimate SOC* content values (mean SOC* content of predicted values is 2.6 % and 4.0 % respectively, against 4.3 % for observed values).

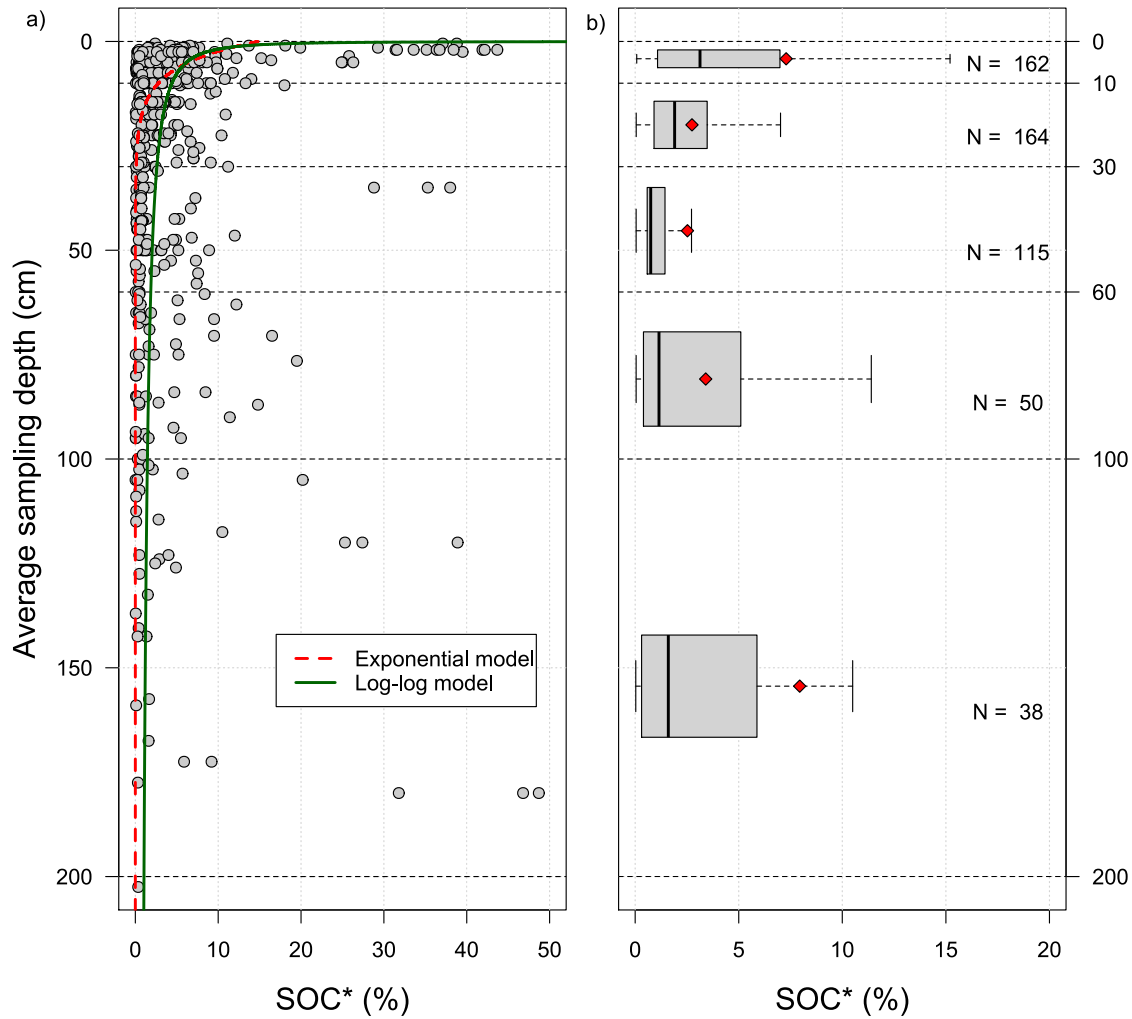


Figure 19. Depth distribution of SOC* content and fitted models (a) and boxplots of SOC* content for 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm, 60-100 cm and 100-200 cm of average sampling depth (b).

Special attention has been paid to low and high SOC* content values. Eighteen percent of the observations have SOC* content lower than 0.5 %. Above 60 % of the observations that have a SOC* content lower than 0.5 % with recorded land use are of mining land use.

High content of SOC* are reported at various depths: 18 observations have SOC* content higher than 20 % between 0 and 10 cm of average sampling depth, and 9 more observations have SOC* content higher than 20 % at above 35, 120 and 180 cm average sampling depth (3 observations each). These 9 last observations concern industrial soils from Coussy et al., 2017. It is worth to be noted that maximum SOC* content value of this graph is encountered at 180 cm average sampling depth. Fifty percent of observations with SOC* content higher than 20 % with recorded land use are of industrial land use. For dependencies

considerations, it is worth to be noted that there was only 1.7 ± 2.3 observations by soil profile in average, with a median of 1, which means that most of the observations were from isolated soil profiles.

3.6. Other influencing factors

3.6.1. *Climate*

The effect of climate on the SOC* content of the topsoil (between 0-30 cm) of the studied Technosols is shown in Figure 20. Globally, there is a significant effect of climate on SOC* (p-value of 0.0023) according to the following ranking: polar (1.83 ± 0.75 %, mean \pm standard deviation) \approx dry (1.87 ± 2.14 %) \approx tropical (1.97 ± 1.83 %) < temperate (4.48 ± 5.40 %) < continental (6.64 ± 10.30 %). As an illustration, data with SOC* content over 10 % is only encountered in temperate or continental climates. Data still show a very high variability inside the different classes.

Application of the same statistical treatments on upper horizon of Technosols only (*i.e.* soils with an upper limit of sampling depth equal to 0 cm), instead of the previous 0-30 cm surface horizons, leads to even stronger differences: ANOVA's test p-value is 1.77×10^{-6} , and there is an additional significant difference, between SOC* in continental climate and in temperate climate. Conversely, if all sampling depths are considered, ANOVA's test p-value is higher: 0.0151.

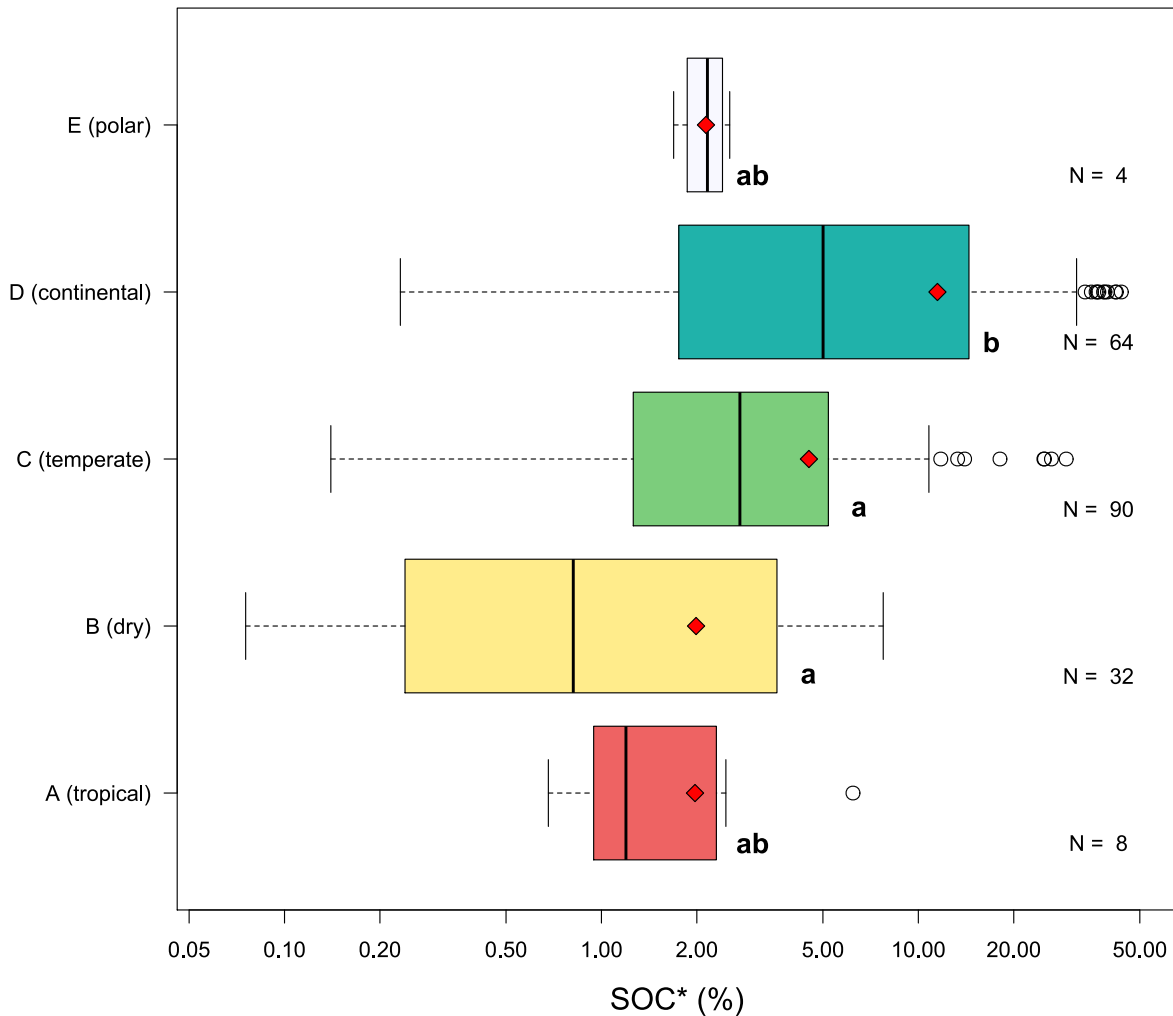


Figure 20. Influence of climate type (according to Köppen-Geiger classification) on SOC* content for Technosols with average sampling depth between 0 and 30 cm. Logarithmic scale is used in boxplot for a better visualization of low values data.

3.6.2. Soil cover

The differences in SOC* content between the different soil covers are much smaller than ones between climates, the ANOVA test gives a p-value of 0.6311 (all depths considered, other depth considerations were close). No statistical difference neither obvious trend is observable. The SOC* content is slightly higher in croplands if considering all depths (4.4 % SOC* in croplands against 4.1 %, 3.7 % and 3.0 % in grasslands, forests and bare soils respectively) but croplands SOC* content is lower than other soil covers if considering 0-30 cm average sampling depth (3.2 % SOC* in croplands against 4.2 %, 4.8 % and 4.7 % in grasslands, forests and bare soils respectively).

3.6.3. Land use

The effect of land use on SOC* content is shown in Figure 21. Only urban, mining and industrial land uses are discussed hereafter as they are highly dominant (54 data mentioning an archeological land use (from two articles, Vittori Antisari et al., 2013 and Itkin et al., 2018), 3 data mentioning an agricultural land use, 24 data with unidentified land uses).

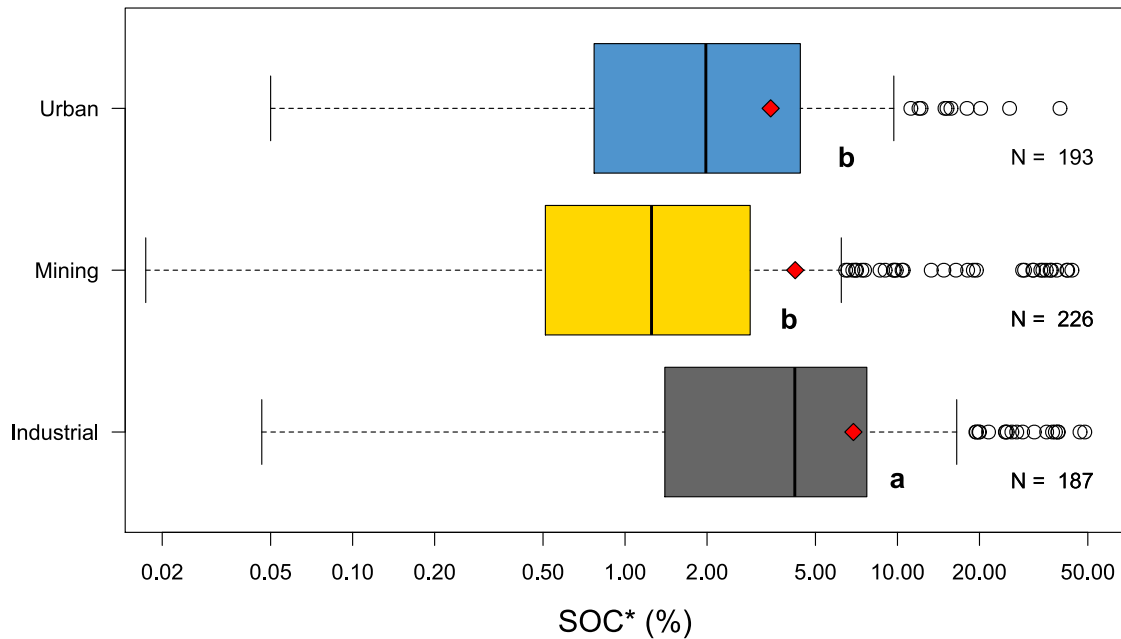


Figure 21. Influence of land use on SOC* content in Technosols. Logarithmic scale is used in boxplot for a better visualization of low values data.

Urban, mining and industrial land uses data are quite equally represented (193 data for urban, 226 data for mine and 187 data for industrial land uses). There is a significant effect of land use on SOC* content, ANOVA's test p-value is 2.69×10^{-5} . Significant difference is also found when topsoil only is considered. Industrial soils show significant higher SOC* content than mine and urban soils. Overall ranking may be like: mine soils < urban soils < industrial soils, according to quartiles and median rankings. The mean (\pm standard deviation) of SOC* content is 3.4 ± 4.5 % for urban Technosols, 4.2 ± 8.5 % for mine Technosols, and 6.9 ± 9.1 % for industrial Technosols. The variability is almost two times less important in urban soils than in other land uses. Urban soils notably display less outliers (circles in Figure 21): only 10 data are reported over the 1.5 interquartile range of upper quartile for urban soils, against 33 for mine soils and 19 for industrial soils.

When considering the highest SOC* content soils, among the 10 outliers of urban soils 3 concern soils formed on buildings (named Edisol, Markiewicz et al., 2018), 2 concern

constructed soils made of bricks and compost of green wastes and sewage sludge (Vidal-Beaudet et al., 2018; Yilmaz et al., 2018) and 5 concern Reductic Technosols formed above municipal wastes or sanitary landfill, or sewage sludge amended soil (Blume and Felix-Henningsen, 2009).

Among the 33 outliers of mine soils, 10 data concern former lignite mine soils (Greinert et al., 2018), 2 data concern biochar and biomass amended copper-molybdenum-gold tailings (You et al., 2018), 4 data concern an organic amended mine soil (Rodríguez-Vila et al., 2017), 5 data of former tin, zinc, lead and gold mines surface layers (Pascaud et al., 2017), 2 data concern Cu/Pb-Zn mine tailings amended with sugarcane residues and compost (Yuan et al., 2016), 4 data of old soils of restored Zn and Pb mining sites (Ciarkowska et al., 2016), 4 data of hard coal and pyrite mine soils (Uzarowicz and Skiba, 2011) and 2 data of sludge and ashes amended soils developed on copper mine tailings (Asensio Fandino et al., 2010).

Among the 19 outliers of industrial soils, 4 data concern soils developed in ash settling pond (Uzarowicz et al., 2018), 13 data concern different horizons of a Technosol made of smelter slags (containing high amounts of coal, Coussy et al., 2017; Dagois et al., 2016), 2 data concern fly ash-enriched soils (Hartmann et al., 2010).

3.6.4. WRB principal qualifier

Soil WRB principal qualifier is poorly reported in articles, only 35.7 % of all data (340 data, cf. Figure 17); 244 observations have both WRB principal qualifier and SOC* content data. Influence of soil WRB principal qualifier on SOC* content is shown in Figure 22.

Most frequently recovered WRB principal qualifier linked with SOC* is by far "Spolic" (167 observations), that characterizes the presence of more than 35 % (by volume) of industrial waste among the artefacts present in the Technosol. Spolic Technosols are mainly related to industrial land uses (57 % of observations). SOC* content in Spolic Technosol is 3.7 ± 5.7 %; it is close to SOC* mean and standard deviation of the entire dataset.

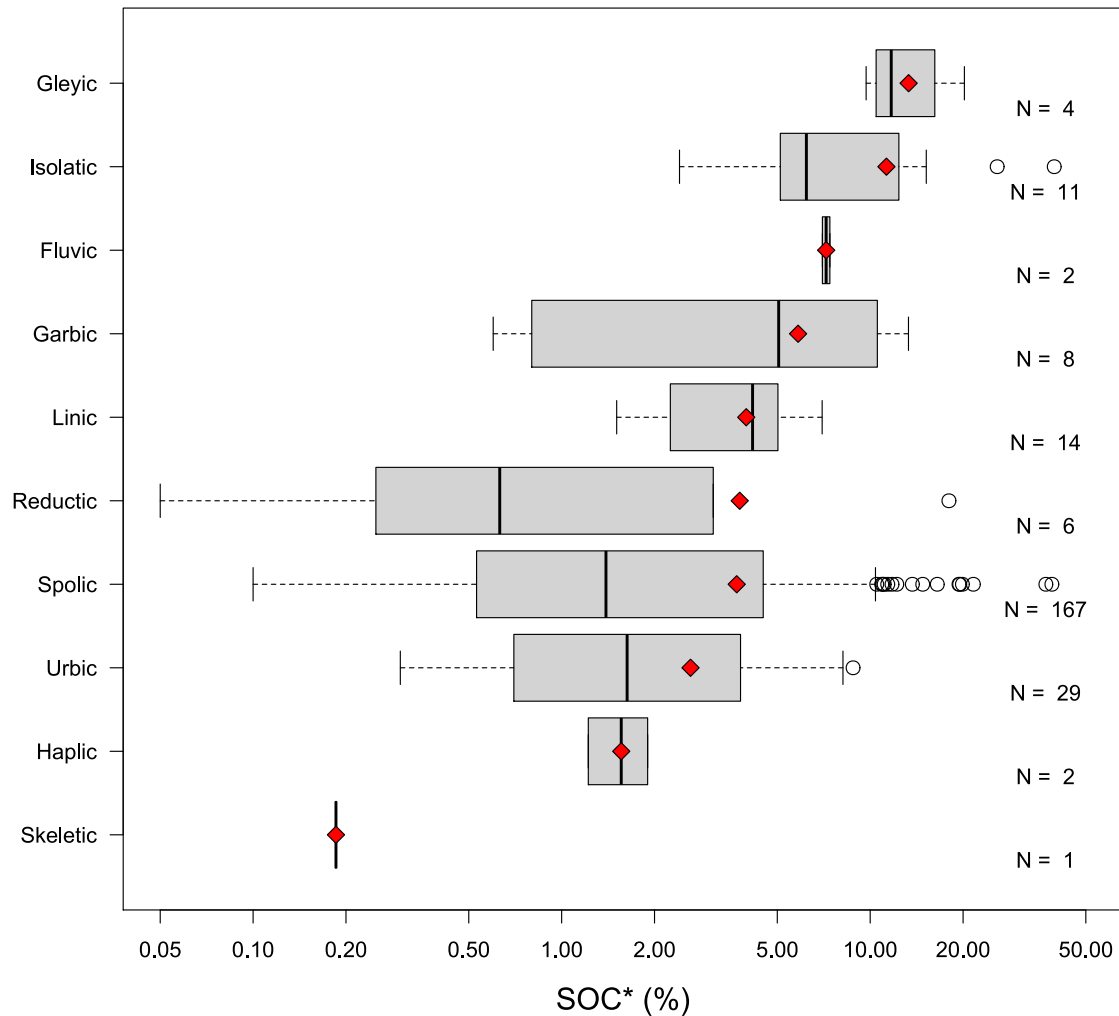


Figure 22: Link between World Reference Base for Soil Resources principal qualifier and SOC* content in Technosols. Logarithmic scale is used in boxplot for a better visualization of low values data.

Second most frequently recovered WRB principal qualifier is “Urbic” (29 observations), that characterizes the urban origin of artefacts that are mainly composed of rubble and refuse of human settlements (more than 35 % by volume). Consistently, all the Urbic Technosols are related to urban land uses. SOC* content in Urbic Technosols is 2.6 ± 2.4 %; it is less than the Spolic Technosols mean and also less widely spreads. Maximum SOC* content of Urbic Technosol is lower than that of Spolic Technosol: 8.8 % against 38.8 % respectively.

Third most frequently recovered WRB principal qualifier is “Linic” with 14 observations, it describes soils with a continuous, very slowly permeable to impermeable constructed geomembrane. SOC* content in Linic Technosol is 4.0 ± 1.7 %. These 14 observations

concern soils of waste materials deposit from a former petroleum refinery where a geomembrane has been observed (Heidari and Asadi, 2015).

Isolatic Technosols ($\text{SOC}^* = 11.3 \pm 11.5 \%$, 11 observations) concern “soils having, above technic hard material or geomembrane, soil material containing fine earth without any contact to other soil material”. Garbic Technosols ($\text{SOC}^* = 5.8 \pm 5.6 \%$, 8 observations) are soils where artefacts are mainly composed of organic wastes. Skeletic (0.18 %), Reductic ($3.8 \pm 7.1 \%$), Haplic ($1.6 \pm 0.5 \%$), Gleyic ($13.3 \pm 4.7 \%$) and Fluvic ($7.2 \pm 0.3 \%$) are WRB principal qualifiers that are here rarely used for the description of Technosols (15 data over the 244 data in Figure 22) which is consistent with the facts that they are more related to natural soils.

4. Discussion

4.1. How to study carbon stocks in soils with strong human influence?

As shown previously (section 3.1.), the publications that are used in this study contain the word “Technosol” in the research equation. They represent only a fraction (2 %) of all the publications whose theme is related to “organic carbon” and “soils with strong human influence” (*i.e.* urban, industrial and mining soils). The term “Technosol” (or its plural form), though quite specific, is preferred to the more general ones, since it relates to a specific type of soil, the target of this work. Its usage also implies that the studied soils meet technical criteria, usually established by soil scientists with an adequate pedological approach that is specifically looked for in our study (*e.g.* division and description of the soil according to soil horizons). A representative selection of the publications obtained by equations 2 to 4 has been read, but the information required to classify the studied soils as Technosols is frequently lacking. The integration of such data would have weakened the present work which aims to complete the global soil carbon budget by filling in the gaps of Technosols’ contribution. Eventually, the research equation leads to an acceptable number of articles to be exploited for data extraction. A potential gap in our approach is the fact that the Soil Taxonomy does not use the same terms and prefers the categories “human-altered and human-transported (HAHT)” (Levin et al., 2017), limiting the number of soils with strong human influence in North America. Only few Technosols are recorded under tropical and polar climates (8 and 4 observations respectively) also limiting the representativeness of our database for these conditions.

When SOC data was missing, SOM data was converted by default to SOC by multiplying by 0.58. This conversion factor has been widely used in less anthropized soils but might not be

adequate for all the various situations encountered in Technosols. Indeed, depending on organic matter types, this factor has been shown to vary from 1.4 to 2.5 (Pribyl, 2010). Currently, there is no publication reporting large datasets with SOC to SOM ratios for Technosols. Asabere et al. (2018) found a SOC to SOM ratio of 2.7 in fine earth for a limited number of urban soils. In our meta-analysis dataset, mean ratio of SOC to SOM for Technosols was 2.30 ± 2.41 but limited to 20 observations due to the scarcity of the coexistence of both parameters. Further research shall therefore be needed to explore the diversity of organic matters in Technosols. Considering all these aspects, our hypothesis regarding converting SOM in SOC may have led to punctual slight overestimations of carbon stocks in Technosols but does not change the overall trend of this work.

One crucial aspect of the evaluation of carbon stocks in soils has always been the consideration of the contribution of coarse fractions (Corti et al., 2002; Poeplau et al., 2017). This point is of great interest as the Technosols are well known to contain a high quantities of coarse fractions from various origins (Allory et al., 2019; Rokia et al., 2014; Watteau et al., 2018). This is also of interest considering that, opposite to most of the natural soils, such coarse artefacts are also organic in Technosols (e.g. charcoal, wooden boards, garbage, bitumen) and could increase their actual stocks of carbon.

Overall, it appears that our scope is traditionally, as in all meta-analysis about carbon in soil, limited by the availability of joint data about both SOC, depth and bulk density. As a consequence, we would contribute to the discussion by emphasizing the crucial necessity to acquire robust full data to achieve such crucial objective as evaluating carbon storage in all soils.

4.2. How organic carbon stocks of Technosols are ranked compared to natural soils?

Overall, and despite a strong variability that will be addressed below, it appears that Technosols have, on average, high SOC contents compared to natural and less anthropized soils. The strongest differences are particularly observed at surface and deep horizons. The SOC content of Technosols ($9.1 \pm 12\%$) in top layers is lower than the highest SOC contents found in natural soils such as Histosols (between 45 % and 20 % for the topsoil, Vepraskas and Craft, 2015) and Podzols (between 25 % and 5 % for the topsoil, Jones et al., 2005). However, Technosols still account for high SOC contents compared to the more common natural soils such as Cambisols or Luvisols (around 2.5 % SOC content in topsoil, Jones et al., 2005).

These differences are strengthened in deeper horizons. Technosols have more than 10 times the SOC content of other soil types in deep horizons (60-100 cm): 3.3 % in Technosols against 0.19 % to 0.26 % in Alisols, Arenosols, Cambisols, Luvisols, Podzols, Fluvisols, Gleysols, Podzoluvisols and Histosols in Denmark. This is also confirmed by comparison with data from deep horizons (60-100 cm) of Albaladejo et al. (2013): 3.3 % in Technosols against 0.21 % to 0.46 % in Calcicol, Regosol, Cambisol, Fluvisol, Kastanozem, Leptosol, Solonchak in Murcia province in Spain.

The meta-analysis permits recovery of only a few observations with data available for SOC stock calculation (76 observations). However, this dataset still contributes to a first rough estimation of SOC stocks in Technosols. The mean SOC stock is 73.2 tC ha⁻¹ in 0-30 cm, this directly ranks Technosols among the 6 Reference Soil Groups with the highest carbon stocks per unit area according to the global soil organic carbon map (FAO, 2018). Updated ranking of SOC stocks per type of soil might be: Histosol (132 tC ha⁻¹) > Chernozem (89 tC ha⁻¹) > Gleysol (88 tC ha⁻¹) > Podzol (81 tC ha⁻¹) > Andosol (76 tC ha⁻¹) > Technosol (73 tC ha⁻¹) > Cambisol (63 tC ha⁻¹) > [...].

The inclusion of Technosols in this ranking may seem premature in view of the quantity of data, but it nevertheless highlights the potential that Technosols have in terms of carbon stocks.

Beyond the global interpretation based on the mean values, the standard deviations express a massive heterogeneity of the SOC contents in Technosols. Coefficient of variation of SOC* varies from 104 % (in 10-30 cm) to 228 % (in 30-60 cm), while coefficient of variation is "only" 45 % to 56 % for Cambisol, 43 % to 68 % for Luvisol and 45 % to 58 % for Stagnosol (A, E and B horizons from Grüneberg et al., 2010). Indeed, in Technosols, there are some extremely low values on their surface, with almost no equivalent in natural soils, and very high contents in-depth, with few equivalents in natural soils: Histosols, Podzols, Chernozems, Phaeozems, Umbrisols. Such a huge heterogeneity makes it impossible for now to extrapolate or spatialize SOC stock values in Technosols at any scale.

4.3. What are the factors explaining such a high heterogeneity?

4.3.1. *Depth*

There is an overall trend of SOC* decrease with depth in Technosols according to the models. Those that have been applied were initially developed for natural and agricultural soils and are strongly dependent on the SOC content in the 0-10 layer (Minasny et al., 2016). However, the relation between SOC* and depth was shown to be very weak and poorly

significant (correlation coefficient = -0.10, $R^2 \approx 0.1$ for both models)... Many features of SOC* distribution in Technosols (high variability at all depths including high content in deep horizons) reveal the necessity to use different models as a function of a typology of Technosols.

In other terms, given the actual state of knowledge, depth is not a major influencing factor in Technosols, high variability of SOC* content is encountered at all depths and must be explained by other factors. This is consistent with the fact that Technosols are often restructured by human activities such as construction, where natural soil materials can be buried in depth, truncated, excavated and deposited after a while, erasing the classical SOC gradient observed in less anthropized soils.

4.3.2. *Artefacts*

The nature of artefacts can be assessed through two proxies: land use and WRB principal qualifiers data analysis.

Land use is here considered to have two main impacts on Technosols: i) distribution and allocation of soil constituents as well as physical properties through the type of human actions on the soils (*i.e.* dumping, excavation, burying, compaction); ii) chemical composition, linked to the nature of artefacts introduced by the different land uses. Artefact introduction might be due to either passive or unintentional actions (*e.g.* industrial activities waste unintentionally deposited on/in soils) or by active and intentional approaches that notably aim at reclaiming degraded soils (generally by using organic amendment) (Pichtel et al., 1994; Séré et al., 2008; Šourková et al., 2005; Vetterlein and Hüttnl, 1999).

Due to the limited availability of information on the Technosols' formation and to our methodology in collecting information, it is not possible to analyze the physical contribution of human actions beyond the heterogeneous SOC content depth distribution. On the contrary, the nature of artefacts is easily related to past or present mining, industrial or urban anthropic activities. Many artefacts resulting from industrial activities (wood, charcoal, coal, coked-coal, asphaltic concrete) contain high amounts of organic carbon (Howard, 2017), that are also highly recalcitrant and could thus contribute to high carbon storage (Biache et al., 2013). Organic artefacts may also be introduced in soils by some specific mining and urban activities (*e.g.* coal or lignite mining activities, Greinert et al., 2018; Hüttnl and Weber, 2001; Uzarowicz et al., 2018). As mentioned, restoration or reclamation processes involve the spreading or even massive use of organic amendments such as compost, biochar or sewage sludge that contribute considerably to high SOC stocks in Soils of Urban, Industrial,

Traffic, Mining and Military Areas (SUITMAs, (Carabassa et al., 2018; Larney and Angers, 2012).

WRB principal qualifier is the second proxy for the determination of the nature of the artefacts. Three of the five most employed WRB principal qualifiers are related to the nature or origin of artefacts: Spolic (related to industrial activities), Urbic (related to urban activities) and Garbic (mainly related to the use of organic amendment, such as sewage sludge or compost). Based on the description of the WRB, and based on our findings, artefacts corresponding to the "Garbic" qualifier are necessarily of organic nature; artefacts corresponding to the "Spolic" qualifier may be of either mineral or organic nature, while artefacts corresponding to the "Urbic" are dominantly of mineral nature (e.g. lime concrete, mortar, lime brick, ceramic brick, drywall, Greinert and Kostecki, 2019). This could explain the obtained ranking of SOC content: Garbic > Spolic > Urbic, qualifiers with artefacts whose nature is systematically organic having logically higher SOC content.

As a result, our strong finding is that land use, mainly through the impact of the nature and origin of the artefacts that are intentionally or unintentionally introduced in soils with strong human influence, is a major factor in explaining the SOC in Technosols. WRB principal qualifier is also efficient in explaining SOC of Technosols and the combination of both WRB qualifier and land use may be complementary. On this basis, we would like to strongly encourage our colleagues to go to the effort of giving relevant qualifiers to their studied Technosols.

4.3.3. Climate and hydrological conditions

Climate shows a significant effect on SOC content from the surface of the studied Technosols (i.e. topsoil (0-30 cm) and upper horizons). SOC content as a function of climate follows the order: dry climate, temperate climate, continental climate. Dry climate areas in the Köppen-Geiger classification correspond to areas where mean annual precipitation is lower than 20 times the mean annual temperature (Peel et al., 2007). Low precipitation and high temperatures are conditions favorable to soil organic matter mineralization and generally result in low SOC content, and stocks which is consistent with our finding (Albaladejo et al., 2013; Liu et al., 2011; Minasny et al., 2013). Temperate climate areas in the Köppen-Geiger classification are areas where mean temperature of the coldest month is between -3 °C and 18 °C and above 10 °C in the hottest month, while continental climate areas are areas where mean temperature of the coldest month is below -3 °C (Peel et al., 2007). Colder temperatures are favorable to carbon sequestration, it is thus not a surprise to have such a ranking and significant differences of SOC between Technosols under temperate and

continental climates. Such observations have also largely been done for natural and less anthropized soils (Doetterl et al., 2015; Gray et al., 2015; Guggenberger et al., 2020). However, the significant difference in SOC content between soils from continental and temperate climates appears surprising considering that the studied Technosols are very young (median age of Technosols is 6 years, N = 518 observations). Further research would be required to highlight the kinetics of OM transformation in Technosols, especially under dry climatic conditions, to demonstrate the importance of early pedogenesis.

The impact of hydrological conditions on organic carbon cycle operates in partial relation to the climate. In natural soils, these are notably expressed by such qualifiers as “Gleyic” and “Reductic”. In Technosols, additional qualifiers are used such as “Linic” that describes the in-depth “presence of a slowly permeable to impermeable constructed geomembrane” or “Isolatic” that describes a soil “.../... above technic hard material, above a geomembrane.../...” which in our cases expresses urban shallow soils over buildings and walls (Bouzouidja et al., 2018; IUSS Working Group WRB, 2014; Markiewicz et al., 2018). The presence of a continuous impermeable layer logically leads to a limitation of water flow that contributes to reductic conditions inducing limited biological activity and limited organic carbon mineralization. As a consequence, the limited number of Technosols with these qualifiers exhibit high SOC* as well (green roofs are also designed with high concentration of SOC to meet the high requirement of physico-chemical fertility). Such findings underline the crucial importance of a pedological approach to describe soil profiles, and particularly in Technosols.

4.3.4. *Nature and presence of vegetation*

Surprisingly, no significant effect of soil cover, *i.e.* vegetation, is highlighted. Conversely, Xiong et al. (2014) observed significant effect of land use and soil cover changes, and combined land use and soil cover change and climate effect, but no significant effect of climate alone on SOC changes. Again, our assumption is that most of the studied Technosols are too young to exhibit a visible influence of vegetation on their SOC.

5. **Conclusions**

Soil organic carbon content in Technosols is very high compared to less anthropized soils. These differences are even more marked in deeper horizons. However, this high SOC content is systematically coupled with high variability. Our results contribute by demonstrating the truly original features of Technosols, compared to all other natural and

agricultural soils. If some of the controlling factors highlighted in this study are to some extent common (*e.g.* influence of climate), others are more original.

This study underlines the importance of the notion of artefact in Technosols. The origin and nature of artefacts seem to play a major role in the carbon cycle. Organic artefacts can either be introduced voluntarily in the soils, mostly for reclamation purposes (*e.g.* organic amendments, biochar) or unintentionally (*e.g.* charcoal, lignite, coked-coal) by human activities. The presence of organic artefacts means that SOC in Technosols can be either anthropogenic or of natural origin. The major conclusions of our work are to focus attention on the evolution and interactions of anthropogenic and non-anthropogenic organic matter in Technosols' pedogenesis. In addition, mineral artefacts are also expected to contribute to carbon dynamics.

Given the continued spread of anthropized areas, there is a strong need to take Technosols into account in global soil carbon budgets. Considering the high reactivity of artefacts, their potential for carbon sequestration is at the present time hard to assess but also strongly promising.

6. Acknowledgements

We would like to thank both INRAE and the Région Grand Est who funded the PhD grant of Victor Allory. We would also like to thank Aurore Aubertot (internship) for the help brought in data extraction. We thank sincerely the two anonymous reviewers for their helpful comments and suggestions, and Iain Richardson for improving the English of this paper.

7. Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

8. References

All references are gathered at the end of the manuscript (*cf 0*)

Chapitre III - Minéralisation d'artéfacts organiques : implication pour la dynamique du carbone des Technosols au cours de la pédogenèse précoce

Comme illustré dans le précédent chapitre, les artéfacts sont des constituants des Technosols qui exercent une influence sur leurs propriétés bio-physico-chimiques et notamment la dynamique du carbone organique. Il y est montré que les qualificatifs de la WRB fréquemment utilisés pour décrire les Technosols tels que Spolic, Garbic et Urbic permettent de déterminer en partie l'origine et la nature des artéfacts et qu'ils sont discriminants vis-à-vis de la teneur moyenne en carbone organique de ces sols.

Les artéfacts de nature organique soulèvent deux questions : constituent-ils des stocks de carbone organique stables dans le temps et interagissent-ils avec les autres constituants des sols ? Dans ce chapitre, nous avons souhaité étudier le rôle des artéfacts dans le stockage de carbone à travers 5 artéfacts modèles, qui soient à la fois représentatifs de ceux rencontrés dans les Technosols, mais qui permettent également de couvrir des situations de terrain plus originales et documentées. Dans une expérience en conditions contrôlées, la résistance à la dégradation par les micro-organismes des artéfacts ainsi que leurs interactions avec des matières organiques naturelles fraîchement introduites ont été étudiées.

Mineralization of organic artefacts: implication for carbon early dynamics in Technosols

Victor Allory^a, Geoffroy Séré^a, François Baudin^b, Stéphanie Ouvrard^{a*}

^a Université de Lorraine, INRAE, LSE, F-54000 Nancy, France.

^b Sorbonne Université, CNRS, IStEP, 75005 Paris, France.

* Corresponding author, Stéphanie Ouvrard, 2 avenue de la Forêt de Haye, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy Cedex, France.

stephanie.ouvrard@univ-lorraine.fr

Abstract

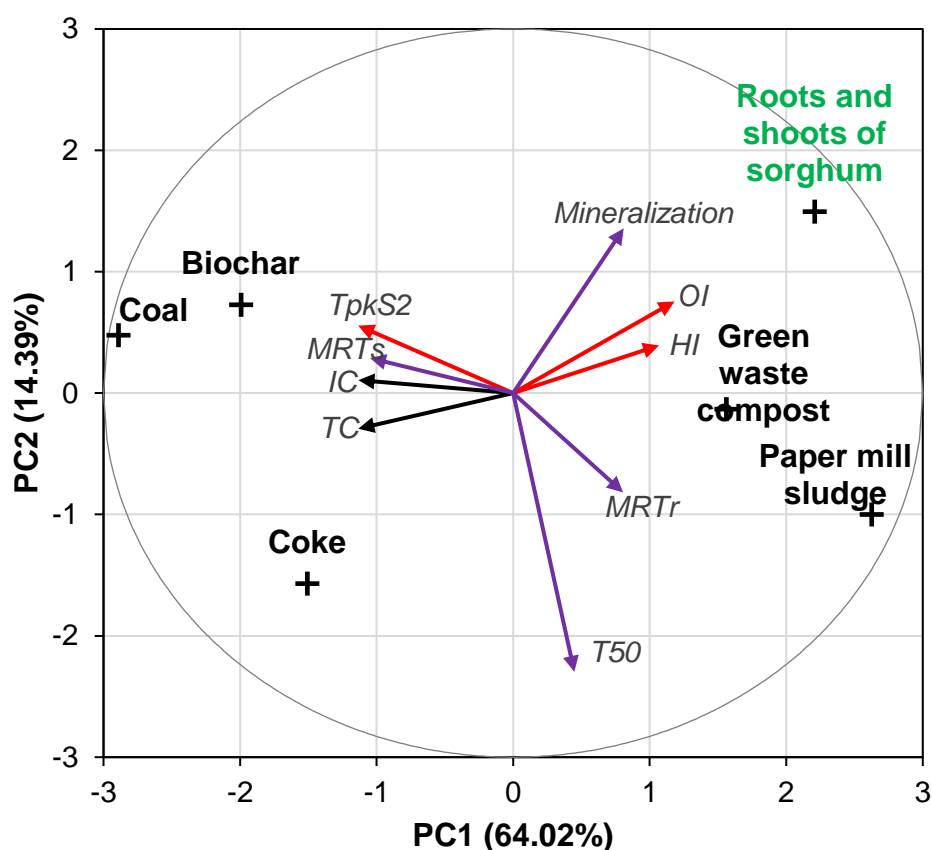
Technosols are soils strongly impacted by human activities. They often contain high quantity of artefacts (*i.e.* parent materials from anthropogenic origin) that impact their functioning, notably their carbon (C) cycle. The resistance to degradability of a wide and representative range of organic artefacts found in Technosols was assessed under controlled conditions.

Artefacts tested were green waste compost (GWC), papermill sludge (PS), biochar (BC), coal (CO) and coke (CK). Artefacts were mixed with mineral materials and sometimes with natural organic matter to create artificial soil materials. Four methods were used to assess the resistance to degradability of these materials during a two-month incubation experiment: i) CO₂ fluxes measurement, including the modeling of kinetics parameters; ii) particle size-density fractionation method; iii) Rock-Eval analysis (related to thermal resistance to degradation); iv) δ¹³C analysis.

After the incubation, organic artefacts global degradability was strongly variable, ranked as follow: PS >> GWC >> BC > CO ≈ CK. Chemical signature of artefacts did not vary widely through the experiment except for PS. Most of the C loss originated from coarse light particles, while C in finer particles was more protected. Rock-Eval and δ¹³C analyses permitted to differentiate C of natural organic matter from C of artefacts, 20 % to 1 % of the C mineralized was from artefacts (for PS and BC respectively). Notably, we recorded negative priming effects for artificial soils BC, CO and CK when mixed with natural organic matter.

All the methods employed provided complementary information on the resistance to degradability of artefacts. Typology of organic artefacts can be addressed according to the results from this study: (i) highly to moderately mineralizable artefacts; (ii) weakly mineralizable artefacts and (iii) very weakly mineralizable artefacts. This might imply different strategies for the management of the Technosols to optimize their carbon sequestration.

Graphical abstract



PCA of artificial soils made of organic artefacts, based on chemical analysis results (black arrows), mineralization kinetics parameters (purple arrows) and Rock-Eval parameters (red arrows)

Keywords

Recalcitrance, anthropic constituents, strongly anthropized soils, Rock-Eval, $\delta^{13}\text{C}$, fractionation.

Highlights

- Papermill sludge was the most mineralizable artefact among tested artefacts.
- Mean residence time of biochar, coal and coke ranged from 90 to 300 years
- Positive priming effect was observed for papermill sludge and green waste compost
- Negative priming effect was observed for biochar, coal and coke
- Mineralized carbon originated mostly from light coarse particles

1. Introduction

Soil is one of the largest pool of carbon in the planet, ahead of atmosphere or plant biomass. It is estimated to have between 1500 Pg and 2500 Pg (1 Pg = 10^{15} g) of carbon (Post et al., 1982; Stockmann et al., 2013, 2015). All the connected compartments (atmosphere, pedosphere, geosphere etc.) are closely linked, notably, small variations of pedosphere carbon content could have impacting effects on atmospheric carbon content, and thus climate change. Therefore, soils are seen as a lever to mitigate climate change (Lal, 2004b; Minasny et al., 2017).

Among soils, Technosols are some of the most impacted by human activities and contain significant amounts of technogenic parent materials called artefacts (IUSS Working Group WRB, 2014). Artefacts refer to materials that have been created, substantially modified or brought to the surface by human activities. They are likely to significantly impact the soil organic carbon (SOC) content and appear as a key factor in explaining Technosols carbon stocks. In a recent study, Technosols' contribution to carbon stocks, though highly variable, has been estimated at 73.2 tC ha^{-1} for 0-30 cm depth (Allory et al., 2021).

Artefacts most frequently found in Technosols are: construction debris, mine spoil, industrial waste but also technical hard material (e.g. asphalt, bitumen) and geomembranes (Lehmann, 2006). There is a wide variety of artefacts. Howard (2017) proposed to class them according to the following categories: carbonaceous (e.g. wood, charcoal, coked coal, coal, asphaltic concrete); calcareous (e.g. lime concrete, mortar, cinder, lime brick); siliceous (e.g. coal cinders, coal ash, ceramic brick, glass slag); ferruginous (e.g. ferruginous slag, corroded iron) and others (drywall, bones). Among all these artefacts, carbonaceous ones contain high amounts of carbon that contribute to the soil organic carbon compartment.

In some industrial soils, technogenic carbon - in the form of organic artefacts such as coal, char, anthracite and tar - represent up to 94 % of the total soil carbon (Pernot et al., 2013). Other examples further support that the presence of high quantities of organic artefacts (i.e.

containing high organic carbon can lead to surprisingly high SOC contents or stocks: Kanbar et al., 2018) reported 280 tC ha⁻¹ in the first 30 cm in an industrial soil made of smelter slags; Coussy et al., 2017) reported 48.7 % of SOC in an deep horizon of an industrial soil made of smelter slags.

Rees et al. (2019) reported up to 200 tC ha⁻¹ over the first 30 cm and up to 600 tC ha⁻¹ over the first 100 cm in constructed Technosols. In this last soil, two trends have been recorded according to layer composition: a fast decrease of carbon stocks in upper horizon made of green waste compost (linked to the mineralization of the green waste compost), and a stable state in deep horizon (made of paper-mill sludge mainly). The authors also observed a later increase of the carbon stock in the deep soil horizon due to carbon input from the vegetation, mainly through roots deposit and bioturbation by earthworms (Rees, 2014).

This last observation shows that, beside their contribution to soil organic carbon pool, organic artefacts in Technosols may also affect carbon dynamics through their specific reactivity and their interaction with natural organic matter. Several authors already recorded interactions between natural OM and mineral artefacts. Simón et al. (2018) showed that the introduction of a layer composed of marble sludge (mineral artefact) in a mine soil induced high SOC sequestration in this specific layer and in upper layers. Huot et al. (2014) studied a Technosol with a superposition of upper layer with clearly identified organic matter (OM) from fresh input from vegetation and deeper layers with anthropic OM and showed that anthropic OM was preserved. Pernot et al. (2014) demonstrated that fresh OM incorporation to an industrial soil containing mostly anthropic carbon did not induce increased mineralization of the organic artefacts even though the general microbial activity was enhanced. On the contrary, stabilization processes seemed to occur through aggregation. Still, information remains scarce on the fate of the SOC in Technosols, especially for the organic artefacts fraction. The main objectives of this work are thus (i) to understand the short to mid-range fate of the most common organic artefacts encountered in Technosols and (ii) eventually propose a typology to class them according to their reactivity and resistance to biodegradation, and (iii) to describe potential interactions between organic artefacts and natural OM that could be brought by a vegetation cover.

2. Materials and Methods

2.1. Artificial soils

Artificial soils were adapted from Guenet et al. (2011) by mixing a common mineral fraction with different combinations of either one of two organic materials from natural or anthropic origin.

2.1.1. Mineral fraction

The mineral materials used for artificial soils creation were kaolinite, a 1:1 clay type with low cation exchange capacity (VWR International BVBA, Belgium), and Fontainebleau sand made of pure quartz (VWR International BVBA, Belgium) with more than 50 % (w/w) of particles with a diameter < 200 µm. The kaolinite and sand were mixed in a 1:3 ratio to form the mineral fraction of our artificial soils.

2.1.2. Organic fraction

The natural organic matter (RS) used was a mix of roots and shoots of sorghum (*Sorghum bicolor*) provided by Marie Laflotte from the farm “La Marchande” in Château-Salins, in the North-East of France. It was recovered in September 2019, when leaves were still green and not ready to be harvested.

Five organic artefacts were selected among those most often found in Technosols (Lefort, 2009).

Paper-mill sludge (PS) ($\frac{3}{4}$ of primary and $\frac{1}{4}$ of secondary sludges), which is an organic residual generated from the wastewater treatments in paper recycling plants, was recovered in September 2019 and provided by the paper-mill plant of Raon l'Étape, North-East of France.

Green waste (urban tree and grass cuttings) compost (GWC) was collected from the Bures composting station, North-East of France, in October 2019 and provided by Valterra MO.

Softwood and hardwood (50:50) biochar (BC), obtained from a rapid pyrolysis at high temperature (20 min, including 3 min at about 650 °C), was produced and provided by Swiss Biochar GmbH. Full description is provided in Rees (2014).

Coal pieces (CO) from a coking plant were obtained in Merlebach (North-East of France). Coal is a sedimentary rock extracted from the depths and used in several industries, including coking plants, it was provided by GeoRessources laboratory (Nancy). More information about that coal can be found in Biache et al. (2011).

Coke (CK), product of heating coal in absence of air (the coke was supplied by the Laboratoire Sols et Environnement and came from a coking plant in northeastern France).

All organic materials (organic artefacts and natural organic matter) were oven dried (40 °C, 48h), and then ground to 1 mm diameter with a blade or jaw crusher (depending on the type of material). Then, 5 % (w/w) of organic material were added to the mineral fraction. Two modalities were tested: single OM treatment for which each of the 6 organic material was added pure, and binary OM treatment for which each of the 5 organic artifact was mixed with the natural organic matter in a 1:1 ratio.

A negative control was prepared without any organic matter addiction (Control-), *i.e.* mineral fraction alone. Composition and names of all 12 treatments are summarized in Table 1.

Table 1: Artificial soils composition (g)

	Artificial soils composition (g)											
	Control-	RS	GWC	PS	BC	CO	CK	GWC + RS	PS + RS	BC + RS	CO + RS	CK + RS
Sand	75.00	71.25	71.25	71.25	71.25	71.25	71.25	71.25	71.25	71.25	71.25	71.25
Clay	25.00	23.75	23.75	23.75	23.75	23.75	23.75	23.75	23.75	23.75	23.75	23.75
Root and shoots		5						2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
Green waste compost			5					2.5				
Paper mill sludge				5					2.5			
Biochar					5					2.5		
Coal						5					2.5	
Coke							5					2.5

2.1.3. Microbial inoculum

Inoculum solution was prepared as follows: 10g of an agricultural soil from the farm La Bouzule (North-East of France) were introduced in 250 mL plastic vials with 100 mL of saline phosphate buffer (PBS, 8 g L⁻¹ of NaCl, 1.44 g L⁻¹ of Na₂HPO₄ and 0.24 g L⁻¹ of KH₂PO₄) and 20 glass beads of 5 mm diameter. Vials were put into agitation overnight (30 rpm). The 250 mL vials were then centrifuged at 1000 g for 12 min to separate the soil particles from solution. The supernatant was transferred to a new vial and then centrifuged at 8000 g for 10 min. The pellet was diluted in 150 mL of PBS. The cell density, verified by cell count in Malassez hemocytometer, was 3.49 10⁷ cells mL⁻¹.

2.2. Incubation experiment

All materials were mixed dry, using several steps of quartering to ensure a good homogeneity.

Six replicates of 100 g were prepared for each treatment: 3 replicates were used for initial analysis (T0) and 3 replicates for experimentation and post-incubation analysis (T2).

The prepared mix were moistened with 10 mL of inoculum solution and completed with water to reach 60 % of the water holding capacity (WHC).

They were placed in sealed hermetic jars, with two 40 mL vials containing 30 mL of distilled water and 30 mL of 0.1 mol L⁻¹ of NaOH respectively, and left incubate in the dark, in a temperate room at 21 °C for 55 days. The incubation vessels remained closed throughout the experiment, but were opened regularly to follow CO₂ emission and renew O₂.

2.3. Analyses

2.3.1. *Solid characterizations*

Water holding capacity (WHC) was determined by difference between dry and moistened weight after controlled drainage method using 2-mm sieved soils repacked in small rings and put under pressure at 10 kPa for 24 hours.

For elemental analysis (C, N and $\delta^{13}\text{C}$), pure organic materials and soil samples were ground to 100 - 200 μm with a ball mill and oven dried at 60 °C for 48h. Both total carbon (TC) and soil organic carbon (SOC) were measured. For SOC measurement decarbonation was achieved using the protocol described in Barré et al. (2017). Briefly, 30 mg of ground sample were weighed in silver caps to which 50 μL of distilled water were added. Silver caps were left opened and put into a glass bell jar, and a beaker containing 100 mL of concentrated HCl (12 mol/L). Jar was closed, the vacuum was made and the samples left in this HCl saturated atmosphere for the acid to penetrate in water and dissolve the carbonates. After 8 h in the jar, samples were taken out and oven dried at 60 °C for 48 h again. Silver caps were finally carefully closed to be analyzed for C and N. For TC measurement, samples were only weighted in tin caps and closed. All decarbonated and non-decarbonated samples were analyzed for C and N concentrations using a CHN elemental analyzer vario ISOTOPE cube (Elementar, Langensfeld, Germany), non-decarbonated samples analyses were additionally coupled to an isotope ratio mass spectrometer (IRMS) Isoprime100 (Elementar UK, Cheadle, UK) for the measurement of the $\delta^{13}\text{C}$, the isotopic ratio $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ relative to the international standard VPDB. Three (for TC and $\delta^{13}\text{C}$) to nine (for SOC) analytical repetitions were achieved for these measurements. The inorganic carbon content (IC) was calculated as the difference between TC and SOC.

2.3.2. *CO₂ emission*

The CO₂ produced during the incubation experiment was trapped in the NaOH placed next to the soil in the incubation jars. After 1, 2, 3, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 15, 16, 17, 18, 22, 23, 25, 28, 32,

35, 38, 42, 43, 46, 49 and 53 days, the dissolved CO₂ was measured by titration of the NaOH solution with 0.1 M HCl in an excess of BaCl₂.

2.3.3. Fractionation

Particle-size density fractionation method was used to assess possible carbon translocation processes during the incubation. This protocol was established according to Moni et al. (2012) and Poeplau et al. (2018) who both recommended this fractionation method to isolate functional compartments of the organic matter.

Briefly, 50 g of artificial soil were put in agitation over night at 50 rpm with 360 mL of deionized water in 500 mL plastic flasks with 20 glass beads of 5 mm diameter to break all aggregates > 50 µm. In a first step, particles > 200 µm were recovered by wet sieving, then density fractionation was achieved as follow: repeatedly, soil particles were immersed in water and gently swirled by hand in a beaker for a few seconds to achieve preferential resuspension of light organic particles as opposed to denser particles. Subsequently, the upper part of the supernatant containing particulate organic matter (POM) was poured away into another beaker. The procedure was repeated from 2 to 10 min until the coarse fraction isolated in the swirling beaker appeared free of dark, slowly settling material. In a second step, same density fractionation was achieved for particles > 50 µm and < 200 µm (still recovered by wet sieving). All recovered fractions (*i.e.*, heavy 200-2000 µm, light 200-2000 µm, heavy 50-200 µm, light 50-200 µm and 0-50 µm) were oven dried at 70 °C for 48 hours and weighed.

See annex 3 for more details.

2.3.4. Rock-Eval analysis

In the following paragraph only, CO refers to carbon monoxide rather than the coal amended artificial soils. Ground non-decarbonated samples were characterized by Rock-Eval analysis using RE6 Turbo device (Vinci Technologies). Rock-Eval is a widely used petroleum screening technique developed primarily for ancient sedimentary rocks and adapted to soil organic matters.

More details about the technique can be found in Disnar et al. (2003) and Baudin et al. (2015). Briefly, around 60 mg of sample was heated under inert N₂ atmosphere. Pyrolysis started at 200 °C for 3 min and then continuously ramped up until 650 °C at 30 °C min⁻¹ rate. Emitted gases were detected and quantified by flame ionization detection (FID) for hydrocarbonaceous effluents and by infra-red (IR) detection for CO and CO₂. Pyrolyzed

sample was then heated again from 300 °C to 850 °C in air at 25 °C min⁻¹ rate. Emitted gases (only CO and CO₂) were detected and quantified by IR again.

From this, several indicators linked to SOM nature were determined: the total organic carbon TOC (in wt %) which is the sum of all the carbon moieties (HC, CO, and CO₂) from both pyrolysis and combustion phases, thermal maturity TpS2 (in °C) which is the temperature of the oven corresponding to the maximum HC release in pyrolysis phase, the hydrogen index HI (in mg_{HC} g⁻¹_{TOC}) which corresponds to the amount of HC released relative to TOC and oxygen index OI (in mg_{O₂} g⁻¹_{TOC}) which corresponds to the amount of oxygen released as CO or CO₂ relative to TOC.

2.4. Data treatment

The CO₂ emission rates (mg_{C-CO₂} day⁻¹) measured during incubation experiment have been summed up and modeled with R software (R Core Team, 2020, version 4.0.2) with *fit nonlinear models* function ("nlsfit"). The following model was chosen as it is commonly used for such experiment (Bernal et al., 1998; Thuriès et al., 2001):

$$C_M = C_R \times (1 - e^{-K_R t}) + (100 - C_R) \times (1 - e^{-K_S t}) \quad (\text{Eq.1})$$

where C_M is the carbon mineralized (% of SOC), C_R and C_S ($C_S = 100 - C_R$) are the pools of potentially rapid and slow mineralizable carbon respectively (% of SOC), K_R and K_S are the rapid and slow mineralization rate constants (day⁻¹) and t is the time after the start of the incubation (day). From K_R and K_S constants can be calculated mean residence time (MRT) for rapid and slow pools of carbon as follow: $MRT_R = 1/K_R$ and $MRT_S = 1/K_S$.

Student tests were used to assess differences between T0 and T2 results for TC, and SOC and between TC and SOC at T0 and T2. Statistically significant differences (p-value ≤ 0.05) were indicated by a "*" in tables. Principal component analysis (PCA) was performed as well on several numerical results from incubation experiment, model parameters, analytical measures and Rock-Eval indexes using the R software (R Core Team, 2020, version 4.0.2).

3. Results

3.1. Properties of organic artefacts and natural organic matter

Compared to the TC content of roots and shoots of sorghum (39.6 g 100 g⁻¹), the TC contents of artefacts were: lower for green waste compost (28 g 100 g⁻¹), comparable for the paper-mill sludge (36.5 g 100 g⁻¹) and almost two times higher for the coke (84.6 g 100 g⁻¹), the coal (78.9 g 100 g⁻¹) and the biochar (64.3 g 100 g⁻¹). Standard deviation (SD in Table 2) was relatively low, it represented 0.7 % to 1.2 % of the mean for all the materials except for coke which displayed a high variability (7.8 % of the mean). The content in N varied less between materials, it ranged from 0.6 g 100 g⁻¹ for paper mill sludge and biochar to 2.2 g 100 g⁻¹ for green waste compost. The $\delta^{13}\text{C}$ of the roots and shoots of sorghum (C₄ plant) was -12.8‰, it was higher than the $\delta^{13}\text{C}$ of other materials which ranged between -24.1‰ and -27.6‰. The standard deviation for $\delta^{13}\text{C}$ was relatively low, it was from 0.04 % to 0.47 % of the mean except for coke where standard deviation represented 7.4 % of the mean.

Table 2: Properties of organic artefacts used for artificial soils creation.

	TC (g 100 g ⁻¹)		N (g 100 g ⁻¹)		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
Roots and shoots	39.6	0.34	1.4	0.04	-12.8	0.05
Green waste compost	28.0	0.34	2.2	0.00	-27.6	0.13
Paper mill sludge	36.5	0.24	0.6	0.04	-24.2	0.03
Biochar	64.3	0.48	0.6	0.01	-27.4	0.01
Coal	78.9	0.77	1.2	0.01	-24.1	0.03
Coke	84.6	6.56	1.1	0.08	-25.7	1.90

3.2. Evolution of carbon contents during incubation experiment

Table 3: Evolution of TC, SOC and IC after incubations according to dry combustion measurements or incubation experiment

		Control	RS		GWC		PS		BC		CO		CK		GWC + RS		PS + RS		BC + RS		CO + RS		CK + RS	
			Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
Calculated TC (from raw materials data)			1.98	-	1.40	-	1.83	-	3.22	-	3.95	-	4.23	-	1.69	-	1.90	-	2.60	-	2.96	-	3.11	-
TC	<i>T0 (g 100 g⁻¹)</i>	<LQ	2.14	0.46	1.26	0.09	1.70	0.31	3.34	0.59	4.09	0.54	4.15	1.25	1.69	0.27	2.02	0.37	2.56	0.22	2.86	0.29	3.14	0.32
	<i>T2 (g 100 g⁻¹)</i>	<LQ	1.24	0.12	1.25	0.07	1.55	0.08	3.34	0.30	4.08	0.32	4.14	0.17	1.18	0.09	1.35	0.10	2.14	0.18	2.40	0.18	2.68	0.39
	<i>T0 - T2 (g 100 g⁻¹)</i>		0.90*	-	0.01	-	0.14	-	0.00	-	0.01	-	0.01	-	0.51*	-	0.67*	-	0.43*	-	0.46*	-	0.46*	-
	<i>(T0-T2) / T0 × 100 (%)</i>		42.02*	-	0.72	-	8.53	-	-0.08	-	0.17	-	0.14	-	30.27*	-	33.22*	-	16.65*	-	15.99*	-	14.57*	-
SOC	<i>T0 (g 100 g⁻¹)</i>	<LQ	1.92	0.24	1.24	0.10	1.60	0.24	2.96	0.47	3.49	1.28	3.68	0.35	1.62	0.17	1.95	0.28	2.45	0.27	2.78	0.21	3.05	0.27
	<i>T2 (g 100 g⁻¹)</i>	<LQ	1.10	0.08	1.23	0.15	1.44	0.10	2.96	0.28	3.47	0.48	3.69	0.41	1.06	0.10	1.30	0.20	2.01	0.37	2.36	0.25	2.55	0.43
	<i>T0 - T2 (g 100 g⁻¹)</i>		0.82*	-	0.01	-	0.15*	-	-0.01	-	0.02	-	-0.01	-	0.56*	-	0.66*	-	0.44*	-	0.42*	-	0.49*	-
	<i>(T0-T2) / T0 × 100 (%)</i>		42.64*	-	0.68	-	9.45*	-	-0.18	-	0.53	-	-0.27	-	34.31*	-	33.61*	-	18.03*	-	15.27*	-	16.23*	-
T0 - T2 (g 100 g⁻¹) (CO₂ emission)			1.05	0.09	0.02	<0.01	0.28	0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.51	0.02	0.72	0.02	0.49	0.02	0.41	0.01	0.43	0.02
(T0-T2) / T0 × 100 (%) (CO₂ emission)			54.67	4.40	1.96	0.05	17.69	0.67	0.36	0.02	0.08	0.01	0.13	0.07	31.48	1.39	36.73	0.78	19.86	0.60	14.75	0.39	13.95	0.63
IC	<i>T0 (g 100 g⁻¹)</i>		0.22	0.69	0.03	0.19	0.10	0.56	0.38	1.05	0.60	1.82	0.47	1.60	0.07	0.44	0.07	0.65	0.12	0.48	0.08	0.50	0.09	0.59
	<i>T2 (g 100 g⁻¹)</i>		0.14*	0.20	0.03	0.22	0.11*	0.18	0.38*	0.58	0.61*	0.81	0.45*	0.58	0.11*	0.19	0.05	0.29	0.13	0.55	0.04	0.44	0.13	0.82

* indicates significant difference between either T0 and T2 (T0 - T2 rows) or between TC and SOC (IC rows) (p-value < 0.05)

The Table 3 presents all data related to C dynamics in the different artificial soils for the incubation experiment, namely: initial (T0) and final (T2) carbon contents (total (TC), organic (SOC) and inorganic (IC)), CO₂ emission, and the “calculated TC”, calculated from the TC contents (Table 2) and mass composition of artificial soil (Table 1) in the mix.

Single amended artificial soils

The TC contents of single amended artificial soils at T0 varied from 1.26 to 4.15 g 100 g⁻¹ for GWC and CK respectively (Table 3). Artificial soils with coke (CK) and coal (CO) had the highest TC content (4.15 and 4.09 g 100 g⁻¹ respectively), followed by BC (3.34 g 100 g⁻¹), RS (2.14 g 100 g⁻¹), PS (1.70 g 100 g⁻¹) and GWC (1.26 g 100 g⁻¹). The SOC content followed the same order, CK > CO > BC >> RS > PS >> GWC, with initial values between 3.68 g 100 g⁻¹ for CK and 1.24 g 100 g⁻¹ for GWC.

These measured initial values were quite consistent with calculated ones. Differences between measured and calculated contents only represented 4.3 % of the measured TC content in average, the highest difference between measured and calculated TC being 0.16 g 100 g⁻¹ for RS.

After 55 days incubation (T2), measured TC contents were systematically lower, except for BC (no significant difference with T0), but this difference was significant only for RS treatment. In this case 42 % of the initial TC was mineralized or decarbonated in approx. 2 months. The SOC content displayed similar trend. For this parameter, significant difference was observed for both RS and PS treatments. Percentage of SOC loss compared to initial SOC content was really close to the percentage of TC loss: 43 % and 9.4 % for RS and PS respectively. The decrease of SOC content after the incubation of PS was the lowest observable mineralization process by the dry combustion method.

Incubation experiment and CO₂ trapping and dosing permitted to calculate same T0 – T2 and (T0 – T2) / T0 indicators as with TC and SOC dry combustion measurements. Still, CO₂ emission measurements was more sensitive and enabled a more accurate evaluation of C depletion over the incubation period. Highest mineralization was once again observed in RS where 1.05 ± 0.09 g 100 g⁻¹ of C had been mineralized in approx. 2 months, which represents 55 % of the initial SOC content. This value was higher than the one estimated by TC or SOC difference (was 42.02 % and 42.64 % respectively). The smallest mineralization amounts of the other treatments can be quantified as well, it was estimated to represent 1.96, 0.36, 0.08 and 0.13 % of the initial SOC content for GWC, BC, CO and CK respectively. These data were consistent with the ones obtained with solid SOC measurements.

No significant difference was observed between TC and SOC at T0 and quite low (maximum $0.61 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$) IC contents were calculated at T2 for RS, PS, BC, CO and CK. Overlooking the lack of significant differences, no major evolution between T0 and T2 could be observed, RS showed a decrease in IC of 0.08 %, while the other treatments showed variations lower than 0.4 % (0.003 % decrease in average).

Binary amended artificial soils

Concerning binary amended artificial soils, the differences in TC content among the samples were smoothed by the fact that all samples contained the same 2.5 % (w/w) of roots and shoots. Similar global ordering as for single amended artificial soils could be addressed, for both TC and SOC: CK + RS > CO + RS > BC + RS >> PS + RS >> GWC + RS. TC contents varied from $1.69 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ for GWC + RS up to $3.14 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ for CK + RS, and SOC contents varied from 1.62 to $3.05 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ for GWC + RS and CK + RS respectively. Measured and calculated TC values were closer ($0.06 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ of difference in average) than for single amended artificial soils ($0.13 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$).

For all treatments, TC contents at T2 were significantly lower than at T0. Difference between T0 and T2 was of 0.51 % of TC in mean, with a standard-deviation of 0.01 %. GWC + RS and PS + RS lost approximately 32 % of their initial TC, while BC + RS, CO + RS and CK + RS lost approximately 16 % of their initial TC. The SOC contents were also systematically and significantly lower at T2 compared to T0. The same two groups could be observed according to SOC measurements in terms of mineralization.

Mineralized C assessed by CO_2 emission represented 31.48 %, 36.73 %, 19.86 %, 14.75 % and 13.95 % of the initial SOC content for GWC + RS, PS + RS, BC + RS, CO + RS and CK + RS respectively.

No significant difference was observed between TC and SOC for binary amended artificial soils, except for GWC + RS at T2 with $0.11 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ of IC.

3.3. Mineralization kinetics

Single amended artificial soils

Figure 23 presents the cumulative $\text{CO}_2\text{-C}$ produced during the incubation relative to the initial SOC content.

Globally, most of the kinetics have a similar shape. A short delay (between 0 and 2 days) was observed before mineralization started, then an intense carbon mineralization phase occurred, which lasted between 1 and 12 days, followed by a slow decrease of the mineralization rate. As already presented in Table 3, mineralization intensity follows the

order $CO < CK < BC$, with less than 1 % mineralized organic C after 55 days, followed by GWC, PS and RS with 1.96 %, 17.7 % and 54.5 % respectively.

For RS, a mineralization delay of approx. 2 days was observed before the beginning of mineralization. Maximum mineralization rate occurred in the first 15 days, after what mineralization rate decreased.

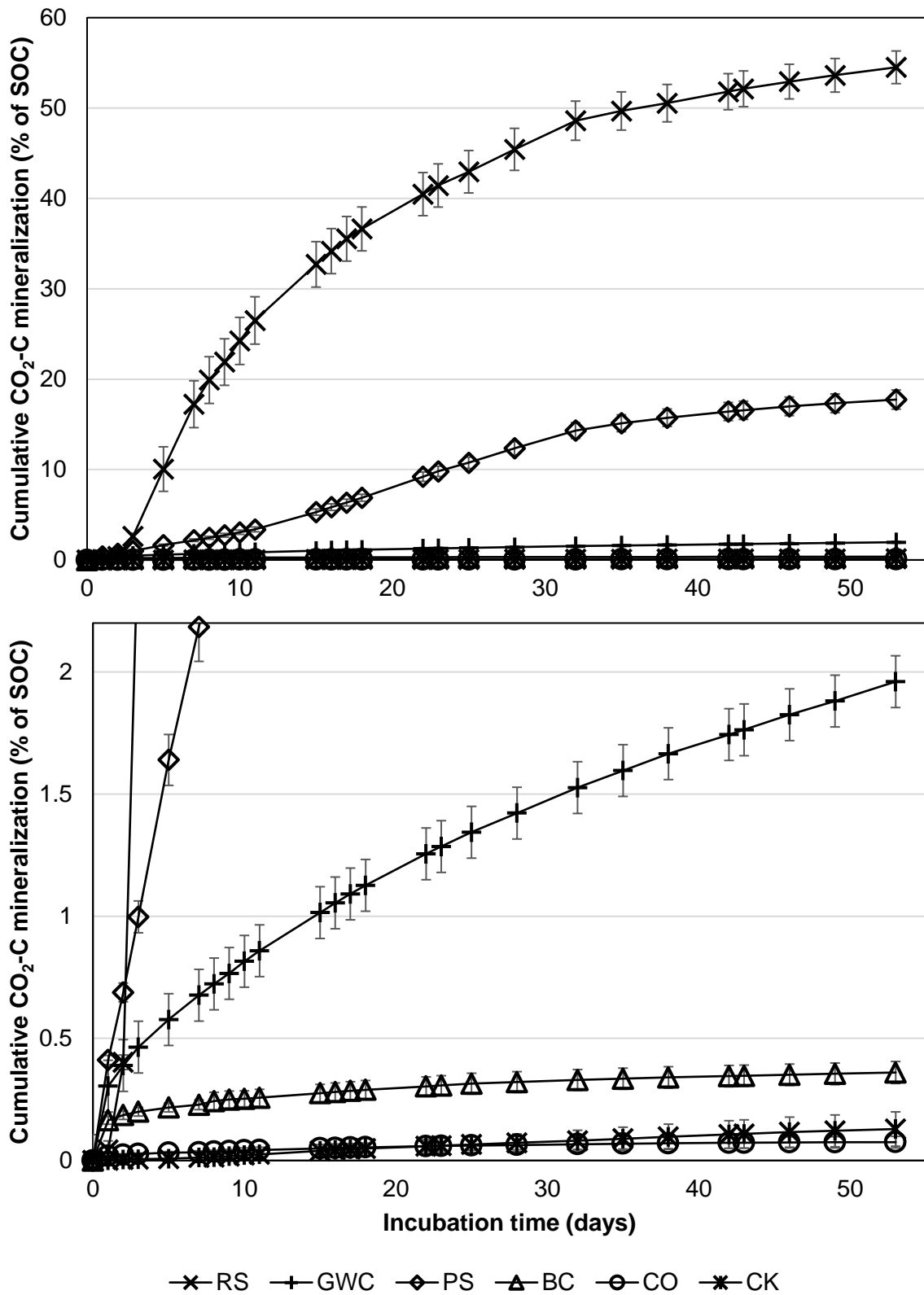


Figure 23: Cumulative CO₂-C mineralization of single amended artificial soils. Symbols are experimental data (n = 3).

For GWC, mineralization rate was maximum in the very first days of the experiment, no delay was observed. The shape of the curve is characteristic of this kind of incubation experiments, with mineralization rate that slowly decreases over time. For BC, a high mineralization peak of 0.16 % of the initial SOC was observed in the first day of incubation, for the rest of the experiment, mineralization rate was almost constant at 0.003 % of the SOC per day in average (from day 2 to 55). Mineralization curves of CO and CK were close, mineralization rate was slightly higher in the first half of the experiment duration for CO than for CK. No delay in the beginning of mineralization nor high mineralization peak could be observed. Finally, PS showed a more original mineralization kinetics. A first strong increase of C mineralization (which corresponds to a peak of mineralization, data not shown) was seen in the first 5 days, and a second one was observed between 20 and 35 days. The second mineralization peak was more intense (0.46 % per day over the 20-35 days period against 0.32 % per day over the 0-5 days period).

Binary amended artificial soils

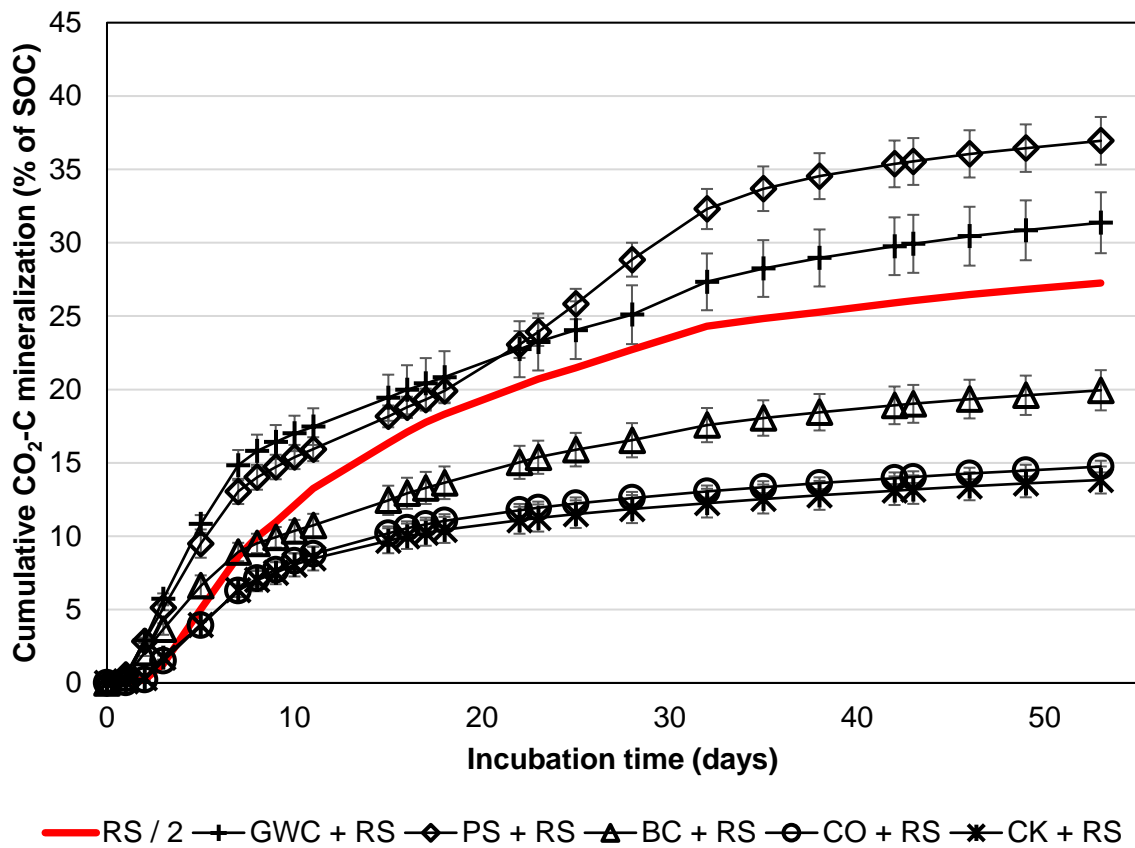


Figure 24: Cumulative CO₂-C mineralization of binary amended artificial soils. Symbols are experimental data (n = 3).

The Figure 24 presents the cumulative CO₂-C produced during the incubation relative to the initial SOC content for binary amended artificial soils. To this was added a theoretical “RS / 2” curve which corresponds to the expected contribution of RS fraction alone in the binary mix.

Amount of C mineralized at the end of the incubation as a proportion of initial SOC ranked as follow: PS + RS > GWC + RS > BC + RS > CO + RS > CK + RS. At the end of experiment, PS + RS and GWC + RS reached higher mineralization than the theoretical RS / 2 (36.9 % and 31.4 % of the SOC for PS + RS and GWC + RS respectively against 27.3 % for RS / 2). On the contrary, BC + RS, CO+ RS and CK + RS reached lower mineralization rate than RS / 2: 19.9 %, 14.7 % and 13.8 % of the SOC mineralized at the end of incubation respectively.

Highest mineralization rate occurred between 1 and 7 days for GWC + RS, with a slight inflection at around 30 days. For PS + RS, two mineralization peaks were observed again (as in PS alone): the first one between 1 and 7 days of incubation and the second one between

20 and 30 days of incubation. The first peak of mineralization was more intense (2.2 % per day in average in the first peak against 0.9 % per day in the second peak) unlike PS modality. All BC + RS, CO + RS and CK + RS mineralization curves were quite similar, with a first intense mineralization phase between 1 and 7 days of incubation, followed by a dramatic decrease of the mineralization rates afterwards (0.15 %, 0.10 % and 0.09 % per day between 22 and 55 days for BC + RS, CO + RS and CK + RS respectively). Such mineralization rates followed the same ranking as global mineralization ranking observed before. Overall, a delay of 1 to 2 days was observed for the binary amended artificial soil samples.

Table 4: Models' parameters and linked MRT

	Delay before start of mineralization (days)	T ₅₀ (days)	C _R (% of SOC)	MRT _R (days)	MRT _S (years)	R ²
RS	2	10	40.1	10.1	0.5	0.96
GWC	0	15	0.6	3.2	10.0	0.99
PS	0	23	10.0	50.0	1.0	0.98
BC	0	2	0.2	0.9	90.2	0.96
CO	0	8	0.0	2.2	301.9	0.89
CK	0	26	0.0	0.3	86.9	0.99
GWC + RS	1	8	16.2	4.5	0.6	0.98
PS + RS	1	14	12.5	6.0	0.4	0.98
BC + RS	1	9	11.9	6.5	1.4	0.99
CO + RS	2	6	10.5	5.8	2.7	0.99
CK + RS	2	6	9.7	5.2	2.8	0.98

Models' parameters and other global parameters are presented in Table 4. It is worth noting that for PS and CK curve shapes did not fit the model, parameters were thus estimated from simplified models first. Coefficients of determination (R²) values were quite good with an average value of 0.94 and a lowest at 0.89 for CO. Time to reach 50 % of the C mineralized over the 55 days of incubation (T₅₀) varied from 2 to 26 days (26 days being more than the half of the experiment time). Average T₅₀ was 11.6 days. BC had the lowest T₅₀ with only 2 days, which translates the strong initial mineralization observed before (Figure 23). T₅₀ of binary amended artificial soils were close (8, 9, 6 and 6 days for GWC + RS, BC + RS, CO + RS and CK + RS respectively), which may underline the strong influence of RS in the mix. PS, CK and PS + RS had 23, 26 and 14 days of T₅₀ respectively which translates CK linear mineralization and PS and PS + RS two peaks mineralization curve shapes. The delay before the mineralization started varied from 0 days for GWC, BC, PS, CO and CK to 2 days for RS,

CO + RS and CK + RS. Average mean residence time (MRT) for rapid and slow pools was respectively 8.6 days and 45 years. Notably, MRT of slow pool varied widely (standard deviation is 92 years) from 0.5 years for RS (highest mineralization global rate) to more than 300 years for CO (lowest mineralization global rate).

3.4. Distribution of SOC through fractions

Table 5: Mass distribution and TC content of soil fractions at T0 and T2

	Mass distribution (%)										TC (g 100 g ⁻¹)									
	H 200-2000		L 200-2000		H 50-200		L 50-200		0-50		H 200-2000		L 200-2000		H 50-200		L 50-200		0-50	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
RS																				
T0	53.06	5.36	2.99	0.07	18.83	3.03	0.84	0.07	24.27	2.23	< LQ	-	36.85	0.74	< LQ	-	28.02	0.46	2.23	0.19
T2	52.62	2.31	2.54	0.27	20.30	2.16	0.75	0.06	23.79	0.10	< LQ	-	24.26	1.39	< LQ	-	13.90	0.37	2.25	0.21
GWC																				
T0	51.69	2.81	2.00	0.12	21.29	1.68	0.74	0.02	24.28	1.23	< LQ	-	34.96	0.87	< LQ	-	33.31	0.76	0.78	0.04
T2	54.83	1.58	2.26	0.03	17.43	1.99	0.88	0.14	24.60	0.50	< LQ	-	35.27	1.18	< LQ	-	28.19	2.84	0.94	0.05
PS																				
T0	55.49	0.59	2.99	0.33	15.10	1.89	1.03	0.05	25.39	2.07	< LQ	-	36.68	0.38	< LQ	-	35.25	0.36	1.71	0.06
T2	57.64	2.21	2.85	0.03	12.72	2.31	1.16	0.04	25.63	0.68	< LQ	-	26.04	0.47	< LQ	-	30.40	1.43	2.20	0.12
BC																				
T0	54.67	3.41	2.47	0.21	17.22	3.07	1.19	0.04	24.45	0.35	< LQ	-	68.10	3.21	1.21	1.71	62.57	2.43	3.55	0.29
T2	56.23	0.83	2.55	0.05	15.73	1.14	1.22	0.11	24.26	0.42	< LQ	-	68.76	1.49	< LQ	-	60.24	5.04	3.32	0.08
CC																				
T0	52.04	1.28	4.42	0.08	19.13	0.53	0.81	0.06	23.61	1.21	< LQ	-	71.82	2.38	< LQ	-	59.63	3.05	2.69	0.99
T2	52.80	2.74	4.06	0.12	18.19	2.97	0.86	0.05	24.10	0.35	< LQ	-	67.65	4.36	2.45	1.23	60.31	4.13	1.43	0.23
CK																				
T0	52.80	1.55	3.32	0.37	18.75	1.60	1.33	0.10	23.79	0.61	< LQ	-	55.08	2.73	4.28	5.63	54.31	2.03	3.60	3.16
T2	54.45	1.53	3.48	0.47	16.49	0.78	1.23	0.07	24.36	0.21	< LQ	-	54.97	3.14	11.24	1.49	55.42	1.82	6.24	0.92

	Mass distribution (%)										TC (g 100 g ⁻¹)									
	H 200-2000		L 200-2000		H 50-200		L 50-200		0-50		H 200-2000		L 200-2000		H 50-200		L 50-200		0-50	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
GWC + RS																				
T0	52.90	0.71	2.63	0.34	18.63	1.71	0.80	0.06	25.03	1.36	< LQ	-	55.85	12.22	4.48	3.22	46.26	10.39	4.19	2.25
T2	56.54	2.21	2.07	0.24	16.43	1.92	0.91	0.20	24.04	0.32	< LQ	-	31.93	1.11	< LQ	-	19.99	3.92	1.12	0.01
PS + RS																				
T0	54.95	1.73	3.27	0.18	15.55	1.38	0.92	0.08	25.30	0.61	< LQ	-	37.35	0.71	< LQ	-	31.80	0.87	1.03	0.23
T2	54.90	0.40	2.05	0.29	17.26	0.65	0.92	0.13	24.86	0.70	< LQ	-	27.40	0.72	< LQ	-	23.89	2.55	1.92	0.07
BC + RS																				
T0	50.72	1.90	2.74	0.11	21.07	1.87	1.18	0.11	24.29	0.12	< LQ	-	41.14	8.83	< LQ	-	32.91	4.36	1.73	0.51
T2	54.86	1.58	2.65	0.17	17.64	1.95	0.94	0.04	23.92	0.25	< LQ	-	49.61	2.54	< LQ	-	42.26	2.16	2.35	0.09
CC + RS																				
T0	51.32	0.82	3.29	0.16	21.07	1.16	1.15	0.15	23.17	0.82	< LQ	-	54.12	2.23	< LQ	-	36.93	8.36	2.01	0.46
T2	53.21	3.06	3.72	0.41	18.17	3.24	1.18	0.03	23.72	0.34	< LQ	-	49.14	3.05	< LQ	-	36.72	1.11	1.53	0.07
CK + RS																				
T0	51.50	0.41	3.06	0.23	19.70	0.64	1.24	0.07	24.50	0.21	< LQ	-	57.48	4.30	< LQ	-	48.19	3.31	1.40	0.13
T2	53.35	1.02	3.04	0.16	18.40	1.14	1.67	0.17	23.54	0.30	< LQ	-	55.54	2.61	< LQ	-	39.81	3.94	1.61	0.02

Fractionation permitted to split artificial soil particles into 5 fractions according to their size and/or density, average mass recovery at the end of fractionation was 98.8 ± 0.06 % (data not shown).

Heavy (dense) coarse (200-2000 μm) fractions – later called “H 200-2000” - represented in average 54 % of the mass of the artificial soils. Heavy intermediate (50-200 μm) fractions – later called “H 50 – 200” - represented in average 18 % of the mass of the artificial soils. Fine (0-50 μm) fractions – later called “0 – 50” - represented in average 24 % of the artificial soils, without any distinction between heavy and light particles. Light particles from coarse (200-2000 μm) – later called “L 200-2000” - and intermediate (50-200 μm) – later called “L 50-200” - represented in average 3 % and 1 % of the mass of the artificial soils respectively. Mass distribution of dense fractions varied very little between the different artificial soils, coefficient of variation was only 3.4%, 11.8% and 2.6 % for “H 200-2000”, “H 50-200” and “0-50” fractions respectively. Mass distribution of light fractions varied a bit more, coefficient of variation was 22 % for both “L 200-2000” and “L 50-200” fractions in average. Sum of the masses of light fractions at T0 represented only 4.0 % of the soil in average which is below the initial 5 % of organic materials introduced in soils.

After incubation, masses of “L 200-2000” fractions decreased by 6.1 % in average, while masses of “L 50-200” fractions increased by 4.3 % in average. Highest mass changes in fractions concerned “L 200-2000” fraction of PS + RS which decreased by almost 60 %, and “L 50-200” fraction of CK + RS which increased by 26%.

The contents in TC were $47.3 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ in average for “L 200-2000” fractions, $40.0 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ for “L 50-200” fractions, and $2.3 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ for “0-50” fractions. The TC content of fractions varied much more than mass distribution. Maximum TC content for light fractions was $71.8 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ for CO at T0 in “L 200-2000” fraction, which was close to the raw organic material introduced in the artificial soil ($78.9 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$). The TC content in light fractions followed rather well the same ranking as TC and SOC global contents (Table 3). Content in TC of heavy fractions was under the limit of quantification for most of the soil samples which may indicate a good procedure for density separation. However, higher TC content of “H 50-200” compared with the limit of quantification has been recorded for BC at T0, CO at T2, CK at T0 and T2 and GWC + RS at T0.

After incubation experiment, TC content in light fractions decreased by 12 % in average for “L 200-2000” fractions, and by 14 % for “L 50-200”. Decrease was particularly intense for high mineralization samples such as RS and PS (TC content decreased by 52 % and 41 % in “L 200-

2000" fractions for RS and PS between T0 and T2). In contrast, TC content only varied by 0.02 g 100g⁻¹ in average for "0-50" fractions between T0 and T2.

Finally, product of mass distribution and TC content led to consistent results with those of TC content of unfractionated artificial soil. This calculation permitted to show that most of the C was effectively mineralized in "L 200-2000" fraction (0.21 g mineralized in average in that fraction), to a lesser extent in "L 50-200" fraction, and rarely in "0-50" fraction notably for CC and GWC + RS.

3.5. Rock-Eval signature of single amended artificial soils

Table 6: Rock-Eval characterization and specific indexes

	TpkS2 (°C)	HI (mg_{HC} g⁻¹_{SOC})	OI (mg_{CO2} g⁻¹_{SOC})
RS			
T0	350	450	238
T2	354	520	232
GWC			
T0	352	290	168
T2	354	294	158
PS			
T0	361	523	164
T2	363	566	140
BC			
T0	474	6	10
T2	474	9	7
CO			
T0	482	196	2
T2	478	265	1
CK			
T0	394	17	5
T2	463	18	2

Main results from Rock-Eval analyses are presented in Table 6. Each artificial soil had a unique combination of TpkS2, HI and OI. Artificial soils containing the least mineralizable artefacts (BC, CO and CK) had much higher TpkS2 than the three other modalities (461 °C in average, against 356 °C in average for RS, GWC and PS) which shows a global correlation between the resistance of soils to mineralization (= biodegradation) and resistance to thermal degradation. Hydrogen index (HI) at T0 was 523 mg_{HC} g⁻¹_{SOC} for PS, 450 mg_{HC} g⁻¹_{SOC} for RS, 290 mg_{HC} g⁻¹_{SOC} for GWC, 196 mg_{HC} g⁻¹_{SOC} for CO, 17 mg_{HC} g⁻¹_{SOC} for CK, and 6 mg_{HC} g⁻¹_{SOC} for BC. As a reminder, HI is linked to the elemental H/C ratio (Espitalié et al., 1985). Oxygen index (OI, linked to O/C ratio) did not follow the same ranking as for HI, it was 238 mg_{CO2} g⁻¹_{SOC} for RS, 168 mg_{CO2} g⁻¹_{SOC} for GWC, 164 mg_{CO2} g⁻¹_{SOC} for PS, 10 mg_{CO2} g⁻¹_{SOC} for BC, 5 mg_{CO2} g⁻¹_{SOC} for CK and 2 mg_{CO2} g⁻¹_{SOC} for CO at T0. Couple HI and OI was clearly linked to the nature of organic matter

in artificial soils. Globally, artificial soils with least mineralizable artefacts had the lowest HI and OI ratios. After the incubation treatment, TpkS2 stayed quite stable except for CK whose TpkS2 increased by 59 °C, HI increased systematically and particularly for RS, PS and CO, and OI decreased slightly.

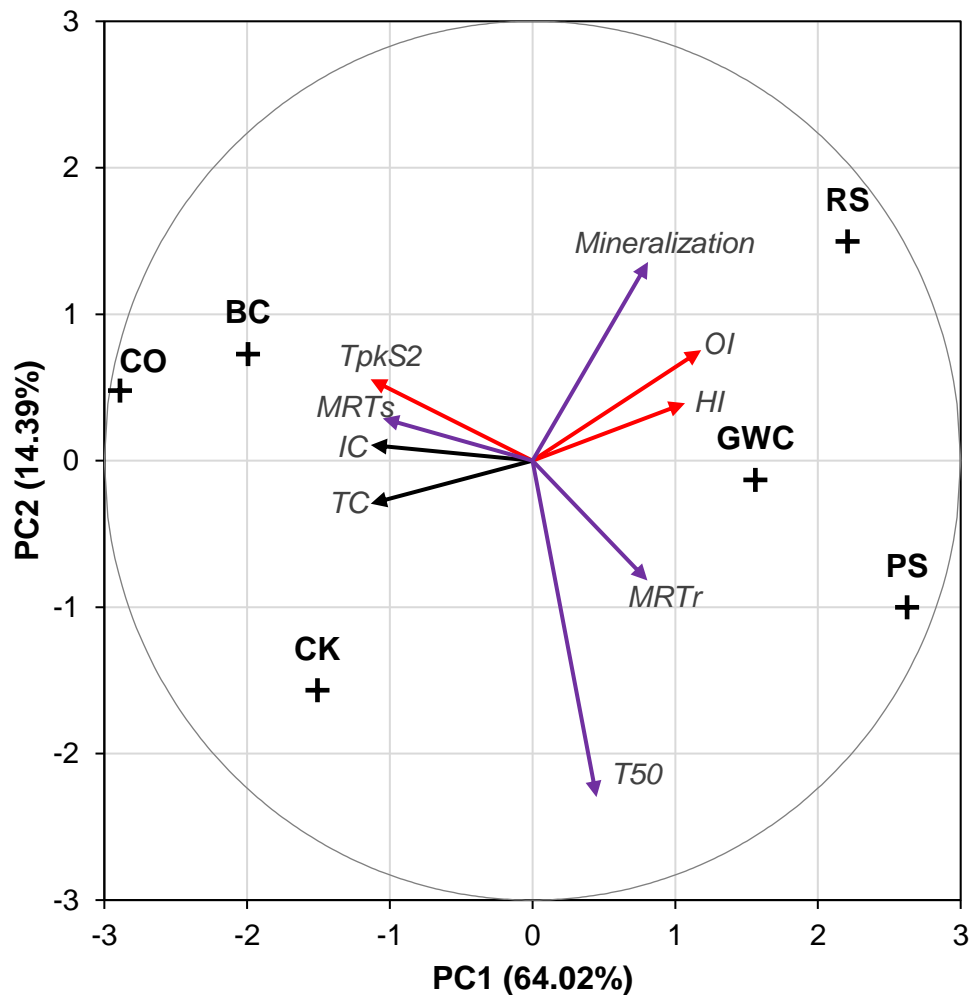


Figure 25: PCA of single amended artificial soils, based on chemical analysis results (black arrows), mineralization kinetics parameters (purple arrows) and RockEval parameters (red arrows)

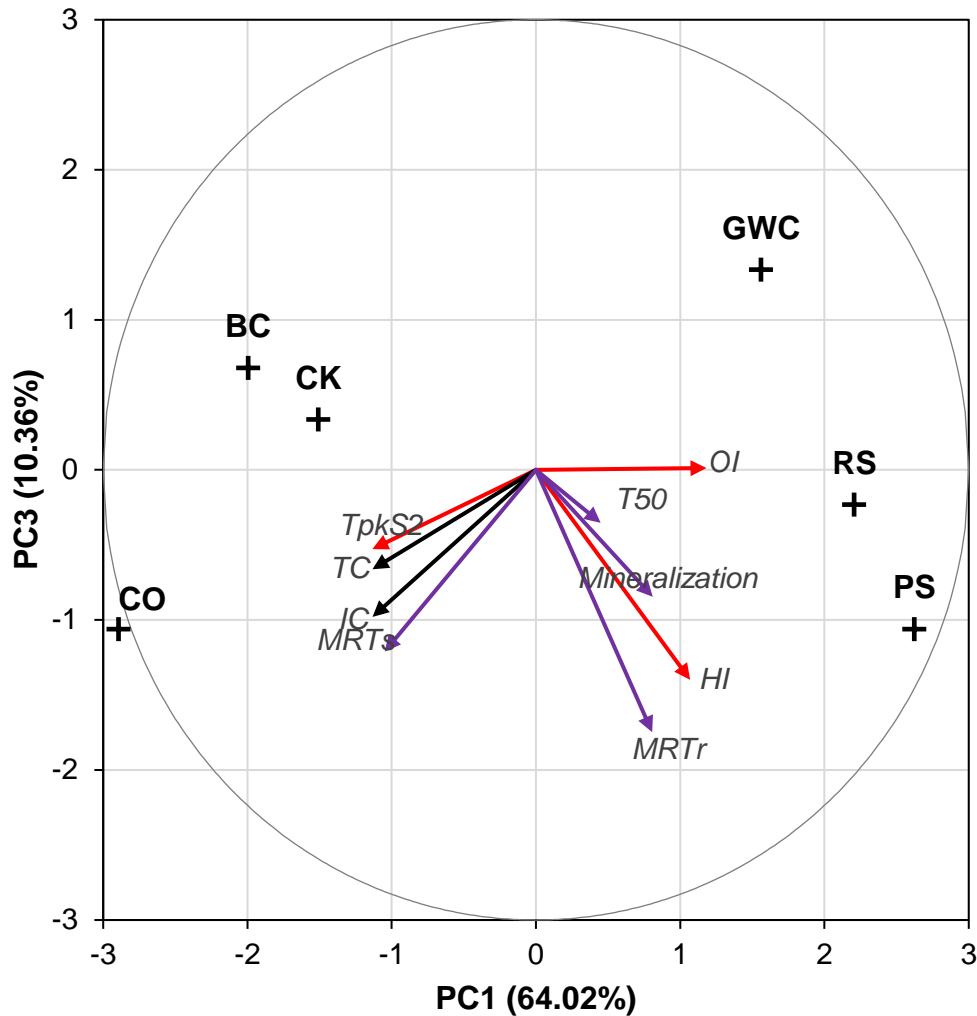


Figure 26: PCA of single amended artificial soils, based on chemical analysis results (black arrows), mineralization kinetics parameters (purple arrows) and RockEval parameters (red arrows)

The scores (or eigenvalues) and loadings (eigenvectors) of the principal component analysis (PCA) for principal component (PC) 1 and 2, and 1 and 3 are presented in Figure 25 and Figure 26. PC 1 explained 64.02 % of the variance of the samples, while PC 2 and 3 explained 14.39 % and 10.36 % of the total variance respectively (total of 88.77 % with the three firsts PCs). Two groups can be clearly distinguished: RS, GWC and PS in the positive values of PC1, and BC, CO and CK in the negative values of PC1. Overall, RS, GWC and PS were characterized by high OI and HI, as well as high mineralization after 2 months of incubation, but also by low Tpks2, TC, IC and MRT_s. This was the opposite for BC, CO and CK. Loadings of T50 (time to achieve 50 % of the mineralized C in two months), mineralization and MRT_R were higher (in absolute value) in PC2 than in PC1, and MRT_R was even more expressed according to PC3.

Overall, TpkS2, TC, IC and MRT_s appeared to be highly correlated even though they were parameters from different analyses.

3.6. Evolution of $\delta^{13}\text{C}$ signature of artificial soils made of both organic artefact and natural organic matter

Table 7: Evolution of $\delta^{13}\text{C}$ signature of binary amended artificial soils through incubation

	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		TC (%)		Proportion of C originated from sorghum (%)	Proportion of mineralized C from the sorghum (%)	Proportion of mineralized C from the artefact (%)
	Mean	SD	Mean	SD			
GWC + RS							
<i>T0</i>	-18.92	0.99	1.69	0.27	58.69	94.4	5.6
<i>T2</i>	-21.21	0.91	1.18	0.09	43.20		
PS + RS							
<i>T0</i>	-18.06	0.52	2.02	0.37	53.84	80.2	19.8
<i>T2</i>	-19.54	0.52	1.35	0.10	40.73		
BC + RS							
<i>T0</i>	-22.09	0.45	2.56	0.22	36.50	99.4	0.6
<i>T2</i>	-23.92	0.34	2.14	0.18	23.93		
CO + RS							
<i>T0</i>	-20.31	0.60	2.86	0.29	33.32	93.7	6.3
<i>T2</i>	-21.61	0.55	2.40	0.18	21.82		
CK + RS							
<i>T0</i>	-20.76	0.86	3.14	0.32	38.43	92.9	7.1
<i>T2</i>	-21.96	0.55	2.68	0.39	29.13		

The $\delta^{13}\text{C}$ of binary amended artificial soils varied from -18.06 to -23.92‰ for RS + PS at T0 and RS + BC at T2 respectively (Table 7). The $\delta^{13}\text{C}$ was low for RS + GWC and RS + PS (-18.92 and -18.06‰ at T0, respectively), medium for RS + CO and RS + CK (-20.31 and -20.76‰ at T0, respectively) and high for RS + BC (-22.09‰ at T0). This is consistent with the fact that organic materials have been introduced according to their mass (2.5 % each) and not on a C content-based calculation and with the fact that artefacts have not the exact same $\delta^{13}\text{C}$. The $\delta^{13}\text{C}$ systematically decreased during the experiment by 1.62‰ in average, which translates a relative enrichment in ^{12}C compared to ^{13}C during the experiment. Highest decrease was observed for RS + GWC, from -18.92‰ to -21.21‰.

As soils are a mix of two organic materials of known $\delta^{13}\text{C}$ (see Table 2) an estimation of the proportion of C originated from RS can be calculated at T0 and T2, and thus, origin of mineralized C can be determined (columns 7 and 8 of Table 7). At T0, C from roots and shoots of sorghum represented 58.7 %, 53.8 %, 36.5 %, 33.3 % and 38.4 % of the total C for RS +

GWC, RS + PS, RS + BC, RS + CO and RS + CK respectively according to $\delta^{13}\text{C}$ values. This is consistent with the raw materials TC content and their proportions introduced in the soils. At T2, proportion of C from roots and shoots of sorghum was systematically lower than at T0, it was 43.2 %, 40.7 %, 23.9 %, 21.8 % and 29.1 % of the TC. These decreases mean that mineralized C comes mostly from roots and shoots of sorghum. More precisely, between 80.2 % to 99.4 % of the mineralized C was originated from sorghum for RS + PS and RS + BC respectively. Interestingly, around 6 % of the mineralized carbon was originated from the artefacts in RS + GWC, RS + CO and RS + CK. On the contrary, less than 1 % of the mineralized carbon was originated from the artefact in RS + BC.

4. Discussion

4.1. Mineralization potential of organic artefacts

The combination of all the methods presented in this work permits a good understanding and even prediction of the potential of mineralization of organic artefacts. Globally, results from incubation, fractionation, Rock-Eval analysis and $\delta^{13}\text{C}$ measurements gives consistent results and permits a global ranking of artefacts as follow (from the least mineralizable to the most mineralizable): $\text{CO} \approx \text{CK} < \text{BC} \ll \text{GWC} \ll \text{PS} \ll \text{RS}$. Still, each of the methods brings different information, improving little by little our understanding in the recalcitrance mechanisms involved.

Incubation experiment and associated data treatments (notably modeling) is the most common approach for estimating the potential of mineralization: it brings direct and indirect data and permits a short to mid-range estimation of mineralization (see the ranking above). It also brings clues on the number of C pools in the organic matter. We chose a very generic model recommended in many publications with incubation experiments (Bernal et al., 1998; Thuriès et al., 2001; J. Wang et al., 2016): combined two first-order kinetic which hypothesizes the existence of two pools of C. Such a model seemed adapted for most of the artificial soils since it gave good R^2 and coherent pool sizes and MRTs. Notably, Wang et al. (2016) showed through a meta-analysis including 128 biochar incubations and same modeling parameters as we did that biochar had a MRT_R and MRT_S of 108 days and 556 years respectively, and pool sizes of 3 % and 97 % for labile (C_R) and recalcitrant ($100 - C_R$) C respectively. Authors also showed that for incubation of less than 6 months MRTs and C_R values were about to 4 times lower. This is consistent with our data: MRT_R of 1 day, MRT_S of 90 years, and size of labile pool of 0.2 % of the SOC. Results of the models from GWC mineralization data can also be confronted to results from mineralization of organic wastes

at different composting stages (Bernal et al., 1998). Mature compost of city refusals and sweet sorghum bagasse had a C_R of 2.8 % of SOC, a K_R of 0.371 day⁻¹ and a K_S of 0.0010 day⁻¹ while we found a C_R of 0.6 % of SOC, a K_R of 0.314 day⁻¹ and a K_S of 0.00027 day⁻¹ with GWC. Still, double first-order exponential model seemed less adapted for PS, CK and PS + RS. For PS and PS + RS, the shape of the curves (with two mineralization peaks within the 55 days of incubation) would be in favor of using a three-pools model rather than a two-pools one, with a very labile and a labile pool rather than only one labile pool. This has been done in Thuriès et al. (2001) and led to better results for some organic matter such as a fertilizer made of composted organic amendments and chicken manure (R^2 went from 97.7 to 99.8). For CK, a simpler model such as a linear model could be more effective, suggesting coke to be very homogeneous in terms of resistance to degradation. Effective and more case-by-case basis choose of the models employed for mineralization potentials is important to improve both the estimations of the mean residence time and the understanding of underlying mechanics.

Fractionation is the second method we tested on our artificial soils to improve the understanding of the degradation of organic artefacts. The distribution of the C among the different fractions of artificial soils is different from what can be found in other Technosols fractionation. In average more than 50 % of the C was encountered in light coarse fractions, and only 20 % in 0-50 μm fractions. Giannetta et al. (2018, 2019) found different C distributions (63.7 ± 18.4 % of the C of Technosols in the mineral associated organic matter which is comparable to the 0-50 μm fraction) but they found close C contents among fractions. Fractionation permitted to show: a natural fractionation process of heavy and coarse mineral particles, recovered in smaller ones; a mineralization in light particles larger than 50 μm ; in contrast, very small variations of C content for particles smaller than 50 μm . These observations were particularly marked for high mineralization artificial soils (RS, PS, GWC). This might be a direct observation of the physical protection of organic matters through adsorption which is known to be a major mechanism of organic carbon sequestration (Dignac et al., 2017; Dungait et al., 2012).

Rock-Eval analysis led to several additional parameters, enhancing the understanding of the artefacts' degradability. Globally, Rock-Eval parameters HI and OI of BC, CO and CK were close to other materials such as black carbon with low HI and OI, (HI = 104 mg_{HC} g⁻¹_{SOC} in average for 23 black carbon, OI = 156 mg_{CO2} g⁻¹_{SOC}, data from Poot et al. (2009)) even if OI was always lower than HI in our case. RS and GWC had close Rock-Eval parameters too,

comparable to OL layer of Calcisol for example (Sebag et al., 2006) which is consistent if considering the type of materials.

The hydrogen index (HI) of RS and to a lesser extent of PS increased after mineralization, which was not expected. One would have expected a decrease in HI. Looking at the thermograms and in particular the FID thermogram during the rise of the temperature phase of the pyrolysis part, the basis of HI calculation, it turns out that at T0 RS shows a bimodal curve (even trimodal with a first mode at the limit between the initial phase and the temperature rise phase) with a more thermolabile fraction (probably carbohydrates) and a more thermoresistant fraction (probably richer in lipid, Sebag et al. (2006)). At T2, both fractions were mineralized but the first one might be mineralized in a higher proportion. Consequently, the ratio between these two peaks at T2 is in favor of the second one which leads to a slight increase of the HI. The effect was less marked for PS and was not observed for other artificial soils which may indicate more homogeneous materials for artefacts, particularly for the most resistant to degradation.

4.2. Interactions between natural organic matter and organic artefacts

Distinction between natural OM and anthropic OM is essential in the study of Technosols, isotope methods such as $\delta^{13}\text{C}$ or Rock-Eval method can easily be employed for such purposes.

Notably, the $\delta^{13}\text{C}$ analysis permitted to efficiently distinguish organic carbon from roots and shoots of sorghum or from artefacts. This is only possible when using C4 plants or enriched ^{13}C or ^{14}C plants. In binary amended artificial soils (mixture of natural organic matter and anthropic one), contribution of natural OM to $\text{CO}_2\text{-C}$ mineralization varied from 80 % to 99 %. This is more than what can be found in experiments with mix of fresh organic matter (litter) and soil organic carbon. For instance, Q. Wang et al. (2016) showed that between 36 % to 45 % of the $\text{CO}_2\text{-C}$ mineralized originated from the ^{13}C enriched litter addition they made. Also, our results are consistent with the ones of Yousaf et al. (2017), who showed a high mineralization in sewage sludge amended soils, intermediate mineralization in compost amended soils, and low mineralization in biochar amended soils. $\delta^{13}\text{C}$ analysis also permitted them to differentiate the origin of C (from SOC or amendments): as in this study, they showed a “negative priming effect” after biochar addition and a preservation of C from biochar in the amended soils during the incubation. It’s worth noting that similar results were obtained for coal and coke in our study which may indicate that some properties associated to biochar could be transposable to coal and coke.

Thermograms from the rise of the temperature phase of the pyrolysis part clearly indicate different nature of OM for RS compared to BC, CO and CK. Thus, we believe this method has potential to differentiate natural and anthropic OM as $\delta^{13}\text{C}$ analysis permitted to do. This could be achieved either by interpreting hydrogen and oxygen index of mixes, or maybe some new indices proposed by Sebag et al. (2016) such as I and R indexes could be employed. Rock-Eval method seems particularly well adapted for anthropic materials as biochar, coal and coke which are close to original studied materials used by this method (sedimentary rocks with kerogen, Behar et al., 2001).

4.3. Typology of organic artefacts

As said previously, the combination of the analytical technics employed in this study permits to have a good idea of artefacts dynamics and potentials for carbon sequestration in soils. Through PCA results, we can propose a first typology of artefacts with: (i) highly to moderately mineralizable artefacts such as papermill sludge, this category could also contain other materials such as sewage sludge or manures according to Yousaf et al. (2017) results; (ii) weakly mineralizable artefacts such as composts or other lignified plant materials, it is worth noting that the degree of maturation of the composts might be taken into account as it severely impacts their degradability in soils (Bernal et al., 1998); (iii) very weakly mineralizable artefacts such as biochar, coal and coke. In particular, Bruun et al. (2014) showed that biochar was protected from mineralization by its chemical and physical resistance, at least for the early time of biochar presence in the soil. Unlike other organic materials, these highly mineralizable anthropogenic materials employ recalcitrance as the primary mechanism for soil organic carbon sequestration. Further considerations could be added to this first typology, such as the supposed number of pools of carbon with comparable mineralization properties within the artefact; the type of mineralization kinetics (3 pool mineralization curve, 2 pool one, linear). This could lead to a more complete soil description, e.g.: Garbic Technosol with artefact of category III.b.

One aim of future works could be to increase the library of organic artefacts and classifying them into such a typology (or even creating new categories).

As already proposed by several authors (Greinert et al., 2018; Howard, 2017), introducing the type of artefact into the Technosol sub-classification could also be of a great interest when considering the impact of artefacts on Technosols functioning. This work provides a first typology for organic ones.

4.4. Implications for carbon storage in Technosols

The fate of organic artifacts is a key point for understanding carbon storage in Technosols, although more complex to understand than in the "artificial soils" we have created in this study. Soils are subject to many climatic variations, might have greater thicknesses with various gradients of physico-chemical properties such as bulk density, water content etc., a horizon structure with discontinuities, unlike our artificial soils.

Still, the results of this study suggest that organic artefacts would certainly have an average residence time in soils that is quite short for PS (1 year), medium for GWC (10 years), and even long for BC, CK and CO (90 to 300 years), i.e. times greater than the average residence time of the natural organic matter tested here (0.5 years). Our mean residence time results are consistent with previous results either for natural organic matters (Amelung et al., 2008) or for materials close to artefacts (Bernal et al., 1998; J. Wang et al., 2016). These results can also be compared to field observations. Rees et al. (2019) showed that in a Technosol's horizon (11-75 cm) made of paper-mill sludge and thermally-treated industrial soil, the stock of carbon did not change significantly over 12 years, where a significant decrease due to the presence of high amount of such organic artefacts as paper-mill sludge could have been expected. This may indicate that our experimental conditions were made to maximize the mineralization of artefacts, whereas in real situations artefacts may be protected by physical or biological mechanisms decreasing even more their degradability.

Fractionation gave results with similar trends: SOC was more protected in fine fractions at the end of the experiment, which may indicate good protection of organic carbon on the long term unlike the light coarse organic particles that were easily accessible to be degraded. This is consistent with the conclusions of Dungait et al. (2012) showing that soil organic matter turnover is controlled by accessibility (physical and physico-chemical protections) more than recalcitrance (what we mostly tested in this study).

5. Conclusions

Our results have shown that the five artefacts tested (papermill sludge, green waste compost, biochar, coal and coke), with or without combination with natural organic matter, had very different behaviours in terms of recalcitrance. Papermill sludge was the most mineralizable artefact, as shown by mineralization kinetics and Rock-Eval analysis that showed that this artefact may be composed of at least two groups of molecules with contrasted resistance to degradation. Green waste compost was the second most mineralizable artefact, its MRT_s was estimated at 10 years. Both papermill sludge and green

waste compost resulted in higher mineralization than expected when combined with natural organic matter, kind of positive priming effect (if we consider the organic matter from sorgho as the soil organic matter). Biochar, coal and coke were the least mineralizable: their MRT_s range between 90 and 300 years. Coke showed a linear mineralization kinetic unlike biochar or coal that had log-like mineralization curves. When combined with natural organic matter, these last three artefacts seemed to reduce the mineralization of natural organic matter, kind of “negative priming effect”. This was confirmed by $\delta^{13}\text{C}$ analysis. Finally, fractionation permitted to show that most of the mineralized carbon was from light coarse particles, while finer particles seemed to be protected.

Results from this study are promising: Technosols that contain large amounts of artefacts should behave according to the nature of the artefacts they contain. Still, many parameters were not included in this study such as climatic conditions, influence of depth, water constraints etc. These results should be confronted to “real Technosol situations”, by focusing on the role and the fate of the artefacts.

6. Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

7. Acknowledgements

We would like to thank both INRAE and the Région Grand Est who funded the PhD grant of Victor Allory. We would also like to thank the farm of the agricultural high school of Châteausalins “la Marchande” for providing sorghum, and Alexandre Laflotte for putting us in touch with them, the GeoRessources laboratory (Nancy, France) for providing the coal.

The authors would like to thank SILVATECH (Silvatech, INRAE, 2018. Structural and functional analysis of tree and wood Facility, doi: 10.15454/1.5572400113627854E12) from UMR 1434 SILVA, 1136 IAM, 1138 BEF and 4370 EA LERMAB from the research center INRAE Grand-Est Nancy for $\delta^{13}\text{C}$ analyses. SILVATECH facility is supported by the French National Research Agency through the Laboratory of Excellence ARBRE (ANR-11-LABX-0002-01).

8. References

All references are gathered at the end of the manuscript (*cf 0*)

Chapitre IV - Dynamique du stockage du carbone dans les sols contenant des artefacts organiques

Les artefacts organiques les plus fréquemment rencontrés dans les Technosols tels que le coke, le charbon et le biochar ont montré des propriétés favorables à la séquestration de carbone organique. Ces artefacts résistent à la dégradation par les micro-organismes, présentant des temps de séjours moyens extrêmement élevés de l'ordre de plusieurs centaines d'années pour le coke par exemple. Ils favorisent également la protection des matières organiques naturelles bien que le mécanisme permettant sous-jacent n'ait pas été clairement identifié. Les artefacts organiques plus atypiques comme les boues de papeterie ont en revanche des propriétés *a priori* moins favorables à la séquestration de carbone organique. La nature des artefacts présents dans les Technosols apparaît alors essentielle pour expliciter la dynamique du carbone dans ces milieux.

Ces premiers résultats de quantification de la réactivité d'artefacts organiques ont toutefois été obtenus en conditions contrôlées, où des facteurs environnementaux comme le climat, la végétation ou la topographie ou encore une activité biologique impliquant la faune ou des plantes n'intervenaient pas. L'objectif de ce chapitre est de confronter les résultats obtenus précédemment à des situations réelles, où les Technosols et les artefacts qui les constituent sont soumis aux aléas climatiques, aux interactions avec la faune et la flore du sol, aux effets de la profondeur, etc.

Deux Technosols et un Cambisol amendé avec du biochar ont été suivis. Ces sols font l'objet d'études au Laboratoire Sols et Environnement depuis plus de 22 ans pour certains.

Dynamics of carbon storage of soils containing representative organic artefacts

Victor Allory^a, Stéphanie Ouvrard^{a*}, François Baudin^b, Geoffroy Séré^a

^a Université de Lorraine, INRAE, LSE, F-54000 Nancy, France.

^b Sorbonne Université, CNRS, IStEP, 75005 Paris, France.

* Corresponding author, Stéphanie Ouvrard, 2 avenue de la Forêt de Haye, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy Cedex, France.

stephanie.ouvrard@univ-lorraine.fr

Abstract

Technosols are strongly anthropized soils impacted by the artefacts (human made or altered materials) they are made of. They represent increasing areas but are often seen as degraded, non ecosystem services providing areas. None the less, they are among the soils with the highest soil organic carbon (SOC) stocks in the world, and could then contribute to climate change mitigation. However, very little is known about their carbon dynamics and carbon sequestration mechanisms.

The soil organic carbon (SOC) stocks of an industrial Technosol, a constructed Technosol and a biochar amended Cambisol have been followed for 8 to 22 years. These soils contained artefacts such as coke, coal, compost and biochar that are characteristics of Technosols. Most recent soil samples of the different soil horizons have also been characterized to identify what factors and mechanisms were favourable to SOC sequestration. To that, a particle size and density fractionation method combined with microscope assisted visual description was used and Rock-Eval analyses were achieved (related to thermal resistance to degradation).

The soils present different sequestration dynamics. The industrial Technosol has a high SOC stock of around 950 tC ha⁻¹ for the first 30 cm of soil that remains stable over time. The constructed Technosol SOC stock started to decrease during the first year after its implementation, but then continuously increased, average sequestration rate was of +7.4 tC ha⁻¹ yr⁻¹. The biochar amended Cambisol lost SOC over time at a rate of -4.1 tC ha⁻¹ yr⁻¹. Fractionation and visual description permitted to identify locations of mineral and organic

anthropic particles among the different fractions. This permitted a fine description of the soils: proportion of anthropic particles, proportion of organic anthropic particles among the organic particles, etc. Rock-Eval results showed that soils have Rock-Eval parameters close to those of the artefacts of which they are composed, which underlines the strong influence of artefacts on soil organic carbon properties.

Among the different factors that may influence SOC stocks, the nature of the artefacts and the vegetation and its management seem to be the factors that explains the best the different carbon dynamics observed. Results from fractionation and Rock-Eval analyses showed that both recalcitrance and adsorption were mechanisms strongly involved in SOC sequestration in these soils, unlike natural soils where recalcitrance is not that impactful.

Keywords

Technosol, artefact, sequestration mechanisms, SOC storage

Highlights

- Technosols can stock up to around 1000 tC ha⁻¹ of organic carbon
- SOC sequestration rates vary from -4 to +7 tC ha⁻¹ yr⁻¹
- Adequate vegetation management led to high sequestration rate
- Recalcitrance is definitively a main sequestration mechanism in such soils
- Adsorption of OM may occur on mineral and organic artefacts

1. Introduction

Stocking organic carbon in soils is a way to mitigate the effects of climate change by sequestering atmospheric CO₂ in soils through plant photosynthesis (Lal, 2004b). It is also a way to perpetuate soil fertility: the soil organic carbon content is a key soil parameter linked to many fertility parameters such as water retention, aggregate stability, cation exchange capacity and buffer capacity (Chaney and Swift, 1984; Ekwue, 1990; Krull et al., 2004). Finally, stocking organic carbon in soils is also a way to limit the mobility of certain organic pollutants (Boyd et al., 1988; Pignatello, 1998). Several levers have been identified to increase the soil organic carbon stocks: intensifying grasslands, promoting grazing, introducing or extending intermediate crops, grassing the inter-rows, bringing exogenous organic matter such as compost to the soil, etc. However, these practices mainly concern agricultural or forest soils (Pellerin et al., 2019).

Strongly anthropized soils, frequently found in urban, mining and industrial areas, are much less well known in terms of carbon dynamics. Yet these soils could also contribute to climate change mitigation, or be the support of new crops (Blanchart et al., 2018; Lehmann and Stahr, 2007). Among soils influenced by anthropogenic activities, Technosols are soils that contain a large quantity of artefacts, i.e. materials manufactured or strongly altered by human activities (IUSS Working Group WRB, 2014).

Recently it has been shown that Technosols are among the richest in organic carbon, especially for those of industrial areas (Allory et al., 2021). A significant part of the organic carbon contained in these soils, especially of anthropogenic origin, exhibits a resistance to degradation by micro-organisms, which means that such carbon stock could be considered as stable (Allory et al., 2022 [in submission, Chapter III of this manuscript]; Pernot et al., 2013). It has also been shown in Allory et al. (2022 [in submission]) that the presence of recalcitrant anthropogenic organic matter such as coke or coal, either protects the natural organic matter present in these soils or inhibits its mineralization. However, these conclusions mainly result from laboratory experiments, under controlled conditions. In the mentioned situations, many factors related to soil carbon dynamics have been neglected (*e.g.* climate, topography and vegetation cover), yet they are known to largely affect soil carbon stocks (Albaladejo et al., 2013; Xiong et al., 2014).

The objective of this paper is to evaluate the evolution over years of carbon stocks in three highly anthropized soils of interest, under real conditions (presence of vegetation, semi-continental climatic conditions). They all contain artefacts frequently present in Technosols. By using characterization techniques such as Rock-Eval and granulo-densimetric

fractionation, the carbon sequestration mechanisms involved in these soils will also be described.

2. **Materials and methods**

2.1. Soils

Two Technosols and one biochar amended contaminated soil were chosen in this study. They were chosen because they were including artefacts whose resistance to degradation had been already studied in a previous study: Allory et al. (2022) (*i.e.* chapter III of this manuscript), they are presented in Table 8.

Table 8: Soils description and artefacts present

	Reference	Soil WRB description	Artefacts present in the soils
Industrial Technosol	(Schwartz et al., 2003; Ouvrard et al., 2013)	Spolic Technosol (Carbonic, hyperartefactic)	Mix of coke, coked coal and coal in large quantities
Constructed Technosol	(Hafeez et al., 2012; Cortet, 2013)	Spolic Garbic Technosol (Calcaric, hyperartefactic)	Green waste compost in upper horizon, remnants artefacts of thermally treated industrial soil in mid-horizon, and papermill sludge in deep horizon
Biochar amended Cambisol	(Rees et al., 2020)	Gleyic Pretic Cambisol (Anthrotoxic)	About 5 % of biochar

The industrial Technosol was originally collected in a former coking plant located in northeastern France. The soil sampled was multi-contaminated by Cd, Zn and organic compounds. In 1995, the soil was excavated and translocated into several PVC lysimeters devices of 80 x 60 x 40 cm³, soils in the lysimeters were monitored to assess phytoremediation potentials of metal hyperaccumulating plants during the first 3 years of the experimentation (Schwartz et al., 2003), and to assess the potential of natural attenuation of a spontaneous vegetation in the next 23 years (Ouvrard et al., 2013). We identified the soil as a Spolic Technosol (Carbonic, Hyperartefactic).

The constructed Technosol was implemented in the northeastern France, in a 1 ha experimental plot, at the station of the French Scientific Interest Group of Industrial

Wasteland. It was constructed in 2007. Three different types of waste and by-products were used as parent materials for the construction of the Technosol: (i) green waste compost from urban trees and grass clippings; (ii) papermill sludge, a wastewater by-product produced from recycled paper; and (iii) excavated industrial soil from a former coking plant, initially contaminated with PAHs, which was thermally desorbed before being used for the soil construction. These different types of parent materials were mixed and/or layered to construct the Technosol. It consisted of three horizons: a compost horizon (surface horizon about 15 cm deep), a mixture of paper mill sludge and treated industrial soil (horizon below the compost horizon, about 60 cm deep), and a paper mill sludge horizon (deepest horizon, about 30 cm deep). The constructed Technosols was identified as a Spolic Garbic Technosol (Calcaric) (Cortet, 2013; Hafeez et al., 2012).

The biochar amended contaminated soil was initially an agricultural soil located close to a lead and zinc smelter in northern France that led to a contamination by trace elements (Cd, Pb, and Zn) through wind deposition (Rees et al., 2020; Sterckeman et al., 2000). Biochar was introduced to stabilize the contamination in 2013 at a rate of 5 % (w/w) in the top 30 cm of soil. The biochar was produced by pyrolyzing a mixture of 80 % softwood and 20 % hardwood at 450 °C for 36 h. It was air-dried for one week, then ground and sieved to 2 mm before being introduced into the soil. The soil was enclosed in 2008 in a 1 m² surface 2 m deep lysimeter and then translocated at the station of the French Scientific Interest Group on Industrial Wasteland. The soil was classified as a Gleyic Preitic Cambisol (Anthrotoxic).

2.2. Vegetation, topography and climate

The industrial Technosol is located in a semi-continental climate: mean annual temperature is 10.0°C and mean annual precipitation is 846 mm, elevation is 404 m a.s.l.. After its translocation into lysimeters, some soils were left bare while others were grown with *Noccaea caerulea* (hyperaccumulator, formerly called *Thlaspi caerulea*), *Lolium perenne* or *Lactuca sativa*. After 3 years, all plots were cultivated with *Lactuca sativa*, after which the vegetation was left to develop spontaneously (from 2000 to 2021). A slope of 3° has been voluntarily realized although the importance of the topography is limited since the soils are in lysimeters.

The constructed Technosol and the biochar amended Cambisol have almost the same climatic conditions since experimental plots are 100 m apart. Mean annual temperature is 11.1°C, mean annual precipitation is 692.4 mm and elevation is 226 m a.s.l.. The constructed Technosol shows a slight slope in the southwest direction, the plot is very slightly elevated

compared to the surrounding soils, it is surrounded by hedges to the northwest, and a row of trees to the southeast. The biochar amended Cambisol is in a lysimeter of 1 m² surface and 3 m depth, its surface is perfectly flat, the edges are slightly protected by the metal structure of the lysimeter (on a few centimeters only) certainly preventing the erosion of the soil. The constructed Technosol has been sown in 2008 (one year after its construction) with a seed mixture commonly used for grassland systems (30 % *Lolium perenne* var. Tove, 40 % *Festuca arundinacea* var. Fuego, 30 % *Dactylis glomerata* var. Amba) (Rees et al., 2019). Vegetation was left to natural development after that, annual mowing without export was conducted in September of each year (Séré, 2018). Concerning the biochar amended Cambisol, the hyperaccumulator *Nocceae caerulescens* was grown from 2013 to 2016 at a target density of 124 plants per m² (Rees et al., 2020). After that, spontaneous vegetation developed in the following years. Several vegetation biomasses were collected over the years over the three studied soils. Vegetation was oven-dried at 60 °C for a long period (> 48 h) before being weighted.

2.3. Organic carbon and bulk density measurement

For each studied soil, several sampling campaigns were achieved to measure soil organic carbon content and bulk density. Sampling of the Industrial Technosol was achieved in October 1996, August 1998, June 2013 and July 2020. Sampling of the constructed Technosol was achieved in March 2008, March 2009, March 2010, March 2011, April 2014, June 2015, September 2018 and September 2021. Sampling of the biochar amended soil was achieved in March 2009, August 2013, August 2014, August 2015, August 2016 and September 2021.

Either a pit (for constructed Technosol) or a hole was dug in the soils. For each horizon, one « disturbed » soil sample sampled all along the horizon for homogeneity, and three 250 cm³ undisturbed soil cylinders were sampled at different locations. The disturbed soil samples were gently broken up and sieved to 2 mm to separate fine earth (< 2 mm) from coarse particles. The SOC content was determined on oven-dried (60°C for 48 h) and 0.2 mm ground aliquots of the fraction < 2 mm. The SOC content was determined by dry combustion after decarbonation using a CHN elemental analyzer (Flash EA 1112, CE Instruments, Rhodano, Italy; 25 mg aliquots were used). Decarbonation was achieved either according to the same method as Allory et al. (2019), which involves repeated additions of chlorhydric acid (HCl) at 4 mol L⁻¹ on the soil samples put in silver caps, until no effervescence is observable, either by chlorhydric acid fumigation. Chlorhydric acid fumigation method was achieved according

to the method of Harris et al. (2001) and adapted by Barré et al. (2017). Briefly, 30 mg of ground sample were weighed in silver caps to which 50 µL of distilled water were added. Silver caps were left opened and put into a glass bell jar, and a beaker containing 100 mL of concentrated HCl (12 mol/L). Jar was closed, the vacuum was made and the samples left in this HCl saturated atmosphere for the acid to penetrate in water and dissolve the carbonates. After 8 h in the jar, samples were taken out and oven dried at 60 °C for 48 h again. Silver caps were finally carefully closed to be analyzed for C and N. Chlorhydric acid fumigation was employed for samples collected in 2020 or 2021. Preliminary tests showed that there was no significant difference in SOC measurement between the two decarbonation methods used.

Bulk density measurement was performed with the 250 cm³ undisturbed soil samples. The dry mass of the undisturbed soil was measured after 24 h of oven drying at 105 °C.

Some sampling campaigns did not permit to collect undisturbed soil cylinders. For those samples, a pedotransfer function for bulk density determination was used according to Hollis et al. (2012). This pedotransfer function is well adapted for European cultivated topsoils, authors found a root mean square error of prediction of 0.13 g cm⁻³:

$$Db = 0.80806 + (0.823844 \times EXP(-0.27993 \times SOC)) + (0.0014065 \times Sand) - (0.0010299 \times Clay)$$

where Db is the bulk density (g cm⁻³), SOC is the SOC content of the soil (percent mass g 100g⁻¹ of the soil dry mass), Sand is the soil sand content (percent mass g 100g⁻¹ of the soil dry mass), and Clay is the soil clay content (percent mass g 100g⁻¹ of the soil dry mass). The soil sand and clay contents were both measured on disturbed soil samples by the Laboratoire d'Analyse des Sols (LAS) of Arras according to the AFNOR X31 107 standard.

2.4. Stock calculation

The calculation of the stock was used according to this equation:

$$SOC\ stock = SOC \times Db \times thickness$$

where SOC stock is the stock of organic carbon for the considered horizon / depth (tC ha⁻¹), SOC is the SOC content (percent mass g 100g⁻¹ of the soil dry mass), Db is the bulk density (g cm⁻³) and thickness is the thickness of the considered horizon or the depth considered (cm).

The SOC stock was mainly calculated for the first 30 cm as it is a reference value, if several horizons were involved, SOC stocks of the different horizons within the 0 – 30 cm limits were summed-up, if the lower limit of an horizon was beyond the 30 cm limit, the horizon was considered homogeneous and a ratio of its stock was used to fit in the 0 – 30 cm limit. As an

illustration, if the upper and lower limits of the first two horizons of a soil are 0 – 8 cm and 8 – 40 cm, 100 % of the stock of the first horizon will be included in stock calculation while only 68.75 % of the stock of the second horizon will be used for the SOC stock calculation. Not taking into account coarse particles (> 2 mm) generally leads to an overestimation of SOC stock (Poeplau et al., 2017). Still, in anthropic soils such as Technosols or soils amended with biochar, coarse particles might contain high amount of C, thus, simplified calculation method was supposed to be appropriate in such conditions. Preliminary tests with different ways of taking the coarse fraction into account showed that the results with this simplified SOC stock calculation method were close to the most accurate method.

2.5. Particle size and density fractionation

A particle size-density fractionation on the soil samples of the horizons of the three soils selected was achieved. This protocol was initially established by Balesdent (1996), before being taken up by Moni et al. (2012) and Poeplau et al. (2018) both of whom recommended this fractionation method to isolate functional compartments of the organic matter.

Briefly, 50 g of soil were put in agitation over night at 50 rpm with 360 mL of deionized water in 500 mL plastic flasks with 20 glass beads of 5 mm diameter to break all aggregates > 50 μm .

In a first step, particles > 2000 μm were recovered by wet sieving, then density fractionation was achieved as follow: repeatedly, soil particles were immersed in water and gently swirled by hand in a beaker for a few seconds to achieve preferential resuspension of light organic particles as opposed to denser particles. Subsequently, the upper part of the supernatant containing particulate organic matter (POM) was poured away into another beaker. The procedure was repeated from 2 to 10 min until the coarse fraction isolated in the swirling beaker appeared free of dark, slowly settling material. In a second step and a third step, same density fractionation was achieved for particles < 2000 μm and > 200 μm , and for particles < 200 μm and > 50 μm (still recovered by wet sieving). Finally, 20-50 μm and 0-20 μm fractions were separated by sequential sedimentation performed under normal gravity conditions.

All the recovered fractions (*i.e.*, dense > 2000 μm , light > 2000 μm , dense 200-2000 μm , light 200-2000 μm , dense 50-200 μm , light 50-200 μm , 20-50 μm and 0-20 μm) were oven dried at 60 °C for 48 hours and weighed.

2.6. Visual description of particles

All the fractions obtained by the particle size and density fractionation were observed under the stereomicroscope. For each of the fractions, an estimate of the percentage (in number of particles) of anthropic mineral particles, natural mineral particles, anthropic organic particles and natural organic particles was made. If the number of particles in a 4 mm x 4 mm quadrat was approximately less than 400 particles, the particles were counted one by one using counters. Otherwise, estimation was done using visual estimators: this was mostly done in fractions < 50 µm where number of particles per unit of area was too high.

See annex 3 for more details.

2.7. Rock-Eval analysis

Ground non-decarbonated samples of the horizons of the studied soils were characterized by Rock-Eval analysis using RE6 Turbo device (Vinci Technologies). Rock-Eval is a widely used petroleum screening technique developed primarily for ancient sedimentary rocks and adapted to soil organic matters.

More details about the technique can be found in Disnar et al. (2003) and Baudin et al. (2015). Briefly, around 60 mg of sample was heated under inert N₂ atmosphere. Pyrolysis started at 200 °C for 3 min and then continuously ramped up until 650 °C at 30 °C min⁻¹ rate. Emitted gases were detected and quantified by flame ionization detection (FID) for hydrocarbonaceous effluents and by infra-red (IR) detection for CO and CO₂. Pyrolyzed sample was then heated again from 300 °C to 850 °C in air at 25 °C min⁻¹ rate. Emitted gases (only CO and CO₂) were detected and quantified by IR again.

From this, several indicators linked to SOM nature were determined: the total organic carbon TOC (in wt %) which is the sum of all the carbon moieties (HC, CO, and CO₂) from both pyrolysis and combustion phases, thermal maturity TpS2 (in °C) which is the temperature of the oven corresponding to the maximum HC release in pyrolysis phase, the hydrogen index HI (in mg_{HC} g⁻¹_{TOC}) which corresponds to the amount of HC released relative to TOC and oxygen index OI (in mg_{O₂} g⁻¹_{TOC}) which corresponds to the amount of oxygen released as CO or CO₂ relative to TOC.

3. Results

3.1. Soil organic stocks evolution

Initial and final SOC stocks for the first 30 cm of the studied soils are summed up in Table 9, together with vegetation management information. Initial SOC stock was 896 ± 66 tC ha⁻¹ for the industrial Technosol, 207 ± 6 tC ha⁻¹ for the constructed Technosol and 165 ± 9 tC ha⁻¹ for the biochar amended Cambisol. SOC stock of the industrial Technosol increased by 68 tC ha⁻¹ in almost 22 years which lead to an average evolution rate of $+ 3.1$ tC ha⁻¹ year⁻¹. The constructed Technosol showed a significant average increase of the SOC stock at the rate of $+ 7.4$ tC ha⁻¹ year⁻¹ during the 13.5 years of monitoring. Finally, the biochar amended Cambisol showed a significant SOC stock decrease, at the rate of $- 4.1$ tC ha⁻¹ year⁻¹. More precise evolution of SOC stocks is available on Figure 27. The constructed Technosol is the soil with the most data available: SOC stock starts by a slight decrease during the first two years, after what it continuously increased. Those trends have already been described in Rees et al. (2019) but they are confirmed by the our more recent measurement points. The data available for the industrial Technosol are too scarce to estimate an evolution trend of the SOC stock. The SOC stock of the biochar amended Cambisol seemed to be quite stable during the first three years of experiment, it slightly decreased at the eighth year.

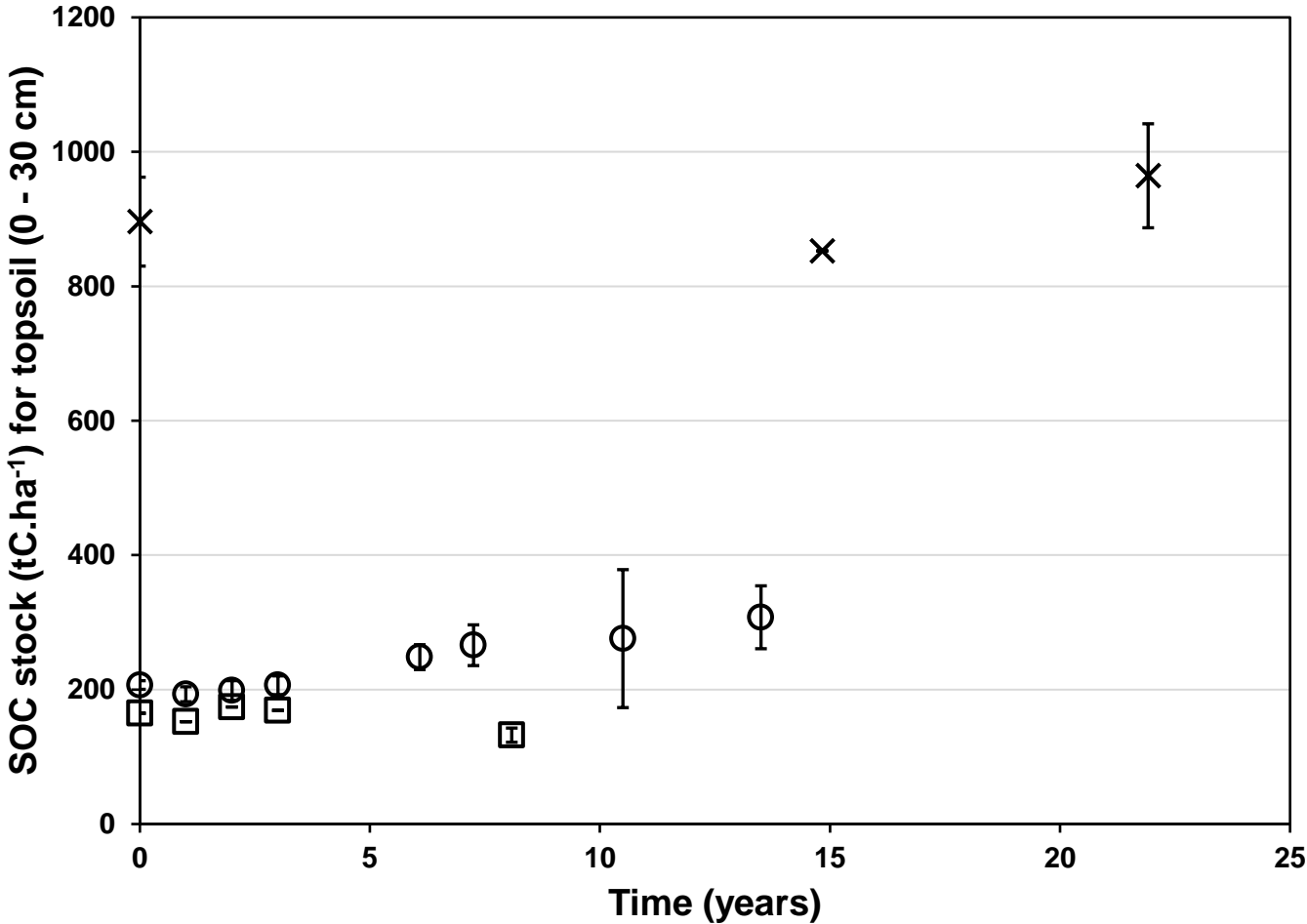
Table 9: Soil organic carbon stocks for first 30 cm and its evolution

	Initial stock (tC ha ⁻¹)	Final stock (tC ha ⁻¹)	Time between measurements (year)	Evolution rate (tC ha ⁻¹ year ⁻¹)	Latest biomass density (g dry mass m ⁻²)	Lawn / vegetation management
Industrial Technosol	896 (± 66)	964 (± 77)	21.9	+ 3.1	335 (± 68)	Vegetation was left in natural attenuation since 1999
Constructed Technosol	207 (± 6)	307 (± 47)	13.5	+ 7.4*	680 (± 420)	Vegetation was mowed and mulched twice a year since 2008
Biochar amended Cambisol	165 (± 9)	132 (± 10)	8.1	- 4.1*	403	Soil was sown and fertilized the first 4 years, then poorly managed

* indicates a significant difference between initial stock and final stock

For the industrial Technosol and the constructed Technosol, data about SOC stock in the first 30 cm of the soil can be splitted into 2 horizons, where the surface horizon is around 10 cm and 15 cm for the industrial Technosol and for the constructed Technosol respectively. Upper horizon SOC stock concentration (which corresponds to a SOC volumetric concentration) was 5.2 to 8 % higher than the horizon below for the industrial Technosol and for the constructed Technosol respectively, this ratio concerns the most recent measurement point.

Biomass density measurements were achieved on vegetation in 2020, 2015 and 2016 for industrial, constructed and biochar amended soils. Highest biomass density was recovered on the constructed soil with 680 g dry mass m⁻². However, this value is highly variable, standard deviation is 420 g dry mass m⁻², which may be related to the size of the experimental field (1 ha). Industrial Technosol and biochar amended Cambisol have quite similar biomass densities: 335 and 403 g dry mass m⁻² respectively. Finally, the vegetation is almost not managed since 23, 14 and 6 years for industrial, constructed and biochar amended soils respectively. The constructed Technosol was mowed twice a year, but the residues were left on site which means no direct carbon exportation was achieved.



X Industrial Technosol O Constructed Technosol □ Biochar amended Cambisol

Figure 27: SOC stock evolution of the three anthropized soils surveyed

3.2. Fractionation and visual description of fractions

Table 10: Visual description of the different fractions of the soil horizons

Fraction names		Industrial Technosol 2 - 8 cm				Industrial Technosol 8 - 30 cm			
		Mineral phases		Organic phases		Mineral phases		Organic phases	
		Natural origin	Anthropic origin	Natural origin	Anthropic origin	Natural origin	Anthropic origin	Natural origin	Anthropic origin
Coarse dense particles	> 2000 µm	13%	87%	+	+++	12%	88%		+++
	200-2000 µm	14.5%	85.5%		++	14%	86%		+++
	50-200 µm	79%	21%		+	23%	77%		++
Coarse light particles	> 2000 µm		++	40%	60%			11%	89%
	200-2000 µm	+	++	43%	57%	1%	1%	21%	77%
	50-200 µm	+++ / 1%	++	10%	90%	2%	2%	13%	83%
Fine	20-50 µm	51%	6%	+	42%	24%	22%		54%
	0-20 µm	+++	+	+++	+++	++	+++	++	+++
Fraction names		Constructed Technosol 0 - 10 cm				Constructed Technosol 40 - 50 cm			
		Mineral phases		Organic phases		Mineral phases		Organic phases	
		Natural origin	Anthropic origin	Natural origin	Anthropic origin	Natural origin	Anthropic origin	Natural origin	Anthropic origin
Coarse dense particles	> 2000 µm	36%	59%		5%	14%	81%		4%
	200-2000 µm	52%	43%		5%	45%	55%	+	++
	50-200 µm	60%	35%	1%	5%	51%	47%		2%
Coarse light particles	> 2000 µm		+	61%	39%			29%	46% coke 25% papermill
	200-2000 µm	+	+	69%	10% coke 21% compost	8%	6%	3%	50% coke 32% papermill
	50-200 µm	++	+	59%	41%	8%	7%	5%	53% coke 27% papermill
Fine	20-50 µm	74%	12%	3%	11%	25%	5%		25% coke 45% papermill
	0-20 µm	~ 40%	+	~ 10%	~ 20%	~ 50%	~ 5%	++	~ 5%
Fraction names		Constructed Technosol 80 - 90 cm				Biochar amended Cambisol 10 - 20 cm			
		Mineral phases		Organic phases		Mineral phases		Organic phases	
		Natural origin	Anthropic origin	Natural origin	Anthropic origin	Natural origin	Anthropic origin	Natural origin	Anthropic origin
Coarse dense particles	> 2000 µm	63%	37%		+++		+++		+
	200-2000 µm	40%	60%		+++	99%	+		
	50-200 µm	90%	10%		++	99%	+		
Coarse light particles	> 2000 µm	2%	1%		1% coke 96% papermill			48%	52% biochar
	200-2000 µm	1%	1%		6% coke 92% papermill	3%	2%	32%	63% biochar
	50-200 µm	4%	1%	+	6% coke 89% papermill	19%	+	23%	59%
Fine	20-50 µm	2%		+	7% coke 91% papermill	90%			10%
	0-20 µm	~ 5%	~ 3%	~ 2%	~ 90%	87%		++	13%

+, ++, +++ The fraction element is present as trace of increasing importance

Soil particle size and density fractionation permitted to recover 99.1% of the soil within the different fractions after the fractionation, in average. Visual description of fractions showed that density fractionation step between light and dense particles permitted to efficiently separate organic phases in the light fraction, and mineral phases in the dense fraction: only 3.9 % of the particles observed in a light fraction were mineral particles in average, and only 1.2 % of the particles observed in a dense fraction were organic particles, in average.

Beyond the distinction between mineral and organic particles, the visual description of the fractions makes it possible to establish a distinction between particles of natural origin or particles of anthropic origin. Under the hypothesis that every soil particle observed of a same fraction have the same density, multiplication of mass of fractions by number of observed particles within that same fraction permits an estimation of mass distribution within a fraction among mineral particles of natural origin, mineral particles of anthropic origin, organic particles of natural origin and organic particles of anthropic origin.

Among the different horizons of the three studied soils, soils were mostly composed of mineral particles: they represented 69 % to 84 % of the mass of the soil, except for one horizon (the deepest horizon of the constructed Technosol). From 13.3 % to 89.7 % of the mass of the soils was composed of anthropic materials.

The biochar amended Cambisol was the soil with the lowest mass of anthropic particles with 13.3 % of the mass of the soil. It is consistent with the fact that this soil is not categorized as a Technosol (which requires at least 20 % of artefacts in mass or volume). This soil contains 84 % by mass of mineral particles. Anthropic particles are mostly of organic nature in this Cambisol: 83 % of the mass of organic particles is of anthropic origin while less than 1 % of the mass of mineral particles is of anthropic origin in biochar amended soil. The organic anthropic particles are clearly recognizable as biochar particles, they were mostly found in coarse light particles.

The constructed Technosol contains between 44 % to 90 % of anthropic particles according to the horizon considered. The upper horizon is the less abundant in anthropic particles with 44 % of the soil mass. In this horizon, 31 % of the mass of the soil is composed of organic particles, 53 % of the mass of organic particles is of anthropic origin; 40 % of the mass of mineral particles is of anthropic origin. Former compost residues were observed in light fractions as well as coke or coke derived particles. Compost residues were observed twice as much as coke particles in 200 – 2000 μm light particles. The imbalance between organic anthropic particles and organic natural particles is reversed for fine fractions (20 – 50 μm and 0 – 20 μm), with twice more anthropic particles than organic ones in those fractions. The

horizon below (sampled between 40 and 50 cm) contains 15 % more anthropic particles than the upper horizon which brings it to 59 % of the mass of the soil. Organic particles are mostly of anthropic origin with 96 % of the mass of organic particles being of anthropic origin. Mineral particles also contain significant number of anthropic particles: 52 % of the mass of mineral particles. In coarse light fractions, between 3 % and 29 % of the particles were natural particles, between 46 % and 53 % of particles were coke or coke related particles, and between 25 % and 32 % of the particles were paper mill sludge particles (clearly recognizable by their pearly white color and their fiber structure). The balance between anthropic and natural mineral particles in the dense coarse fractions is around 50 % - 50 %, except for fractions > 2000 μm where anthropic mineral particles predominate. Concerning the deepest horizon of the constructed Technosol (sampled between 80 and 90 cm), 90 % of the mass of the soil is composed of anthropic particles. This is the highest level of anthropic particles among the different horizons of the different soils. This horizon is mostly composed of organic particles: 84 % of the mass of the soil unlike other soils, where 99.5 % of the mass of these particles are of anthropic origin. As in the horizon above, papermill sludge is clearly recognizable in this horizon, even after the 13 and half years that followed the Technosol construction. Still, between 1 % to 6 % of particles in the coarse light fractions were coke or coke related particles. Even in fine fractions, this balance between coke and papermill sludge particles is constant: 91 % of particles are papermill sludge particles in 20 – 50 μm fraction, and around 90 % of particles are anthropic particles in 0 – 20 μm fraction.

Concerning the industrial Technosol, 75 % and 85 % of the mass of the soil are of anthropic particles for 2 – 8 cm horizon and 8 – 30 cm horizon respectively. The upper horizon contains 73 % by mass of mineral particles, 73 % of which are of anthropic origin. Identified anthropic mineral particles were particles of glass, slag, bricks, cements and agglomerates. Among the organic particles, 82 % of the mass of organic particles is of anthropic origin. The anthropic organic particles were mainly coke particles, as well as some coal. Natural organic particles were also observed: mainly roots, some fruit shells and leaf residues. The lower horizon of the industrial Technosol contains 76 % by mass of mineral particles, 84 % of which are of anthropic origin which is 11 % higher than upper horizon. In coarse light fractions, anthropic organic particles represent 88 % of the mass of the organic particles. Observed particles are of the same nature as particles observed in upper horizon, with an even higher amount of anthropic organic particles (between 77 % and 89 % of the particles observed for coarse light fractions).

Table 11: Mass distribution of mineral, organic, anthropic and natural particles within the soil horizons based on fractionation results and visual description of fractions

	Mass of mineral particles (% of total dry weight)	Mass of organic particles (% of total dry weight)	Mass of anthropic particles (% of total dry weight)	Mass of anthropic mineral particles (% of total dry weight of mineral particles)	Mass of anthropic organic particles (% of total dry weight of organic particles)
Industrial Technosol 2 - 8 cm	73%	27%	75%	73%	82%
Industrial Technosol 8 - 30 cm	76%	24%	85%	84%	88%
Constructed Technosol 0 - 10 cm	69%	31%	44%	40%	53%
Constructed Technosol 40 - 50 cm	83%	17%	59%	52%	96%
Constructed Technosol 80 - 90 cm	16%	84%	90%	38%	99%
Biochar amended Cambisol 10 - 20 cm	84%	16%	13%	0.1%	83%

Analysis of mass percent of anthropic particles within different fractions shows quite similar results for all the soil horizons: in average, the fraction with highest percent of anthropic particles is the 50 – 200 μm light fraction with $76 \pm 21 \%$, it slowly decreases while fraction size increase: $70 \pm 24 \%$ for 200 – 2000 μm light fraction and $68 \pm 22 \%$ for > 2000 μm light fraction. The opposite phenomenon is observed concerning dense particles: the percent of anthropic particles is of $72 \pm 22 \%$ for the > 2000 μm dense fraction and decreases to $56 \pm 32 \%$ for 200 – 2000 μm dense fraction, and $33 \pm 28 \%$ for 50 – 200 μm dense fraction. Fine fractions show intermediate results: $55 \pm 34 \%$ of anthropic particles in 20 – 50 μm fraction, and $38 \pm 38 \%$ for 0 – 20 μm fraction. This last data is the most variable because of the deep horizon of the constructed Technosol, where 93 % of the mass of the particles of the 0 – 20 μm fraction are of anthropic origin.

3.3. Rock-Eval results

Table 12: Rock-Eval parameters of anthropized soils and raw materials they are made of

	Tmax(°C)	TpkS2(°C)	HI (mg _{CH} g ⁻¹)	OI (mg _{CO2} g ⁻¹)
Industrial Technosol 2 - 8 cm	438.7 (± 3.1)	480.7 (± 3.1)	61.3 (± 2.3)	45.7 (± 1.2)
Industrial Technosol 8 - 30 cm	450.3 (± 6.4)	492.3 (± 6.4)	52.7 (± 10)	31.3 (± 3.1)
Constructed Technosol 0 - 10 cm	382.7 (± 1.2)	424.7 (± 1.2)	264.7 (± 1.2)	158.7 (± 2.5)
Constructed Technosol 40 - 50 cm	390.5 (± 1.5)	432.5 (± 1.5)	243 (± 13.1)	97.3 (± 8.3)
Constructed Technosol 80 - 90 cm	430.7 (± 34.4)	472.7 (± 34.4)	665.3 (± 6.5)	84.7 (± 1.5)
Biochar amended Cambisol 10 - 20 cm	417 (± 5.5)	459 (± 5.5)	44.5 (± 4)	107 (± 2)
Roots and shoots of sorgho (raw material)	308	350	450	238
Green waste compost (raw material)	310	352	290	168
Papermill sludge (raw material)	319	361	523	164
Biochar (raw material)	432	474	6	10
Coal (raw material)	440	482	196	2
Coke (raw material)	352	394	17	5

Raw material data is from the Chapter III of this manuscript.

The industrial Technosol has a very high Tmax and TpkS2 for both of its horizons, which shows the high resistance to thermal degradation of organic matter present in these soils. The Rock-Eval parameters of industrial Technosols are close to the parameters of the organic elementary constituents of these soils: coke and coal, i.e. high Tmax and TpsS2, and very low HI and OI. It is interesting to note that HI and OI are slightly higher in the 2 - 8 cm horizon than in the 8 – 30 cm horizon, a sign of the presence of greater quantities of organic matter of natural origin, produced by the vegetation in place. Concerning the pattern of the diagrams, it is again typical of the anthropic materials that constitute it, with CO₂ released only at high temperatures (> 600 °C) of the oxidative phase.

The constructed Technosol shows very variable Rock-Eval parameters between the different horizons. For upper horizon (0 – 10 cm), Tmax and TpkS2 are the lowest of all the horizons tested. The HI and OI of this horizon are once again close to the HI and OI of the initial constituent introduced at the creation of the Technosol: green waste compost. Still, HI and OI values are a bit lower than raw material, 8 % lower than raw material for HI and 5 % lower for OI. The second horizon shows Tmax, TpkS2 and even HI close to the upper horizon (+7 °C, +7 °C and -22 mg_{CH} g⁻¹ difference for Tmax, TpkS2 and HI respectively). Largest difference is concerning OI where it decreased by 39 % compared to the upper horizon. Deepest horizon (sampled between 80 and 90 cm) resulted in Tmax of 431 ± 34 °C and TpkS2 of 473 ± 34 °C. These values are more than 100 °C higher than the values of the raw material that

composed this horizon: the papermill sludge. The HI of this horizon is the highest HI measured among all the horizons: $665 \text{ mg}_{\text{CH}} \text{ g}^{-1}$. This is consistent with raw material values, even if an important difference is once again observed: $142 \text{ mg}_{\text{CH}} \text{ g}^{-1}$ higher than raw material. The OI of this horizon is surprisingly lower than the raw materials OI: $85 \text{ mg}_{\text{CO}_2} \text{ g}^{-1}$ against $164 \text{ mg}_{\text{CO}_2} \text{ g}^{-1}$ for the deepest horizon of the constructed Technosol and for the papermill sludge (raw material) respectively.

Finally, the biochar amended Cambisol has intermediate Tmax and TpkS2 compared to the other soils: $417 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$ for Tmax and $459 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$ for TpkS2. The HI is $44 \pm 4 \text{ mg}_{\text{CH}} \text{ g}^{-1}$ and the OI is $107 \pm 2 \text{ mg}_{\text{CO}_2} \text{ g}^{-1}$. The Tmax and TpkS2 values are close to the values of the raw material which is biochar (3 % lower than raw material for both). However, the HI and OI of the biochar amended Cambisol are more than 7 and 10 times higher than the HI and OI of raw material respectively. More generally, Rock-Eval parameters are more variable for raw materials than for soil samples except for the HI.

3.4. PCA analysis gathering Rock-Eval parameters and fractionation and visual description data

This principal component analysis integrates both parameters from Rock-Eval results (red arrows in Figure 28) and results from fractionation combined with visual description (black arrows). First component explains 52.1 % of the variance, second component explains 27.8 % of the variance. First three components explain more than 92 % of the variance.

Concerning the loadings of the PCA, fractionation and visual description parameters have been taken from Table 11 except for the mass of organic particles (as a percent of total soil dry mass) to avoid redundancy with mass of mineral particles. All Rock-Eval parameters showed in Table 12 were employed. Both Tmax, TpkS2, mass of anthropic particles, mass of organic and mineral anthropic particles loadings are aiming toward negative values of first principal component while the loading of OI is aiming toward positive values of the first principal component. The loading of HI is clearly pointing toward negative values of the second principal component, while the mass of mineral particles is pointing toward the positive values of the second principal component.

Horizons of the studied soils are widely spread in this PCA, horizons from the industrial Technosols are located on the top left of the graph, deepest horizon being the furthest from the center, the biochar amended Cambisol is located on the top right of the graph, finally, horizons of the constructed Technosols are either on the top right of the graph for the top horizon, close to the middle for the horizon above, and in the bottom left of the graph for

the deepest horizon of the constructed Technosol. All the horizons' scores are gathered between -0.3 and +1.2 on the second principal component except the deep horizon of the constructed Technosol: mass of mineral particles and HI seem to be the major drivers of differences between this last horizon and the others. Concerning the first principal component, the scores of the different horizons are more widely spread, from -2.4 to 2.8 for the deep horizon of the industrial Technosol and for the top horizon of the constructed Technosol respectively. These soil horizons follow a gradient of presence of anthropic particles (in general, but also it terms of organic and mineral anthropic particles) and also a gradient of resistance to thermal degradation with decreasing Tmax and TpkS2 the higher the first principal component score is.

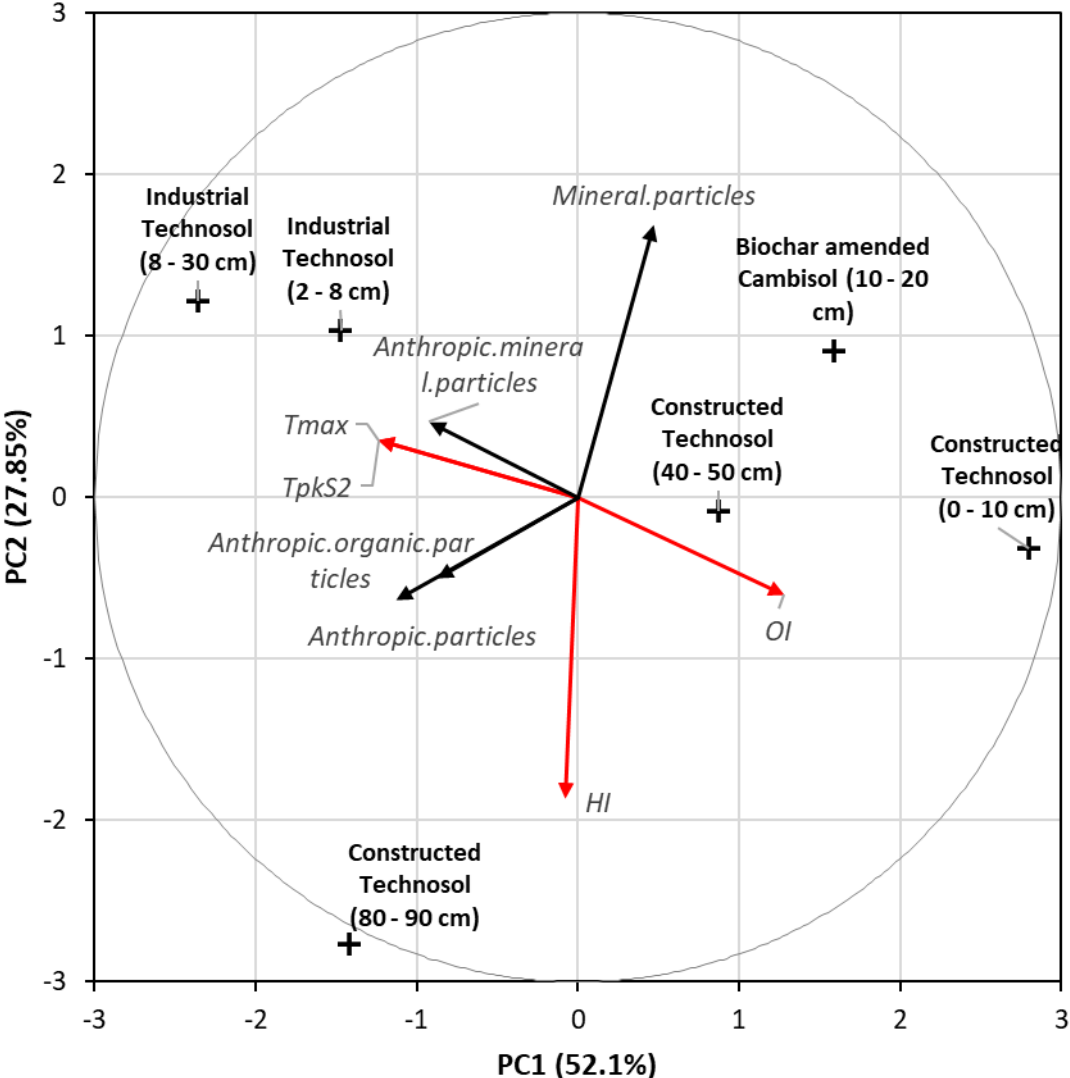


Figure 28: PCA of the anthropized soils, based on fractionation and visual description results (black arrows) and Rock-Eval parameters (red arrows)

4. Discussion

4.1. The global SOC stock trends of Technosols

In this study, we observed three highly anthropized soils that showed contrasting trends in terms of SOC stock evolution.

The Industrial Technosol did not show significant changes in its organic carbon stock, but has a particularly high organic carbon stock of 964 tC ha^{-1} for the first 30 cm of soil. This value represents an historical record: to our knowledge, no natural nor anthropized soil has reached this value of nearly 1000 tC ha^{-1} . The maximum SOC stock visible on the SoilGrids map is 212 tC ha^{-1} for the 0-30 cm horizon, this data base does not include highly anthropized soils (Poggio et al., 2021). Concerning highly anthropized soils and more particularly Technosols, Allory et al. (2021) showed through a meta-analysis including 130 articles that a maximum SOC stock of 280 tC ha^{-1} for the 0-30 cm horizon could be observed, this last stock was observed in an industrial environment.

The constructed Technosol has been storing carbon for about 12 years, after having experienced a very short destocking phase. Its average evolution is $+7.4 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, although it is actually a significant destocking phase of $-13.7 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ followed by a storage phase of $+9.2 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. These values are different from the values previously obtained on the same plot by Rees et al. (2019): these authors described a phase of SOC stock decay during the first 2 to 3 years at a rate of $-25 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, followed by a growth phase at a rate of $+3 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Such a difference might be due either to the different calculation method used by authors: Rees et al. (2019) integrated in their calculation method the fact that the constructed soil might be compacted over the time while this was not included in our method. Differences might also be explained by the last data points acquired that lead to a higher sequestration rate. Without that last data point but with the calculation method used in this article, sequestration rate would be slightly lower: $+6.6 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Still, these sequestration rates are 6 to 12 times higher than the average sequestration observed when an agricultural plot changes from conventional tillage to no-till (West and Post, 2002). An average sequestration rate of $+0.4 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ has been recorded in two meta-analysis regarding agricultural soils when best practices were employed (James P. Bruce et al., 1999). In forest soils of Germany, average sequestration rate was of $+0.4 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ too (Grüneberg et al., 2014). Finally, to compare with other anthropized soils, in a chronosequence of reclaimed mine lands, a maximum sequestration rate of $+5.0 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ was recorded in the pasture treatment for the 0-30 cm horizon (Akala and Lal, 2001), this is really close to the

sequestration rate observed in the constructed Technosol. In a post-mining reclaimed Technosol in India, revegetation permitted to sequester up to + 5.4 tC ha⁻¹ yr⁻¹ once again (Ahirwal et al., 2018).

The biochar amended Cambisol destocks organic carbon at a rate of about - 4.1 tC ha⁻¹ yr⁻¹. It is unclear in scientific publications if biochar amendment generally lead to an increase in SOC stock or to a decrease, after its introduction (Lorenz and Lal, 2014). One hypothesis is that the biochar amendment induces an increase in mineralization in the first few years after its introduction, leading to a decrease in SOC stock, and could then lead to an increase in SOC stock related to the increase in plant biomass due to the improvement in soil fertility by the biochar (Gross et al., 2021; Xu et al., 2020). As an illustration, pot experiment with peri-urban soils amended with 2 % (w/w) of biochar incubated for 120 days showed that biochar was an effective tool to improve soil fertility parameters such as SOC content, electrical conductivity, pH, cation exchange capacity and water holding capacity, but it also enhanced the carbon mineralization in these soils (Yousaf et al., 2017).

4.2. The importance of environmental factors

4.2.1. *The role of tvegetation is still a major driver of carbon dynamics*

The three anthropized soils studied here were managed without any export of biomass, which is favorable for SOC sequestration. However, both industrial Technosol and biochar amended Cambisol were poorly managed in the last years, while in the constructed Technosol the plot was sown, mowed and mulched: this last grassland management is particularly effective for SOC stock sequestration, it leads to C sequestration rate of 3 tC ha⁻¹ yr⁻¹ in agricultural grassland (Conant et al., 2017). The vegetation management could explain that the constructed Technosol showed the highest SOC sequestration rate.

Vegetation cover and vegetation type are well known as major influencing factors of the SOC stocks of a soil, particularly concerning the topsoil (Pulido-Fernández et al., 2013). The constructed Technosol had almost twice the vegetation biomass of the two other studied soils, this could also explain the differences in SOC sequestration rates among the soils. However, Allory et al. (2021) showed through a meta-analysis that the type of soil cover induced no significant SOC stock difference in strongly anthropized soils, this study concerned mostly young soils. Vegetation affects SOC stocks by increasing the carbon input to the soil and by modifying certain bio-physical-chemical parameters of the soil (structural stability, microbial activity, nutrient availability, etc.), which takes time (Poirier et al., 2018).

The role of vegetation may therefore only be observable in highly anthropized soils in the medium or long term.

4.2.2. The role of the climate

All the studied soils were located in the same French region, so climate differences might be minimal. The industrial Technosol is located in an area where precipitation is almost 150 mm higher, and where elevation is almost 200 m higher than in the area of the constructed Technosol and the biochar amended Cambisol. High rainfall is usually favorable to high SOC stocks, while high elevation is on the contrary slightly unfavorable (Liu et al., 2011). These opposing effects might counterbalance each other. Still, role of climate should not be neglected in anthropized soils, Allory et al. (2021) showed a significant effect of climate on SOC of Technosols in a meta-analysis.

4.2.3. The role of the topography might still be neglected in this study

Topography may be the least important factor in this study since all of the studied soils had very low slopes and were sheltered from the wind, and thus had most certainly little exposure to erosion. Still, the influence of topography should not be neglected as it is an important factor in natural soils (Fernández-Romero et al., 2014). It should not be neglected particularly when much of the SOC stock is located in the upper horizon and is concentrated in small and very low-density anthropic particles.

Among the different environmental factors discussed previously, it appears that vegetation cover and its management might better explain the different carbon dynamics observed in the anthropized soils. It is also the most variable environmental factor, so this study might over-represents the effect of the flora compared to climate or topography.

4.3. Main SOC sequestration mechanisms in the Technosols

Four main sequestration mechanisms have been identified in natural soils to allow soil organic matter to be preserved from mineralization (Basile-Doelsch et al., 2020; Dignac et al., 2017). These four mechanisms are discussed below.

4.3.1. Recalcitrance

The recalcitrance of an organic matter could be described as the capacity of an organic matter to resist to degradation, and more particularly to the degradation of the soil microorganisms. In few articles, the recalcitrance can be extended to the ability of organic matter to resist more generally to environmental stresses. The recalcitrance is intimately linked to the nature of the soil organic matter and its related chemical properties (Dungait et al., 2012).

In our study, recalcitrance is mostly observed through Rock-Eval analysis, and to a lesser extent through the particle size and density fractionation. Globally, Rock-Eval parameters of the soil horizons were close to the parameters of the anthropic constituents they are composed of (raw materials results from the Chapter III of this manuscript). This is consistent with the fact that most of the organic particles were of anthropic origin and influence proportionally the Rock-Eval parameters, but it also demonstrates that the nature of the organic matters in the soils did not change significantly over time.

Globally, HI varies from 44 to 265 $\text{mg}_{\text{CH}} \text{g}^{-1}$, with an average of 133 $\text{mg}_{\text{CH}} \text{g}^{-1}$ for most of the horizons, except for the deep horizon of the constructed Technosol made of pure papermill sludge. Such low HI are characteristics of recalcitrant organic matters: HI of organic matter of deep horizon of natural soils (more recalcitrant than fresh organic matter from surface horizons) varies between approximately 75 and 150 $\text{mg}_{\text{CH}} \text{g}^{-1}$, first and third quartile respectively (Sebag et al., 2016). Particularly, industrial Technosol horizons and biochar amended soil had HI lower than 61 $\text{mg}_{\text{CH}} \text{g}^{-1}$ as they were composed of the most recalcitrant artefacts (coke, coal and charcoal, Allory et al., (2022)). Conversely, the OI tends to slightly increase with recalcitrance in natural or agricultural soils even if it's less marked as for HI. In our study, OI ranges from 31 to 159 $\text{mg}_{\text{CO}_2} \text{g}^{-1}$ which is systematically lower than the OI of deep horizons of natural soils which ranges from 180 to about 800 $\text{mg}_{\text{CO}_2} \text{g}^{-1}$ (Sebag et al., 2016). This suggest that OI might be a more anthropic origin related index rather than a recalcitrance index. As a reminder, HI and OI are related to the H and O content of the soil organic matter respectively (Disnar et al., 2003), since nature of organic matter and chemical composition is intimately linked to recalcitrance, it's quite logical that HI and OI are both good indicators for recalcitrance but are also very different for natural organic matter or anthropic organic matter.

The lack of data concerning the fractionation on the initial state of the soils leads to assumptions more than assertions about the physical resistance of particles to splitting or erosion. Under the hypothesis that most of the anthropic particles (organic and mineral) were located initially in the largest particle classes (200-2000 μm and $> 2000 \mu\text{m}$), mineral anthropic particles would be the most resistant since their presence is less abundant while the fraction size decrease for the dense fractions. This hypothesis is supported by the fact that most of the anthropic activities at the origin of the artefacts present in the soils are using or producing coarse materials (coke, blast furnace slag, limestones etc.), but this question is very little addressed in scientific literature (Hostyn et al., 2022, in preparation).

4.3.2. Occlusion in aggregates

The occlusion in aggregates is a physical protection that occurs when soil organic matter is not accessible by the surrounding microorganisms, and thus is not mineralizable. It can be a direct access or an indirect one, via the secretion of exo-enzymes by microorganisms (Dungait et al., 2012). During the particle size and density fractionation, the aggregate breaking step by overnight agitation assisted by glass beads aims at breaking the macro-aggregates ($> 50 \mu\text{m}$) so that only "elementary" organo-mineral associations remain, sealed with strong interactions. This type of fractionation mainly focus on mechanisms such as adsorption and litter fragmentation mechanisms (Moni et al., 2012).

Aggregate fractionation (without aggregate breaking step) would be a complementary method to investigate the role of the occlusion in aggregates to carbon sequestration in Technosols. The particle size and density fractionation method used in this study was chosen because it is a fractionation method that is more based on the assumption that SOC sequestration is mainly related to adsorption, which is closer to our hypothesis, furthermore, Poeplau et al. (2018) highly recommended this fractionation method for its good to very good differentiation, redundancy, recovery and reproducibility performances.

4.3.3. Adsorption on minerals, and eventually organic artefacts

The adsorption of organic matters onto minerals is a major SOC sequestration mechanism in natural and agricultural soils. Many studies underline the importance of the organo-mineral associations (Barré et al., 2014).

Few natural organic particles in the fractions were observed, especially in fractions $< 50 \mu\text{m}$, for example in the upper horizon of the constructed Technosol, an average of 63 % natural organic particles were observed in light fractions $> 50 \mu\text{m}$, only about 3 to 10 % were observed in fractions $< 50 \mu\text{m}$. However, there are several indications that they should be present in significant quantities. The plant biomass observed on the constructed Technosol plots is about twice the biomass of grasslands in Europe (Andresen et al., 2018), the industrial Technosol and the biochar amended Cambisol have values close to European grasslands. The vegetation of these soils necessarily contributes to the introduction of OM into the soils. Moreover, if anthropic OM has an effect on the overall bio-physico-chemical parameters of Technosol organic matter, and in particular on the Rock-Eval parameters, the influence of natural OM should not be neglected. If we calculate a ratio of natural to anthropic OM based on the HI of soils and raw materials, we realize that about 21% of OM should be of natural origin (calculation performed for industrial Technosol and biochar amended Cambisol and based on reference data from Sebag et al. (2016), constructed Technosol was discarded due

to the presence of papermill sludge which has a very high HI, standard deviation of 2.6 %). However, natural organic matter is not visible in such quantities in the visual description of the fractions that was made. HI was used rather than the other Rock-Eval parameters because it appears to be a linear marker related to OM recalcitrance (Sebag et al., 2016) and thus the most appropriate to use such a ratio. The most likely hypothesis is that these natural OM are largely adsorbed onto particles, so adsorption would also be a very important mechanism in these anthropized soils.

To go further, and estimate the location of adsorbed natural OM, Rock-Eval analyses on each fraction could be performed, and the same ratio of natural OM / anthropic OM estimated using HI could be performed. The main hypothesis remains that these natural OM are adsorbed on fine mineral particles of natural origin as observed in natural soils. However, there is a possibility that they are also adsorbed onto anthropic mineral fine fractions and also anthropic organic fines as suggested in Allory et al. (2022). Anthropic particles would then contribute in different ways to the sequestration of organic carbon in soils: by constituting stable organic SOC stocks (for organic particles) and by promoting adsorption.

4.3.4. Biological activity

Low level of biological activity, especially induced by the absence of microorganisms is the last SOC sequestration mechanism to be discussed. Our study did not include any microorganisms biomass measurement nor activity measurements, so it is not showed whether these soils are biologically active or not. However, former studies included such measurement on these soils: a bacterial community similar to a conventional grassland appeared in the early stages of development of the constructed Technosol, and macrofauna also colonized the site in the first 2 years after the soil construction (Cortet, 2013).

Despite the multicontamination of soils, it was shown that most pollutants were not bioavailable and were not transferred by leaching, or that the biochar introduced did not induce phytotoxicity and reduced the availability of metals, and therefore should not have a significant impact on biological activity (Ouvrard et al., 2013; Rees, 2014).

Therefore, there is no reason to believe that these soils have limited microbial activity. Moreover, limited microbial activity is not systematically associated to carbon sequestration, numerous publications have shown that C stabilization is more important if microbial activity is higher, because simple microbial molecules remain in soils for a very long time. Molecules biosynthesized by microbes have a stronger affinity for protective mineral phases than plant residues (Clemmensen et al., 2013; Cotrufo et al., 2015; Kallenbach et al., 2016).

5. Conclusion

Three highly anthropized soils were studied in this work. They are (i) an industrial Technosol with multi-contamination, characteristic of soils from industrial environments; (ii) a Technosol constructed from by-products and waste from local anthropic activities, several horizons were recreated in order to produce a soil capable of providing ecosystem services; (iii) a Cambisol, also multi-contaminated, to which 5 % biochar was introduced 9 years ago. These three soils have different carbon storage dynamics: the industrial Technosol has a particularly high SOC stock but which changes little over time, the constructed Technosol has an intense and continuous carbon storage dynamic, of the order of $+9 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ for 14 years now. Finally, the biochar amended soil is destocking carbon at a rate of $-4 \text{ tC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. The vegetation in place and its management seem to explain mainly these different dynamics.

Nevertheless, these soils have many similarities: Technosols are mostly composed of anthropic materials, the artefacts. These artefacts can be organic or mineral. The mineral artefacts observed in Technosols seem to be resistant to fragmentation and constitute potential adsorption surfaces for fresh natural organic matter coming from vegetation. The organic artefacts are mostly characterized by a very high recalcitrance. Contrary to natural soils where recalcitrance is a parameter with little impact on the fate of organic matter, this sequestration mechanism is much more important in Technosols. Thus, certain organic artefacts could constitute stable stocks of carbon in these soils, and represent a very large proportion of the SOC stock. These organic artefacts also represent adsorption surfaces for natural organic matter, as do mineral artefacts. Biochar acts in a singular way: its introduction favors many bio-physical-chemical properties of the soil which leads to an increase in the mineralization of soil organic matter in the first years of development of the soil. It may explain the de-stocking observed in biochar-amended soil. Its long term effect has yet to be observed.

Finally, Technosols are soils where artefact recalcitrance is a dominant mechanism, which largely promotes carbon storage in these soils. These soils need to be protected, also, practices favorable to carbon sequestration in agricultural soils could be considered for Technosols management. Indeed, these soils may represent an opportunity to store significant amounts of organic carbon and thus contribute to climate change mitigation. Simultaneously, such an ecosystem service could be seen as an opportunity to improve the image of these soils, often negatively seen as polluted and degraded soils that provide few ecosystem services.

6. Acknowledgements

We would like to thank both INRAE and the Région Grand Est who funded the PhD grant of Victor Allory. We would like to thank the French scientific interest group on industrial wastelands (GISFI) for letting us access the constructed Technosol and the biochar amended Cambisol.

7. References

All references are gathered at the end of the manuscript (*cf 0*)

Chapitre V - Discussion générale

À travers cette thèse, nous avons souhaité répondre à différentes questions :

- Quel est la distribution du stock de carbone organique dans les Technosols ?
- Quels paramètres influencent ce stock de carbone ? En quoi sont-ils différents des paramètres qui influencent les stocks de carbone organique des sols naturels ou peu anthropisés ?
- Quels mécanismes de séquestration interviennent dans les Technosols ?
- Et, dans une moindre mesure, quel mode de gestion est le plus adapté aux Technosols pour favoriser la séquestration ?

Ce chapitre a pour objectif de rappeler les principaux résultats et de les discuter au regard des connaissances scientifiques sur les Technosols et le stockage de carbone dans les sols.

1. Peut-on donner une valeur de référence pour le stock de carbone dans les Technosols ?

1.1. De valeurs de référence pour la teneur et le stock de carbone organique du sol

Parmi les trois chapitres de résultats de ce manuscrit, le Chapitre II - « Estimation du stock de carbone organique des Technosols, quels facteurs l'influencent ? » propose une valeur de référence pour le stock de carbone organique de l'horizon 0 – 30 cm pour les Technosols. La valeur moyenne de 73,2 tC ha⁻¹ est proposée. Elle est associée à un très fort écart-type (73,1 tC ha⁻¹) et une valeur médiane de 42,6 tC ha⁻¹. Le premier et troisième quartile sont respectivement de 25,7 tC ha⁻¹ et 90,6 tC ha⁻¹. Toutes ces données statistiques ont été obtenues à partir de « seulement » 76 données, issues d'une méta-analyse qui comprenait 130 publications.

Ces données statistiques peuvent faire office de valeur de référence pour les Technosols dans le sens où il s'agit de la plus grande base de données existante sur le carbone organique dans les Technosols à notre connaissance. L'utilisation et la mise en avant de cette valeur de référence présente toutefois des limites :

- le nombre de données est très faible, à titre de comparaison, les données sur le stock moyen par type de sol présenté en état de l'art sont issues d'une base de données contenant en moyenne plus de 25 000 entrées par type de sol (FAO, 2018) ;
- nos calculs présentent certains biais, notamment en considérant systématiquement une homogénéité de l'horizon 0 - 30 cm ou encore en convertissant les données de matières organiques en carbone organique lorsque ces dernières n'étaient pas disponibles ;

- la représentativité des Technosols collectés via l'équation de recherche utilisée est complexe à estimer compte-tenu du faible recul sur la grande diversité de cette classe de sol récente.

En revanche, les données statistiques de teneurs en carbone organique semblent beaucoup plus robustes, elles sont issues de 687 observations pour l'horizon 0 – 30 cm. Pour rappel, nous avons obtenu une valeur moyenne de teneur en COS de 4,29 % associée à un écart-type de 7,45 %.

1.2. Quelle est la précision de la mesure du stock de carbone des Technosols ?

Comme indiqué dans l'état de l'art, la mesure du stock de carbone peut être incorrecte dans le cas où des matériaux grossiers (> 2 mm) ne seraient pas bien pris en compte pour le calcul du stock (Poeplau et al., 2017). C'est particulièrement vrai pour les Technosols qui comportent fréquemment une forte proportion de matériaux grossiers (de nature minérale, mais aussi organique, Cornu et al., 2021), dont la prise en compte pour le calcul du stock peut alors introduire des différences significatives par rapport à la méthode « classique » de calcul du stock de carbone organique. Cette différence introduite par le mode de calcul atteignait en moyenne $3,8 \text{ g}_c \text{ dm}^{-3}$ soit environ 11 tC ha^{-1} pour 30 cm dans des sols urbains (Allory et al., 2019).

Concernant le Chapitre II - les matériaux grossiers n'ont pas pu être pris en compte par manque de données : parmi les 130 publications utilisées, aucune ne reportait le pourcentage massique ou volumique occupé par la fraction grossière. Concernant le Chapitre IV - l'influence des matériaux grossiers n'a pas été prise en compte mais cette fois-ci de manière volontaire : la nature des matériaux grossiers étant pour beaucoup organique (environ 40 % des particules > 2 mm sont de nature organique pour le Technosol industriel, 32 % à 75 % pour le Technosol construit, et plus de 98 % pour le sol amendé par du biochar), la non prise en compte des matériaux grossiers dans le calcul du stock de carbone n'aurait pas systématiquement conduit à une sur-estimation du stock. Ce choix avait été conforté par des expériences préliminaires où plusieurs méthodes de calcul avaient été testées et où il s'est révélé que la méthode qui prenait le mieux en compte les matériaux grossiers sous-estimait le stock réel de carbone organique du Technosol étudié (différence d'environ 10 tC ha^{-1}).

Il paraît donc important que pour une mesure précise du stock de carbone organique dans les Technosols, un choix au cas par cas de la méthode de calcul soit effectué en prenant en compte deux paramètres : l'abondance des matériaux grossiers, mais également leur nature

(là où dans les sols naturels, on ne considèrera que l'abondance en matériaux grossiers le plus généralement). Dans le cas où les matériaux grossiers sont peu abondants, une méthode simplifiée peut être utilisée (*i.e.* la méthode de calcul la plus fréquemment employée qui multiplie simplement la teneur en carbone organique de la fraction fine par la masse volumique apparente du sol). Dans le cas où les matériaux grossiers sont abondants et de nature minérale principalement, une méthode qui prend en compte la non-contribution de la fraction grossière au stock de carbone peut être utilisée (*e.g.* teneur en carbone organique de la fraction fine multipliée par un équivalent de masse volumique apparente de la fraction fine) ; enfin, dans les cas où les matériaux grossiers sont abondants et de nature organique principalement, la méthode simplifiée peut de nouveau être utilisée. Les autres sources d'imprécisions sont plus classiques : elles sont liées aux mesures de teneur en carbone organique et de masse volumique apparente.

1.3. Quelle est la représentativité des Technosols étudiés ?

Les Technosols reportés dans la méta-analyse correspondent à des sols étudiés, et dont les résultats ont été publiés par des chercheurs. Les publications répondent à une équation de recherche qui associe les termes Technosol(s) et carbone organique ou matière organique. Plusieurs limites de cette méthode peuvent être relevées : un biais d'observation voire de publication sur des sols d'intérêts, éventuellement plus contaminés ou plus impactés par les activités anthropiques ; un biais de terminologie, le terme Technosol étant utilisé principalement en Europe et en Asie et bien moins en Amérique du Nord, aussi, les termes « sols industriels », « sols urbains » et « sols miniers » n'ont pas été inclus dans la recherche car ce sont des termes qui ne décrivent pas un type de sol mais plutôt un mode d'occupation des sols ; un biais d'orientation de la recherche, les termes « carbone organique » et « matière organique » peuvent éventuellement orienter les résultats de la recherche vers les sols qui ont des teneurs en carbone organique suffisamment élevées pour être mentionnées dans le titre ou le résumé de la publication. En revanche, l'intégration de l'intégralité des publications répondant à l'équation de recherche dans la méta-analyse permet d'éviter d'autres biais (biais de sélection du lecteur ou d'une sélection aléatoire), cette option est fortement recommandée bien qu'elle soit, le plus souvent, difficilement réalisable (Thornton, 2000) ce qui est une force de cette méta-analyse.

Les valeurs obtenues à l'issue du Chapitre II constituent donc un bon point de départ pour faire ressortir le fait que les Technosols sont des sols avec des stocks moyens de carbone organique par unité de surface élevés en comparaison avec les autres sols naturels ou peu

anthropisés, et donc qu'ils représentent des surfaces à considérer pour les bilans territoriaux de stock de carbone. Des efforts sont nécessaires pour améliorer cette estimation : si les méthodes de détermination du stock de carbone que nous avons mises en place sont selon nous satisfaisantes et permettent une mesure suffisamment précise du stock, il semble nécessaire de multiplier le nombre d'échantillons et de continuer de les renseigner dans des bases de données en libre accès afin de partager l'information au mieux.

2. Quels facteurs favorisent le stockage de carbone dans les Technosols ?

2.1. Les facteurs qui influencent le stockage dépendent de l'échelle de l'étude

Les facteurs environnementaux contrôlant le stock de carbone organique dans les Technosols ont été abordés dans les chapitres II et IV. Le chapitre II (méta-analyse) met en évidence l'influence de facteurs « large échelle » comme le climat, le mode d'occupation des sols (industriel, minier ou urbain) mais également des facteurs à plus petite échelle comme la nature des artefacts *via* les qualificatifs de description des sols selon la WRB. L'influence du couvert végétal n'a pas pu être observé dans la méta-analyse, certainement car les autres facteurs d'influence prédominaient. À l'inverse, le chapitre IV (dynamique de stockage de carbone de sols en place) met en avant des facteurs qui exercent une influence à plus petite échelle. La nature mais également l'abondance des artefacts semblent être des paramètres importants expliquant à la fois l'état initial du stock de carbone et ses dynamiques. L'intensité du couvert végétal et son mode de gestion semblent également exercer une influence sur les dynamiques de stockage dans les 3 sols observés à plus long terme.

2.2. Les facteurs naturels vs les facteurs anthropiques

Parmi les facteurs d'influence évoqués précédemment, on peut distinguer les facteurs d'influence anthropiques tels que le mode d'occupation des sols mais également la nature et l'abondance d'artefacts dans les sols, et les facteurs d'influence naturels. Concernant ces derniers, plus le territoire étudié est grand, plus les facteurs environnementaux naturels « large échelle » seront impactants comme le climat. À l'inverse, plus le territoire étudié est limité, plus les facteurs d'influence « petite échelle » tel que l'influence du couvert végétal peuvent être observés.

Une hypothèse peut être émise à la suite de ces observations : il semble que les facteurs anthropiques tels que la nature des artefacts soient ceux qui définissent principalement le stock initial de carbone organique du Technosol, et ses dynamiques dans les premières années d'évolution de ce dernier. Au cours du temps, les facteurs d'influence naturels

comme le climat ou la topographie, et le mode de gestion prennent de plus en plus d'importance relative. Cette hypothèse peut être résumée par la Figure 29, à noter qu'il ne s'agit là que d'une illustration de notre hypothèse où l'allure des courbes serait dépendante du type de Technosol et de la nature de ses artefacts.

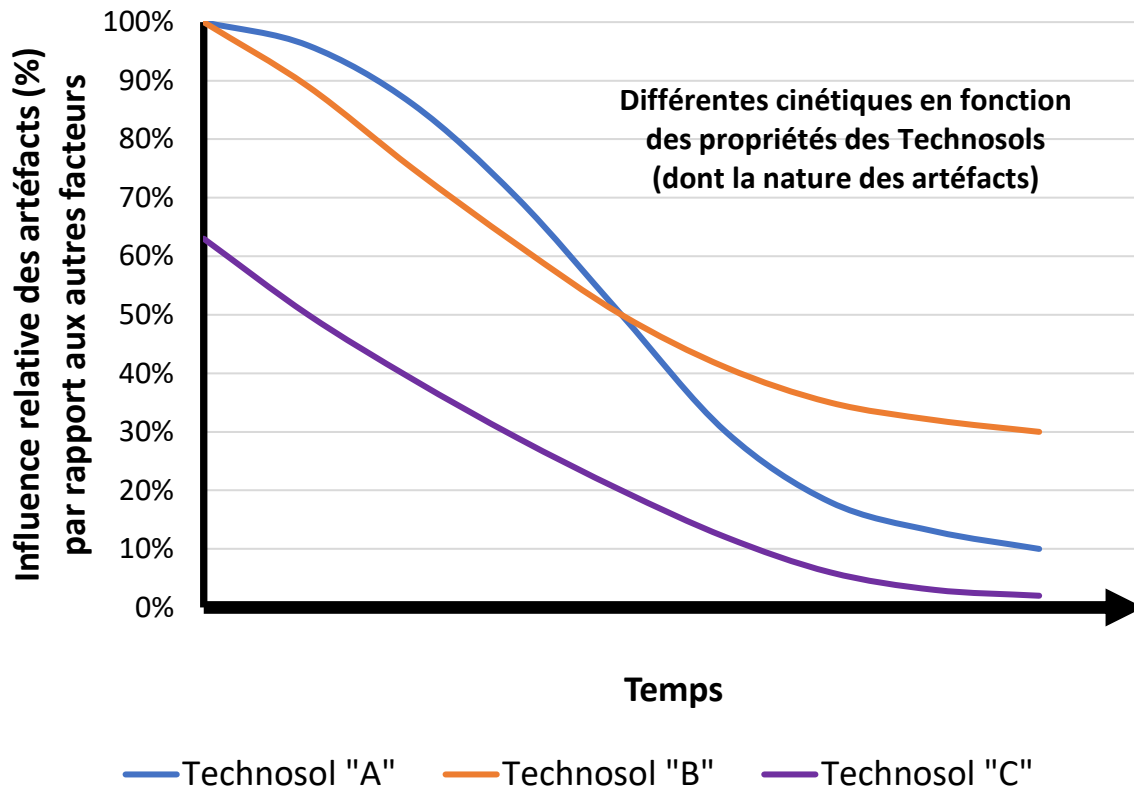


Figure 29 : Influence relative des artefacts par rapport aux autres facteurs d'influence sur le stock de carbone organique

Cette hypothèse a été testée avec les données de la méta-analyse: deux groupes de Technosol ont été créés, le premier réunit les Technosols âgés de moins de 6 ans (médiane de l'âge des Technosols dans la base de données), le second réunit les Technosols âgés de plus de 6 ans. L'influence du climat a été testée entre ces deux groupes, les tests anova montrent une plus forte influence du climat pour le groupe des sols âgés que pour le groupe des sols jeunes, ce qui est un argument en faveur de l'hypothèse émise précédemment. La prédominance de facteurs anthropiques sur des facteurs naturels a également été observée pour des sols urbains: « Ainsi, l'historique des parcelles et leur mode de gestion semblent avoir un effet important sur le COS dans les parcs [ndlr: parcs urbains], qui surpasse l'influence des facteurs naturels, tels que le climat ou le matériau parental naturel [traduit de l'anglais] » (Cambou et al., 2018).

2.3. Analyse comparative de l'influence des facteurs affectant les sols naturels ou peu anthropisés

Dans les Technosols comme dans les sols naturels ou peu anthropisés, il est difficile de hiérarchiser simplement l'influence des facteurs naturels sur le stock et le stockage de carbone organique dans les sols. Les facteurs d'influence tels que le climat (souvent décliné en termes de précipitations, de températures et d'altitude), la minéralogie et la couverture végétale sont évidemment fréquemment reportés dans la littérature scientifique (Gray et al., 2015; Liu et al., 2011; Parton et al., 1987; Percival et al., 2000). L'influence de la topographie est également mentionnée bien que moins importante. L'importance de la minéralogie des sols est un paramètre souvent évoqué dans les sols peu ou pas anthropisés, et que nous n'avons pas testé dans nos études (Parton et al., 1987) bien qu'en un certain sens, les artéfacts organiques et minéraux jouent le rôle de matériaux parents dans les Technosols. Ces conclusions sont donc très similaires à celles tirées pour les Technosols. Afin d'aller plus loin, il pourrait être intéressant de hiérarchiser voire de quantifier l'influence des facteurs dans les sols peu anthropisés, et dans les Technosols par des méthodes de modélisation comme les Random Forest Analysis, et de comparer les résultats avec les résultats obtenus en sols peu anthropisés comme cela a pu déjà être fait (Mayer et al., 2019).

3. Quels sont les mécanismes de séquestration dans les Technosols ?

3.1. La récalcitrance des artéfacts organiques

Les artéfacts sont des constituants essentiels qui affectent les propriétés et le fonctionnement des Technosols. Le rôle des artéfacts dans la séquestration du carbone a été investigué dans les chapitres III et IV de ce manuscrit. Pour rappel, le chapitre III décrit la résistance à la biodégradation de 5 artéfacts et leur réactivité avec des matières organiques naturelles alors que le chapitre IV réalise le suivi du stock de carbone de sols qui contiennent ces mêmes artéfacts.

La récalcitrance apparaît comme un mécanisme de séquestration majeur pour les Technosols contenant des artéfacts de type charbon, coke, charbon cokéfié ou biochar. Ces artéfacts ont démontré une très forte résistance à la dégradation en conditions contrôlées, leur temps de séjour moyen est estimé à une à plusieurs centaines d'années. Pour les sols étudiés en chapitre IV ces artéfacts représentent 83 % à 96 % de la masse des particules organiques ce qui signifie qu'une très grande proportion du stock de carbone organique de ces sols pourrait être considéré comme très stable voire inerte (« pools » de carbone lent ou passif si on se réfère au modèle Century, Dungait et al., 2012). En ce sens, les Technosols

n'ont pas d'équivalent dans les sols naturels, et ce pour les horizons superficiels comme pour des horizons de plus grandes profondeurs. À titre de comparaison, moins de 30 % du carbone organique aurait un âge de plus de 100 ans pour le sol superficiel (Figure 30), cette proportion de carbone « vieux » n'étant pas uniquement liée à la récalcitrance qui plus est.

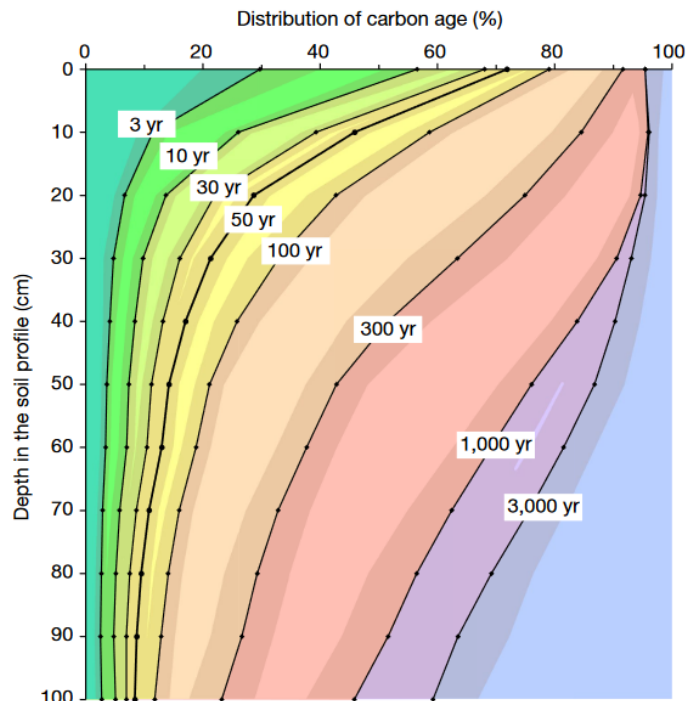


Figure 30 : Distribution courante des âges du carbone selon la profondeur dans un sol agricole d'après Balesdent et al. (2018)

Pour les artéfacts moins récalcitrants comme le compost de déchets verts, un temps de séjour moyen de l'ordre de 10 ans a été estimé, ce qui les classerait toujours dans le compartiment lent selon le modèle Century. Cette valeur est cohérente avec le niveau de maturation du compost et sa composition principalement ligneuse.

En ce qui concerne les boues de papeteries, ces dernières sont l'artéfact le moins récalcitrant avec presque 18 % du carbone minéralisé après les deux mois d'incubation. La minéralisation s'est déroulée en deux temps suggérant deux compartiments de matières organiques aux cinétiques distinctes. Sur le terrain, le stock de carbone de l'horizon profond du Technosol construit (composé uniquement de boues de papeteries initialement) n'a pas significativement évolué. Cette absence de diminution de stock malgré la faible récalcitrance de cet artéfact peut être expliquée par les autres mécanismes de séquestration, notamment la régulation de l'activité biologique due aux conditions physico-chimiques limitantes.

En ce qui concerne la nature de ces matières organiques, que ce soit sur les sols artificiels du chapitre III ou sur les sols prélevés sur le terrain du chapitre IV, la méthode Rock-Eval a permis de montrer que les artéfacts les plus récalcitrants sont marqués par des rapport H / C très faibles et des températures maximum (Tmax) élevées, caractéristiques des matières organiques récalcitrantes. La méthode Rock-Eval semble pouvoir assez simplement déterminer la récalcitrance des artéfacts organiques, cette méthode pourrait être appliquée à de nouveaux échantillons afin de construire une banque de couple de données conventionnelles et Rock-Eval. Aussi, les nouveaux indicateurs Rock-Eval développés par Sebag et al. (2016) pourraient être utilisés afin d'identifier les indicateurs les plus pertinents pour estimer la récalcitrance des artéfacts ou des matières organiques des Technosols.

3.2. L'adsorption des matières organiques naturelles sur les artéfacts

Différentes méthodes ont été employées pour mettre en évidence les interactions entre les matières organiques naturelles et les artéfacts.

Le fractionnement des particules de sol et leur observation au microscope permettent de visualiser directement des interactions entre des particules organiques naturelles et d'autres particules de sol. Souvent, les matières organiques naturelles sont sous la forme de tissus racinaires peu dégradés ou d'hyphes (Figure 31). Ces interactions ont été principalement observées dans les fractions 50 - 200 μm voire dans les fractions fines < 50 μm .

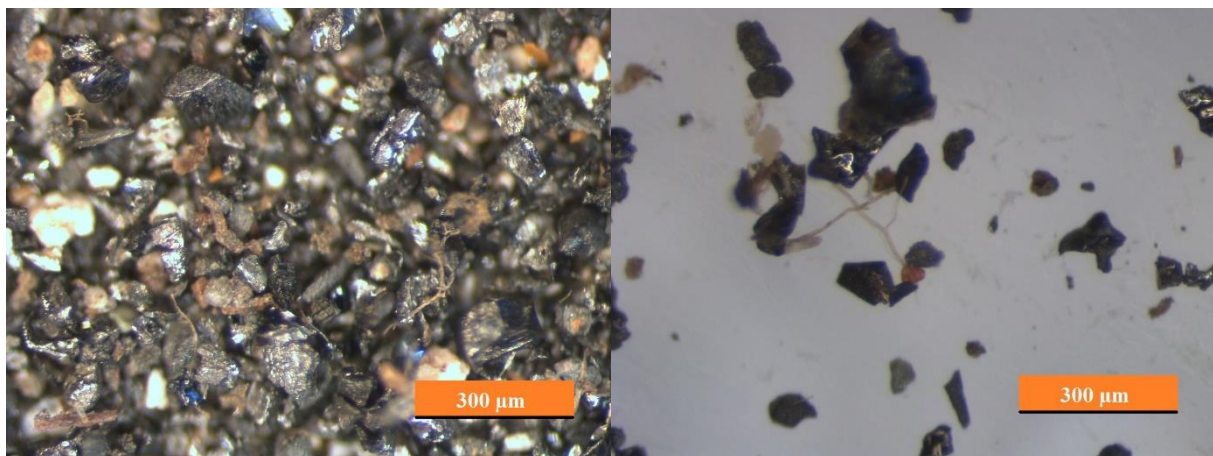


Figure 31 : Observations au microscope d'interactions entre des matières organiques naturelles et des artéfacts organiques (particules de coke principalement) dans l'horizon 2 - 8 cm du Technosol industriel du chapitre IV (fraction légère 50 - 200 μm)

La seconde méthode se base sur l'enrichissement naturel en ^{13}C des matières organiques de plantes en C4 comme le sorgho employé dans l'expérience du chapitre III. La mesure du $\delta^{13}\text{C}$ des sols artificiels amendés avec des artéfacts et des matières organiques naturelles permet

d'établir que moins de 6 % du C minéralisé pendant l'incubation des sols artificiels provient des artéfacts pour les mélanges avec le coke, le biochar, le compost de déchets verts et le charbon. De plus, la quantité de C minéralisé issue des matières organiques naturelles dans ces derniers mélanges était inférieure à ce qui aurait dû être minéralisé sans la présence des artéfacts ce qui laisse bien penser qu'il y a une forme de protection des matières organiques naturelles grâce aux artéfacts.

Enfin, la troisième méthode se base sur les analyses Rock-Eval des sols, des artéfacts et de matières organiques naturelles de référence d'un sol peu anthropisé. Cette méthode repose sur le principe que les caractéristiques Rock-Eval d'un échantillon de Technosol sont la combinaison des caractéristiques d'artéfacts peu altérés et de matières organiques naturelles moyennées pondérée par l'abondance de chacun de ces éléments. Cette méthode a permis de montrer qu'il y avait une différence entre le pourcentage de particules organiques anthropiques observées par rapport au nombre total de particules organiques, et le pourcentage de matières organiques anthropiques dans les sols d'après les résultats des analyses Rock-Eval. Ceci laisse encore une fois penser qu'une partie des matières organiques naturelles sont adsorbées aux artéfacts.

Parmi ces différentes méthodes, la méthode de mesure du $\delta^{13}\text{C}$ semble la plus robuste, mais elle est également la plus compliquée à mettre en place à l'échelle d'une parcelle. La mise en place de cultures de plantes en C4 sur des Technosols en place permettrait de suivre au cours du temps l'évolution et la migration des matières organiques naturelles issues de ces plantes. Sur une échelle de temps suffisamment longue (au moins 20 ans pour le sol de surface, encore plus pour les horizons plus profonds), cela permettrait de distinguer de manière très simple les matières organiques naturelles et anthropiques dans un Technosol en place.

3.3. Qu'en est-il des autres mécanismes de séquestration ?

Les autres mécanismes de séquestration ont été peu abordés dans cette thèse. Les méthodes employées ne permettent pas de mettre en évidence des mécanismes comme l'occlusion des matières organiques dans les agrégats ou la régulation de l'activité biologique. Ces thèmes ont volontairement été écartés étant donné qu'ils ne font pas partie des hypothèses scientifiques que nous avons fixées à propos des mécanismes de séquestration.

Toutefois, ces questions ont déjà été partiellement abordées dans la littérature. Brodowski et al. (2006) ont par exemple pu montrer que de nombreuses particules de black carbon

étaient occluses dans des agrégats de sols de forêts et de prairies. La structuration et l'agrégation sont d'ailleurs des processus pédologiques observés dans différentes études sur les Technosols (Huot et al., 2015b, 2013; Rennert et al., 2011; Séré et al., 2010; Uzarowicz et al., 2018; Uzarowicz and Skiba, 2011).

Concernant la régulation de l'activité biologique, il a été montré que la contamination métallique présente dans certains Technosols avait un effet négatif sur le nombre de bactéries du sol, cependant des bactéries actives ou potentiellement actives ont été observées même dans les sols les plus contaminés (Zamulina et al., 2022).

D'une façon similaire, Biache et al. (2013) ont montré que dans un Technosol contaminé avec des polluants organiques (type HAP) le nombre de bactéries observées dans les Technosols est supérieur à un sol agricole géographiquement proche. Pour les deux types de contaminations, des bactéries spécifiques, adaptées aux contaminations, ont été observées.

4. Quel mode de gestion permet de stocker du carbone dans les Technosols ?

La question du mode de gestion des Technosols est uniquement abordée dans le chapitre IV à travers les différents couverts végétaux et les pratiques culturales mises en œuvre sur ces sols. Pour rappel, les sols étudiés diffèrent en termes de densité végétale, le Technosol construit ayant un couvert végétal presque deux fois plus dense, et en termes de mode de gestion de cette biomasse, où encore une fois le Technosol construit se distingue car sa biomasse est fauchée et restituée aux sols.

Cette différence de gestion est selon nous la raison qui pourrait justifier le stockage à long terme de carbone organique dans le Technosol construit, contrairement au Technosol industriel et au Cambisol amendé par du biochar. Les autres paramètres qui pourraient affecter le stock de carbone organique des sols varient très peu entre les sols : paramètres climatiques, topographie et type d'artéfact organique (à l'exception du premier et dernier horizon du Technosol construit).

Les pratiques qui permettent d'augmenter de manière pérenne les stocks de carbone organique dans les sols agricoles sont des pratiques tel que le maintien d'un couvert végétal tout au long de l'année ou l'utilisation de CIPAN (cultures intermédiaires piège à nitrate), la fertilisation, l'agroforesterie, l'installation de haies et la restitution de produits organiques aux sols. Ce sont des pratiques qui jouent principalement sur les entrées de carbone ou les conditions environnementales du sol. *A priori*, ces recommandations pourraient tout à fait être transposées à la gestion des Technosols.

Chapitre VI - Conclusion

L'objectif de la thèse était d'améliorer les connaissances sur le stockage de carbone organique dans les Technosols, et plus particulièrement améliorer la compréhension du fonctionnement du cycle du carbone en lien avec une spécificité de ces sols très anthropisés, la présence de matériaux parents d'origine anthropique : les artéfacts.

La démarche présentée dans cette thèse s'appuie sur une approche multi-échelle. Elle commence par une échelle très large englobant des Technosols du monde entier, puis passe par la caractérisation du potentiel de minéralisation d'artéfacts organiques modèles pour mieux comprendre leur rôle dans cet écosystème, avant d'aborder l'étude de sols contenant des artéfacts organiques suivis depuis de nombreuses années au Laboratoire Sols et Environnement.

La première étape de cette thèse est une méta-analyse de la littérature scientifique. L'extraction de données pertinentes sur le stockage de carbone dans les Technosols depuis 130 publications a donné naissance à une base de données conséquente et inédite qui a permis d'avoir une meilleure image de l'état global du carbone organique dans les Technosols. Elle a permis de donner des valeurs de référence pour les Technosols : le stock moyen de carbone organique dans les 30 premiers centimètres des Technosols est de $73,2 \text{ tC ha}^{-1}$; la teneur moyenne en carbone organique est quant à elle de 4,3 %. Cependant, ces données de stock et de teneur sont très variables, les Technosols sont caractérisés par une très forte hétérogénéité qui s'explique par l'effet combiné de facteurs naturels comme le climat, et de facteurs anthropiques comme le mode d'occupation des sols ou la nature des artéfacts qu'ils contiennent. Une telle variabilité souligne les limites de la classe des Technosols, telle que définie actuellement. La diversité des actions anthropiques, qui se traduit notamment par la diversité des artéfacts rencontrés, mais aussi par la diversité des climats où ces sols sont présents ne permettent pas, comme pour les autres classes, de définir un modèle moyen de fonctionnement, de pédogénèse et donc de propriétés. Nos travaux confirment donc que les Technosols sont des sols à part, dont l'étude doit s'approfondir et que des efforts de réflexion complémentaires sur une classification fonctionnelle, qui pourraient d'ailleurs intégrer nos résultats sur le carbone, sont attendus. À ce titre, nous aimerions rappeler que la base de données créée à la suite de cette étude est accessible publiquement et peut servir d'autres causes que celle du stockage de carbone. Ce travail serait d'autant plus une réussite si la base de données était réutilisée voire complétée. L'apparente importance des artéfacts, et notamment des artéfacts organiques,

sur le stock de carbone des Technosols nous a incité à poursuivre nos recherches en nous focalisant sur ces matériaux anthropiques si particuliers aux Technosols.

Des artéfacts organiques d'intérêts rencontrés fréquemment dans les Technosols ont été caractérisés. Cette caractérisation portait sur leur capacité à être minéralisés par les micro-organismes du sol et leurs interactions avec des matières organiques d'origine naturelle. Une expérience d'incubation et de suivi de la minéralisation de sols artificiels a permis de montrer des résultats divergents : pour les matériaux typiques des Technosols industriels comme le charbon et le coke, ou pour le biochar, une très forte résistance à la minéralisation a été mesurée avec des temps de séjour moyens allant d'une à plusieurs centaines d'années. Pour des matériaux plus atypiques comme des boues de papeterie, sous-produit de l'industrie du recyclage de papiers, réutilisés pour l'épandage agricole mais également pour la construction de Technosols, on a observé une dégradabilité beaucoup plus forte. Les artéfacts réagissaient également différemment avec les matières organiques naturelles. Notamment, les artéfacts très récalcitrants (coke, charbon ou biochar) ont contribué à une forme de protection de la minéralisation des matières organiques naturelles. Selon nous, deux mécanismes de séquestration peuvent expliquer cette forme de protection, soit les matières organiques naturelles sont adsorbées sur les surfaces des artéfacts, soit l'activité biologique est inhibée dans ces sols artificiels du fait de la toxicité induite par certains artéfacts. Selon nous, ces conclusions devaient être confrontées à des situations *in situ*, ce qui nous a dirigé vers la dernière partie de cette thèse.

Trois sols contenant des artéfacts organiques (deux Technosols et un Cambisol amendé avec de grandes quantités de biochar) ont été étudiés dans cette dernière partie. Ils contiennent spécifiquement les artéfacts étudiés dans la partie précédente et ont été suivis au cours des 8 à 22 dernières années. Ces suivis permettent d'observer l'évolution du stock de carbone de ces sols. Le premier Technosol étudié est un Technosol industriel comprenant des artéfacts tels que du coke et du charbon principalement. Son stock est resté globalement stable au cours des 22 dernières années. Les artéfacts organiques présents en grandes quantités constituent une très forte proportion des matières organiques de ce sol. Ceci explique un stock de carbone organique particulièrement élevé, avoisinant les 1000 tC ha⁻¹ pour les 30 premiers centimètres. Le second Technosol étudié est un Technosol construit, il a initialement été formé de trois horizons qui contiennent successivement du compost de déchets verts, de la terre industrielle thermo-désorbée contenant des résidus de coke, et des boues de papeterie. Le stock de carbone de ce Technosol a commencé par

diminuer dans les premières années, avant de continuellement augmenter à raison de $+ 9,2 \text{ tC ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Enfin, le troisième sol étudié n'est pas un Technosol car il ne contient que 5 % en masse de biochar, nous avons cependant supposé que son comportement en était proche. Le stock de carbone organique de ce sol a diminué au cours des dernières années à un rythme moyen de $- 4,1 \text{ tC ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. La nature et l'abondance des artéfacts permettent d'expliquer la dynamique de carbone de ces sols fortement anthropisés dans un premier temps. Les évolutions de stock dans les premières années de suivi sont en accord avec la réactivité des artéfacts mise en évidence précédemment. Dans un second temps, il semble que les artéfacts, mais également le mode de gestion des sols, affectent tous deux les dynamiques de carbone. En effet, le Technosol construit a une couverture végétale plus abondante que les deux autres sols étudiés, et sa biomasse est fauchée et restituée au sol chaque année. Cette pratique est largement favorable au stockage de carbone organique dans les sols. D'une manière générale, les pratiques favorables au stockage de carbone dans les sols peu anthropisés peuvent être transposées au Technosol. Ainsi, on recommandera pour les Technosols le maintien d'une couverture végétale tout au long de l'année, la restitution de la biomasse végétale ou l'apport d'autres matières organiques exogènes au sol, voire l'installation de haies autour des parcelles ou le développement d'agroforesterie.

Ces travaux témoignent que les Technosols sont des sols marqués par les artéfacts qui les constituent. Ces artéfacts vont largement influencer les dynamiques de carbone des Technosols *a minima* dans les premiers temps du Technosol. Ces artéfacts pourraient jouer le rôle de matériaux parents capable d'adsorber les matières organiques naturelles, un mécanisme majeur de séquestration largement observé dans les sols naturels ou peu anthropisés. Les artéfacts de nature organique présents dans les Technosols contribuent significativement au stock de carbone organique initial de ces derniers. La récalcitrance de ces artéfacts est un autre mécanisme majeur de séquestration du carbone dans ces sols, contrairement aux sols naturels ou peu anthropisés où la récalcitrance est plus négligeable. Au cours du temps, les facteurs qui régissent le stockage de carbone dans les Technosols évoluent : au fur et à mesure, les facteurs environnementaux comme le climat, la topographie ou la végétation prennent de plus en plus d'importance tandis que la plupart des artéfacts continuent de jouer le rôle de surfaces d'adsorption pour les matières organiques naturelles. Les modes de gestion favorables à engendrer un stockage de carbone additionnel dans les sols naturels ou peu anthropisés devraient également être pratiqués sur les Technosols pour continuer de valoriser ces sols, trop souvent perçus comme dégradés. Cette conclusion est résumée sur le Figure 32.

Étudier le stock de carbone organique des Technosols est comme lire un livre, dans sa préface on y comprendra comment le Technosol s'est formé, quels artéfacts y ont été introduits, quel sera son point de départ. Au cours des chapitres, le temps fait entrer les autres protagonistes en jeu. Bientôt, le climat et la topographie modifient les grandes lignes alors que la végétation finalise chacune des phrases. *In fine*, l'auteur y appose son style, il pourra décider de la direction à prendre pour ces sols aux incroyables potentiels auxquels de nombreuses pages blanches restent à écrire.

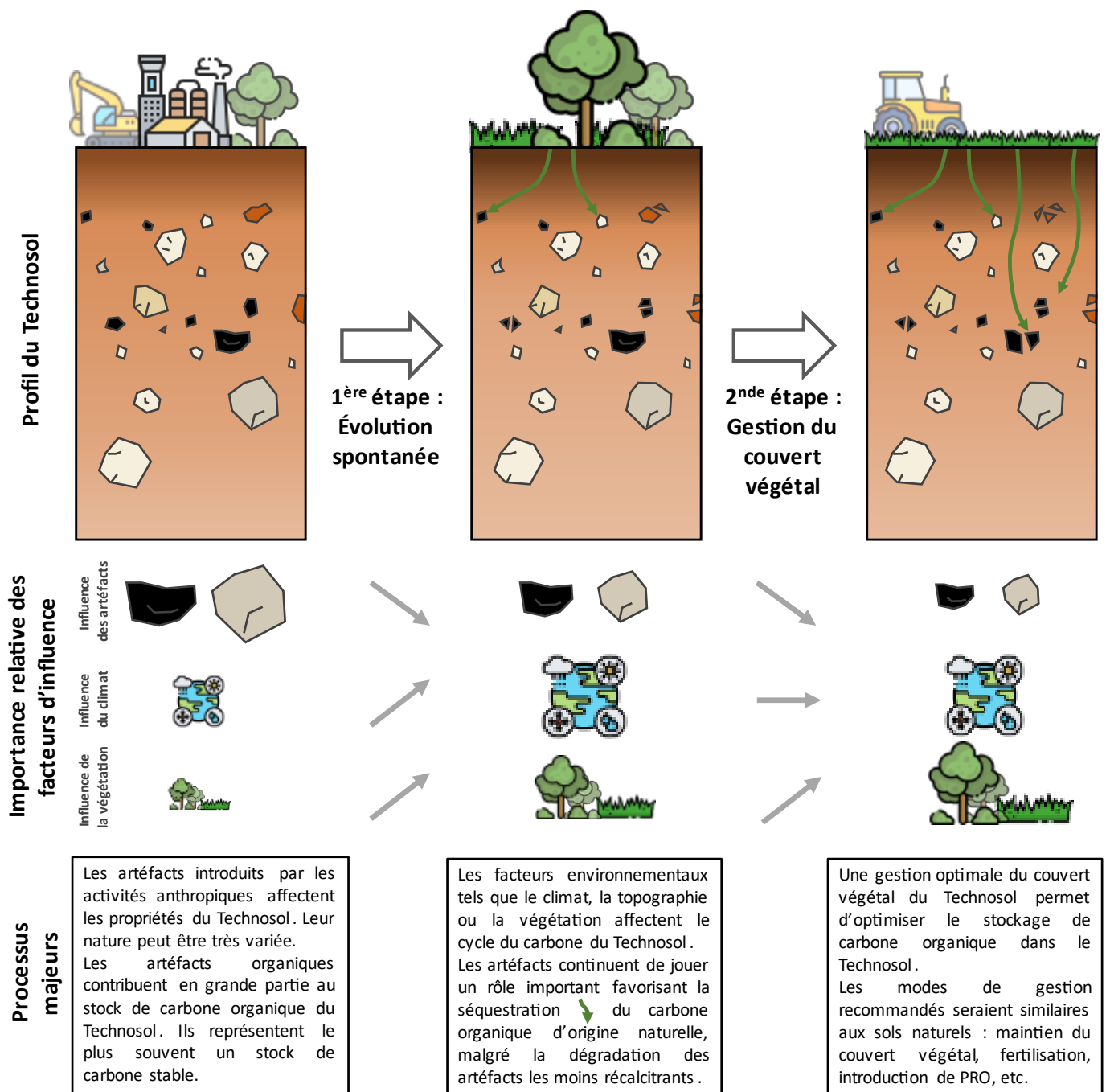


Figure 32 : Schéma global récapitulatif des principaux résultats de la thèse

Références

- AFES, 2008. Référentiel pédologique 2008. AFES.
- Ahirwal, J., Kumar, A., Pietrzykowski, M., Maiti, S.K., 2018. Reclamation of coal mine spoil and its effect on Technosol quality and carbon sequestration: a case study from India. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 27992–28003. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2789-1>
- Ahirwal, J., Maiti, S.K., 2018. Development of Technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India. *CATENA* 166, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.026>
- Akala, V.A., Lal, R., 2001. Soil Organic Carbon Pools and Sequestration Rates in Reclaimed Minesoils in Ohio. *J. Environ. Qual.* 30, 2098–2104. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.2098>
- Albaladejo, J., Ortiz, R., Garcia-Franco, N., Navarro, A.R., Almagro, M., Pintado, J.G., Martínez-Mena, M., 2013. Land use and climate change impacts on soil organic carbon stocks in semi-arid Spain. *J Soils Sediments* 13, 265–277. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0617-7>
- Allory, V., Cambou, A., Moulin, P., Schwartz, C., Cannavo, P., Vidal-Beaudet, L., Barthès, B.G., 2019. Quantification of soil organic carbon stock in urban soils using visible and near infrared reflectance spectroscopy (VNIRS) in situ or in laboratory conditions. *Science of The Total Environment* 686, 764–773. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.192>
- Allory, V., Séré, G., Ouvrard, S., 2021. A meta-analysis of carbon content and stocks in TECHNOSOLS and identification of the main governing factors. *Eur J Soil Sci ejss*.13141. <https://doi.org/10.1111/ejss.13141>
- Amelung, W., Brodowski, S., Sandhage-Hofmann, A., Bol, R., 2008. Chapter 6 Combining Biomarker with Stable Isotope Analyses for Assessing the Transformation and Turnover of Soil Organic Matter, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 155–250. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)00606-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)00606-8)
- Andresen, L.C., Yuan, N., Seibert, R., Moser, G., Kammann, C.I., Luterbacher, J., Erbs, M., Müller, C., 2018. Biomass responses in a temperate European grassland through 17 years of elevated CO₂. *Glob Change Biol* 24, 3875–3885. <https://doi.org/10.1111/gcb.13705>

- Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., Simal-Gándara, J., Mejuto, J.-C., García-Río, L., 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123, 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.011>
- Arrouays, D., Deslais, W., Badeau, V., 2006a. The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use and Management* 17, 7–11. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2001.tb00002.x>
- Arrouays, D., Saby, N., Walter, C., Lemercier, B., Schwartz, C., 2006b. Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use & Management* 22, 48–51. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00020.x>
- Asabere, S.B., Zeppenfeld, T., Nketia, K.A., Sauer, D., 2018. Urbanization Leads to Increases in pH, Carbonate, and Soil Organic Matter Stocks of Arable Soils of Kumasi, Ghana (West Africa). *Front. Environ. Sci.* 6, 119. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00119>
- Asensio Fandino, V., Andrade Couce, L., Alonso Vega, F., Fernandez Covelo, E., 2010. Characterization of different age Technosols developed on a copper mine tailing. *Fresenius Environmental Bulletin* 19, 1687–1693.
- Balesdent, J., 1996. The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science* 47, 485–493. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01848.x>
- Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Chadoeuf, J., Cornu, S., Derrien, D., Fekiacova, Z., Hatté, C., 2018. Atmosphere–soil carbon transfer as a function of soil depth. *Nature* 559, 599–602. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0328-3>
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* 53, 215–230. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00107-5)
- Baritz, R., Seufert, G., Montanarella, L., Van Ranst, E., 2010. Carbon concentrations and stocks in forest soils of Europe. *Forest Ecology and Management* 260, 262–277. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.03.025>
- Barré, P., Durand, H., Chenu, C., Meunier, P., Montagne, D., Castel, G., Billiou, D., Soucémariadin, L., Cécillon, L., 2017. Geological control of soil organic carbon and nitrogen stocks at the landscape scale. *Geoderma* 285, 50–56. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.029>

- Barré, P., Fernandez-Ugalde, O., Virto, I., Velde, B., Chenu, C., 2014. Impact of phyllosilicate mineralogy on organic carbon stabilization in soils: incomplete knowledge and exciting prospects. *Geoderma* 235–236, 382–395. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.07.029>
- Basile-Doelsch, I., Balesdent, J., Pellerin, S., 2020. Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil (preprint). *Biogeochemistry: Soils*. <https://doi.org/10.5194/bg-2020-49>
- Basile-Doelsch, I., Balesdent, J., Rose, J., 2015. Are Interactions between Organic Compounds and Nanoscale Weathering Minerals the Key Drivers of Carbon Storage in Soils? *Environmental Science & Technology* 49, 3997–3998. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00650>
- Batjes, N.H., 2016. Harmonized soil property values for broad-scale modelling (WISE30sec) with estimates of global soil carbon stocks. *Geoderma* 269, 61–68. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.034>
- Baudin, F., Disnar, J.-R., Aboussou, A., Savignac, F., 2015. Guidelines for Rock–Eval analysis of recent marine sediments. *Organic Geochemistry* 86, 71–80. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2015.06.009>
- Baveye, P.C., Berthelin, J., Tessier, D., Lemaire, G., 2018. The “4 per 1000” initiative: A credibility issue for the soil science community? *Geoderma* 309, 118–123. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.005>
- Béchet, B., Le Bissonnais, Y., Ruas, A., Aguilera, A., André, M., Andrieu, H., Ay, J.-S., Baumont, C., Barbe, E., Vidal-Beaudet, L., Belton-Chevalier, L., Berthier, E., Billet, Ph., Bonin, O., Cavailhès, J., Chancibault, K., Cohen, M., Coisnon, T., Colas, R., Cornu, R., Cortet, J., Dablanc, L., Darly, S., Delolme, C., Fack, G., Fromin, N., Gadai, S., Gauvreau, B., Géniaux, G., Gilli, F., Guelton, S., Guérois, M., Hedde, M., Houet, T., Humbertclaude, S., Jolivet, L., Keller, C., Le Berre, I., Madec, P., Mallet, C., Marty, P., Mering, C., Musy, M., Oueslati, W., Paty, S., Polèse, M., Pumain, D., Puissant, A., Riou, S., Rodriguez, F., Ruban, V., Salanié, J., Schwartz, C., Sotura, A., Thébert, M., Thévenin, T., Thisse, J., Vergnès, A., Weber, C., Wery, C., Desrousseaux, M., 2017. Sols artificialisés et processus d’artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d’action. INRA (France) 622.

- Behar, F., Beaumont, V., De B. Penteadó, H.L., 2001. Rock-Eval 6 Technology: Performances and Developments. *Oil & Gas Science and Technology - Rev. IFP* 56, 111–134. <https://doi.org/10.2516/ogst:2001013>
- Beltrame, K.K., Souza, A.M., Coelho, M.R., Winkler, T.C.B., Souza, W.E., Valderrama, P., 2016. Soil Organic Carbon Determination Using NIRS: Evaluation of Dichromate Oxidation and Dry Combustion Analysis as Reference Methods in Multivariate Calibration. *Journal of the Brazilian Chemical Society*. <https://doi.org/10.5935/0103-5053.20160031>
- Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Paredes, C., Roig, A., 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 69, 175–189. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00106-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00106-6)
- Biache, C., Faure, P., Mansuy-Huault, L., Cébron, A., Beguiristain, T., Leyval, C., 2013. Biodegradation of the organic matter in a coking plant soil and its main constituents. *Organic Geochemistry* 56, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2012.12.002>
- Biache, C., Ghislain, T., Faure, P., Mansuy-Huault, L., 2011. Low temperature oxidation of a coking plant soil organic matter and its major constituents: An experimental approach to simulate a long term evolution. *Journal of Hazardous Materials* 188, 221–230. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.01.102>
- Biache, C., Mansuy-Huault, L., Faure, P., Munier-Lamy, C., Leyval, C., 2008. Effects of thermal desorption on the composition of two coking plant soils: Impact on solvent extractable organic compounds and metal bioavailability. *Environmental Pollution* 156, 671–677. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.06.020>
- Blanchart, A., 2018. Vers une prise en compte des potentialités des sols dans la planification territoriale et l'urbanisme opérationnel.
- Blanchart, A., Séré, G., Cherel, J., Warot, G., Marie, S., Noël, C.J., Louis, M.J., Christophe, S., 2018. Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils. *Landscape and Urban Planning* 176, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.019>
- Blume, H.-P., 1989. Classification of soils in urban agglomerations. *CATENA* 16, 269–275. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(89\)90013-1](https://doi.org/10.1016/0341-8162(89)90013-1)

- Blume, H.-P., Felix-Henningsen, P., 2009. Reductosols: Natural soils and Technosols under reducing conditions without an aquic moisture regime. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172, 808–820. <https://doi.org/10.1002/jpln.200800125>
- Bouzouidja, R., Rousseau, G., Galzin, V., Claverie, R., Lacroix, D., Séré, G., 2018. Green roof ageing or Isolatic Technosol's pedogenesis? *Journal of Soils and Sediments* 18, 418–425. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1513-3>
- Boyd, S.A., Lee, J.-F., Mortland, M.M., 1988. Attenuating organic contaminant mobility by soil modification. *Nature* 333, 345–347. <https://doi.org/10.1038/333345a0>
- Brodowski, S., John, B., Flessa, H., Amelung, W., 2006. Aggregate-occluded black carbon in soil. *Eur J Soil Science* 57, 539–546. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00807.x>
- Bruun, S., Ågren, G.I., Christensen, B.T., Jensen, L.S., 2010. Measuring and modeling continuous quality distributions of soil organic matter. *Biogeosciences* 7, 27–41. <https://doi.org/10.5194/bg-7-27-2010>
- Bruun, S., Clauson-Kaas, S., Bobuľská, L., Thomsen, I.K., 2014. Carbon dioxide emissions from biochar in soil: role of clay, microorganisms and carbonates: CO₂ emissions from biochar in soil. *Eur J Soil Sci* 65, 52–59. <https://doi.org/10.1111/ejss.12073>
- Burghardt, W., 2006. Soil sealing and soil properties related to sealing. Geological Society, London, Special Publications 266, 117–124. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2006.266.01.09>
- Cambou, A., Shaw, R.K., Huot, H., Vidal-Beaudet, L., Hunault, G., Cannavo, P., Nold, F., Schwartz, C., 2018. Estimation of soil organic carbon stocks of two cities, New York City and Paris. *Science of The Total Environment* 644, 452–464. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.322>
- Carabassa, V., Ortiz, O., Alcañiz, J.M., 2018. Sewage sludge as an organic amendment for quarry restoration: Effects on soil and vegetation. *Land Degradation & Development* 29, 2568–2574. <https://doi.org/10.1002/ldr.3071>
- Chaney, K., Swift, R.S., 1984. The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. *Journal of Soil Science* 35, 223–230. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1984.tb00278.x>
- Chen, L., Smith, P., Yang, Y., 2015. How has soil carbon stock changed over recent decades? *Glob Change Biol* 21, 3197–3199. <https://doi.org/10.1111/gcb.12992>

- 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.
- Chenu, C., Rumpel, C., Lehmann, J., 2015. Methods for Studying Soil Organic Matter, in: *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Elsevier, pp. 383–419. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-415955-6.00013-X>
- Chenu, C., Stotzky, 2002. Interactions between soil particles and microorganisms: impact on the terrestrial ecosystem, IUPAC series on analytical and physical chemistry of environmental systems. John Wiley & Sons, Chichester, West Sussex, England ; New York, NY, USA.
- Chenu, C., Virto, I., Plante, A., Elsass, F., 2009. Clay-Size Organo-Mineral Complexes in Temperate Soils: Relative Contributions of Sorptive and Physical Protection, in: Laird, David A., Silva, J.C., Laird, D. A. (Eds.), *Carbon Stabilization by Clays in the Environment*. The Clay Minerals Society, Chantilly, VA, pp. 119–135. <https://doi.org/10.1346/CMS-WLS-16.6>
- Ciarkowska, K., Gargiulo, L., Mele, G., 2016. Natural restoration of soils on mine heaps with similar technogenic parent material: A case study of long-term soil evolution in Silesian-Krakow Upland Poland. *Geoderma* 261, 141–150. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.018>
- Clemmensen, K.E., Bahr, A., Ovaskainen, O., Dahlberg, A., Ekblad, A., Wallander, H., Stenlid, J., Finlay, R.D., Wardle, D.A., Lindahl, B.D., 2013. Roots and Associated Fungi Drive Long-Term Carbon Sequestration in Boreal Forest. *Science* 339, 1615–1618. <https://doi.org/10.1126/science.1231923>
- Conant, R.T., Cerri, C.E.P., Osborne, B.B., Paustian, K., 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecol Appl* 27, 662–668. <https://doi.org/10.1002/eap.1473>
- Cornu, S., Keller, C., Béchet, B., Delolme, C., Schwartz, C., Vidal-Beaudet, L., 2021. Pedological characteristics of artificialized soils: A snapshot. *Geoderma* 401, 115321. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115321>
- Cortet, J., 2013. BIODIVERSITE ET FONCTIONNEMENT D'UN TECHNOSOL CONSTRUIT UTILISE DANS LA RESTAURATION DE FRICHES INDUSTRIELLES (BIOTECHNOSOL) 165.

- Corti, G., Ugolini, F.C., Agnelli, A., Certini, G., Cuniglio, R., Berna, F., Fernández Sanjurjo, M.J., 2002. The soil skeleton, a forgotten pool of carbon and nitrogen in soil: Carbon and nitrogen in the soil skeleton. *European Journal of Soil Science* 53, 283–298. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2002.00442.x>
- Cotrufo, M.F., Soong, J.L., Horton, A.J., Campbell, E.E., Haddix, M.L., Wall, D.H., Parton, W.J., 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geosci* 8, 776–779. <https://doi.org/10.1038/ngeo2520>
- Coussy, S., Grangeon, S., Bataillard, P., Khodja, H., Maubec, N., Faure, P., Schwartz, C., Dagois, R., 2017. Evolution of iron minerals in a 100 years-old Technosol. Consequences on Zn mobility. *Geoderma* 290, 19–32. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.12.009>
- Dagois, R., Schwartz, C., Coussy, S., Lorgeoux, C., Ouvrard, S., Faure, P., 2016. Climatic influence on mobility of organic pollutants in Technosols from contrasted industrial activities. *Journal of Soils and Sediments* 16, 1306–1315. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1108-4>
- Das, R., Maiti, S.K., 2016. Importance of carbon fractionation for the estimation of carbon sequestration in reclaimed coalmine soils—A case study from Jharia coalfields, Jharkhand, India. *Ecological Engineering* 90, 135–140. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.025>
- Dignac, M.-F., Derrien, D., Barré, P., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Freschet, G.T., Garnier, P., Guenet, B., Hedde, M., Klumpp, K., Lashermes, G., Maron, P.-A., Nunan, N., Roumet, C., Basile-Doelsch, I., 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 37. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0421-2>
- 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. *Organic Geochemistry* 34, 327–343. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00239-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00239-5)
- Doetterl, S., Stevens, A., Six, J., Merckx, R., Van Oost, K., Casanova Pinto, M., Casanova-Katny, A., Muñoz, C., Boudin, M., Zagal Venegas, E., Boeckx, P., 2015. Soil carbon storage controlled by interactions between geochemistry and climate. *Nature Geosci* 8, 780–783. <https://doi.org/10.1038/ngeo2516>

- Dondeyne, S., Vanierschot, L., Langohr, R., Ranst, E.V., Deckers, J., 2014. The soil map of the Flemish region converted to the 3rd edition of the World Reference Base for soil resources 139.
- Dong, J., Zhuang, D., Xu, X., Ying, L., 2008. Integrated Evaluation of Urban Development Suitability Based on Remote Sensing and GIS Techniques – A Case Study in Jingjinji Area, China. *Sensors* 8, 5975–5986. <https://doi.org/10.3390/s8095975>
- Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S., Whitmore, A.P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18, 1781–1796. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x>
- Ekwue, E.I., 1990. Organic-matter effects on soil strength properties. *Soil and Tillage Research* 16, 289–297. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(90\)90102-J](https://doi.org/10.1016/0167-1987(90)90102-J)
- Ellis, E.C., Ramankutty, N., 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 439–447. <https://doi.org/10.1890/070062>
- Espitalie, J., Deroo, G., Marquis, F., 1985. La pyrolyse Rock-Eval et ses applications. Deuxième partie. *Rev. Inst. Fr. Pét.* 40, 755–784. <https://doi.org/10.2516/ogst:1985045>
- European Commission. Statistical Office of the European Union., 2017. LUCAS: the EU's land use and land cover survey : 2017 edition. Publications Office, LU.
- Eve, M.D., Sperow, M., Paustian, K., Follett, R.F., 2002. National-scale estimation of changes in soil carbon stocks on agricultural lands. *Environmental Pollution* 116, 431–438. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00220-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00220-2)
- FAO, 2018. Global Soil Organic Carbon Map - technical report.
- Fernández-Romero, M.L., Lozano-García, B., Parras-Alcántara, L., 2014. Topography and land use change effects on the soil organic carbon stock of forest soils in Mediterranean natural areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 195, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.05.015>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ed.), 2006. World reference base for soil resources, 2006: a framework for international classification, correlation, and communication, 2006 ed. ed, World soil resources reports. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Foster, R. C., 1981. Localization of organic materials in situ in ultrathin sections of natural soil fabrics using cytochemical techniques. Working group on submicroscopy, Wageningen, The Netherlands 309–319.

- Geisen, S., Wall, D.H., van der Putten, W.H., 2019. Challenges and Opportunities for Soil Biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology* 29, R1036–R1044. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.007>
- Giannetta, B., Plaza, C., Vischetti, C., Cotrufo, M.F., Zaccone, C., 2018. Distribution and thermal stability of physically and chemically protected organic matter fractions in soils across different ecosystems. *Biology and Fertility of Soils* 54, 671–681. <https://doi.org/10.1007/s00374-018-1290-9>
- Giannetta, B., Plaza, C., Zaccone, C., Vischetti, C., Rovira, P., 2019. Ecosystem type effects on the stabilization of organic matter in soils: Combining size fractionation with sequential chemical extractions. *Geoderma* 353, 423–434. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.07.009>
- Gray, J.M., Bishop, T.F.A., Wilson, B.R., 2015. Factors Controlling Soil Organic Carbon Stocks with Depth in Eastern Australia. *Soil Science Society of America Journal* 79, 1741–1751. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.06.0224>
- Greinert, A., Drab, M., Sliwinska, A., 2018. Storage capacity of organic carbon in the reclaimed post-mining Technosols. *Environment Protection Engineering* 44, 117–127. <https://doi.org/10.5277/epe180109>
- Greinert, A., Kostecki, J., 2019. Anthropogenic Materials as Bedrock of Urban Technosols, in: Vasenev, V., Dovletyarova, E., Cheng, Z., Prokof'eva, T.V., Morel, J.L., Ananyeva, N.D. (Eds.), *Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services*. Springer International Publishing, Cham, pp. 11–20. https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1_3
- Gross, A., Bromm, T., Glaser, B., 2021. Soil Organic Carbon Sequestration after Biochar Application: A Global Meta-Analysis. *Agronomy* 11, 2474. <https://doi.org/10.3390/agronomy11122474>
- Grüneberg, E., Schöning, I., Kalko, E.K.V., Weisser, W.W., 2010. Regional organic carbon stock variability: A comparison between depth increments and soil horizons. *Geoderma* 155, 426–433. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.01.002>
- Grüneberg, E., Ziche, D., Wellbrock, N., 2014. Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Glob Change Biol* 20, 2644–2662. <https://doi.org/10.1111/gcb.12558>

- Guenet, B., Leloup, J., Hartmann, C., Barot, S., Abbadie, L., 2011. A new protocol for an artificial soil to analyse soil microbiological processes. *Applied Soil Ecology* 48, 243–246. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.04.002>
- Guggenberger, G., Bischoff, N., Shibistova, O., Müller, C., Rolinski, S., Puzanov, A., Prishchepov, A.V., Schierhorn, F., Mikutta, R., 2020. Interactive Effects of Land Use and Climate on Soil Organic Carbon Storage in Western Siberian Steppe Soils, in: Frühauf, M., Guggenberger, Georg, Meinel, T., Theesfeld, I., Lentz, S. (Eds.), *KULUNDA: Climate Smart Agriculture: South Siberian Agro-Steppe as Pioneering Region for Sustainable Land Use*. Springer International Publishing, Cham, pp. 183–199. https://doi.org/10.1007/978-3-030-15927-6_13
- Hafeez, F., Martin-Laurent, F., Béguet, J., Bru, D., Cortet, J., Schwartz, C., Morel, J.-L., Philippot, L., 2012. Taxonomic and functional characterization of microbial communities in Technosols constructed for remediation of a contaminated industrial wasteland. *J Soils Sediments* 12, 1396–1406. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0563-4>
- Harris, D., Horwáth, W.R., van Kessel, C., 2001. Acid fumigation of soils to remove carbonates prior to total organic carbon or CARBON-13 isotopic analysis. *Soil Science Society of America Journal* 65, 1853. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.1853>
- Hartmann, P., Fleige, H., Horn, R., 2010. Water repellency of fly ash-enriched forest soils from eastern Germany. *European Journal of Soil Science* 61, 1070–1078. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01296.x>
- Heidari, A., Asadi, P., 2015. Micromorphological Characteristics of Polluted Soils in Tehran Petroleum Refinery 15.
- Hirsch, F., Schneider, A., Bauriegel, A., Raab, A., Raab, T., 2018. Formation, Classification, and Properties of Soils at Two Relict Charcoal Hearth Sites in Brandenburg, Germany. *Frontiers in Environmental Science* 6. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00094>
- Hollis, J.M., Hannam, J., Bellamy, P.H., 2012. Empirically-derived pedotransfer functions for predicting bulk density in European soils. *European Journal of Soil Science* 63, 96–109. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01412.x>
- Howard, J., 2017. *Anthropogenic soils*. Springer Berlin Heidelberg, New York, NY.
- Huot, H., Faure, P., Biache, C., Lorgeoux, C., Simonnot, M.-O., Morel, J.L., 2014. A Technosol as archives of organic matter related to past industrial activities. *Science of The Total Environment* 487, 389–398. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.047>

- Huot, H., Simonnot, M.-O., Marion, P., Yvon, J., De Donato, P., Morel, J.-L., 2013. Characteristics and potential pedogenetic processes of a Technosol developing on iron industry deposits. *Journal of Soils and Sediments* 13, 555–568. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0513-1>
- Huot, H., Simonnot, M.-O., Morel, J.L., 2015a. Pedogenetic Trends in Soils Formed in Technogenic Parent Materials: *Soil Science* 180, 182–192. <https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000135>
- Huot, H., Simonnot, M.-O., Morel, J.L., 2015b. Pedogenetic Trends in Soils Formed in Technogenic Parent Materials: *Soil Science* 180, 182–192. <https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000135>
- Hüttl, R.F., Weber, E., 2001. Forest ecosystem development in post-mining landscapes: a case study of the Lusatian lignite district. *Naturwissenschaften* 88, 322–329. <https://doi.org/10.1007/s001140100241>
- Itkin, D., Crouvi, O., Curtis Monger, H., Shaanan, U., Goldfus, H., 2018. Pedology of archaeological soils in tells of the Judean foothills, Israel. *CATENA* 168, 47–61. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.014>
- IUSS Working Group WRB, 2015. Base de référence mondiale pour les ressources en sols 2014, Mise à jour 2015. Système international de classification des sols pour nommer les sols et élaborer des légendes de cartes pédologiques.
- IUSS Working Group WRB, 2014. World reference base for soil resources 2014: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. FAO, Rome.
- James P. Bruce, Michele Frome, Eric Haites, Henry Janzen, Rattan Lal, Keith Paustian, 1999. Carbon sequestration in soils. *Journal of Soil and Water Conservation* 54, 382–389.
- Jenny, H., 1941. *Factors of soil formation: a system of quantitative pedology*. Dover, New York.
- Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2000. THE VERTICAL DISTRIBUTION OF SOIL ORGANIC CARBON AND ITS RELATION TO CLIMATE AND VEGETATION. *Ecological Applications* 10, 14.
- Johnston, A.E., Poulton, P.R., Coleman, K., 2009. Chapter 1 Soil Organic Matter, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 1–57. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)00801-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)00801-8)
- Joimel, S., Cortet, J., Jolivet, C.C., Saby, N.P.A., Chenot, E.D., Branchu, P., Consalès, J.N., Lefort, C., Morel, J.L., Schwartz, C., 2016. Physico-chemical characteristics of topsoil

- for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. *Science of The Total Environment* 545–546, 40–47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.035>
- Jones, R.J.A., Hiederer, R., Rusco, E., Montanarella, L., 2005. Estimating organic carbon in the soils of Europe for policy support. *Eur J Soil Science* 56, 655–671. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00728.x>
- Kalbitz, K., Schwesig, D., Rethemeyer, J., Matzner, E., 2005. Stabilization of dissolved organic matter by sorption to the mineral soil. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 1319–1331. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.11.028>
- Kallenbach, C.M., Frey, S.D., Grandy, A.S., 2016. Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. *Nat Commun* 7, 13630. <https://doi.org/10.1038/ncomms13630>
- Kanbar, H.J., Srouji, E.E., Zeidan, Z., Chokr, S., Matar, Z., 2018. Leaching of Metals in Coastal Technosols Triggered by Saline Solutions and Labile Organic Matter Removal. *Water, Air, & Soil Pollution* 229. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3808-z>
- Kilbertus, G., 1980. Study of microhabitats contained in soil aggregates. Their relation to bacterial biomass and size of prokaryotes present.[French]. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*.
- Kögel-Knabner, I., Guggenberger, G., Kleber, M., Kandeler, E., Kalbitz, K., Scheu, S., Eusterhues, K., Leinweber, P., 2008. Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, 61–82. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700048>
- Krull, E.S., Skjemstad, J.O., Baldock, J.A., 2004. Functions of soil organic matter and the effect on soil properties. Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting Canberra.
- Kuzyakov, Y., Domanski, G., 2000. Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163, 421–431. [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200008\)163:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200008)163:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-R)
- Lal, R., 2008. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 815–830. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>
- Lal, R., 2004a. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
- Lal, R., 2004b. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>

- Lal, R., 2002. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental Pollution* 10.
- Lal, R., Negassa, W., Lorenz, K., 2015. Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 15, 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>
- Larney, F.J., Angers, D.A., 2012. The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Can. J. Soil. Sci.* 92, 19–38. <https://doi.org/10.4141/cjss2010-064>
- Launay, C., Constantin, J., Chlebowski, F., Houot, S., Graux, A., Klumpp, K., Martin, R., Mary, B., Pellerin, S., Therond, O., 2021. Estimating the carbon storage potential and greenhouse gas emissions of French arable cropland using high-resolution modeling. *Glob. Change Biol.* 27, 1645–1661. <https://doi.org/10.1111/gcb.15512>
- Le Quéré, C., Andrew, R.M., Friedlingstein, P., Sitch, S., Pongratz, J., Manning, A.C., Korsbakken, J.I., Peters, G.P., Canadell, J.G., Jackson, R.B., Boden, T.A., Tans, P.P., Andrews, O.D., Arora, V.K., Bakker, D.C.E., Barbero, L., Becker, M., Betts, R.A., Bopp, L., Chevallier, F., Chini, L.P., Ciais, P., Cosca, C.E., Cross, J., Currie, K., Gasser, T., Harris, I., Hauck, J., Haverd, V., Houghton, R.A., Hunt, C.W., Hurtt, G., Ilyina, T., Jain, A.K., Kato, E., Kautz, M., Keeling, R.F., Klein Goldewijk, K., Körtzinger, A., Landschützer, P., Lefèvre, N., Lenton, A., Lienert, S., Lima, I., Lombardozzi, D., Metz, N., Millero, F., Monteiro, P.M.S., Munro, D.R., Nabel, J.E.M.S., Nakaoka, S., Nojiri, Y., Padin, X.A., Peregon, A., Pfiel, B., Pierrot, D., Poulter, B., Rehder, G., Reimer, J., Rödenbeck, C., Schwinger, J., Séférian, R., Skjelvan, I., Stocker, B.D., Tian, H., Tilbrook, B., Tubiello, F.N., van der Laan-Luijkx, I.T., van der Werf, G.R., van Heuven, S., Viovy, N., Vuichard, N., Walker, A.P., Watson, A.J., Wiltshire, A.J., Zaehle, S., Zhu, D., 2018. Global Carbon Budget 2017. *Earth System Science Data* 10, 405–448. <https://doi.org/10.5194/essd-10-405-2018>
- Lefort, C., 2009. Contribution à la définition et à la classification des Technosols. Institut national polytechnique de Lorraine, Nancy.
- Lehmann, A., 2006. Technosols and other proposals on urban soils for the WRB (World Reference Base for Soil Resources) 6.
- Lehmann, A., Stahr, K., 2007. Nature and significance of anthropogenic urban soils. *J Soils Sediments* 7, 247–260. <https://doi.org/10.1065/jss2007.06.235>
- Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/nature16069>
- Levin, M.J., Kim, K.-H.J., Morel, J.L., Burghardt, W., Charzyński, P., Shaw, R.K., IUSS Working Group SUIITMA (Eds.), 2017. Soils within cities: global approaches to their

- sustainable management: composition, properties, and functions of soils of the urban environment, *GeoEcology essays*. Catena Soil Sciences, Stuttgart.
- Liu, Z., Shao, M., Wang, Y., 2011. Effect of environmental factors on regional soil organic carbon stocks across the Loess Plateau region, China. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 142, 184–194. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.002>
- Lorenz, K., Lal, R., 2014. Biochar application to soil for climate change mitigation by soil organic carbon sequestration. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 177, 651–670. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400058>
- Lutfalla, S., Abiven, S., Barré, P., Wiedemeier, D.B., Christensen, B.T., Houot, S., Kätterer, T., Macdonald, A.J., van Oort, F., Chenu, C., 2017. Pyrogenic Carbon Lacks Long-Term Persistence in Temperate Arable Soils. *Frontiers in Earth Science* 5. <https://doi.org/10.3389/feart.2017.00096>
- Markiewicz, M., Hulisz, P., Charzyński, P., Piernik, A., 2018. Characteristics of soil organic matter of edifisols – An example of techno humus system. *Applied Soil Ecology* 123, 509–512. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.04.022>
- Martin, M.P., Dimassi, B., Román Dobarco, M., Guenet, B., Arrouays, D., Angers, D.A., Blache, F., Huard, F., Soussana, J., Pellerin, S., 2021. Feasibility of the 4 per 1000 aspirational target for soil carbon: A case study for France. *Glob Change Biol* 27, 2458–2477. <https://doi.org/10.1111/gcb.15547>
- Martin, M.P., Wattenbach, M., Smith, P., Meersmans, J., Jolivet, C., Boulonne, L., Arrouays, D., 2011. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences* 8, 1053–1065. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1053-2011>
- Mathieu, J.A., Hatté, C., Balesdent, J., Parent, É., 2015. Deep soil carbon dynamics are driven more by soil type than by climate: a worldwide meta-analysis of radiocarbon profiles. *Global Change Biology* 21, 4278–4292. <https://doi.org/10.1111/gcb.13012>
- Mayer, S., Kühnel, A., Burmeister, J., Kögel-Knabner, I., Wiesmeier, M., 2019. Controlling factors of organic carbon stocks in agricultural topsoils and subsoils of Bavaria. *Soil and Tillage Research* 192, 22–32. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.021>
- Meersmans, J., van Wesemael, B., De Ridder, F., Van Molle, M., 2009. Modelling the three-dimensional spatial distribution of soil organic carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma* 152, 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.05.015>

- Menares, F., Carrasco, M.A., González, B., Fuentes, I., Casanova, M., 2017. Phytostabilization Ability of *Baccharis linearis* and Its Relation to Properties of a Tailings-Derived Technosol. *Water, Air, & Soil Pollution* 228. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3348-y>
- Meyer, L., Brinkman, S., van Kesteren, L., Leprince-Ringuet, N., van Boxmeer, F., 2014. Technical Support Unit for the Synthesis Report 169.
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vågen, T.-G., van Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Minasny, B., McBratney, A.B., Malone, B.P., Wheeler, I., 2013. Digital Mapping of Soil Carbon, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 1–47. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-405942-9.00001-3>
- Minasny, B., Stockmann, U., Hartemink, A.E., McBratney, A.B., 2016. Measuring and Modelling Soil Depth Functions, in: Hartemink, A.E., Minasny, B. (Eds.), *Digital Soil Morphometrics*. Springer International Publishing, Cham, pp. 225–240. https://doi.org/10.1007/978-3-319-28295-4_14
- Mishra, U., Lal, R., Slater, B., Calhoun, F., Liu, D., Van Meirvenne, M., 2009. Predicting Soil Organic Carbon Stock Using Profile Depth Distribution Functions and Ordinary Kriging. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 614–621. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0410>
- Moni, C., Derrien, D., Hatton, P.-J., Zeller, B., Kleber, M., 2012. Density fractions versus size separates: does physical fractionation isolate functional soil compartments? *Biogeosciences* 9, 5181–5197. <https://doi.org/10.5194/bg-9-5181-2012>
- Morel, J.L., Chenu, C., Lorenz, K., 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments* 15, 1659–1666. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
- Novák, T.J., Balla, D., Kamp, J., 2020. Changes in anthropogenic influence on soils across Europe 1990–2018. *Applied Geography* 10.

- Ouvrard, S., Chenot, E.-D., Masfaraud, J.-F., Schwartz, C., 2013. Long-term assessment of natural attenuation: statistical approach on soils with aged PAH contamination. *Biodegradation* 24, 539–548. <https://doi.org/10.1007/s10532-013-9618-5>
- Pachauri, R.K., Mayer, L., Intergovernmental Panel on Climate Change (Eds.), 2015. *Climate change 2014: synthesis report*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.
- Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V., Ojima, D.S., 1987. Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands¹. *Soil Science Society of America Journal* 51, 1173. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x>
- Pascaud, G., Soubrand, M., Lemeé, L., Laduranty, J., El-Mufleh, A., Rabiet, M., Joussein, E., 2017. Molecular fingerprint of soil organic matter as an indicator of pedogenesis processes in Technosols. *Journal of Soils and Sediments* 17, 340–351. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1523-1>
- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 12.
- Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., 2019. Stocker du carbone dans les sols français : quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel cout ? 12.
- Percival, H.J., Parfitt, R.L., Scott, N.A., 2000. Factors Controlling Soil Carbon Levels in New Zealand Grasslands: Is Clay Content Important? *SOIL SCI. SOC. AM. J.* 64, 8.
- Pernot, A., Ouvrard, S., Leglize, P., Faure, P., 2013. Protective role of fine silts for PAH in a former industrial soil. *Environmental Pollution* 179, 81–87. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.068>
- Pichtel, J.R., Dick, W.A., Sutton, P., 1994. Comparison of Amendments and Management Practices for Long-Term Reclamation of Abandoned Mine Lands. *J. environ. qual.* 23, 766–772. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300040022x>
- Pignatello, J.J., 1998. Soil organic matter as a nanoporous sorbent of organic pollutants. *Advances in Colloid and Interface Science* 76–77, 445–467. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(98\)00055-4](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(98)00055-4)
- Poeplau, C., Don, A., Six, J., Kaiser, M., Benbi, D., Chenu, C., Cotrufo, M.F., Derrien, D., Gioacchini, P., Grand, S., Gregorich, E., Griepentrog, M., Gunina, A., Haddix, M., Kuzyakov, Y., Kühnel, A., Macdonald, L.M., Soong, J., Trigalet, S., Vermeire, M.-L., Rovira, P., van Wesemael, B., Wiesmeier, M., Yeasmin, S., Yevdokimov, I., Nieder, R., 2018. Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate

- agricultural soils – A comprehensive method comparison. *Soil Biology and Biochemistry* 125, 10–26. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.025>
- Poepflau, C., Vos, C., Don, A., 2017. Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *SOIL* 3, 61–66. <https://doi.org/10.5194/soil-3-61-2017>
- Poggio, L., de Sousa, L.M., Batjes, N.H., Heuvelink, G.B.M., Kempen, B., Ribeiro, E., Rossiter, D., 2021. SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty. *SOIL* 7, 217–240. <https://doi.org/10.5194/soil-7-217-2021>
- Poirier, V., Roumet, C., Munson, A.D., 2018. The root of the matter: Linking root traits and soil organic matter stabilization processes. *Soil Biology and Biochemistry* 120, 246–259. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.02.016>
- Poot, A., Quik, J.T.K., Veld, H., Koelmans, A.A., 2009. Quantification methods of Black Carbon: Comparison of Rock-Eval analysis with traditional methods. *Journal of Chromatography A* 1216, 613–622. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2008.08.011>
- Post, W.M., Emanuel, W.R., Zinke, P.J., Stangenberger, A.G., 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298, 156–159. <https://doi.org/10.1038/298156a0>
- 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. <https://doi.org/10.1111/gcb.14066>
- Pribyl, D.W., 2010. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma* 156, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>
- Pronk, G.J., Heister, K., Kögel-Knabner, I., 2013. Is turnover and development of organic matter controlled by mineral composition? *Soil Biology and Biochemistry* 67, 235–244. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.09.006>
- Pulido-Fernández, M., Schnabel, S., Lavado-Contador, J.F., Miralles Mellado, I., Ortega Pérez, R., 2013. Soil organic matter of Iberian open woodland rangelands as influenced by vegetation cover and land management. *CATENA* 109, 13–24. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.05.002>
- Quintela-Sabarís, C., 2019. Effects of reclamation effort on the recovery of ecosystem functions of a tropical degraded serpentinite dump site. *Journal of Geochemical Exploration* 13.
- R Core Team, 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Rees, F., 2014. Mobilité des métaux dans les systèmes sol-plante-biochar. Université de Lorraine.
- Rees, F., Dagois, R., Derrien, D., Fiorelli, J.-L., Watteau, F., Morel, J.L., Schwartz, C., Simonnot, M.-O., Séré, G., 2019. Storage of carbon in constructed technosols: in situ monitoring over a decade. *Geoderma* 337, 641–648. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.009>
- Rees, F., Sterckeman, T., Morel, J.L., 2020. Biochar-assisted phytoextraction of Cd and Zn by *Noccaea caerulea* on a contaminated soil: A four-year lysimeter study. *Science of The Total Environment* 707, 135654. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135654>
- Reeves, D.W., 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research* 43, 131–167. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(97\)00038-X](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(97)00038-X)
- Rennert, T., Kaufhold, S., Händel, M., Schuth, S., Meißner, S., Totsche, K.U., 2011. Characterization of a Technosol developed from deposited flue-dust slurry and release of inorganic contaminants. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 174, 721–731. <https://doi.org/10.1002/jpln.201000345>
- Rodríguez-Vila, A., Forján, R., Guedes, R.S., Covelo, E.F., 2017. Nutrient phytoavailability in a mine soil amended with technosol and biochar and vegetated with *Brassica juncea*. *Journal of Soils and Sediments* 17, 1653–1661. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1643-7>
- Rokia, S., Séré, G., Schwartz, C., Deeb, M., Fournier, F., Nehls, T., Damas, O., Vidal-Beaudet, L., 2014. Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes. *Waste Management* 34, 2155–2162. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.016>
- Rumpel, C., Kögel-Knabner, I., 2011. Deep soil organic matter—a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil* 338, 143–158. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0391-5>
- Salomã% C., Nunan, N., Pouteau, V., Lerch, T.Z., Chenu, C., 2010. Carbon dynamics in topsoil and in subsoil may be controlled by different regulatory mechanisms: CARBON DYNAMICS IN TOPSOIL AND IN SUBSOIL. *Global Change Biology* 16, 416–426. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01884.x>
- Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G.J., 2017. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proc Natl Acad Sci USA* 114, 9575–9580. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>

- Scharlemann, J.P., Tanner, E.V., Hiederer, R., Kapos, V., 2014a. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management* 5, 81–91. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
- Scharlemann, J.P., Tanner, E.V., Hiederer, R., Kapos, V., 2014b. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management* 5, 81–91. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
- Schwartz, C., Echevarria, G., Morel, J.L., 2003. Phytoextraction of cadmium with *Thlaspi caerulescens* 9.
- Sebag, D., Disnar, J.R., Guillet, B., Di Giovanni, C., Verrecchia, E.P., Durand, A., 2006. Monitoring organic matter dynamics in soil profiles by ‘Rock-Eval pyrolysis’: bulk characterization and quantification of degradation: Programmed pyrolysis of soil organic matter. *European Journal of Soil Science* 57, 344–355. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00745.x>
- Sebag, D., Verrecchia, E.P., Cécillon, L., Adatte, T., Albrecht, R., Aubert, M., Bureau, F., Cailleau, G., Copard, Y., Decaens, T., Disnar, J.-R., Hetényi, M., Nyilas, T., Trombino, L., 2016. Dynamics of soil organic matter based on new Rock-Eval indices. *Geoderma* 284, 185–203. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.08.025>
- Séré, G., 2018. Mieux connaître la pédogenèse et le fonctionnement des Technosols pour optimiser les services écosystémiques rendus.
- Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Renat, J.-C., Watteau, F., Villemin, G., Morel, J.L., 2010. Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *Journal of Soils and Sediments* 10, 1246–1254. <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0206-6>
- Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Sauvage, C., Renat, J.-C., Morel, J.L., 2008. Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. *Journal of Soils and Sediments* 8, 130–136. <https://doi.org/10.1065/jss2008.03.277>
- Shalaby, A., Moghanm, F.S., 2015. Assessment of urban sprawl on agricultural soil of northern Nile Delta of Egypt using RS and GIS. *Chin. Geogr. Sci.* 25, 274–282. <https://doi.org/10.1007/s11769-015-0748-z>
- Simón, M., García, I., Sánchez, J.A., González, V., 2018. Atypical morphology of technosols developed in quarry dumps restored with marble sludge: Implications for carbon sequestration. *CATENA* 160, 50–56. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.08.018>
- Soil Survey Staff, 2014. *Keys to Soil Taxonomy*, 12th edition. USDA-Natural Resources Conservation Service.

- Šourková, M., Frouz, J., Fettweis, U., Bens, O., Hüttl, R.F., Šantrůčková, H., 2005. Soil development and properties of microbial biomass succession in reclaimed post mining sites near Sokolov (Czech Republic) and near Cottbus (Germany). *Geoderma* 129, 73–80. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.032>
- Sterckeman, T., Douay, F., Proix, N., Fourrier, H., 2000. Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France. *Environmental Pollution* 107, 377–389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00165-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00165-7)
- Stockmann, U., Adams, M.A., Crawford, J.W., Field, D.J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A.B., Courcelles, V. de R. de, 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 & Environment* 164, 80–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
- Stockmann, U., Padarian, J., McBratney, A., Minasny, B., de Brogniez, D., Montanarella, L., Hong, S.Y., Rawlins, B.G., Field, D.J., 2015. Global soil organic carbon assessment. *Global Food Security* 6, 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2015.07.001>
- Thornton, A., 2000. Publication bias in meta-analysis its causes and consequences. *Journal of Clinical Epidemiology* 53, 207–216. [https://doi.org/10.1016/S0895-4356\(99\)00161-4](https://doi.org/10.1016/S0895-4356(99)00161-4)
- Thuriès, L., Pansu, M., Feller, C., Herrmann, P., Rémy, J.-C., 2001. Kinetics of added organic matter decomposition in a Mediterranean sandy soil. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 997–1010. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00003-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00003-7)
- Ussiri, D.A.N., Lal, R., 2005. Carbon Sequestration in Reclaimed Minesoils. *Critical Reviews in Plant Sciences* 24, 151–165. <https://doi.org/10.1080/07352680591002147>
- Uzarowicz, L., Kwasowski, W., Spiewak, O., Switoniak, M., 2018. Indicators of pedogenesis of Technosols developed in an ash settling pond at the Bełchatów thermal power station (central Poland). *Soil Science Annual* 69, 49–59. <https://doi.org/10.2478/ssa-2018-0006>
- Uzarowicz, Ł., Skiba, S., 2011. Technogenic soils developed on mine spoils containing iron sulphides: Mineral transformations as an indicator of pedogenesis. *Geoderma* 163, 95–108. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.008>
- Vepraskas, M., Craft, C. (Eds.), 2015. *Wetland Soils: Genesis, Hydrology, Landscapes, and Classification, Second Edition*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b18996>

- Vetterlein, D., Hüttnl, R.F., 1999. Can applied organic matter fulfil similar functions as soil organic matter? Risk-benefit analysis for organic matter application as a potential strategy for rehabilitation of disturbed ecosystems. *Plant and Soil* 10.
- Vidal-Beaudet, L., Rokia, S., Nehls, T., Schwartz, C., 2018. Aggregation and availability of phosphorus in a Technosol constructed from urban wastes. *Journal of Soils and Sediments* 18, 456–466. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1469-3>
- Vittori Antisari, L., Cremonini, S., Desantis, P., Calastri, C., Vianello, G., 2013. Chemical characterisation of anthro-technosols from Bronze to Middle Age in Bologna (Italy). *Journal of Archaeological Science* 40, 3660–3671. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2013.04.023>
- Vogel, C., Heister, K., Buegger, F., Tanuwidjaja, I., Haug, S., Schloter, M., Kögel-Knabner, I., 2015. Clay mineral composition modifies decomposition and sequestration of organic carbon and nitrogen in fine soil fractions. *Biol Fertil Soils* 51, 427–442. <https://doi.org/10.1007/s00374-014-0987-7>
- Vogel, C., Mueller, C.W., Höschen, C., Buegger, F., Heister, K., Schulz, S., Schloter, M., Kögel-Knabner, I., 2014. Submicron structures provide preferential spots for carbon and nitrogen sequestration in soils. *Nature Communications* 5. <https://doi.org/10.1038/ncomms3947>
- Wang, J., Xiong, Z., Kuzyakov, Y., 2016. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy* 8, 512–523. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12266>
- Wang, Q., Zeng, Z., Zhong, M., 2016. Soil Moisture Alters the Response of Soil Organic Carbon Mineralization to Litter Addition. *Ecosystems* 19, 450–460. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9941-2>
- Watteau, F., Huot, H., Séré, G., Begin, J.C., Rees, F., Schwartz, C., Morel, J.-L., 2018. Micropedology to reveal pedogenetic processes in Technosols. *Spanish Journal of Soil Science* 8, 148–163. <https://doi.org/10.3232/SJSSS.2018.V8.N2.02>
- West, T.O., Post, W.M., 2002. Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation: A Global Data Analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 1930–1946. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1930>
- Xiong, X., Grunwald, S., Myers, D.B., Ross, C.W., Harris, W.G., Comerford, N.B., 2014. Interaction effects of climate and land use/land cover change on soil organic carbon

- sequestration. *Science of The Total Environment* 493, 974–982. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.088>
- Xu, L., Fang, H., Deng, X., Ying, J., Lv, W., Shi, Y., Zhou, G., Zhou, Y., 2020. Biochar application increased ecosystem carbon sequestration capacity in a Moso bamboo forest. *Forest Ecology and Management* 475, 118447. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118447>
- Yilmaz, D., Cannavo, P., Séré, G., Vidal-Beaudet, L., Legret, M., Damas, O., Peyneau, P.-E., 2018. Physical properties of structural soils containing waste materials to achieve urban greening. *Journal of Soils and Sediments* 18, 442–455. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1524-0>
- You, F., Dalal, R., Huang, L., 2018. Biochar and biomass organic amendments shaped different dominance of lithoautotrophs and organoheterotrophs in microbial communities colonizing neutral copper(Cu)-molybdenum(Mo)-gold(Au) tailings. *Geoderma* 309, 100–110. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.09.010>
- Yousaf, B., Liu, G., Wang, R., Abbas, Q., Imtiaz, M., Liu, R., 2017. Investigating the biochar effects on C-mineralization and sequestration of carbon in soil compared with conventional amendments using the stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$) approach. *GCB Bioenergy* 9, 1085–1099. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12401>
- Yuan, M., Xu, Z.P., Baumgartl, T., Huang, L., 2016. Organic Amendment and Plant Growth Improved Aggregation in Cu/Pb-Zn Tailings. *Soil Science Society of America Journal* 80, 27. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.03.0091>
- Zamulina, I.V., Gorovtsov, A.V., Minkina, T.M., Mandzhieva, S.S., Burachevskaya, M.V., Bauer, T.V., 2022. Soil organic matter and biological activity under long-term contamination with copper. *Environ Geochem Health* 44, 387–398. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-01044-4>
- Zinn, Y.L., Lal, R., Resck, D.V.S., 2005. Texture and organic carbon relations described by a profile pedotransfer function for Brazilian Cerrado soils. *Geoderma* 127, 168–173. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.02.010>

ANNEXES

Annexe 1 : Formulaire de saisie de données pour la méta-analyse

Publication information 1394 entries for now

ID: WOS page: WOS number: Spatial Approach Index: Temporal Approach Index: Publication short ref.:

Publication title:

Site

Country: Climate: Age: Mean Annual Temperature: Mean Annual Rainfall: Elevation:

Land use: ▶ If other: Degree of anthropization:

Soil cover: ▶ If other:

SEND VALUES TO DATA TABLE AS A NEW ENTRY

▲

▼

SHOW ENTRY

UP DATE

CLEAR ALL CELLS

Data description

Description (copied from the publication):

Soil or constituent? ▶

Depth of sampling: -

	Total Carbon	Soil Organic Carbon	Soil Organic Matter	Nitrogen	C/N
Method	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Mean	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
SD	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
nb of rep.	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>

	pH	CEC	BD	Sand (50-2000 or 63-2000 μm)	Silt (2-50 or 2-63 μm)	Clay (0-2 μm)
Method	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Mean	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
SD	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
nb of rep.	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>

Soil type (WRB):
 Soil main qualifier (WRB):
 Soil subqualifier (WRB):
 Soil type (RPF):

Les valeurs récupérées par lecture graphique sont à écrire avec un astérisque à la fin (ex.: 17.40*)

Annexe 2 : Extrait du fichier de « metadata » associé aux données de la méta-analyse, les lignes 18 à 47 ont été masquées pour présenter plus de diversité

1	Column1	Column2	Column3	Column4
2	TITLE	A meta-analysis of Technosol s contribution to carbon storage: identification of main governing factors - DATASET		
3				
4	DATA DESCRIPTION	This dataset contains data from articles published before 2019 resulting from the search equation "TS = (Technosol* AND (Organic carbon OR Organic matter))" in the We		
5				
6	KEYWORD	Soil organic carbon stocks		
7				
8	KEYWORD	Carbon sequestration		
9				
10	KEYWORD	Strongly anthropized soils		
11				
12	KEYWORD	Artefacts		
13				
14	FILE CREATOR	Victor Allory		
15				
16	NAME	Allory		
17				
48		nature of measurement	abbreviation	units
49				
50	MEASUREMENT	Observation s unique identifier	ID	
51				
52	MEASUREMENT	Publication s DOI	DOI	
53				
54	MEASUREMENT	Publication short ref.	Publication short ref.	
55				
56	MEASUREMENT	Publication title	Publication title	
57				
58	MEASUREMENT	Spatial Approach Index	SAO	

Le fichier complet est disponible sur <https://doi.org/10.24396/ORDAR-60>.

Annexe 3 : Protocole de fractionnement et photographies pour les différentes étapes

50 g de sol ont été mis en agitation pendant une nuit à 50 rpm avec 360 mL d'eau distillée dans des flacons en plastique de 500 mL avec 20 billes de verre de 5 mm de diamètre pour casser tous les agrégats > 50 μm . Dans un premier temps, les particules > 2000 μm ont été récupérées par tamisage humide, puis le fractionnement de la densité a été réalisé comme suit : à plusieurs reprises, les particules de sol ont été immergées dans l'eau et doucement agitées à la main dans un bécher pendant quelques secondes pour obtenir une remise en suspension préférentielle des particules organiques légères par rapport aux particules plus denses.

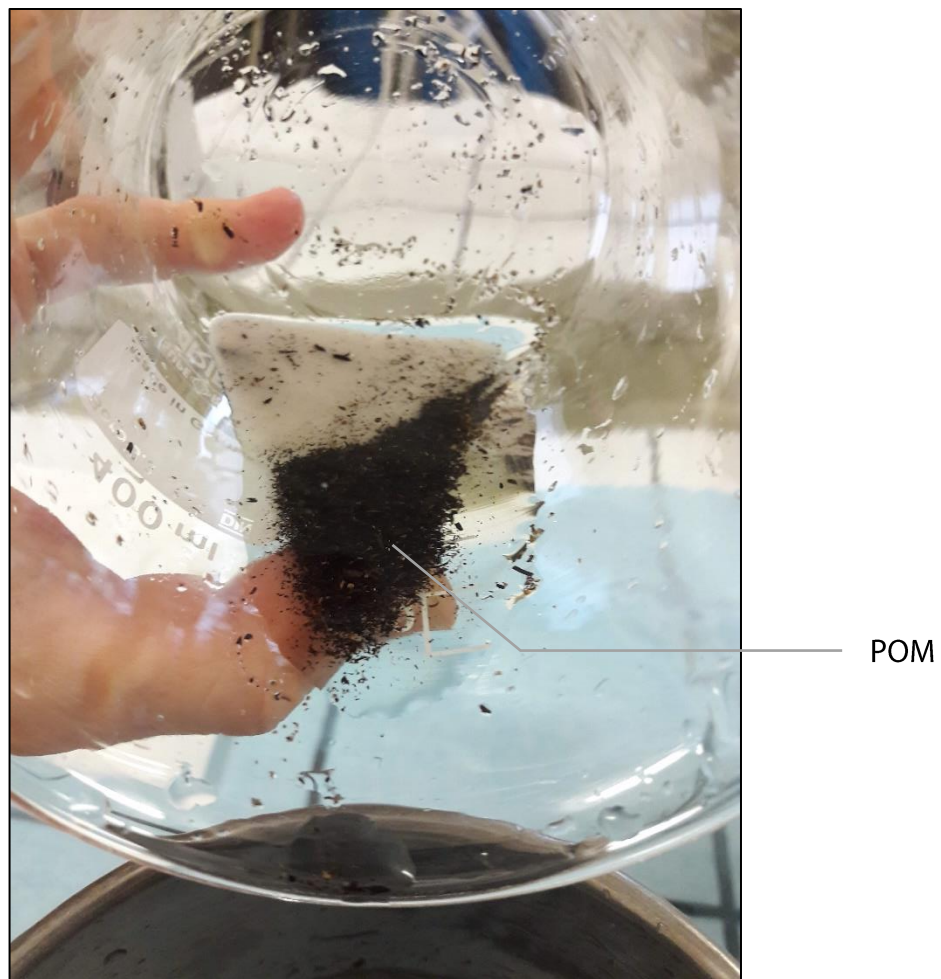


Figure 33 : Photographie de l'étape de fractionnement par densité pour le sol artificiel RS fraction 200 - 2000 μm . Les particules noires en suspension sont récupérées et appelées "POM".

Ensuite, la partie supérieure du surnageant contenant la matière organique particulaire (POM) a été versée dans un autre bécher. La procédure a été répétée de 2 à 10 min jusqu'à ce que la fraction grossière isolée dans le bécher tourbillonnant apparaisse exempte de matière sombre, se déposant lentement. Dans une deuxième étape, le même

fractionnement de la densité a été réalisé pour les particules $> 200 \mu\text{m}$ et $< 2000 \mu\text{m}$, puis $> 50 \mu\text{m}$ et $< 200 \mu\text{m}$ (encore récupérées par tamisage humide). Toutes les fractions récupérées (c.-à-d., lourdes $> 2000 \mu\text{m}$, légères $> 2000 \mu\text{m}$, lourdes 200-2000 μm , légères 200-2000 μm , lourdes 50-200 μm , légères 50-200 μm et 0-50 μm) ont été séchées au four à 70°C pendant 48 heures et pesées.



Figure 34 : Les différentes fractions du premier horizon du Technosol industriel

Toutes les fractions obtenues par le fractionnement par taille et densité des particules ont été observées au stéréomicroscope. Pour chacune des fractions, une estimation du pourcentage (en nombre de particules) de particules minérales anthropiques, de particules minérales naturelles, de particules organiques anthropiques et de particules organiques naturelles a été effectuée.

Si le nombre de particules dans un quadrat de $4 \text{ mm} \times 4 \text{ mm}$ était approximativement inférieur à 400 particules, les particules étaient comptées une par une à l'aide de compteurs.



Figure 35 : Compteurs utilisés pour compter le nombre de particules organiques d'origine naturelle, organiques d'origine anthropique, minérales d'origine naturelle, minérales d'origines anthropiques pour les fractions de sols

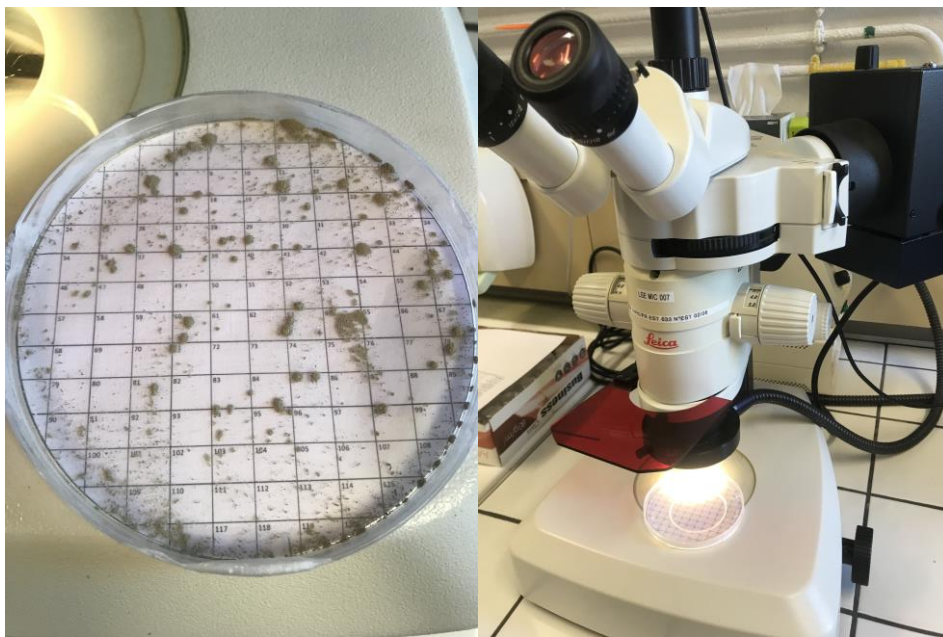


Figure 36 : Boîte de pétri et grille utilisée pour faciliter le comptage (à gauche) et stéréomicroscope utilisé (à droite)

Dans le cas contraire, l'estimation a été faite à l'aide d'estimateurs visuels : cela a été fait principalement dans les fractions $< 50 \mu\text{m}$ où le nombre de particules par unité de surface était trop élevé.



Particule de coke
(organique anthropique)

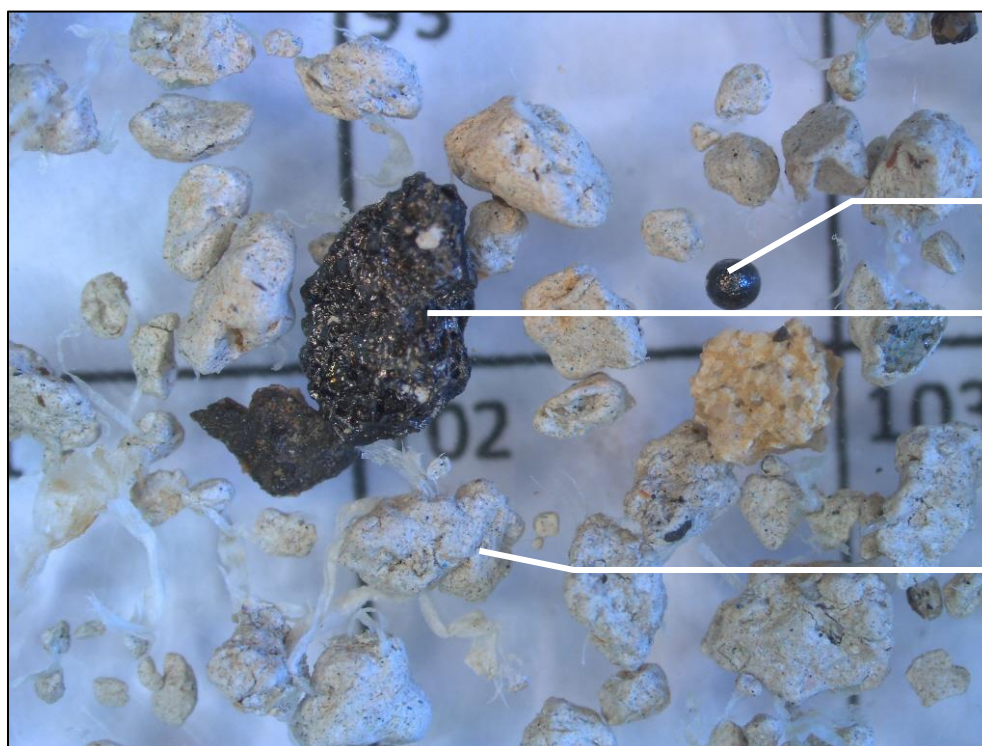
Fible de boues de
papeterie (particule
organique anthropique)

Tissu racinaire (particule
organique naturelle)

Particule minérale
naturelle (type grès ?)

Débris de verre (particule
minérale anthropique)

Figure 37 : Observation au stéréomicroscope grossissement (x15) de la fraction > 2000 µm légère de l'horizon intermédiaire du Technosol construit



Particule métallique
(minérale anthropique)

Particule de coke
(organique anthropique)

Particule de boue de
papeterie (organique
anthropique)

Figure 38 : Observation au stéréomicroscope grossissement (x40) de la fraction 200 - 2000 µm légère de l'horizon inférieur du Technosol construit

Si une l'origine d'une particule ne pouvait pas être clairement identifiée, elle n'était simplement pas comptée.

Résumé

Les Technosols sont des sols fortement impactés par les activités humaines et dont la couverture n'a de cesse d'augmenter depuis le début de l'Anthropocène. Ils sont caractérisés par leurs concentrations notables en artéfacts (*i.e.* matériaux parents d'origine anthropique) dont l'origine, la nature et la réactivité sont extrêmement variables. Les artéfacts influencent largement les propriétés et la pédogenèse des Technosols, et donc aussi la dynamique du carbone dans ces sols. Néanmoins, le caractère récent de l'étude des Technosols et leur forte hétérogénéité impliquent que le niveau actuel de connaissances sur le stockage de carbone est très limité.

Les recherches conduites ont tout d'abord permis de constituer la première base de données sur les stocks de carbone dans les Technosols. Il en ressort que les Technosols figurent parmi les sols du Monde avec les stocks de carbone les plus élevés, même si ceux-ci se caractérisent par une très forte variabilité, sans équivalent pour les autres sols. La base de données permet également de mettre en évidence l'influence de facteurs tels que le climat et le mode d'occupation des sols.

Dans un second volet, une expérimentation en conditions contrôlées a permis d'évaluer le potentiel de minéralisation d'une gamme d'artéfacts organiques seuls ou en présence de matière organique naturelle. Les résultats soulignent la récalcitrance de certains artéfacts fréquemment rencontrés dans les Technosols (coke, charbon, biochar). Ces artéfacts interagissent également avec la matière organique naturelle et peuvent limiter sa minéralisation.

Enfin, le suivi et la caractérisation des stocks de carbone de Technosols en conditions réelles ont été effectués. Alors que certains stocks restent pseudo-stables au cours du temps, d'autres diminuent de manière continue et l'un des Technosols présente une cinétique en deux phases : une courte décroissance, suivie d'une augmentation continue du stock. En lien avec les résultats précédents, la nature des artéfacts et les processus associés apparaissent essentiels dans cette dynamique. Il en ressort aussi que le mode de gestion de la biomasse est un facteur contrôlant l'évolution du stock.

Abstract

Technosols are soils strongly impacted by human activities and whose surface is continuously increasing since the beginning of the Anthropocene. They are characterized by their significant concentrations of artefacts (i.e. parent materials of anthropogenic origin) whose origin, nature and reactivity are extremely variable. Artefacts influence largely the properties and pedogenesis of Technosols, and thus also the carbon dynamics in these soils. Nevertheless, the recent character of the study of Technosols and their strong heterogeneity imply that the current level of knowledge on carbon storage is very limited.

The first part of this work aims at creating the first database on carbon stocks in Technosols. It shows that Technosols are among the soils in the world with the highest carbon stocks, even if they are characterized by a very high variability, without equivalent for other soils. The database also highlights the influence of factors such as climate and land use.

In a second part, an experiment under controlled conditions allowed to evaluate the mineralization potential of a range of organic artefacts alone or with natural organic matter. The results underline the recalcitrance of certain artefacts frequently encountered in Technosols (coke, coal, biochar). These artefacts also interact with the natural organic matter and can limit its mineralization.

Finally, the monitoring and characterization of carbon stocks in Technosols have been carried out. While some stocks remain stable over time, others decrease continuously and one of the Technosols shows a two-phase kinetic: a short decrease, followed by a continuous increase of the stock. In connection with the previous results, the nature of the artefacts and the associated processes appear essential in these dynamics. It also shows that the soil biomass management is a factor controlling the evolution of the stock.