

UNIVERSITE CHEIKH ANTA DIOP DE DAKAR

ECOLE DOCTORALE : SCIENCES DE LA VIE, DE LA SANTE
ET DE L'ENVIRONNEMENT

FACULTE DES SCIENCES ET TECHNIQUES

Année : 2020/2021

N° ordre : 202013



THESE DE DOCTORAT

Spécialité : **Sciences de l'Environnement**

Présentée par :

Monsieur Oscar Pascal Malou

Le carbone organique dans les sols cultivés du
bassin arachidier du Sénégal : variabilité spatiale
et effets des pratiques culturales

Soutenue le 17 avril 2021 devant le jury composé de :

Président	EL HADJ SAMBA NDAO SYLLA	Professeur titulaire	UCAD
Rapporteur	BIENVENU SAMBOU	Maître de conférences	UCAD
Rapporteur	JEAN-LUC CHOTTE	Directeur de recherche	IRD
Rapporteur	SAIDOU NOUROU SALL	Maître de conférences	UGB
Examineur	IBRAHIMA DIEDHIOU	Maître de conférences	UIDT
Examinatrice	NDEYE YACINE BADIANE-NDOUR	Maître de recherche	ISRA
Co-directeur de thèse	ABOU THIAM	Maître de conférences	UCAD
Co-directrice de thèse	LYDIE CHAPUIS-LARDY	Directrice de recherche	IRD

RESUME

Le carbone des sols occupe aujourd'hui une place centrale dans la lutte contre le changement climatique et ses effets et pour la sécurité alimentaire. Cette étude **s'intéresse** aux sols sableux pauvres en matière organique du bassin arachidier du Sénégal. Elle a pour objectif de : (i) quantifier (et cartographier) les stocks de carbone organique dans les **sols cultivés à l'échelle** de terroirs villageois (Barry Sine, Diohine-Sassem et Sob), (ii) **d'identifier pourquoi et comment les pratiques d'apports organiques conditionnent les stocks** dans les agrosystèmes. Quatre (4) pratiques courantes sont examinées : apports de produits résiduaux organiques (PRO) issus des activités des ménages épandus sur les champs à proximité des concessions (champs de case) ; apports de fumier, principalement en champs de case et dans une moindre mesure en champs de brousse (champs plus éloignés du village) ; maintien des résidus de mil sur les champs après la récolte ; aucun apport organique exogène ou jachère. Les échantillons de sols ont été collectés à 0–10 cm et 10–30 cm de profondeur dans 1813 parcelles géoréférencées au niveau de 03 villages dont les trajectoires agricoles diffèrent notamment en ce qui concerne les activités **d'élevage. Les teneurs en COS de ces 3626 échantillons ont été déterminées par spectroscopie visible-proche infrarouge (VisNIR) ; approche qui s'est avérée efficace pour apprécier ce paramètre mais aussi la texture du sol.** Les stocks de COS sont faibles et varient entre 2,3 à 59,8 Mg C ha⁻¹ (14,6 Mg C ha⁻¹ en moyenne). Ils sont impactés significativement par les **pratiques d'apports, le type de champ (champs de case vs champs de brousse)** et par le type de sol (*Dior, Dior-Deck, Deck et Deck-Mbel*). **L'apport de PRO ou de fumier contribue à une augmentation significative (p < 0,001) des stocks de COS dans la couche de sol 0-30 cm. L'approche Rock-Eval® (RE) sur une sélection d'échantillons (n = 120) permet d'appréhender la stabilité thermique de la matière organique du sol (MOS) et révèle que les sols sableux ont une signature particulière.** La quantité de COS et la qualité de la MOS sont fortement et significativement corrélés ($R^2 > 0.74$) dans les sols cultivés recevant des intrants organiques mais pas dans les sols sans apports organiques exogènes. Une classification de type forêt aléatoire réalisée sur différents pools labiles de C (POM, matière organique particulaire ; POX-C, carbone oxydable au permanganate ; et Min-C et carbone minéralisable) confirme **que le type d'apports organiques et la localisation des champs sont des facteurs explicatifs clé.** Toutefois, seuls les apports de PRO **permettent d'augmenter sensiblement les pools de C labiles. Les deux approches, par Rock-Eval et via les pools de carbone labile utilisés comme indicateurs (notamment le POX-C), révèlent de manière concordante que le COS est dominé par des formes labiles qui se minéralisent rapidement.** Dans ces sols sableux, les apports organiques, notamment les produits résiduaux organiques apportés préférentiellement sur les champs de case par les agriculteurs, bénéficient à des pools labiles à même de soutenir la fertilité du sol mais ne permettent sans doute pas un stockage à long terme contribuant à lutter contre le changement climatique et ses effets.

Mots-clés : Sénégal, , Pratiques culturales, Matière organique du sol, Stocks de carbone organique du sol, Stabilité thermique, Stabilité biogéochimique, Arenosols, Variabilité spatiale

ABSTRACT

Soil carbon is essential for food security and relevant to fight climate change and its effects. This study focuses on Arenosols with a low soil organic matter (SOM) content in the groundnut basin of Senegal. Indeed, the objectives are to: (i) quantify (and map) soil organic carbon (SOC) stocks in agricultural situations at a territory level, (ii) characterize the effects of organic inputs on SOC. Usual local practices were evaluated: application of organic wastes in fields close to the housings (i.e., the home-fields); application of manure either on home-fields or on more distant fields (i.e; out-fields); millet residues left after harvest on both types of fields; no organic amendment or annual fallow. We collected soil samples from 1813 georeferenced plots at 0-10 cm and 10-30 cm deep in village territories with contrasted farming trajectories in the past decades. The visible-near-infrared spectroscopy (VisNIR) was efficiently used to determine SOC as well as soil textural fractions. SOC stocks were low and ranged from 2.3 to 59.8 Mg C ha⁻¹ (mean: 14.6 Mg C ha⁻¹) with a marked effect of organic input practices and field type (house vs. bush fields) and soil type. Home-fields receiving organic wastes or manure had the largest C stocks in the 0-30 cm soil layer. The study of the SOM thermal stability on a subset of these Arenosols revealed a particular Rock-Eval (RE) signature. SOC quantity and SOM quality are significantly correlated ($R^2 > 0.74$) in cultivated soils receiving organic inputs but not in soils without any exogenous organic inputs. A random forest classification of labile C indicators (POM, Particulate organic matter; POX-C, permanganate oxidizable C; Min-C, mineralizable C) also revealed that both the type of organic inputs and the type of field are good predictors to model the size of these pools. However only organic wastes appear as an efficient option to increase soil labile C pools. Pools derived from both approaches (RE and labile C pools, especially the POXC indicator) are correlated and reveal prevalence of labile forms in these soils and their quick mineralisation. Thus, in these cultivated Arenosols, organic amendments mainly applied on home fields by farmers contribute more to labile pools that sustain soil fertility on the short term than to long term storage required to challenge climate change and its effects.

Key words: Senegal, Agricultural practices, Soil organic matter, Soil organic carbon stocks, Thermal stability, Biogeochemical stability, Arenosols, Spatial variability

REMERCIEMENTS

Voilà, j'arrive au dernier exercice de ce long travail, il m'est agréable de m'acquitter ici d'une dette de remerciements envers tous ceux grâce à qui cette thèse s'est déroulée dans les meilleures conditions.

Cette thèse de doctorat a été menée au Laboratoire Mixte International IESOL *Intensification Ecologique des Sols cultivés en Afrique de l'Ouest*. Elle repose notamment sur le partenariat entre l'Institut français de Recherche pour le Développement (IRD), l'Institut Sénégalais de Recherches Agricoles (ISRA), et l'Institut des Sciences de l'Environnement (ISE) de l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar (UCAD). Ce travail de thèse a été soutenu par les projets CERAO (Auto-adaptation des agro-socio-écosystèmes tropicaux face aux changements globaux) et SoCa (Le carbone organique au service de l'agriculture familiale tropicale), financés respectivement par l'Agence nationale française de la recherche (ANR) et la fondation BNP Paribas. J'ai eu accès aux informations sur les systèmes d'élevage générées par le projet européen Animal Change. Un soutien supplémentaire m'a été apporté par le projet DSCATT (Agricultural Intensification and Soil Carbon Sequestration in Tropical and Temperate Farming Systems) financé par les fondations Agropolis et TOTAL. Je suis profondément reconnaissant à l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD), organisme public Français travaillant principalement en partenariat avec les pays du Sud, pour m'avoir accordé une Allocation de Recherche pour une Thèse au Sud (ARTS) de trois ans.

Je tiens à remercier les membres du jury d'avoir accepté d'évaluer mon travail de thèse malgré leurs charges de travail : Professeur El Hadji Samba Ndao Sylla (UCAD), Professeur Bienvenu Sambou (UCAD/ISE), Docteur Jean-Luc Chotte (IRD), Professeur Saidou Nourou Sall (UGB), Professeur Ibrahima Diédhiou et Docteur Ndèye Yacine Badiane-Ndour (ISRA).

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à mes deux directeurs de thèse Dr Abou Thiam (UCAD) et Dr Lydie Chapuis-Lardy (IRD) pour la confiance qu'ils ont mis en moi en me confiant ce sujet de thèse. Merci Dr Abou Thiam pour votre contribution à ma formation universitaire et l'encadrement de cette thèse. Votre pragmatisme et votre sens de l'efficacité sont des qualités qui vous distinguent et m'ont beaucoup marqué. A toi Lydie j'exprime toute ma reconnaissance car vous représentez le mentor idéal. Votre capacité de raisonnement, votre esprit vif, votre sens de l'organisation sont autant de qualités qui ont permis le bon déroulement de cette thèse. Vous êtes une source d'inspiration pour moi, vous côtoyer au quotidien rend la recherche plaisante.

Je remercie Patricia Moulin (IRD) d'abord pour avoir accepté de faire partir du comité de guidage de cette thèse mais également pour son accompagnement tout au long de la thèse sur l'utilisation de la spectroscopie visible-proche infrarouge.

J'exprime toute ma reconnaissance à David Sebag (Université de Rouen, accueilli à l'IRD ; maintenant en poste à l'IFPEN (Institut Français du Pétrole et des Energies Nouvelles), un

chercheur de haut niveau pour sa grande contribution dans ce travail de thèse. Merci David pour les nombreux échanges que nous avons eus par skype et pour votre accueil à Châtellerault. Votre rigueur, votre grande capacité de raisonnement, et vos précieux conseils en matière de **rédaction scientifique m'ont grandement aidé.**

Un grand merci à Tiphaine Chevallier (IRD) pour son accompagnement tout au long de la thèse. Tiphaine vous êtes une personne inspirante. ; votre patience et votre pédagogie **sont inégalables. Vous avez été d'un grand apport et soyez en remercier.**

Je remercie aussi Ndèye Yacine Badiane-Ndour (ISRA, actuellement détachée au bureau de la **FAO de Dakar**), **Laure Tall (ISRA, maintenant en poste à l'IPAR)** en tant que co-Directrices ISRA du LMI IESOL, pour leur appui. Ma gratitude va aussi à Dominique Masse (IRD) et Jonathan Vayssières (Cirad) pour leur soutien et les échanges scientifiques autour du travail de thèse.

Un grand merci au personnel de l'Université de Lausanne (Suisse) pour avoir réalisé les analyses Rock-Eval®, et pour leur soutien technique et scientifique ; je remercie particulièrement Eric Verrecchia **et Stephanie Grand de l'Institut de Dynamique de la Surface de la Terre** et Thierry Adatte de l'Institut des Sciences de la Terre. Je remercie également Alyssa Fischer (Université de Neuchâtel) pour le script R utilisé pour dessiner les thermogrammes S2.

Je remercie l'ensemble du personnel de l'UMR Eco&Sols à Montpellier pour leur accueil, notamment Farid Meddaci (INRAE) et Michelle Tigny (IRD) pour les démarches **administratives, et les directeurs successifs de l'unité, Jean-Luc Chotte et Laurent Cournac.** Merci à Bernard Barthès (IRD) et merci à Philippe Deleporte (Cirad) pour les longues discussions **dans les couloirs de l'UMR Eco&Sols lors de mes séjours à Montpellier, sur les analyses spectroscopiques et les statistiques.** Un grand merci à Nancy Rakotondrazafy **(IRD, Eco&Sols Montpellier) pour l'encadrement et l'appui technique.**

Je remercie vivement tout le personnel technique du Lmi IESOL, au LEMSAT (Eco&Sols), Moustapha Sané, Omar Faye, Lamine Sagna, Lamine Dieng, Mahécor Diouf et Mariama Gueye ; et au LAMA (IMAGO), Marie Pierre Tine, Elie Joseph Diatta, Jacques Hubert Diémé, Assane Sarr et Blaise Mané pour leur appui technique. Mes remerciements vont aussi au personnel de la Représentation IRD au Sénégal pour la gestion administrative, notamment celles de mes missions sur le terrain et en France.

Je remercie aussi tous les enseignants-chercheurs qui **m'ont accompagné tout au long de mon parcours universitaire d'abord à l'Université Assane Seck de Ziguinchor puis à l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar (UCAD).** Je salue mes camarades de la promotion ENVI35 de l'Institut de Sciences de l'Environnement de l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar, et les chercheurs de l'ISRA et du Cirad au sein du LMI IESOL Merci pour les moments partagés.

Je remercie Souleymane Ben Daouda Diatta et Gildas Assogba **pour m'avoir initié à l'utilisation du logiciel Rcran.** Merci aussi à tous les étudiants et doctorants que j'ai côtoyés

au LMI IESOL : Ben, Chris, Falilou, Sitor, Tidiane, Donatien, Médoune, Adama, Moussou, Binta, Sophie, Khadija, Marcel, Paul, Loum, Emmanuel, Richard, Sidy, Espoir.

Je voudrais également exprimer toute ma gratitude aux habitants de Sob, Dihine Sassem **et Barry Sine sans qui ce travail n'aurait pu être réalisé. Un grand merci aux Chefs des villages de Sob, de Dihine Sassem et de Barry Sine.** Je remercie également Moussa Seck **pour l'accès aux parcelles de plantation forestières gérées par le Centre National de Recherches Forestières à Bandia et Ndongo Ndoye pour l'accès à la mise en défens à Fissel Mbadane.**

Je voudrais remercier tous mes proches Cécile Hortence Kartiack, Seydina, Tons, Célestin, Seydou, Pape Ibrahima, Badou, Kamir, Aliou, Luc. Merci à toute ma famille, et en particulier mes parents à qui je dédie ce travail.

Je dédie ce travail à mon père Jean Pierre et à mes frères Moïse et Néhémie qui nous ont quittés il y a quelques années.

Je dédie également ce travail à Amadou Diop « TRA », à Pourmera Gassama et Fatou Faye qui nous ont quittés trop tôt.

Table des matières

RESUME.....	i
INTRODUCTION GENERALE.....	1
Défis sociétaux et contexte scientifique général	1
Contexte local et objet de l'étude	3
Objectifs, approches et hypothèses de l'étude	3
Organisation du manuscrit.....	4
CHAPITRE 1 : Etat de l'art	6
1. La matière organique du sol.....	6
1.1. Qu'est-ce que la MOS ?	6
1.2. Fonctions de la matière organique du sol.....	7
2. Facteurs qui influencent les stocks de COS.....	8
2.1. Facteurs naturels	8
2.2. Facteurs anthropiques.....	8
3. Variabilité spatiale des stocks de COS	11
4. La particularité des agrosystèmes d'Afrique de l'ouest	13
5. Choix des approches méthodologiques	14
5.1. La spectroscopie VisNIR et sa référence CHN.....	15
5.2. La pyrolyse Rock-Eval®	20
5.3. Matière organique particulaire.....	22
5.4. Le carbone oxydable au permanganate (POX-C)	23
5.5. Cinétiques de minéralisation du carbone.....	24
 CHAPITRE 2 : Détermination du carbone organique des sols cultivés du bassin arachidier du Sénégal par spectroscopie visible-proche infrarouge.....	 25
Résumé	25
1. Introduction	26
2. Matériels et méthodes.....	27
2.1. Sites de l'étude	27
2.2. Collecte des échantillons de sol	28
2.3. Acquisition des spectres VisNIR.....	28
2.4. Analyses chimiométriques	29
2.4.1. Sélection des échantillons de référence	29
2.4.2. Prétraitements mathématiques.....	29
2.5. Modèles de prédiction	30
2.6. Evaluation de la performance des modèles.....	30
2.7. Analyses conventionnelles	30

3.	Résultats et discussion.....	31
3.1.	Modèles de prédiction.....	31
3.1.1.	Prédiction des teneurs de COS.....	31
3.1.2.	Prédiction des fractions texturales.....	35
4.	Conclusion.....	36

CHAPITRE 3 : Estimations des stocks de C dans les sols sableux cultivés dans le bassin arachidier du Sénégal. Quelle est l'importance des pratiques d'apports organiques?..... 37

	Résumé.....	37
1.	Introduction.....	38
2.	Matériels.....	40
2.1.	Sites de l'étude.....	40
2.2.	Informations disponibles au niveau du village ou de la parcelle.....	41
3.	Méthodes.....	44
3.1.	Collecte des sols et détermination des teneurs en COS.....	44
3.2.	Densité apparente.....	45
3.3.	Calculs des stocks de COS.....	45
3.4.	Analyses statistiques.....	45
4.	Résultats et discussion.....	46
4.1.	Estimation des stocks de COS.....	46
4.2.	La texture du sol et sa relation avec le COS.....	48
4.3.	Stocks de COS et pratiques culturales.....	50
5.	Conclusion.....	54

CHAPITRE 4: Stabilité thermique du carbone organique du sol dans les Arenosols du bassin arachidier du Sénégal. Quelle est l'importance des pratiques agricoles?..... 56

	Résumé.....	56
1.	Introduction.....	58
2.	Matériels.....	60
2.1.	Sites de l'étude	60
2.2.	Sélection des situations cultivées.....	61
2.3.	Situations locales inexploitées.....	62
2.4.	Echantillons de référence externe.....	62
3.	Méthodes.....	63
3.1.	Pyrolyse Rock-Eval®.....	63
3.2.	Analyses statistiques.....	64
4.	Résultats.....	65
4.1.	Teneurs de carbone organique du sol.....	65
4.2.	Mesure de la stabilité thermique par pyrolyse Rock-Eval.....	66
4.2.1.	Indice R.....	66

4.2.2. Indice I	67
4.2.3. R versus I	68
4.2.4. Thermogrammes S2	69
5. Discussion	71
5.1. Teneurs de COS	71
5.2. Stabilité thermique comme indicateur du COS	73
5.3. Qualité de la MO en fonction de la profondeur	74
5.4. Qualité de la MO en fonction des situations	76
5.5. Quantité de COS versus qualité de la MOS selon les situations	79
6. Conclusion	82
CHAPITRE 5 : Stabilité biogéochimique du carbone organique dans les Arenosols cultivés du bassin arachidier du Sénégal	85
Résumé	85
1. Introduction	86
2. Matériels	87
2.1. Sites de l'étude	87
2.2. Sélection des situations cultivées	88
3. Méthodes	88
3.1. Echantillonnage des sols	88
3.2. Analyses de sol	88
3.3. Analyse des données	90
4. Résultats	91
4.1. Teneurs de COS et pools de C	91
4.1.1. Les apports organiques impactent les teneurs de COS et les pools de C	91
4.1.2. La localisation du champ impacte les teneurs de COS et les pools de C	93
4.2. Relations entre le COS et les pools de C du sol	93
4.2.1. Les apports organiques modifient la relation entre le COS et les pools de C ..	93
4.2.2. La localisation du champ modifie la relation entre le COS et les pools de C ..	95
4.3. Facteurs explicatifs du COS et des pools de C	97
5. Discussion	99
5.1. Un large éventail de teneurs de COS dans le paysage agricole	99
5.2. Prépondérance des pools de C labile dans les champs de case	100
5.3. Importance des entrées organiques au sol	101
5.4. Les déterminants du COS et des pools de C	102
6. Conclusion	103
DISCUSSION GENERALE	107
Une meilleure connaissance des stocks de COS en milieu sahélien, à l'échelle des terroirs villageois	107

Une meilleure connaissance des effets des pratiques culturelles sur les stocks et les formes de COS	108
L'apport des méthodes utilisées : Une approche originale et instructive pour le contexte sahélien	109
Limites de l'étude	113
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	114
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	117
ANNEXES	138

LISTE DES TABLEAUX

Chapitre 1 :

Tableau 1.1: Les différentes approches méthodologiques utilisées dans le cadre de la thèse.....	15
Tableau 1.2: Principales bandes d'absorption dans le proche infrarouge (NIR) présentant un intérêt dans l'étude de la matière organique et des sols (Rammal, 2016).	17
Tableau 1.3: Paramètres d'évaluation de la qualité des modèles VisNIR	19

Chapitre 2 :

Tableau 2.1: Paramètres descriptifs des meilleurs modèles PLSR testés en utilisant différents prétraitements des données pour la calibration en validation croisée (cal) et son test en validation externe (val) sur les teneurs en carbone organique du sol (COS en g C.kg ⁻¹ sol) et les fractions texturales (F<20 µm, i.e. argiles + limons fins et F>50 µm, i.e. sables; en %).	32
---	----

Chapitre 3 :

Tableau 3.1 : Informations utiles issues de précédents projets de recherche dans les terroirs villageois (Audouin et al., 2015; Audouin, 2014; Dugy, 2016; Odru, 2013; Saunier-Zoltobroda, 2015; Yessoufou et al., 2021)	42
--	----

Chapitre 4 :

Tableau 4.1: Critères de sélection des 120 parcelles sélectionnées parmi les 1813 échantillons représentatifs des systèmes agricoles locaux.	62
Tableau 4.2: Matrice de corrélation entre le Delta-R et le pool de C résistant (A3%), réfractaire (A4%) et hautement réfractaire (A5%), toutes situations confondues.	79

Chapitre 5 :

Tableau 5.1: Coefficients de corrélation (R ²) entre les différentes variables pour les deux couches de sol (0-10 et 10-30 cm de profondeur).....	96
Tableau 5.2: La texture du sol dans les différentes situations et en fonction des couches de sol. ...	99

Discussion générale

Tableau DG.1 : Relations (R ² and valeur de probabilité associée) entre les indicateurs biogéochimiques POM-C et FF-C, POX-C, Min-C et les pools dérivés du thermogramme S2 de la pyrolyse Rock-Eval® (A1: hautement labile; A2: labile; A3: stable A4: réfractaire) pour les différentes situations communes aux 2 approches (n = 120).....	111
---	-----

LISTE DES FIGURES

Introduction

Figure 0.1: Schéma conceptuel illustrant l'organisation du manuscrit de thèse. 5

Chapitre 1 :

Figure 1.1 : Les multiples services rendus par la matière organique du sol (ADEME, 2014)..... 7

Figure 1.2: Distribution des stocks de carbone organique du sol à l'échelle mondiale en $Mg\ C\ ha^{-1}$ (FAO, 2020)..... 8

Figure 1.3: Le cycle du C dans les sols d'un agroécosystème cultivé et les leviers d'action : (1)- augmentation de la production primaire, (2)- diminution des exportations et augmentation des restitutions, (3)- importation de matières organiques exogènes et (4)- diminution des pertes par minéralisation (modifié d'après Chenu et al., 2014)..... 10

Figure 1.4: Schéma synthétisant la dynamique du C organique dans le sol (adapté d'après Chevallier, 2015). 11

Figure 1.5: Vision de la décomposition progressive de la MOS de Lehmann et Kleber, 2015 (modifiée d'après Basile-Doelsch et al., 2020). 12

Figure 1.6: Représentation schématisée de l'organisation spatiale d'un paysage agro-sylvo-pastoral en Afrique de l'Ouest : exemple du territoire villageois de Diohine Sasse (Odu, 2013).... 14

Figure 1.7: Le spectre électromagnétique mettant en évidence les parties visible et infrarouge (d'après McBratney et al., 2003)..... 16

Figure 1.8: Description du protocole de la pyrolyse Rock-Eval® (Rock-Eval 6 turbo device ; Vinci 220 Technologies, France) avec une phase de pyrolyse et une phase d'oxydation (modifié d'après Cécillon et al., 2018)..... 20

Figure 1.9: Représentation conceptuelle des principaux composants de la matière organique du sol (Lavalée et al., 2020). DOM : matière organique dissoute, POM : matière organique particulaire, LMWCs : Composés de faible poids moléculaire, MAOM : matière organique associée aux minéraux. 22

Chapitre 2 :

Figure 2.1: Localisation des villages de Barry Sine (1), Diohine (2) et Sob (3) dans l'Observatoire Population Santé de Niakhar ($14^{\circ}29'59''N - 14^{\circ}29'20''N / 16^{\circ}30'33''W - 16^{\circ}26'25''W$; région de Fatick, Sénégal). 27

Figure 2.2: Statistiques descriptives et histogramme de fréquence pour la concentration de COS dans l'ensemble d'échantillons de référence caractérisés au laboratoire. Q1 et Q3 représentent respectivement le premier et le troisième quartile. 31

Figure 2.3: Relation entre les valeurs prédites et valeurs mesurées dans les jeux de calibration et de validation pour le meilleur modèle de prédiction retenu pour chaque variable, teneurs de COS ($g\ C.kg^{-1}\ sol$) et proportions (%) de fractions fines ($F < 20\ \mu m$) et de particules grossières ($F > 50\ \mu m$). 34

Chapitre 3 :

Figure 3.1: Répartition des parcelles échantillonnées dans les trois villages entre les champs de case et de brousse et selon le type d'intrants organiques. Les lettres (a) et (b) indiquent la fourchette moyenne des taux de C en $Mg\ C\ ha^{-1}$ appliqués au sol sous forme de fumier ou de produits résiduels organiques, respectivement. 43

Figure 3.2: Paramètres descriptifs des stocks de COS estimés pour la couche 0-30 cm selon (a) le type de sol, (b) la localisation des champs et (c) le type d'apports organiques associés..... 47

Figure 3.3: Moyenne et écart-type (sous forme de barre) des stocks de COS dans la couche de sol 0-30 cm pour toutes les parcelles (A) ou par type de sol (B), terroir (C), localisation des champs (D), type d'apports organiques (E). 47

Figure 3.4: Relation entre les stocks de COS ($Mg\ C\ ha^{-1}$) et la masse des particules à texture fine ($F < 20\ \mu m$ en $Mg\ ha^{-1}$) dans la couche de sol 0-30 cm. 49

Figure 3.5: Distribution des stocks de COS estimés (Mg C ha ⁻¹) pour la profondeur 0-30 cm dans les parcelles agricoles du territoire de Barry Sine.	51
Figure 3.6: Distribution des stocks de COS estimés (Mg C ha ⁻¹) pour la profondeur 0-30 cm dans les parcelles agricoles du territoire de Diohine-Sassem.	52
Figure 3.7: Distribution des stocks de COS estimés (Mg C ha ⁻¹) pour la profondeur 0-30 cm dans les parcelles agricoles du territoire de Sob.	52

Chapitre 4 :

Figure 4.1: (a) Teneurs de carbone organique du sol (COS ; g C.kg ⁻¹ sol) (a) le long du profil sol dans les situations préservées (plantation d'arbres et savane arbustive) ; (b) à 0-10 et 10-30 cm de profondeur dans les différentes situations cultivées étudiées.....	65
Figure 4.2: Le COS dans les différentes situations étudiées en fonction (a) de la localisation des champs, (b) de l'usage des champs et (c) de la saison.	66
Figure 4.3: Indice R dans (a) des situations préservées en fonction de la profondeur du sol, et (b) des parcelles cultivées en fonction des apports et de la profondeur du sol.....	67
Figure 4.4: Indice I dans (a) des situations préservées, en fonction de la profondeur du sol, et (b) des parcelles cultivées en fonction des apports et de la profondeur du sol.	68
Figure 4.5: Indices R vs I dérivés de la pyrolyse Rock-Eval® des Arenosols du Sénégal (la présente étude), et comparés au modèle dérivé des Ferralsols du Gabon utilisé comme référence externe (Sebag et al., 2016).....	69
Figure 4.6: Thermogrammes S2 obtenus par pyrolyse Rock-Eval® (a) de la couche 0-10 cm, et (b) de la couche 10-30 cm pour les différentes situations: situations préservées (gris), sans apport (noir), +Résidus de mil (brun), +Fumier (rose foncé), et +PRO (vert foncé). Notez que les échelles de l'axe vertical ne sont pas les mêmes pour (a) et (b).	70
Figure 4.7: Indice R (a) et indice I (b) dans les couches de surface (0-10 cm) des Arenosols du Sénégal (cette étude) comparés aux mêmes indices dans les horizons A ou Ah (profondeur ≤ 15 cm) des Ferralsols du Gabon utilisé comme ensemble de référence externe (Sebag et al., 2016).	74
Figure 4.8: Contribution (%) des pools A1 (a), A2 (b), A3 (c), A4 (d) et A5 (e) dans les couches de surface (0-10 cm) des Arenosols du Sénégal (cette étude) par rapport aux contributions A1 à A5 dans les horizons A ou Ah (profondeur ≤ 15 cm) des Ferralsols du Gabon (Sebag et al., 2016).	75
Figure 4.9: Relations entre COS (g C.kg ⁻¹ sol) et Delta-R: (a) pour toutes les profondeurs de sol analysées dans les deux situations préservées; (b) pour les situations cultivées (prélevées en cycle cultural ou hors cycle de culture) dans des champs de case qui n'ont pas reçu d'apports organiques, à des profondeurs de sol de 0 à 10 et 10 à 30 cm; (c) identique à (b), mais dans les champs de brousse; (d) en jachères annuelles; (e) avec épandage de fumier dans les champs de case; (f) avec épandage de fumier dans les champs de brousse; et (g) dans les champs de brousse avec des résidus de mil ou dans les champs de case recevant des produits résiduels organiques.	80

Chapitre 5 :

Figure 5.1: Teneurs de carbone (a) dans le sol (COS) et dans les différents pools, (b) POM-C, (c) FF-C, (d) POX-C et (e) Min-C pour les deux couches du sol (0-10 cm et 10-30 cm) des différentes situations d'apports organiques.	92
Figure 5.2: Teneurs de carbone (a) dans le sol (COS) et dans les différents pools, (b) POM-C, (c) FF-C, (d) POX-C et (e) Min-C pour les deux couches du sol (0-10 cm et 10-30 cm) selon la localisation du champ.	94
Figure 5.3: Classements hiérarchiques de l'importance des facteurs explicatifs des teneurs COS (a), POM-C (b), FF-C (c), POX-C (d) et Min-C (e) dans la couche de sol de 0-10 cm (A ; colonne de gauche) et dans la couche de sol 10-30 cm (B ; colonne de droite) exprimés par l'augmentation de l'erreur quadratique moyenne (gain d'erreur %) issue des modèles de régression Random Forest.	98

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1: Spectres bruts des 3626 échantillons, soit 1813 parcelles à deux profondeurs du sol (0-10 et 10-30 cm), collectés dans les sols cultivés du bassin arachidier à Bary-Sine, Diohine-Sassem et Sob.	139
Annexe 2: Sélection Kennard-Stone des échantillons les plus représentatifs (n=437) du jeu de données total de 3626 échantillons utilisés pour le développement du modèle de prédiction VisNIR.	140
Annexe 3: Partage du jeu de référence par l'algorithme Kennard-Stone en un set de calibration (en vert) et un set de validation (en orange) pour la modélisation de COS.	141
Annexe 4: Partage du jeu de référence par l'algorithme Kennard-Stone en un set de calibration (en vert) et un set de validation (en orange) pour les modèles des fractions texturales.	142
Annexe 5: Visualisation des différents prétraitements mathématiques appliqués aux spectres pour la construction du modèle de COS : (a) sans prétraitement (spectres bruts), (b) SNV (normalisation) , (c) Detrend (dérivation) et (d) SNV+Detrend.	143
Annexe 6: Visualisation des différents prétraitements appliqués aux spectres pour la construction du modèle de la fraction $F < 50 \mu\text{m}$ et $F > 50 \mu\text{m}$: (a) sans prétraitement (spectres bruts), (b) SNV (normalisation), (c) Detrend (dérivation) et (d) SNV+Detrend.	144
Annexe 7: Paramètres décrivant tous les modèles PLSR testés en utilisant différents prétraitements de données sur le set de calibration (avec le modèle de meilleur ajustement en gras) et son test sur les sous-ensembles de validation pour les teneurs de carbone organique du sol (COS en g kg^{-1}) et pour les classes de texture ($F < 20 \mu\text{m}$, c'est-à-dire argiles + limon fins et $F > 50 \mu\text{m}$, c'est-à-dire sables; en%).	145
Annexe 8: Liste des variables agricoles utilisées pour agrégé l'indicateur de richesse agro-pastorale proposés par Yessoufou et al. (2021).	146
Annexe 9 : Carte des parcelles et localisation des champs de case et des champs de brousse à Barry Sine.	147
Annexe 10: Carte des parcelles et localisation des champs de case et des champs de brousse à Diohine Sasseem.	148
Annexe 11: Carte des parcelles et localisation des champs de case et des champs de brousse à Sob. Les parties blanches sont soit des endroits peuplés (en particulier à proximité des champs de maisons), soit des pâturages ou des zones non cultivées.	149
Annexe 12: Facteurs de conversion utilisés pour calculer les quantités de de différents types de produits organiques exogènes.	150
Annexe 13: Corrélation entre les teneurs de carbone organique mesurées par pyrolyse Rock-Eval et par l'analyseur élémentaire CHN	151
Annexe 14: Malou et al., 2020 : Article sur la stabilité thermique publié dans le journal Agriculture, Ecosystems and Environment.	152
Annexe 15: Statistiques descriptives (moyennes et écart-type de la moyenne) pour le COS et pour les différents pools de C du sol selon les situations, c'est-à-dire l'application d'intrants organiques ou la localisation du champ, dans les profondeurs 0-10 cm et 10-30 cm.	170

LISTE DES ABRÉVIATIONS

A1	Pool de C hautement labile issu de l'approche Rock-Eval®
A2	Pool de C labile issu de l'approche Rock-Eval®
A3	Pool de C résistant issu de l'approche Rock-Eval®
A4	Pool de C réfractaire issu de l'approche Rock-Eval®
A5	Pool de C hautement réfractaire issu de l'approche Rock-Eval®
ACP	Analyse en Composantes Principales
C	Carbone
Cal	Calibration (VisNIR)
CB	Champs de brousse
CC	Champs de case
CCNUCC	Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques
CDN	Contribution Déterminée au niveau National
CO ₂	Dioxyde de carbone
CDP	Conférence des Parties
COS	Carbone Organique du Sol
Da	Densité apparente du sol
ET	Ecart type
FID	Détecteur à Ionisation de Flamme (en anglais Flame Ionization Detector)
GES	Gaz à Effet de Serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GRA	Alliance Mondiale pour la Recherche
ha	Hectare
IFPEN	Institut Français du Pétrole et des Energies Nouvelles
IH	Indice d'hydrogène (approche Rock-Eval®)
IO	Indice d'oxygène (approche Rock-Eval®)
K	Potassium
MF	Matière fraîche
Min-C	Carbone minéralisable
MO	Matière organique
MOP	Matière Organique Particulaire (en anglais <i>Particulate organic matter</i>)
MOS	Matière Organique du Sol
MS	Matière sèche
ODD	Objectifs de Développement Durable
PLSR	Régression partielle des moindres carrés
POX-C	Carbone oxydable au permanganate
PRO	Produits Organiques Résiduaire
RE	Pyrolyse Rock-Eval®
RMSE	Racine carré de l'Erreur quadratique moyenne de l'estimateur (en anglais <i>Root Mean Squared Error</i>) (VisNIR)
RPD	Rapport entre l'erreur quadratique moyenne et l'écart type (en anglais <i>Ratio of Performance Deviation</i>) (VisNIR)
RPIQ	Ratio de performance par rapport à la distance interquartile (en anglais <i>Ratio of Performance to Inter-Quartile distance</i>) (VisNIR)
SNV	Centré-normé (en anglais <i>Standard Normal Variate</i>) (VisNIR)
Val	Validation (VisNIR)
VisNir	Spectroscopie dans la région visible-proche infrarouge
VL	Variable Latente

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Défis sociétaux et contexte scientifique général

En ce XXI^e siècle, **l'humanité doit faire face à plusieurs défis allant de la sécurité alimentaire, la lutte contre le changement climatique à la préservation de l'environnement et de la biodiversité.** Les objectifs de développement durable (ODD) proposés par les Nations Unies servent de lignes directrices pour relever ces défis, notamment ceux liés à la réduction de la pauvreté (ODD #1), **à l'éradication de la faim (#2)**, la lutte contre le changement climatique (#13), le développement de modes de consommation et de production durables (#12), la préservation et la restauration des écosystèmes terrestres (#15) (FAO, 2017). Selon les projections, la population mondiale devrait augmenter de 2 milliards de personnes au cours des trente prochaines années, passant de 7,7 milliards actuellement à 9,7 milliards en 2050 (UN, 2015). La communauté scientifique **s'accorde aujourd'hui sur le fait que le changement climatique est une réalité et qu'il est crucial de trouver des solutions pour atténuer ses effets et s'y adapter**, tout en contribuant à procurer une nourriture suffisante, saine et nutritive aux populations. Cela passe par la mise en place de pratiques agricoles dites intelligentes face au climat (« *smart-agriculture* » en anglais) ou de pratiques agro-écologiques pour soutenir efficacement le développement agricole et assurer la sécurité alimentaire face au changement climatique (FAO, 2018a; FAO and World Bank, 2017). Le Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) dans son rapport spécial de 2018, **souligne l'urgence de limiter le réchauffement climatique en dessous de 1,5 °C par rapport aux niveaux préindustriels et d'atténuer les effets néfastes du changement climatique** (IPCC, 2018). Les changements climatiques sont liés au surcroît d'émissions de plusieurs gaz à effet de serre vers l'atmosphère, notamment le dioxyde de carbone (CO₂). Par ailleurs, le cycle du carbone terrestre est fortement influencé **par l'augmentation de ces émissions de CO₂** due aux activités anthropiques qui entraîne une modification du bilan de carbone des écosystèmes en modifiant la productivité de la végétation et le temps de renouvellement du carbone de l'écosystème (Wu et al., 2020). Malgré les engagements pris par de nombreux pays pour limiter les émissions de CO₂ vers l'atmosphère, leurs efforts au niveau national ne sont pas **à la hauteur pour atteindre les objectifs de limitation de l'augmentation** de température à +1.5 °C à une échelle plus globale.

Les sols suscitent un regain d'intérêt de la communauté internationale parce qu'ils contribuent à la fourniture de nombreux services écosystémiques (Adhikari and Hartemink, 2016). Ils participent également **à l'atteinte des ODD** (Keesstra et al., 2016; Lal, 2018). **La matière organique qu'ils contiennent occupent une place prépondérante dans le cycle global du carbone** (Minasny et al., 2017; Zomer et al., 2017).

A l'échelle mondiale, le carbone organique du sol (COS) est estimé à 1462-1548 PgC (1 Pg = 10^{15} g) dans le premier mètre du sol (Batjes, 2014). Cette quantité représente plus de carbone que celui qui est contenu dans les parties aériennes de la végétation terrestre **(500 PgC) et dans l'atmosphère (800 PgC) réunis** (FAO & ITPS, 2015). **A l'échelle globale**, la séquestration du carbone dans le compartiment sol des écosystèmes terrestres peut être une option pour réduire les concentrations atmosphériques de C sous forme de CO₂ (IPCC, 2018). **L'initiative 4¹** pour 1000 lancée lors de la 21^{ème} Conférence des Parties (CDP 21) de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques à Paris en 2015 et les travaux conjoints de Koronivia² sur l'agriculture (CDP 23) **placent l'agriculture** au centre des actions pour **l'adaptation** aux changements climatiques **et l'atténuation** de ceux-ci, et pour la sécurité alimentaire (Chenu et al., 2019, 2018; Minasny et al., 2017; Soussana et al., 2017, 2019; Chabbi et al., 2017). **Cette initiative repose sur l'idée selon laquelle** une augmentation annuelle, **dans les 40 premiers centimètres des sols à l'échelle globale, de l'ordre de 4 pour 1000 (0,4%) du stock de carbone** des sols permettrait, en théorie, de contrebalancer les émissions annuelles de CO₂ vers **l'atmosphère** (de Vries, 2018; Lal, 2018; Corbeels et al., 2018). Cette augmentation repose notamment sur **l'adoption de** pratiques de gestion des agrosystèmes favorisant les apports organiques au sol et la conservation du carbone dans ce compartiment. La gestion durable des terres est un moyen pour améliorer la santé des sols cultivés, la productivité des agrosystèmes mais aussi pour adapter les sols aux changements climatiques (Lal, 2010; VandenBygaart, 2018) **permettant ainsi d'atteindre divers objectifs du développement durable** (Keesstra et al., 2016; Soussana et al., 2017).

A une échelle plus locale, **l'augmentation des quantités de matière organique dans les sols** offre de nombreux bénéfices tels que le maintien de la structure du sol, une meilleure **résistance à l'érosion (éolienne ou hydrique)**, **la fourniture d'éléments nutritifs comme l'azote** ou le phosphore indispensables à la productivité des systèmes, notamment agricoles. Certaines pratiques agricoles sont réputées pour augmenter les teneurs en matières organiques du sol et de fait avoir un potentiel important pour stocker du carbone dans le sol (Chenu et al., 2014; Paustian et al., 2016). **L'augmentation des rendements agricoles** est ainsi associée au stockage de carbone organique dans les sols, ce qui constitue une stratégie gagnant-gagnant **pour l'amélioration de la sécurité alimentaire et la lutte contre les changements climatiques** (Lal, 2013).

¹ L'initiative internationale "4 pour 1000", lancée par la France le 1^{er} décembre 2015 lors de la CDP 21, consiste à fédérer tous les acteurs volontaires du public et du privé (États, collectivités, entreprises, organisations professionnelles, ONG, établissements de la recherche) dans le cadre du Plan d'action Lima-Paris. L'initiative vise **à montrer que l'agriculture, et en particulier les sols agricoles, peuvent jouer un rôle crucial pour la sécurité alimentaire et le changement climatique.**

² La décision de Koronivia (CDP 23) reconnaît que l'agriculture est essentielle pour la construction d'un avenir résilient et durable pour chaque être humain, tout en préservant les écosystèmes naturels.

Toutefois, la capacité des sols à stocker le carbone dépend avant tout des conditions pédoclimatiques.

Contexte local et objet de l'étude

En Afrique subsaharienne, la sécurité alimentaire des populations est menacée par une évolution démographique rapide avec des taux de croissance parmi les plus élevés au monde: +2,2% par an (Paris, 2011). Par ailleurs, **en Afrique de l'Ouest** où environ 75% de **la population active sont engagés dans l'agriculture** (Sall, 2016), la hausse des températures, la réduction des réserves en eau, la perte de biodiversité et la dégradation **des terres contribuent à la désertification et ont un impact sur l'agriculture** (Aronson et al., 2016; Olsson and Ardö, 2002; Sultan et al., 2017). En outre, les sols cultivés en Afrique **de l'Ouest sont fragiles, sableux et donc intrinsèquement pauvres** en matière organique. Ils présentent des stocks de carbone parmi les plus faibles comparés à **d'autres régions** géographiques du globe (Henry et al., 2020; Scharlemann et al., 2014).

Au Sénégal, peu de données sont actuellement publiées sur les stocks de carbone dans les sols cultivés (Badiane-Ndour et al., 2020). Henry et al. (2020) rapportent des valeurs moyennes pour le Sénégal comprises entre 20,8 et 32,5 Mg C ha⁻¹ pour la couche de sol **0-30 cm selon l'approche utilisée pour l'estimation, avec de fortes variabilités déjà** soulignées par **d'autres études** (Tschakert et al., 2004; Woomer et al., 2004a). Dans le bassin arachidier du Sénégal, principale zone agricole du pays (Bignebat and Sakho-Jimbira, 2013), les stocks de COS dans les horizons de surface (0-20 cm) des sols cultivés varient entre 6,2 à 11,3 Mg C ha⁻¹ (Badiane-Ndour et al., 2020). **L'agriculture est de type** familiale avec de petites exploitations gérées par les ménages (Sall, 2016). Dans le bassin arachidier, les systèmes mixtes agriculture-élevage, **qui autrefois permettaient d'améliorer** la productivité agricole et de maintenir les moyens de subsistance de la population, sont **aujourd'hui plus vulnérables au changement climatique** (Descheemaeker et al., 2016). En effet, la déconnexion progressive des activités agricoles et pastorales dans cette région a comme conséquence une diminution des ressources organiques rapportées au sol pour en améliorer la fertilité (Lericollais, 1999), **et questionne de fait l'impact des pratiques sur les** stocks de carbone du sol.

Objectifs, approches et hypothèses de l'étude

Dans ce contexte, l'objectif général de la thèse est de comprendre comment les pratiques culturelles actuelles des agriculteurs du bassin arachidier, notamment en termes d'apports organiques, affectent les stocks de COS des agrosystèmes locaux et si cela peut participer à un stockage de carbone à long terme dans les sols. Pour y parvenir, deux objectifs spécifiques sont poursuivis :

Objectif spécifique 1 : Quantifier et cartographier les stocks de carbone organique dans les sols cultivés **à l'échelle de terroirs** villageois dans le bassin arachidier du Sénégal.

Pour atteindre ce 1^{er} objectif, et calculer les stocks, il convient de déterminer les concentrations de carbone dans les sols ; **cette étape préalable s'appuiera sur l'utilisation** de la spectroscopie visible infra-rouge (VisNIR).

Objectif spécifique 2 : Identifier comment et pourquoi les **pratiques d'apports organiques** conditionnent les stocks dans les agrosystèmes de cette région.

Pour atteindre cet objectif spécifique, une analyse des stocks **sur l'ensemble des 1813** parcelles étudiées examinera les résultats par village, type de sols, type de champ et apports organiques associés.

Puis sur une sélection de situations, la répartition du COS dans différents pools sera appréhendée pour caractériser sa dynamique et sa stabilité, notamment thermique.

Ainsi, ce travail de thèse explore les hypothèses suivantes :

- *Hypothèse 1* : Les stocks de COS dans les agrosystèmes du bassin arachidier sont tributaires des pratiques **d'apports organiques** mises en place par les agriculteurs.

Corollaire : La spectroscopie VisNIR est un outil approprié pour prédire les teneurs de COS de ces sols sableux peu pourvus en matière organique.

- *Hypothèse 2* : Le carbone organique stocké dans les sols sableux des agroécosystèmes du bassin arachidier répond davantage aux besoins de productivité qu'au défi de l'atténuation du changement climatique.

Corollaire : Le COS est dominé par des formes labiles en lien avec la minéralisation intense du COS dans ces sols sableux.

La finalité de ce travail de thèse est de fournir, pour ce contexte pédoclimatique propre aux milieux semi-arides ouest-africains, des informations quantitatives et qualitatives sur les stocks de COS qui soient utiles à la gestion des systèmes agricoles.

Organisation du manuscrit

Après cette introduction générale, le manuscrit de thèse est structuré en cinq chapitres (Figure 0.1). **Le premier chapitre est un état de l'art reprenant les mots-clés** qui sous-tendent mon travail. Je **présente l'état des connaissances sur la** matière organique du sol (MOS) et ses multiples fonctions, avec un focus sur les déterminants des stocks de carbone organique dans les sols et les mécanismes de stockage, et les effets des pratiques culturales sur ces derniers. Je présente aussi dans ce chapitre une revue des approches méthodologiques utilisées dans le cadre de la thèse.

Le second chapitre porte sur l'utilisation de la spectroscopie VisNIR pour déterminer les teneurs de carbone organique pour l'ensemble des parcelles des trois villages étudiés. Les fractions texturales des sols seront également appréciées par cette approche puisque la texture — cf chapitre 1 — est un des facteurs de contrôle du stockage de carbone dans les sols.

Le troisième chapitre porte sur l'estimation des stocks de COS dans les sols cultivés des trois villages et l'étude des effets des pratiques d'apports organiques sur ces stocks de carbone.

Le chapitre quatre s'attache à l'étude de la stabilité thermique de la MOS dans les agroécosystèmes du bassin arachidier en utilisant une approche dédiée (pyrolyse Rock-Eval®).

Le cinquième chapitre traite de la dynamique du COS en utilisant trois approches méthodologiques : i) une approche chimique (carbone oxydable au permanganate, POX-C), ii) une approche physique (matière organique particulaire, POM-C) et une approche microbiologique (C minéralisable, Min-C).

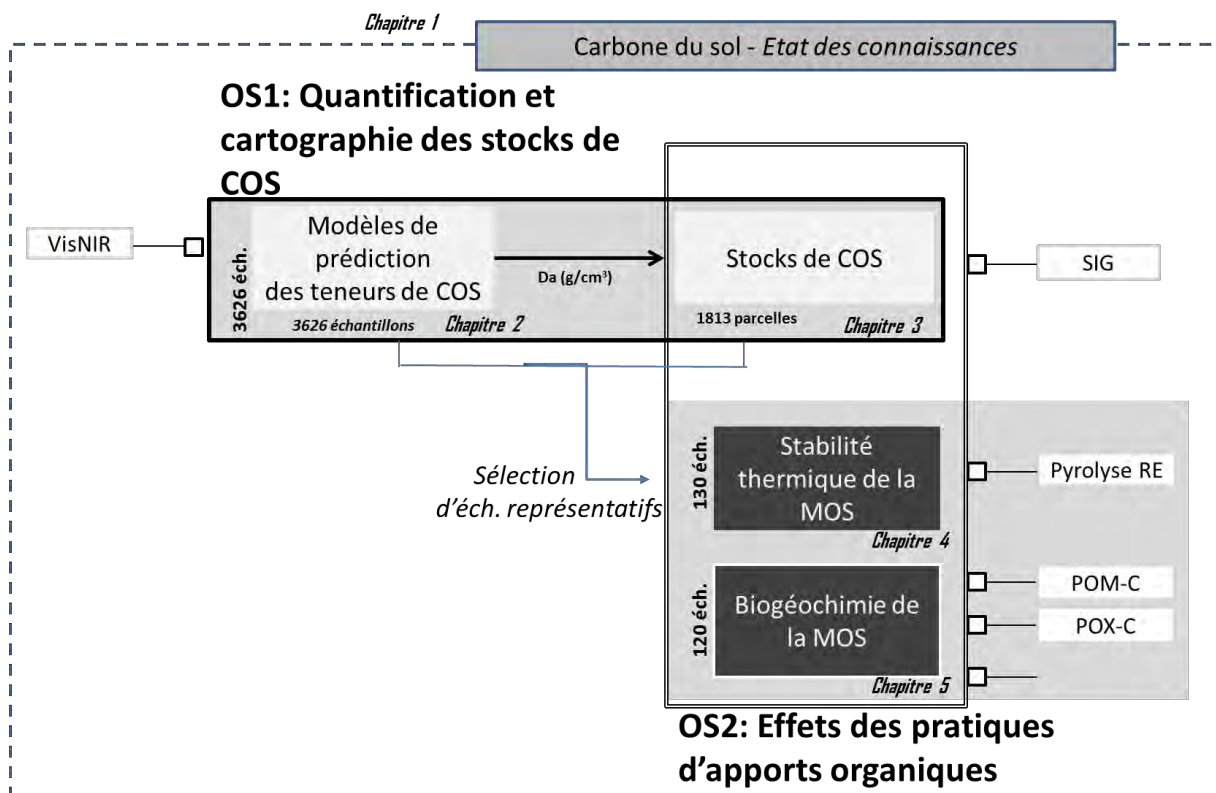


Figure 0.1: Schéma conceptuel illustrant l'organisation du manuscrit de thèse.

CHAPITRE 1 : ETAT DE L'ART

CHAPITRE 1 : Etat de l'art

1. La matière organique du sol (MOS)

1.1. **Qu'est**-ce que la MOS ?

Constituée majoritairement (50%) de carbone (C) mais aussi d'éléments indispensables à la nutrition des plantes (N, P, K...), la MOS joue un rôle fondamental dans le comportement des sols et des écosystèmes (Banwart et al., 2017; FAO, 2017). La MOS représente globalement un réservoir contenant trois fois plus de carbone que les parties aériennes de la végétation (Schmidt et al., 2011) et le double du carbone atmosphérique (Bernoux et al., 2008). Les stocks de carbone organique du sol sont estimés à 684-724 Pg de C (1 Pg = 10^{15} g) dans les 30 premiers centimètres, à 1462-1548 Pg de C dans le premier mètre du sol (Batjes, 2014). Le cycle biogéochimique du carbone (C) **dans l'écosystème terrestre** est lié à des processus clés tels que la photosynthèse, la décomposition et la respiration. La photosynthèse permet aux végétaux de fixer le CO₂ **atmosphérique et ainsi d'acquérir** le carbone nécessaire à leur métabolisme pour produire les composés organiques dont ils **sont constitués. Une partie de ce carbone va retourner vers l'atmosphère par le biais de la** respiration cellulaire des différentes parties des plantes, y compris les racines (respiration autotrophe). Le carbone assimilé par la biomasse végétale va être transmis au sol sous la **forme d'exsudats racinaires ou de nécromasse (litières, résidus)** et se décomposer sous **l'action des** organismes telluriques. La MOS est un substrat pour le métabolisme microbien et, est la base du réseau trophique dans le sol (Krull and Skjemstad, 2003) ; ainsi, chaque organisme qui meurt dans le sol contribue à alimenter le compartiment organique. La décomposition de la MOS affecte à la fois le cycle du carbone mais aussi celui des autres éléments, et contribue ainsi à court terme à la fourniture des éléments nutritifs pour les plantes. Lorsque la MOS est décomposée par les microorganismes du sol, du CO₂ est émis en retour dans la porosité du sol puis vers **l'atmosphère (respiration hétérotrophe ;** Woodward et al., 2009).

Ainsi, la matière organique du sol (MOS) est un terme générique qui désigne plusieurs classes de composés carbonés provenant de biotes décomposées notamment les débris de végétaux, le microbiote et les animaux morts (Neuman, 2017) présents dans les sols. Lehmann et Kleber (2015) définissent la MOS comme un continuum de composés **organiques en décomposition progressive. En d'autres termes, c'est un mélange** biogéochimique complexe comprenant des molécules dérivées de produits organiques à toutes les étapes de leur décomposition.

L'équilibre entre les différents processus de transformation et de stabilisation de la MOS est fondamental pour le cycle global du C et détermine à long terme les stocks de C du sol.

1.2. Fonctions de la matière organique du sol

L'importance de la MO des sols est connue depuis longtemps (Disnar and Bruand, 2007; Feller, 1995a, 1997; Johnston et al., 2009) de par la place centrale **qu'elle occupe** dans les principaux cycles biogéochimiques (Smith et al., 2015). La matière organique du sol contribue grandement au fonctionnement physique, chimique et biologique de **l'écosystème du sol** (Feller et al., 2006; Adhikari et al., 2019). Elle joue un rôle important dans le maintien des fonctions du sol qui permettent de soutenir un certain nombre de services écosystémiques (Banwart et al., 2015; Batjes, 2016; Sanz et al., 2017; Wiesmeier et al., 2019) (Figure 1.1).

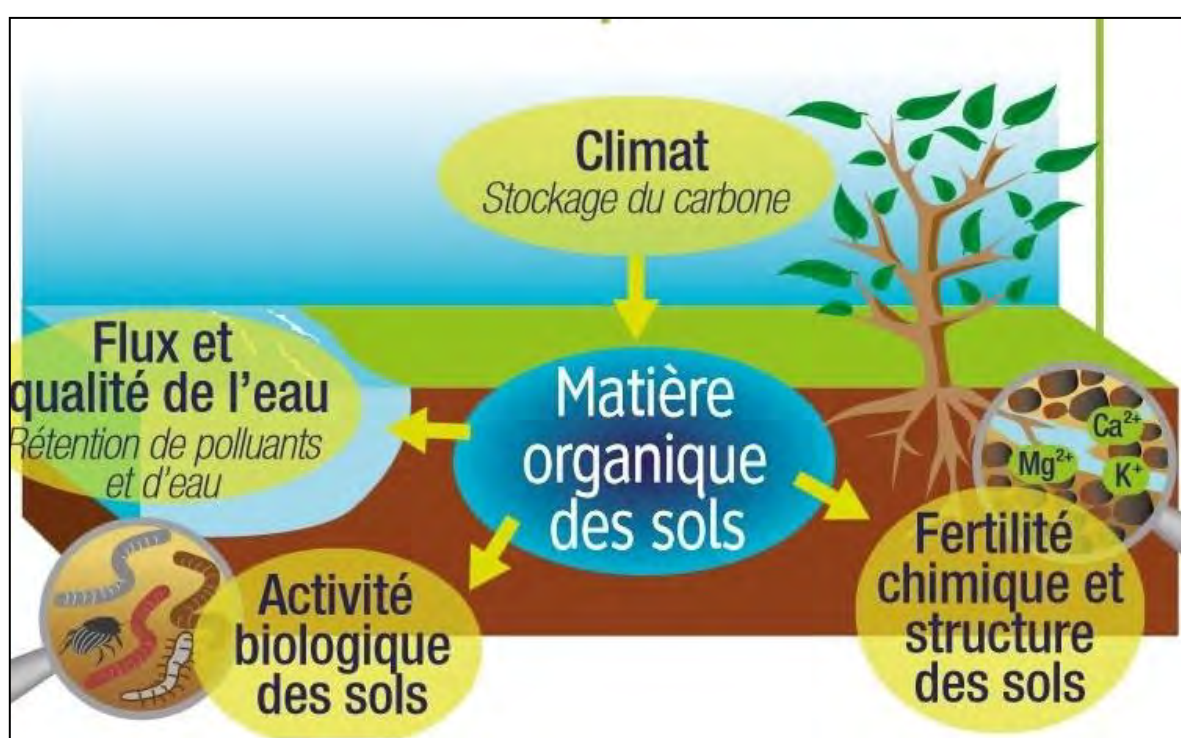


Figure 1.1 : Les multiples fonctions rendues par la matière organique du sol (ADEME, 2014).

La MOS constitue une source d'énergie pour les micro-organismes du sol qui sont les premiers acteurs des chaînes de décomposition permettant de libérer à court terme les éléments nutritifs indispensables au développement des plantes (Chevallier et al., 2016; Disnar et Bruand, 2007) ; elle participe ainsi au maintien de la biodiversité (Bünemann et al., 2018; Lal et al., 2015) et à la fertilité des sols (Chenu et al., 2015; Banwart et al., 2015; Lal, 2013). Les formes carbonées non décomposées (récalcitrantes) ou issues de la décomposition (résiduelles) permettent à long terme un stockage de carbone et **l'atténuation des émissions de CO₂** (Campbell et Paustian, 2015; Manlay et al., 2007; Keesstra et al., 2016; Zomer et al., 2017). La MOS permet **l'amélioration des propriétés** physico-chimiques (Manlay et al., 2007; Razafimbelo et al., 2010), notamment une

meilleure rétention de l'eau dans le sol, la formation d'agrégats assurant la stabilité de la structure du sol (Banwart et al., 2014), et contribuant aussi à protéger la MOS de sa décomposition.

2. Facteurs qui influencent les stocks de COS

2.1. Facteurs naturels

Plusieurs facteurs influencent les teneurs et les stocks de COS à différentes échelles. En effet, ce stockage dépend d'abord des conditions spécifiques du milieu, et en premier lieu du climat - température et précipitations (Liu et al., 2011 ; Qi et al., 2016; FAO, 2017 ; Figure 1.2) et de la typologie des sols (Fujisaki et al., 2018a).

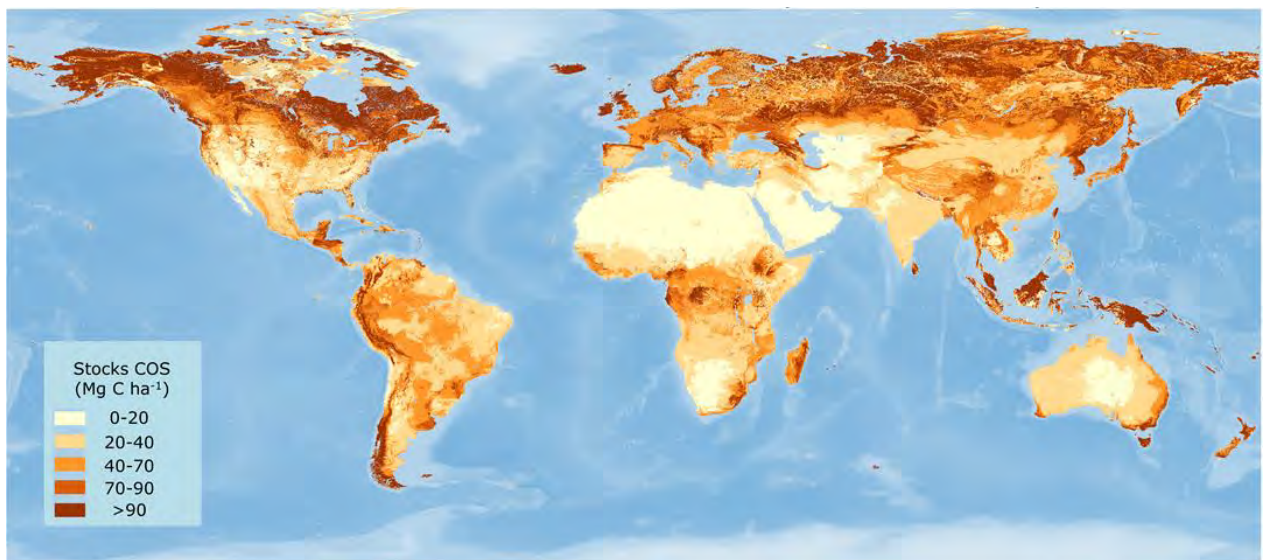


Figure 1.2: Distribution des stocks de carbone organique du sol à l'échelle mondiale en Mg C ha⁻¹ (FAO, 2020).

Les sols des zones arides d'Afrique de l'Ouest sont sableux avec de faibles teneurs en particules fines (<20µm), ce qui limite leur capacité à stocker le COS (Yost and Hartemink, 2019).

La texture du sol et plus précisément la teneur en particules fines telles que les argiles granulométriques (taille < 2µm) et les limons fins (2-20 µm) est un facteur déterminant des quantités de carbone dans les sols (Feller et al., 1991; Feller and Beare, 1997; Fujisaki et al., 2018a) ou de leur capacité de stockage (Hassink, 1997 ; Six et al., 2002, 2000).

2.2. Facteurs anthropiques

Par ailleurs, l'occupation des terres et la gestion qui en est faite, conditionnent aussi les stocks de carbone dans les agroécosystèmes (Attard et al., 2011; Don et al., 2011; FAO, 2017; Fujisaki et al., 2018b).

Les effets des pratiques culturelles sur les teneurs de COS sont connus et bien documentés (Angers and Eriksen-Hamel, 2008; Chenu et al., 2014; Corbeels et al., 2018; Guo and Gifford, 2002; Singh et al., 2018). **Certaines pratiques agricoles telles que l'agriculture de conservation et les rotations culturales (Bai et al, 2018; Corbeels et al., 2018), l'agroforesterie (Corbeels et al., 2018), le non labour du sol (Arrouays, 2008; Chenu et al., 2014), les amendements organiques du sol (Cai et al., 2019; Eden et al., 2017; Gattinger et al., 2012; Maillard and Angers, 2014; Ren et al., 2018; Fujisaki et al, 2018b) sont réputées pour avoir une influence positive sur les stocks de COS.** Les pratiques consistant à maintenir les résidus de récolte dans les parcelles sont aussi une option pour augmenter les teneurs de COS (Zhang et al., 2014). **L'étude de Warren Raffa et al. (2015) montre en effet que l'exportation des résidus de culture n'est pas une bonne pratique pour les sols pauvres en COS en zone tropicale.** La méta-analyse de Fujisaki et al. (2018b) sur des sols tropicaux construite à partir de 214 cas provenant 48 études menées dans 13 pays différents a montré que **les taux d'accumulation du COS augmentent linéairement avec les entrées de C ; le taux de conversion des entrées de C en COS est de $8,2 \pm 0,8\%$.** La compétition pour les ressources organiques est importante dans de nombreuses exploitations agricoles des **régions tropicales et constitue une barrière à l'augmentation des taux de COS.**

Comme résumé sur la [figure 1.3](#) proposée par Chenu et al. (2014), pour une parcelle cultivée, il existe **des leviers d'actions pour augmenter les stocks de COS, il s'agit : « (1) d'augmenter la production primaire, (2) de favoriser le retour au sol de la biomasse végétale produite (en restituant les résidus de récolte plutôt que les exporter, en limitant le pâturage), (3) d'importer des matières organiques externes à la parcelle (par exemple des produits résiduaire organiques tels que des composts, des effluents d'élevage), ou (4) de réduire la minéralisation du carbone organique (par exemple en limitant les opérations de travail du sol qui stimulent la décomposition) »** (Chenu et al., 2014).

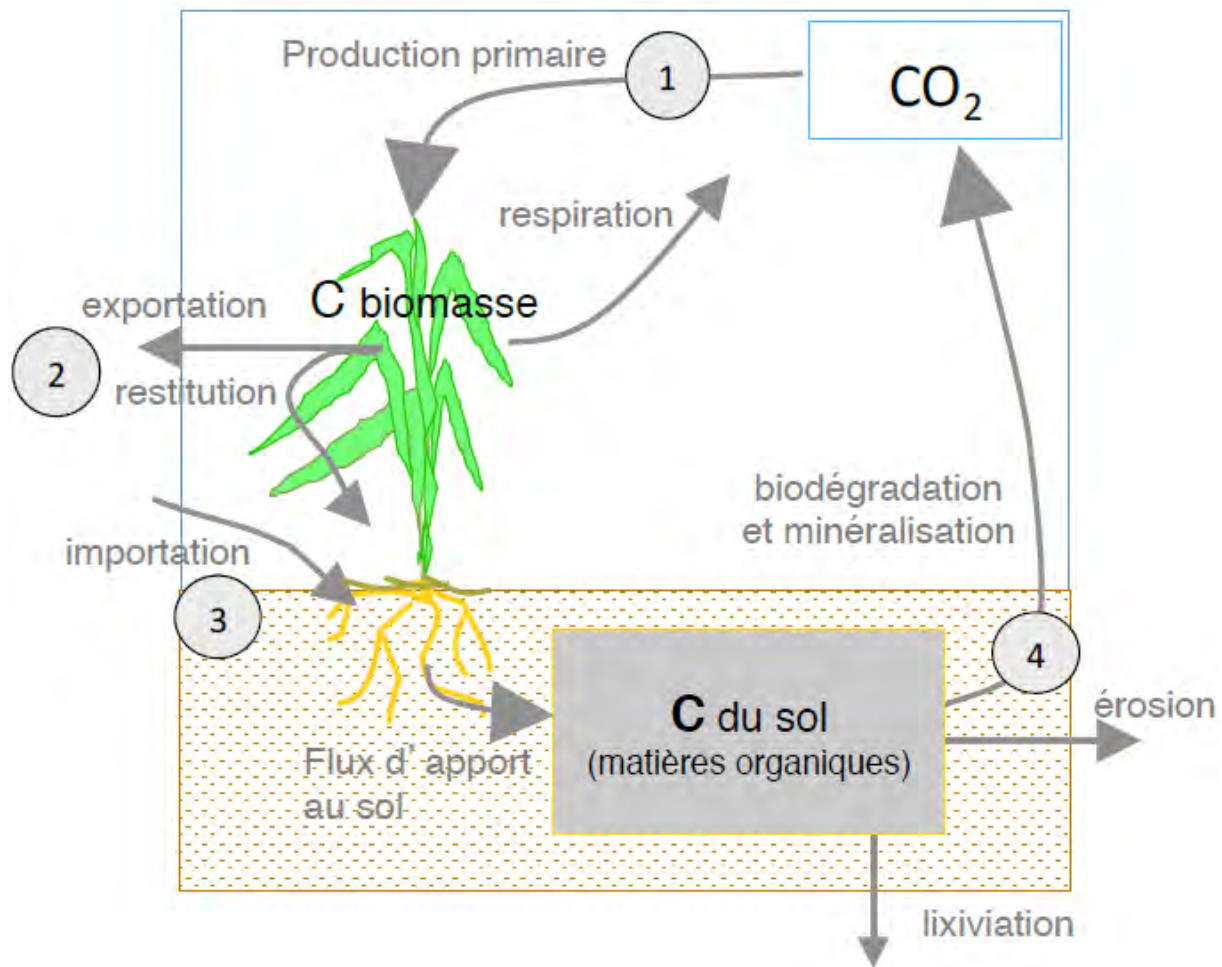


Figure 1.3: Le cycle du C dans les sols d'un agroécosystème cultivé et les leviers d'action : (1)- augmentation de la production primaire, (2)- diminution des exportations et augmentation des restitutions, (3)- importation de matières organiques exogènes et (4)- diminution des pertes par minéralisation (modifié d'après Chenu et al., 2014).

Le stockage du carbone organique dans les sols nécessite d'augmenter les entrées en augmentant les apports de MOS et de limiter les sorties de C (Figure 1.4). Les sols représentent à la fois : i) un lieu de stockage, c'est-à-dire un puits de carbone organique, et ii) une source par l'émission de CO₂ vers l'atmosphère (Hutchinson et al., 2007; Lal, 2010). En outre, les pratiques culturales ont une influence sur la distribution du COS dans les différents compartiments ou pools de C dans le sol (Cambardella and Elliott, 1994, 1992; Feller and Beare, 1997).

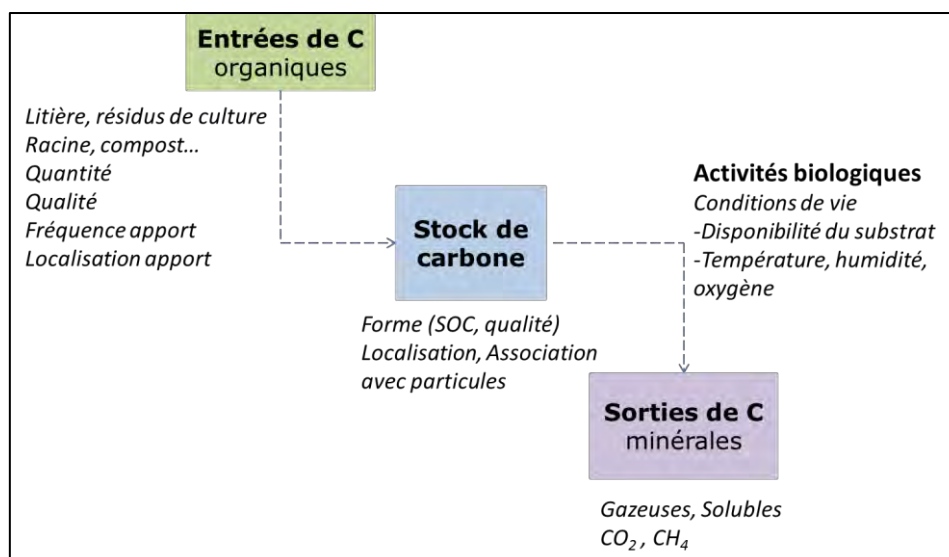


Figure 1.4: Schéma synthétisant la dynamique du C organique dans le sol (adapté d'après Chevallier, 2015).

3. Variabilité spatiale des stocks de COS

La variabilité du COS est à la fois spatiale et temporelle. Plusieurs processus indépendants et leurs interactions contrôlent cette variabilité spatio-temporelle (Liu et al., 2011; Milos and Bensa, 2016; Xin et al., 2016).

En effet, à une échelle régionale, plusieurs facteurs environnementaux tels que les **précipitations, les températures, l'élévation, la topographie, les teneurs en particules fines du sol, l'occupation des terres ont une influence significative sur les teneurs et les stocks de COS** et contribuent ainsi à la variabilité (Choudhury et al., 2013; Liu et al., 2011; Lozano-García et al., 2016; Xin et al., 2016).

Les stocks de COS présentent généralement une variabilité spatiale importante (Bernoux, 2002; VandenBygaart et al., 2007), rendant ainsi la détection des changements dans les stocks difficiles à mesurer. Verticalement, les stocks de COS présentent un gradient de concentration qui diminue de la surface vers la profondeur. En effet, Batjes (1996) et Jobbágy et Jackson (2000) rapportent des stocks de COS mesurés en profondeur (30-100 cm) supérieurs à ceux mesurés en surface (0-30 cm). Les différences dans la distribution **verticale du COS peuvent être attribuées aux processus de formation des sols ainsi qu'à l'occupation et la gestion des terres** (notamment **les entrées organiques qu'elles soient naturelles ou anthropiques**) (VandenBygaart et al., 2007). Latéralement, les stocks de COS présentent également une forte variabilité spatiale (Arrouays et al., 2003).

La variabilité des teneurs et des stocks de COS est aussi temporelle *i.e.*, liée aux processus. Les stocks de COS à un endroit et un instant donnés **dépendent d'un équilibre** entre les entrées de carbone et la perte due à la minéralisation par les microorganismes du sol. La

dynamique du COS est régulée par l'interaction complexe des conditions climatiques, édaphiques et biotiques (Luo et al., 2017). Les cinétiques de stockage de COS sont non linéaires. En outre, le stockage du COS dans le sol est limité. Il est lent et réversible alors que le déstockage peut être rapide et important. A l'échelle du profil de sol, les principaux déterminants de la dynamique du COS sont : les caractéristiques biochimiques des apports organiques (dans le continuum décrit par Lehmann et Kleber (2015) ; [Figure 1.5](#)) et le type de sol, sa minéralogie, sa texture et sa structure (Feller and Beare, 1997). La teneur en argiles du sol par exemple est d'une grande importance pour le stockage du COS, car elle joue un rôle dans la protection et la stabilisation du COS par l'inclusion de la MOS au sein des agrégats, la rendant ainsi inaccessible à la dégradation par les microorganismes du sol et leurs exo-enzymes (Hassink, 1997; Six et al., 2002, 2000). Sollins et al. (1996) définissent la **stabilisation de la MOS** comme l'ensemble des mécanismes qui la protègent de la dégradation par les microorganismes.

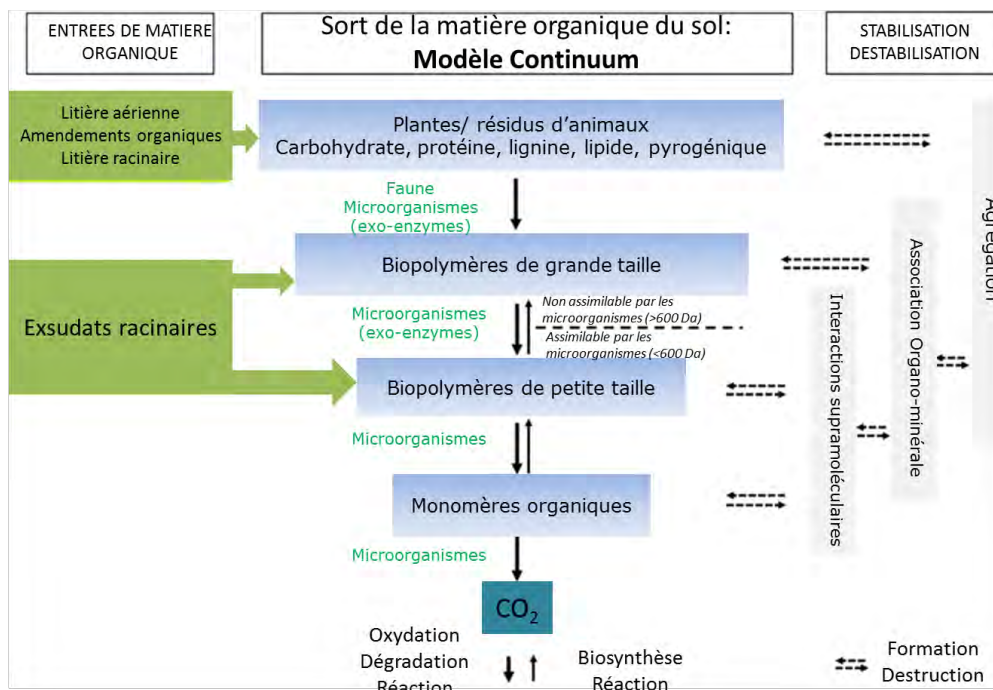


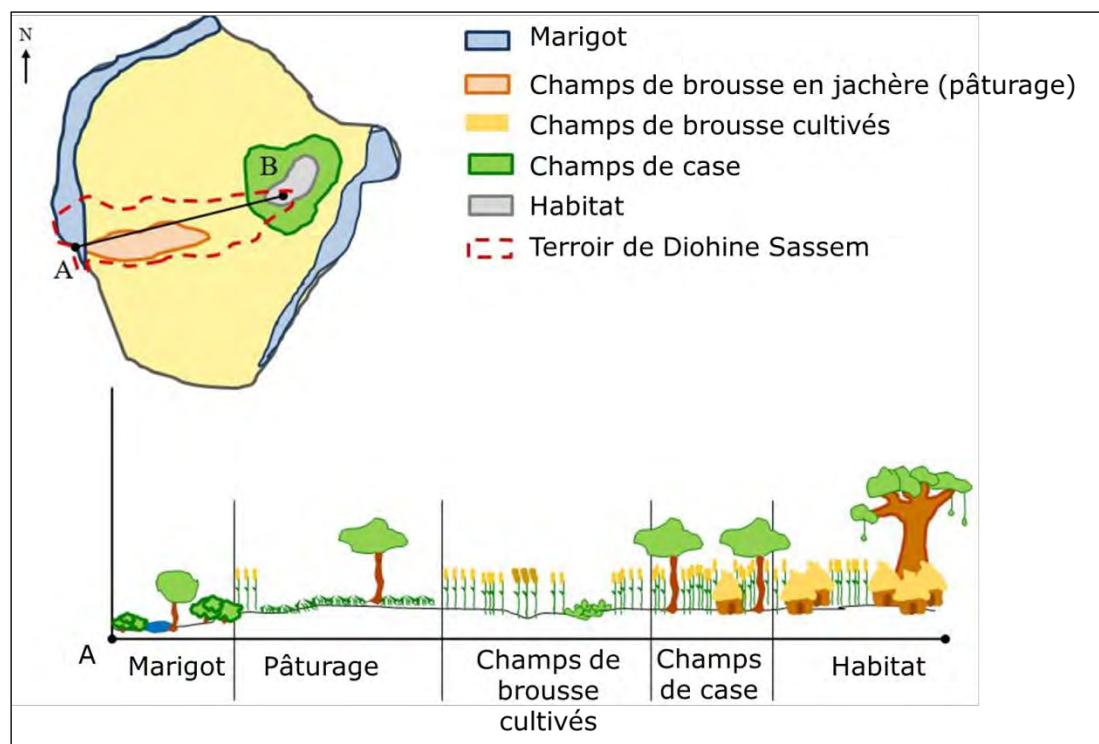
Figure 1.5: Vision de la décomposition progressive de la MOS de Lehmann et Kleber, 2015 (modifiée d'après Basile-Doelsch et al., 2020).

Il existe plusieurs mécanismes de stabilisation de la MOS: i) une stabilisation physico-chimique basée sur des interactions avec des surfaces minérales, organiques ou des ions métalliques (Feller and Chenu, 2012; Kleber et al., 2007), ii) une stabilisation physique **par l'inaccessibilité spatiale de la MOS** (Lutzow et al., 2006; Trumbore, 2009), iii) une stabilisation chimique par la préservation sélective du COS (Basile-Doelsch et al., 2020, [Figure 1.5](#); Lavallee et al., 2019; Lutzow et al., 2006).

4. **La particularité des agrosystèmes d'Afrique de l'ouest**

La zone ouest africaine est connue pour ses faibles teneurs et stocks de COS. En effet, plusieurs études ont rapporté la faible fertilité des sols et leur dégradation, conséquence des faibles teneurs en MOS (Bationo et al., 2007; Bationo and Buerkert, 2001; Breman et al., 2001; Hien et al., 2006; Lahmar et al., 2012; Henry et al., 2020; Badian-Ndour et al., 2020). Dans cette région, le climat est de type semi-aride et les sols sont majoritairement caractérisés par leur texture sableuse (Feller et al., 1991; Feller and Beare, 1997). **Les faibles stocks de C dans les agroécosystèmes de cette région s'expliquent ainsi par la nature des sols, la pluviométrie limitée, la faible production primaire des écosystèmes, mais aussi par l'exportation de la quasi-totalité de la biomasse produite pour l'alimentation du bétail, les faibles quantités des ressources organiques disponibles (Ganry and Thuriès, 2018). Les apports de produits organiques dans ces sols sableux sont pourtant incontournables pour assurer la productivité des agro-systèmes (Feller, 1995a; Pallo et al., 2006). Les systèmes agro-sylvo-pastoraux d'Afrique Sub-Saharienne sont caractérisés par une agriculture de type familial gérée par de petits exploitants (Tittonell and Giller, 2013; van Ittersum et al., 2013). La répartition spatiale des types d'utilisation des terres et les flux de ressources en carbone et en éléments nutritifs résultent des formes d'intégration entre l'agriculture et l'élevage (Asrat et al., 2018; Descheemaeker et al., 2010). Dans cette région les terroirs villageois sont marqués par un gradient de fertilité des sols des champs de case vers les champs de brousse lié à la gestion des ressources organiques, notamment les effluents issus de l'élevage, entre ces deux catégories de champs et aux pratiques associées mises en place par les agriculteurs locaux (Diarisso et al., 2015; Tittonell et al., 2013). Dans ces systèmes agro-sylvo-pastoraux, le bétail joue un rôle dans la fertilité des sols par la production de fumier (source de C, N et P) permettant d'accroître les rendements agricoles et ainsi d'avoir une agriculture durable (Harris, 2002; Ndambi et al., 2019). L'élevage de type extensif repose sur une divagation du bétail (Assouma, 2016) et les résidus de récolte constituent une ressource alimentaire essentielle pour les troupeaux. La durabilité de l'agriculture dans ces systèmes est aujourd'hui mise à l'épreuve. En effet dans le bassin arachidier du Sénégal, la combinaison de mutations environnementales globales et locales telles que le changement climatique, la croissance démographique et la pression foncière croissante a conduit à une disparition des jachères traditionnelles dans certains terroirs, à la réduction de la surface des pâturages et donc à une extension de la durée de transhumance entraînant des pertes de MOS qui pouvaient être utilisées localement pour améliorer la fertilité des champs. Par exemple dans le terroir villageois de Sob (commune de Niakhar), Dugy (2016) estime que les séjours hors-terroir du cheptel (transhumance) entraînent des pertes d'environ 40,2 tMS d'excrétas.**

Les systèmes mixtes intégrant agriculture et élevage sont indispensables pour le maintien de la fertilité des sols. Les animaux occupent une place centrale dans ces systèmes intégratifs car ils sont à la fois consommateurs, transformateurs et producteurs de matière organique qu'ils déplacent éventuellement d'un endroit de l'espace à un autre, par consommation puis excréation. L'étude de Manlay (2000) dans des terroirs villageois au sud du Sénégal révèle que les animaux assurent entre 79 à 85% des restitutions de C, N et P aux parcelles. Les pratiques telles que le parage nocturne des animaux dans les champs cultivés, l'embouche bovine dans les cours des concessions sont d'autres sources de MO. La gestion des effluents issus de l'élevage dans la région ouest africaine organise les terroirs villageois en auréoles concentriques (Figure 1.6) avec une auréole de champs de cases située à proximité des concessions recevant l'essentiel des amendements organiques et une auréole de brousse éloignée des concessions présentant une fertilité plus faible (Diarisso et al., 2016; Manlay et al., 2004; Ramisch, 2005) Toutefois, la déconnexion progressive entre les activités agricoles et pastorales (Lericollais, 1999) pose le problème du renouvellement de la fertilité des sols et la durabilité de ces systèmes agro-sylvo-pastoraux.



5. Choix des approches méthodologiques

Dans ce travail de thèse, plusieurs approches méthodologiques ont été utilisées. Le but étant d'utiliser des outils appropriés pour la quantification et la caractérisation du COS. En

outre, les choix des différentes approches se justifient par la facilité de mise en place pour certaines analyses ou le coût relativement faible mais aussi pour leur complémentarité et **leur originalité pour l'étude de la MOS notamment dans le contexte sahélien**. Les différentes approches méthodologiques utilisées sont résumées dans le [tableau 1.1](#), et décrites dans les paragraphes suivants.

Tableau 1.1: Les différentes approches méthodologiques utilisées dans le cadre de la thèse.

Méthode	Principe	Information obtenue			Avantages	Inconvénients /contraintes
		Quantification	Dynamique	Stabilité		
VisNIRS	Vibration des liaisons chimiques	Estimation des teneurs en COS par modélisation	—	—	Mesure non destructive Rapide Echantillon ne requiert pas le broyage de l'échantillon Coût par échantillon peu élevé	Compétences en chimimétrie requises pour exploiter les données ; Nécessité instrumentation IR
CHN	Combustion sèche et analyse du CO ₂ dégagé	Détermination directe des teneurs totales en carbone	—	—	Méthode standardisée / de référence	Nécessite de broyer finement l'échantillon de sol Mesure destructive et coûteuse ; Nécessité instrumentation GC
Pyrolyse Rock-Eval	Combustion graduelle et analyse des effluents gazeux (HC, CO et CO ₂)	Quantification de différents compartiments de la MOS	Lien avec les approches de dynamique du COS	Indicateur direct de la stabilité thermique de la MOS ; Définition d'indices de maturité de La MOS	Méthode rapide Reproductible Fiable	Difficultés d'interprétation des courbes Méthode destructive Nécessité instrumentation GC
Matière organique Particulaire (POM-C)	Désagrégation du sol en milieu aqueux et tamisage	Quantification du COS dans des fractions granulométrique, notamment celle >50µm	Indicateur du taux de renouvellement de la MO	Indicateur de la stabilité biogéochimique du COS	Méthode standardisée Peu coûteux Non destructive	Main d'œuvre
Dosage du carbone Oxydable au Permanganate (POXC)	Extraction chimique	Quantification du carbone oxydable	Indicateur rapide et sensible d'une fraction au taux de renouvellement rapide	Indicateur des formes les plus labiles	Reproductible et fiable Faible coût Rapide	Oxydant très puissant
Cinétique de minéralisation	Incubation de sol durant 28 jours et mesure du CO ₂ dégagé	Quantification du carbone minéralisable	Estimation de la vitesse de minéralisation du carbone labile	Indicateur fonctionnel	Facile à mettre en œuvre , Largement répandu	Durée trop longue

5.1. La spectroscopie VisNIR et sa référence CHN

La spectroscopie de réflectance diffuse est présentée par plusieurs auteurs comme un outil précieux pour évaluer la qualité des sols (Terhoeven-Urselmans et al., 2008; Cécillon et al., 2009). Elle est largement utilisée en sciences du sol pour ses performances dans la

prédiction des propriétés édaphiques, notamment les teneurs de carbone (Barthès et al., 2006; Brunet et al., 2007; Zimmermann et al. 2007; Stevens et al. 2008; Reeves III et al. 2002; Viscarra Rossel et al., 2006). **C'est une technique de mesure rapide**, non destructive et peu coûteuse. **Elle présente aussi l'avantage d'être relativement directe bien qu'elle** nécessite une calibration basée sur des analyses conventionnelles pour établir un modèle de prédiction de la variable à quantifier, modèle dont la qualité est appréciée par un certain **nombre d'indicateurs** (Viscarra Rossel et al., 2006). Pour le carbone, la méthode de référence utilisée est une combustion par voie sèche (analyseur CHN).

La spectroscopie de réflectance diffuse permet de caractériser des matériaux, notamment **les sols** (McBratney et al., 2003), en fonction de l'aptitude à réfléchir (ou absorber) la lumière. Les signaux de réflectance sont produits par les vibrations des liaisons entre les **atomes en fonction des longueurs d'onde du spectre lumineux appliqué**. Dans la région du visible et du proche infrarouge (VisNIR ; 350-2500 nm ; [Figure 1.7](#)), les signaux de réflectance sont le résultat des vibrations des liaisons chimiques, en particulier l'élongation et la déformation (Workman and Weyer, 2008). Le [tableau 1.2](#) illustre, par exemple, les bandes spectrales dans le proche infra-rouge répondant aux vibrations des groupes fonctionnels rencontrés dans les composés organiques des sols (Barthès et al., 2019; Ferreira et al., 2014; Schwanninger et al., 2011).

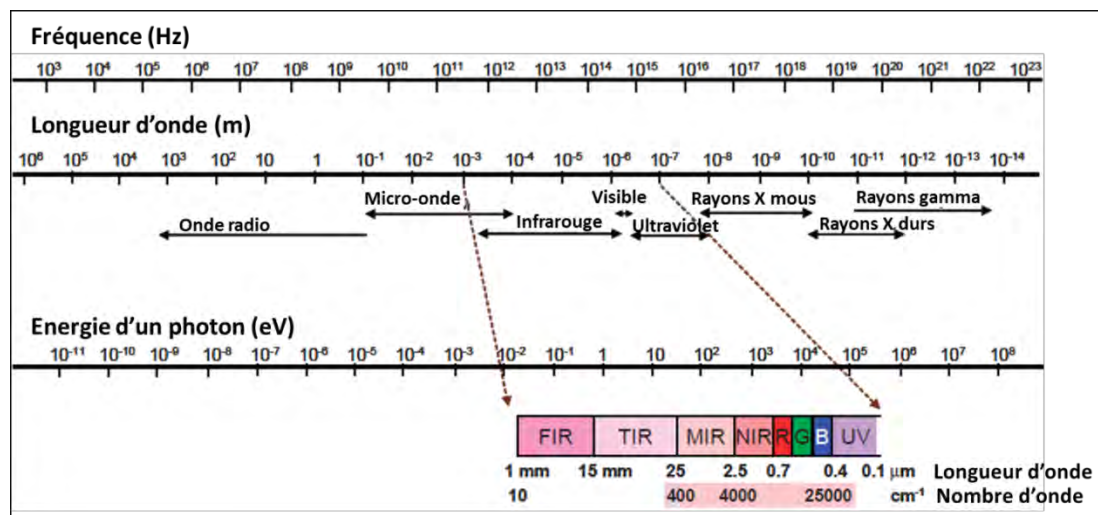


Figure 1.7: Le spectre électromagnétique mettant en évidence les parties visible et infrarouge (d'après McBratney et al., 2003).

Tableau 1.2: Principales bandes d'absorption dans le proche infrarouge (NIR) présentant un intérêt dans l'étude de la matière organique et des sols (Rammal, 2016).

Longueurs d'onde cm^{-1}	Attribution	Source
4063	Vibration d'élongation C-H + vibration de déformation C-H	Cellulose
4235	Vibration de déformation O-H ou C-H + vibration d'élongation C-H ou C-H ₂	Cellulose
4268	Vibration d'élongation C-H + vibration de déformation C-H et 2 nd harmonique C-H	Cellulose
4280	Vibration d'élongation C-H + vibration de déformation C-H ₂	Lignine
4283	Vibration d'élongation C-H + vibration de déformation C-H	Cellulose et hémicellulose
4296-4288	Vibration d'élongation C-H + vibration de déformation C-H	Hémicellulose
4365	Vibration d'élongation C-O + H-O ou vibration de flexion C-H ₂ + vibration d'élongation C-H ₂	Cellulose
4401	Vibration d'élongation C-H + vibration de déformation C-H	Hémicellulose
4404	Vibration d'élongation C-H ₂ + vibration de déformation C-H ₂	Cellulose et hémicellulose
4411	Vibration d'élongation H-O + vibration d'élongation C-O	Lignine
4546	Vibration d'élongation C-H + vibration d'élongation C=O	Lignine
4686	Vibration d'élongation C-H + vibration d'élongation C=O	Hémicellulose
4739	Vibration de déformation O-H+ vibration d'élongation H-O	Cellulose
4780-4760 ; 4808	Vibration de déformation O-H et C-H + vibration d'élongation O-H	Cellulose
5051 ; 5220-5150	Vibration de déformation O-H+ vibration d'élongation H-O de H ₂ O	Eau
5495 ; 5464	Vibration de déformation O-H+2 nd vibration d'élongation harmonique C-O	Cellulose
5577 ; 5593	Première vibration d'élongation harmonique C-H	Cellulose
5583 ; 5795	Première vibration d'élongation C-H	Lignine
5618	Première vibration d'élongation harmonique C-H ₂	Cellulose
5816	Première vibration d'élongation harmonique C-H	Cellulose /hémicellulose/lignine
5800 ; 5848 ; 5865	Première vibration d'élongation harmonique C-H	Hémicellulose
5900 ; 5939	Première vibration d'élongation C-H	Lignine
5950	Première vibration d'élongation C-H	Hémicellulose
5980 ; 5974 ; 5963 ; 5978	Première vibration d'élongation C-H	Lignine
6003	Première vibration d'élongation C-H	Hémicellulose

Parce que le sol est un matériau complexe, l'interprétation directe des spectres de sol est difficile. Il est donc nécessaire d'utiliser une approche chimiométrique, c'est-à-dire recourir à des techniques mathématiques et statistiques sophistiquées pour relier les données chimiques des propriétés du sol à l'information contenue dans les spectres. Tout d'abord, il convient d'appliquer un prétraitement mathématique à l'ensemble des spectres pour améliorer la qualité de l'information (Bertrand, 2000). Parmi les prétraitements les plus répandus pour une application de la spectroscopie infrarouge aux sols, la normalisation permet de corriger des problèmes de dispersion qui peuvent provoquer une réduction sensible de l'intensité des spectres pour certaines longueurs d'ondes. Chaque spectre est corrigé individuellement. Il est centré sur sa moyenne et l'ensemble est réajusté grâce à l'écart type du spectre. L'utilisation de la dérivée est une méthode courante de réduction des lignes de base. Elle consiste à ôter au spectre sa tendance globale, modélisée par un polynôme, le plus souvent la droite obtenue par régression linéaire qui s'ajuste le mieux à tous les points du spectre (dérivée de 1^{er} ordre).

La régression partielle des moindres carrées (PLSR), couramment utilisée pour la modélisation des relations linéaires entre des mesures multivariées, est le traitement statistique utilisé en science du sol pour relier l'information spectrale aux propriétés chimiques des échantillons obtenues par des méthodes de mesures conventionnelles (Stenberg et al., 2010; Viscarra Rossel et al., 2006; Wold et al., 2001). Elle consiste à ajuster un modèle statistique linéaire en reliant deux matrices de données : une matrice de réponse Y correspondant aux valeurs des paramètres à modéliser mesurées par les méthodes d'analyses conventionnelles (variable de réponse) et une matrice prédictive X correspondant aux valeurs d'absorbance des spectres (variable explicative) en utilisant le nombre de variables latentes (VL) qui maximisent la variance extraite des deux matrices en même temps que leur corrélation. Pour estimer correctement l'erreur de prédiction du modèle, la régression se fait en deux étapes, selon une procédure de validation croisée (*cross-validation* en anglais). L'une des méthodes les plus courantes est celle dite du *Leave-one-out*, littéralement « un-laissé-de côté » ; un modèle est construit sur n-1 spectres et tester avec le n-ième utilisé comme une nouvelle donnée. La procédure est répétée n fois afin que chaque spectre serve une fois de donnée-test. La précision du modèle de prédiction qui en découle est égale à la moyenne des itérations. Cette procédure de validation croisée est appliquée sur un jeu de données de calibration correspondant à tout ou une partie ($\frac{2}{3}$ ou $\frac{3}{4}$) du jeu de référence, c'est-à-dire des échantillons pour lesquels les données analytiques issues des techniques de laboratoire ont été obtenues. Lorsque la calibration en validation croisée porte sur une partie des échantillons de référence, l'autre partie des échantillons de référence sert pour une validation externe, c'est-à-dire pour tester les performances du modèle de prédiction face à des données complémentent nouvelles n'ayant pas servi à la calibration.

La qualité des modèles de calibration (en validation croisée) ou de validation externe est appréciée par différents paramètres. Les différences entre les valeurs prédites par un modèle et les valeurs réellement observées **ou mesurées par l'analyse chimique** conventionnelle en laboratoire sont appréciées par le calcul de **l'erreur quadratique moyenne** (*Root Mean Squared Error* en anglais, RMSE ; i.e. la moyenne des résidus élevée au carré) (Gauch et al., 2003; Vohland et al., 2014). Le [tableau 1.3](#) présente les différents paramètres utilisés pour évaluer la qualité des modèles.

Tableau 1.3: Paramètres d'évaluation de la qualité des modèles VisNIR

Paramètres d'évaluation de la qualité des modèles	Définition	Formule
RMSE	Erreur quadratique moyenne	$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_{obs,i} - X_{model,i})^2}{n}}$
R ²	Coefficient de détermination	$R^2 = r^2$ avec $r = \frac{cov(y,\hat{y})}{S_y S_{\hat{y}}}$
RPD	Erreur Résiduelle de Prédiction	$RPD = \frac{Ecart\ type}{RMSE}$
RPIQ	Rapport entre la performance et l'intervalle inter-quartile (Q3-Q1).	$RPIQ = \frac{(Q3 - Q1)}{RMSE}$

Un autre paramètre d'importance est R² le coefficient de détermination qui qualifie la corrélation entre les variables prédites et les variables effectivement mesurées (Draper and Smith, 1981). Le calcul du RPD, le rapport entre l'erreur quadratique moyenne et l'écart type (en anglais *Ratio of Performance Deviation*) **permet d'évaluer l'erreur relative** de la prédiction (par rapport à l'ensemble des régressions PLS) (Cécillon, 2009; Chang et al., 2001; Islam et al., 2003). Par ailleurs, le rapport entre l'erreur quadratique moyenne et l'intervalle inter-quartile (RPID ; en anglais *Ratio of Performance to Inter Quartile distance*) semble plus approprié que le RPD pour les distributions asymétriques (Bellon-Maurel et al. 2010).

Ainsi, la spectroscopie VisNIR fournit des informations qui peuvent être comparables à celles obtenues par les méthodes de laboratoire. Cette technique a été choisie pour ses performances et pour contourner le coût élevé et le temps long que nécessitent des analyses conventionnelles de laboratoire, notamment pour la préparation des échantillons (broyage) (Viscarra Rossel et al., 2006).

5.2. La pyrolyse Rock-Eval®

La pyrolyse Rock-Eval® (RE), développée par l'IFPEN pour l'industrie pétrolière (Espitalie et al., 1986; Lafargue et al., 1998), est une méthode simple et rapide pour obtenir des informations sur la teneur de carbone, la composition et la stabilité thermique de la MO. Dans le contexte des sciences du sol, elle est recommandée pour la caractérisation quantitative et qualitative de la MOS (Derenne and Quenea, 2015; Disnar et al., 2003; Feller et al., 2010; Paradelo et al., 2016; Saenger et al., 2013). Cette méthode permet **l'étude de deux indices (l'indice I et l'indice R)** liés au degré de maturité de la MOS (Sebag et al., 2006; Sebag et al., 2016). La littérature a montré que l'état thermique de la MOS pendant la pyrolyse Rock-Eval® fournit une approximation globale de sa stabilité biogéochimique (Barré et al., 2016; Fernández et al., 2011; Gregorich et al., 2015; Plante et al., 2011). **Elle permet ainsi une complémentarité à l'étude** de la matière organique particulaire (Soucémariadin et al., 2019) ou stabilisée (Barré et al., 2016; Cécillon et al., 2018).

Le principe de cette méthode est une combustion graduelle qui permet le craquage thermique des constituants de l'échantillon ; il repose sur deux phases (Figure 1.8).

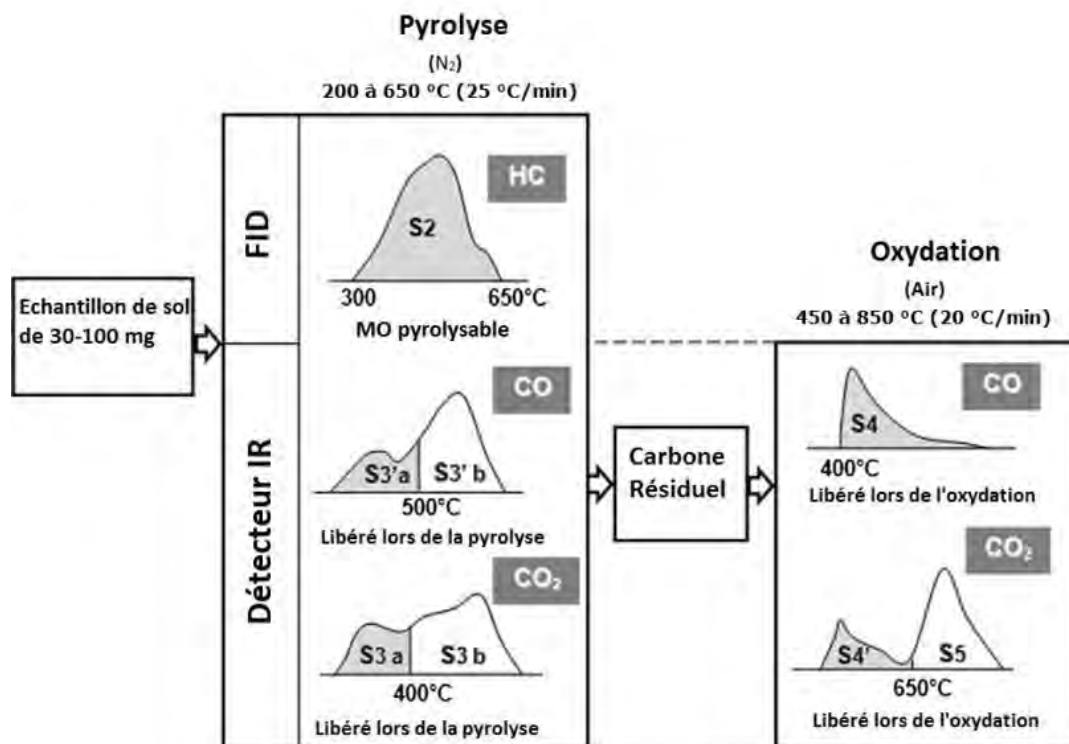


Figure 1.8: Description du protocole de la pyrolyse Rock-Eval® (Rock-Eval 6 turbo device ; Vinci 220 Technologies, France) avec une phase de pyrolyse et une phase d'oxydation (modifié d'après Cécillon et al., 2018).

La première étape consiste en une pyrolyse de l'échantillon de sol broyé (<200 µm) sous une atmosphère inerte (N₂) entre 200 °C et 650 °C à une température croissante régulière de 25 °C min⁻¹. **Durant cette première étape, les effluents d'hydrocarbures volatiles issus de la pyrolyse sont détectés et quantifiés par un détecteur à ionisation de flamme (FID).** Les composés oxygénés (CO et CO₂) sont quant à eux quantifiés par détection infrarouge. La seconde étape consiste en une oxydation du résidu de pyrolyse. Cette étape démarre à 400 °C **jusqu'à 850 °C** avec une augmentation progressive de la température de 20°C min⁻¹.

Pour chaque échantillon, l'analyse RE génère plusieurs thermogrammes. Le signal S1 ainsi obtenu au début de l'analyse, correspond aux hydrocarbures libres thermovaporisés produits lors de la phase isotherme (200 °C). Le signal S1 est généralement négligé dans les sols sauf en cas de contamination par des MO de faibles poids moléculaires (Disnar et al. 2003). **Durant la phase de pyrolyse, le signal S2 est l'un des signaux les plus étudiés** (Disnar et al. 2003; Sebag et al. 2006) ; il correspond aux composés hydrocarbonés (Figure 1.8). Le CO et le CO₂ produits durant la phase de craquage thermique sont représentés par le signal S3. Les signaux S4 et S5 matérialisent le CO et le CO₂ produits lors de la phase d'oxydation. **Les paramètres standards dans une approche Rock-Eval** sont : le carbone organique total (COT) qui représente (i) la somme du carbone organique obtenu en phase de pyrolyse (carbone pyrolysé, g C.kg⁻¹) **et en phase d'oxydation (carbone résiduel, g C.kg⁻¹), (ii) l'Indice d'Hydrogène [IH=(100 x S2)/COT, en mg HC g⁻¹ COT]** corrélé au rapport atomique H/C, qui correspond à la quantité de composés hydrocarbonés produits rapportée au COT, (iii) **l'Indice d'Oxygène [IO=(100 x S3)/COT, en mg O₂ g⁻¹ COT]** qui correspond à la quantité d'oxygène libérée sous forme CO et CO₂ par rapport au COT. **L'IO est connu** pour sa corrélation avec le rapport atomique O/C, (iv) la température maximale de la pyrolyse mesurée au sommet du pic S2 (TpS2) qui est un indicateur d'évolution (maturation) de la matière organique.

Le thermogramme S2 est celui qui renseigne sur la quantité totale de composés hydrocarbonés libérés pendant la phase de pyrolyse. Dans leurs travaux sur la dynamique de la MOS, Sebag et al. (2016) ont proposé **d'intégrer** les surfaces de différentes zones de température A1, A2, A3, A4 et A5 du thermogramme S2 pour mesurer la stabilité thermique de la MOS. Les zones de température comprises entre 200 et 340°C **d'une part,** et 340 et 400°C, **d'autre part, permettent de considérer les compartiments (ou pools) de C** hautement labiles (A1) ou labiles (A2). Le pool A3, entre 400 et 460°C, correspond à des pools de C plus résistants. Et pour les zones de température 460-520°C et 520-650°C, les formes de carbone sont considérées comme réfractaires (A4) et hautement réfractaires (A5), respectivement. **Basés sur l'importance de ces différents compartiments,** Sebag et al. (2016) ont ainsi proposés deux indices, I et R, pour apprécier le degré de maturité de la MOS. **L'indice I** utilise A1 et A2 pour mettre en évidence le degré de transformation de

la fraction organique immature ; l'indice R repose sur A3, A4 et A5 et représente la **proportion d'hydrocarbures thermiquement stables**. Ainsi la construction du diagramme $I=f(R)$ **permet d'appréhender** la dynamique de la MOS. **C'est l'approche qui a été choisie** dans le cadre de cette étude.

5.3. Matière organique particulaire

Les méthodes de fractionnement granulométrique sont utilisées depuis plusieurs décennies pour caractériser les matières organiques des sols notamment leur renouvellement (turnover) et leur stabilisation (Albrecht et al., 1992; Angst et al., 2017; Besnard et al., 1996; Feller, 1998, 1979; Six et al., 2002, 2000). Elles sont ainsi utiles pour étudier les effets de la gestion des sols sur les teneurs en matière organique et les services **écosystémiques qui s'y rattachent** (Marriott and Wander, 2006; Besnard et al., 1996; Bu et al., 2015; Luce et al., 2013; Cambardella and Elliott, 1994; Cambardella and Elliott, 1992). En effet, le fractionnement de la MOS est intéressant car il permet de mieux comprendre les processus de stabilisation et de décomposition de la MOS (Poeplau et al., 2018), et fournit des informations sur sa stabilité biogéochimique. Ces méthodes permettent de séparer, par un tamisage plus ou moins fin en milieu aqueux, des fractions qui ont un sens cinétique (Feller 1979; Balesdent, 1996). **Bien qu'utiles et simples, ces méthodes de fractionnement physique sont laborieuses et très consommatrices de temps.** La [figure 1.9](#) donne une représentation conceptuelle des principaux composants de la MOS, **et illustre l'importance d'une séparation à 50 μm .**

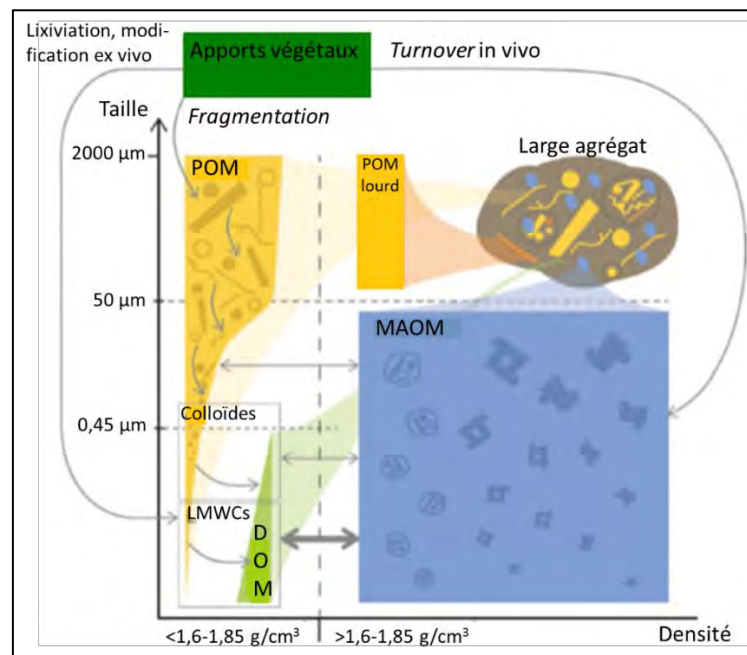


Figure 1.9: Représentation conceptuelle des principaux composants de la matière organique du sol (Lavalée et al., 2020). DOM : matière organique dissoute, POM : matière organique particulaire, LMWCs : Composés de faible poids moléculaire, MAOM : matière organique associée aux minéraux.

La fraction $> 50 \mu\text{m}$ correspond à la matière organique particulaire (POM, *Particulate Organic Matter* en anglais). Considérée comme une MO labile ou libre (Zeller et Dambrine, 2011; Besnard et al., 1996), cette fraction a un taux de renouvellement rapide et constitue une source importante de nutriments pour les végétaux (Six et al., 2002). La fraction $< 50 \mu\text{m}$ est associée à une **MO présentant un taux de renouvellement plus lent c'est-à-dire** une MO plus stable pouvant conduire à un stockage de C dans le sol (Besnard et al., 1996; Poeplau et al., 2018). La POM a été identifiée comme une fraction sensible aux pratiques de gestion des agrosystèmes (Plaza-Bonilla et al. 2014; Six et al. 2002; Gosling et al., 2013). **C'est ainsi un bon indicateur de la dynamique de la MOS** (Mao et al., 2012). Cette fraction ($> 50 \mu\text{m}$) est dominée par des composés par des débris de végétaux en décomposition, des résidus de racines, des hyphes fongiques, des spores (Angst et al., 2017).

5.4. Le carbone oxydable au permanganate (POX-C)

La quantification du carbone oxydable au permanganate (POX-C) est une approche relativement complémentaire de la précédente. Basée sur une oxydation chimique, la POX-C est une méthode simple, facile à mettre en place et peu coûteuse (Bongiorno et al. 2019; Culman et al. 2012) qui permet de suivre un pool de la MOS qui se dégrade rapidement (Weil et al., 2003). Des études récentes ont mis en avant le POX-C comme un bon indicateur pour suivre la dynamique de la MOS (Bongiorno et al., 2019; Calderón et al., 2017; Romero et al., 2018) mais aussi la séquestration du carbone (Bongiorno et al., 2019). **C'est aussi un indicateur apprécié de la santé** (Morrow et al., 2016) et de la qualité des sols (Thoumazeau et al., 2019). Tout comme la matière organique particulaire, le POX-C est une fraction sensible à la gestion des sols (Awale et al. 2017; Weil et al. 2003). Des études ont montré que le POX-C est généralement positivement corrélé au carbone organique total du sol (Bongiorno, 2017; Duval et al., 2018; Lucas and Weil, 2012; Romero et al., 2018). Le POX-C est aussi corrélé à plusieurs indicateurs chimiques, physiques et biologiques du sol. Il est lié à plusieurs fractions labiles de C du sol telles que le C de la matière organique particulaire (Awale et al. 2017; Bongiorno et al. 2019), les paramètres de C issus de la cinétique de minéralisation (Hurisso et al. 2016; Culman et al. 2013) et **d'autres paramètres comme le carbone** organique dissous (Bongiorno et al. 2019; Bongiorno, 2017), ou encore le C de la biomasse microbienne (Culman et al. 2012; Awale et al. 2017). **Ainsi, ce carbone issu d'une simple extraction chimique fournit des** informations sur la dynamique possible de la matière organique, en lien avec les formes du C.

5.5. Cinétiques de minéralisation du carbone

Le carbone organique est la base du réseau **trophique du sol**. **Il est une source d'énergie** pour les micro-organismes hétérotrophes du sol (Aulakh et al., 2001), qui sont les principaux acteurs de la décomposition de la MOS via la minéralisation, *i.e.* un processus de transformation de composés organiques en composés minéraux et gazeux (Creamer et al., 2015; Dai et al., 2017). Le processus de minéralisation est important car il libère à la fois du carbone sous forme de CO₂ et les éléments nutritifs indispensables à la croissance des plantes (Alvarez and Alvarez, 2000; Dai et al., 2017; Whitman et al., 2020). La cinétique de minéralisation dépend de plusieurs facteurs édaphiques comme la **température et l'humidité du sol** (Hamdi et al., 2013). **L'activité respiratoire des** microorganismes hétérotrophes du sol est mesurée au travers le dégagement de CO₂ **survenant pendant l'incubation en conditions de température et d'humidité du sol** contrôlées et propices à leur activité. Cette mesure de CO₂ **sert ainsi d'indicateur du** processus de minéralisation (Min-C).

CHAPITRE 2 : DETERMINATION DU CARBONE ORGANIQUE DES SOLS PAR SPECTROSCOPIE VISIBLE-PROCHE INFRAROUGE

*Les résultats présentés dans **de ce chapitre** feront l'objet d'un dépôt sur un Dataverse afin que les données soient largement accessibles.*

CHAPITRE 2 : Détermination du carbone organique des sols cultivés du bassin arachidier du Sénégal par spectroscopie visible-proche infrarouge

Résumé

Ce chapitre de thèse est consacré à l'utilisation de la spectroscopie VisNIR pour déterminer les teneurs de carbone organique des sols (COS) mais également la proportion de particules fines et grossières (fractions texturales $<20 \mu\text{m}$ et $>50 \mu\text{m}$) des sols cultivés du bassin arachidier du Sénégal. La spectroscopie VisNIR est une technique de mesure non destructive, rapide et peu coûteuse. Elle a été utilisée dans cette étude sur un grand jeu de données (3623 échantillons prélevés à 0-10 et 10-30 cm de profondeur) issu des parcelles cultivées de trois villages du bassin arachidier du Sénégal. La construction du modèle de prédiction des teneurs de COS est réalisée sur un jeu de données de référence de 437 échantillons divisé en un jeu de calibration (avec validation croisée, noté *cal*) de 327 échantillons et un jeu de validation externe (indépendant, noté *val*) de 110 échantillons. La construction du modèle de prédiction des fractions texturales du sol est réalisée sur un jeu de 130 échantillons ; 98 échantillons ont servi à calibrer le modèle et 32 échantillons à le valider indépendamment. Les modèles sont évalués par divers paramètres : erreur quadratique moyenne (RMSE) ; (ii) coefficient R^2 entre valeurs mesurées et valeurs prédites ; (3) RPD, rapport entre l'écart type et la RMSE ; et (4) RPIQ, **rapport entre la performance et l'intervalle inter-quartile**. Les teneurs de COS des échantillons du jeu de référence ($n = 437$) varient de 1,3 à 24,2 g C.kg⁻¹ sol, avec une moyenne de 4,3 g C.kg⁻¹ sol et un écart type (ET) de 2,7 g C.kg⁻¹ sol. En calibration le meilleur modèle obtenu (après normalisation des données spectrales) présente des valeurs mesurées et les valeurs prédites fortement corrélées avec un $R^2_{\text{cal}} = 0,83$, une RMSE_{cal} de 1,12 g C.kg⁻¹ sol, un RPD_{cal} de 2,45 et un RPIQ_{cal} de 2,13. En validation externe, la performance du modèle reste bonne, avec toutefois une légère sous-estimation pour les valeurs les plus hautes dans le jeu de données (>15 g C.kg⁻¹ sol). Pour la texture du sol, les meilleurs modèles obtenus pour la fraction $F < 20 \mu\text{m}$ et la fraction $F > 50 \mu\text{m}$ sont ceux sans prétraitement mathématique du jeu de données spectrales. En calibration, les paramètres de performance du modèle des deux fractions ($F < 20 \mu\text{m}$ et $F > 50 \mu\text{m}$) est très bonne ($R^2 = 0,86$ et $\text{RPIQ} > 2,5$). En validation externe, le modèle $F > 50 \mu\text{m}$ présente un coefficient R^2_{val} et un RPIQ_{val} plus faibles (0,67 et 1,73 respectivement) mais le modèle peut être considéré comme correct et suffisamment performant. Les résultats de cette étude ont permis de montrer que la spectroscopie VisNIR fournit de prédictions du COS adéquat malgré la nature sableuse des sols. **Les teneurs de COS sur l'ensemble des 3626 échantillons collectés varient entre 0,23 et 24,2 g kg⁻¹ sol.**

Mots clés : Carbone organique du sol ; Spectroscopie visible-proche infrarouge ; Texture ; Chimiométrie ; Arenosols ; Sénégal ; Sahel.

1. Introduction

Le carbone organique du sol (COS) est un élément essentiel au fonctionnement des écosystèmes terrestres. Suite à la conférence des parties (COP21) de 2015 à Paris, le COS **est aujourd'hui considéré comme** « une richesse invisible » (FAO, 2017) pour sa contribution à la production agricole et à la qualité des sols mais aussi son utilité dans la lutte contre le changement climatique. Le **Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat** (IPCC, 2006) souligne son importance et fournit des lignes directrices pour le mesurer, pour établir des comptes rendus et vérifier les stocks nationaux (cadre MRV, Mesure-Rapport-**Vérification, placé sous l'égide de la** Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques - CCNUCC). Dans le contexte Ouest africain, la matière organique du sol (MOS) joue un rôle majeur dans le comportement des systèmes agro-pastoraux toutefois caractérisés par des sols fragiles et peu pourvus en matière organique (Bationo et al., 2007; Bationo and Buerkert, 2001). La teneur en carbone du sol est un indicateur de la durabilité de ces systèmes (Manlay, 2000). Ainsi, il existe une demande de plus en plus forte, y compris au Sénégal, pour documenter les teneurs et les stocks de carbone organique dans les agroécosystèmes, et utiliser ces données en appui des politiques publiques de conservation de la ressource en sol et de gestion agricole ou **pour la mise en œuvre des stratégies de lutte contre le changement climatique et ses effets.**

L'estimation des teneurs de carbone est complexe car sujet à une certaine variabilité tant spatiale que temporelle (Arrouays et al. 2003). Du fait de cette forte variabilité et du coût élevé des analyses conventionnelles **de laboratoire, l'utilisation de techniques** alternatives pour une mesure facile, rapide, précise, reproductible, peu coûteuse et respectueuse de **l'environnement** est indispensable (Nocita et al., 2014). Par ailleurs, la texture du sol est un facteur clé dans la stabilisation du carbone (Six et al., 2002; Stewart et al., 2007) mais sa détermination au laboratoire est extrêmement lourde, son estimation rapide est donc également recherchée (Ben-Dor and Banin, 1995; Silva et al., 2019).

La spectroscopie en réflectance diffuse a été largement utilisée en science du sol et a montré de belles performances dans la prédiction de propriétés édaphiques, notamment les teneurs en carbone (Zimmermann et al. 2007; Stevens et al. 2008; Reeves III et al. 2002; Barthès et al., 2006; Brunet et al., 2007; Viscarra Rossel et al., 2006) mais aussi **l'appréciation de la proportion des** fractions texturales (Ben-Dor and Banin, 1995; Silva et al., 2019). Toutefois, les modèles de prédiction des teneurs en COS sont en général plus performants pour les sols bien pourvus en particules fines (Lazzaretti et al., 2020; Rabenarivo et al., 2013), **ce qui n'est pas le cas des sols sableux du Bassin arachidier du** Sénégal (Badiane-Ndour et al., 2020; Batjes, 2001; Bright et al., 2017; Tschakert et al., 2004; Woomer et al., 2004).

La spectroscopie VisNIR permet de caractériser des matériaux en fonction de leur réflectance des longueurs d'onde du spectre dans les domaines du visible et du proche infra-rouge (**entre 350 et 2500 nm**). L'**objectif** de ce chapitre de thèse est d'**évaluer les performances de la spectroscopie VisNIR en tant qu'outil pour estimer les teneurs de COS** et la proportion en éléments fins ou grossiers des sols sableux peu pourvus en matière organique du bassin arachidier du Sénégal. Ainsi l'**hypothèse** émise suppose que la spectroscopie VirNIR est un outil approprié pour la prédiction des teneurs de COS, ce qui en ferait une approche MRV adaptée au contexte Sénégalais. Les données ainsi obtenues serviront au calcul des stocks de COS proposé dans le chapitre suivant (Chapitre 3).

2. Matériels et méthodes

2.1. Sites de l'étude

La zone d'étude se trouve dans le bassin arachidier du Sénégal, qui est la principale région agricole du pays. Le climat est soudano-sahélien (température annuelle moyenne : 30°C ; précipitations annuelles moyennes : 530 mm), marqué par un très fort contraste saisonnier. La saison des pluies est courte (de juillet à octobre). Les sols ne sont généralement pas exploités pendant la longue saison sèche. Cette étude a été réalisée dans trois terroirs villageois de l'**Observation Population-Santé** de Niakhar (région de Fatick) : Barry Sine, Diohine Sassem et Sob (**Figure 2.1**).

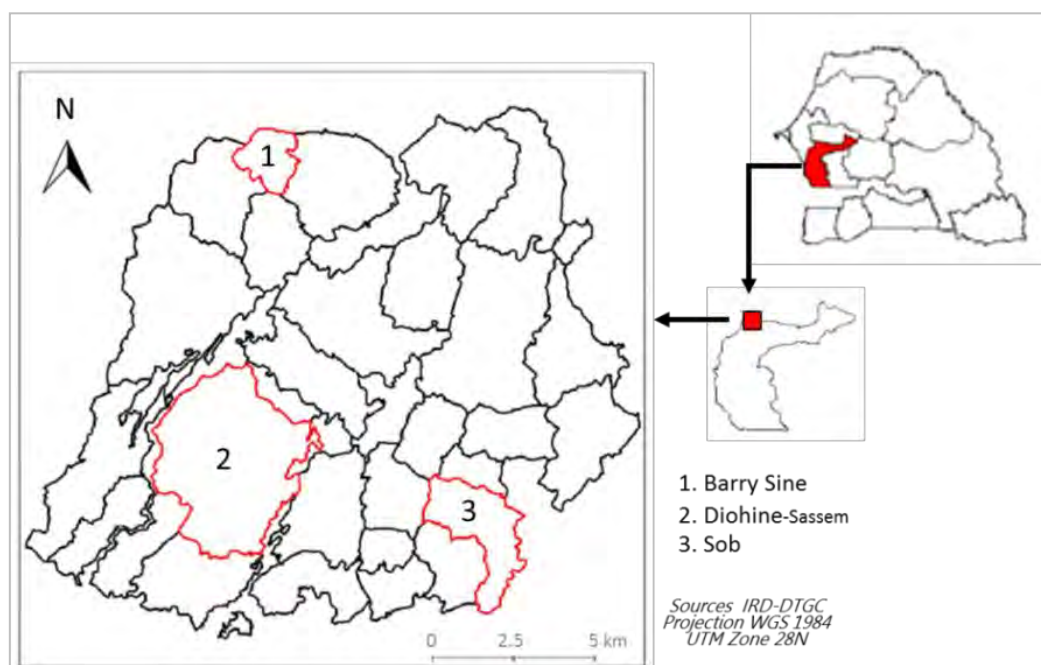


Figure 2.1: Localisation des villages de Barry Sine (1), Diohine (2) et Sob (3) dans l'Observatoire Population Santé de Niakhar ($14^{\circ}29'59''N - 14^{\circ}29'20''N / 16^{\circ}30'33''W - 16^{\circ}26'25''W$; région de Fatick, Sénégal).

Ces terroirs portent les paysages typiques de la région soudano-sahélienne marqués par des systèmes agro-sylvo-pastoraux dominés par les parcs à *Faidherbia albida*, avec toutefois des trajectoires agricoles différenciées ces dernières décennies **d'un village à l'autre**. Dans le village de Barry **Sine, l'embouche bovine a été développée et génère du fumier** utilisé pour fertiliser les champs. Sur le territoire de Diohine Sasseem, la jachère annuelle est toujours pratiquée. **A Sob, la production de la pastèque s'est développée d'abord** en culture intercalaire, puis de plus en plus en culture dérobée, le mil à cycle long (Sanio) réapparaît **et l'embouche bovine se développe également**.

Ces terroirs se trouvent sur des formations sédimentaires du Continental terminal mises en place à la fin du Tertiaire. Les sols qui se sont développés sur ce substrat ont incorporé des matériaux provenant de dépôts éoliens, et sont à texture grossière, **jusqu'à 95%** de sable dans les couches de surface. Dans ces terroirs, les principales unités pédologiques de la région sont représentées, par ordre décroissant de leur importance en surface : les sols *Dior, Dior-Deck, Deck et Deck-Mbel*. Cette classification locale correspond aux sols ferrugineux tropicaux légèrement lessivés ou non lessivés de la classification française CPCS (CPCS, 1967), et majoritairement aux Arenosols (et possiblement quelques Lixisols) de la classification WRB (IUSS Working Group WRB, 2015).

2.2. Collecte des échantillons de sol

Les échantillons de sols ont été prélevés dans toutes les parcelles agricoles de chaque **village c'est-à-dire** 1813 parcelles géo-référencées réparties comme suit : 419 parcelles à Barry Sine, 619 à Diohine Sasseem et 775 à Sob, avec environ les 2/3 collectés en champs de brousse et 1/3 en champs de case. Pour chaque parcelle, un échantillon composite a été élaboré pour les couches de sol 0-10 cm **d'une part** et 10-30 cm **d'autre part**. Chaque composite est constitué du mélange de cinq échantillons individuels prélevés au centroïde de la parcelle et sur les quatre sommets **d'un carré de 1 m x 1 m établi à partir de ce centroïde**. Au total, 3626 échantillons ont été collectés (1813 par profondeur) et séchés à **l'air libre avant d'être** tamisés à 2 mm.

2.3. Acquisition des spectres VisNIR

Les spectres de réflectance de chaque échantillon sont acquis à des intervalles de 2 nm dans les régions visible et proche infrarouge (VisNIR ; entre 350 et 2500 nm), à l'aide d'un spectrophotomètre LabSpec 4 (Analytical Spectral Devices, i.e. ASD, Boulder, CO, USA). La remise à zéro de l'absorbance est effectuée **après l'acquisition des spectres de 10** échantillons de sol en utilisant un étalon de référence Spectralon® (disque en polytétrafluoroéthylène). Chaque échantillon est balayé deux fois manuellement avec la **sonde de contact de l'appareil** (surface scannée : 80 mm²). Pour chaque échantillon, le

spectre rapporté est la moyenne des deux balayages. L'ensemble de données résultant comprend donc 3626 spectres moyens : un pour chacune des deux profondeurs de sols collectés dans les 1 813 parcelles géoréférencées ([Annexe 1](#)). Les spectres de réflectance sont convertis en absorbance, calculée comme le logarithme en base dix de l'inverse de la réflectance (c'est-à-dire, absorbance = $\log [1/\text{réflectance}]$).

2.4. Analyses chimiométriques

Toutes les analyses chimiométriques ont été effectuées avec le logiciel Unscrambler 10.5 (Camo Software, Oslo, Norvège).

2.4.1. Sélection des échantillons de référence

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) de l'ensemble des spectres a été réalisée pour condenser les informations spectrales en un nombre réduit de variables latentes (VL) qui expriment le mieux la variabilité spectrale. Pour sélectionner les échantillons dont les spectres sont les plus représentatifs, et qui seront ensuite analysés pour quantifier le carbone du sol par des méthodes conventionnelles de laboratoire, l'algorithme de Kennard-Stone (Kennard and Stone, 1969) a été appliqué **aux points de l'ACP** ([Annexe 2](#)). Les 437 échantillons sélectionnés de cette manière ont été utilisés comme ensemble de référence qui a été ensuite divisé en un jeu de 327 échantillons (75%) pour étalonner le modèle spectral et un jeu de 110 échantillons (25%) pour valider ce modèle. L'algorithme de Kennard-Stone a également été utilisé pour choisir les échantillons pour les jeux de calibration et de validation ([Annexe 3](#)). Une approche similaire (utilisant l'algorithme de Kennard-Stone) a été utilisée pour sélectionner un ensemble de référence de 130 échantillons pour le développement de modèles VisNIR pour les fractions texturales inférieures à 20 μm (argiles+limons fins ; $F < 20 \mu\text{m}$) et supérieures à 50 μm (sables grossiers et fins ; $F > 50 \mu\text{m}$) et le répartir en 98 échantillons pour la calibration du modèle de prédiction de ce paramètre et 32 pour sa validation externe ([Annexe 4](#)).

2.4.2. Prétraitements mathématiques

Les spectres bruts des échantillons de référence sont présentés en [Annexe 5a](#) pour le COS et [Annexe 6a](#) pour les fractions texturales ; ils sont comparés aux spectres obtenus après un prétraitement mathématique destiné à réduire les effets du bruit et améliorer les caractéristiques spectrales (e.g., Stenberg et al., 2010; Viscarra Rossel et al., 2006). Les prétraitements testés consistent en une normalisation (SNV **de l'anglais** *Standard normalized variate* ; [Annexe 5b](#) et [Annexe 6b](#)) ou une dérivation (*Detrend* ; [Annexe 5c](#) et [Annexe 6c](#)), ou leur combinaison ([Annexe 5d](#) et [Annexe 6d](#)). Le nombre de variables latentes à considérer comme optimal **dans l'ACP pour construire le modèle est** celui qui

minimise l'erreur quadratique moyenne et l'apparition de bruit dans les régressions utilisées pour réaliser les prédictions.

2.5. Modèles de prédiction

Un modèle de prédiction a été construit **par paramètre (COS, F<20 µm, F>50 µm)** en utilisant une procédure de calibration en validation croisée dite *Leave-one-out* sur les échantillons de calibration du modèle spectral (noté « cal » ; n = 327 pour COS et n = 98 pour les fractions texturales), combinée à une régression globale des moindres carrés partiels (PLSR; Boysworth and Booksh, 2007) sur les résultats obtenus à partir des mesures de laboratoire et des spectres VisNIR prétraités. Les modèles de calibration obtenus ont été testés sur les échantillons de validation externe (noté « val » ; n = 110 pour COS et n = 32 pour les fractions texturales).

2.6. Evaluation de la performance des modèles

Plusieurs paramètres de performance ont été utilisés pour l'évaluation du modèle : (i) l'erreur quadratique moyenne (RMSE), calculée sur le set de calibration ($RMSE_{cal}$), ou sur l'ensemble de validation ($RMSE_{val}$); (ii) le coefficient de détermination (R^2) entre les prévisions et les observations, calculé sur le set de calibration (R^2_{cal}) ou sur l'ensemble de validation (R^2_{val}); (3) RPD, qui est le rapport entre l'écart type (ET) et la RMSE, pour le set de calibration ou le set de validation (RPD_{cal} et RPD_{val} , respectivement); et (4) RPIQ, le **rapport entre la performance et l'intervalle** inter-quartile. Des valeurs plus élevées de RPD ou RPIQ indiquent des modèles mieux adaptés. Les modèles sont généralement considérés comme bons lorsque $R^2 > 0,8$ et lorsque RPD ou RPIQ > 2 (Brown et al., 2005; Chang et al., 2001; Jia et al., 2017).

2.7. Analyses conventionnelles

Les analyses conventionnelles ont été réalisées, sur les échantillons de référence – i.e. ceux sélectionnés pour constituer les jeux de calibration et validation des modèles de prédiction, au laboratoire LAMA de **l'US IMAGO de l'IRD** (certifié ISO9001 : 2015) à Dakar, selon les procédures standard ISO. Les teneurs en carbone du sol (n=437) ont été déterminées par combustion sèche sur des aliquotes de 100 mg de sol (broyé à <0,2 mm) en utilisant un analyseur élémentaire CHN (Thermo Finnigan Flash EA1112, Milan, Italie). La texture (n=130) a été déterminée, **après dispersion de l'échantillon et destruction de la MOS**, à l'aide de la méthode de la « pipette Robinson » et les résultats ont été présentés pour deux fractions, à savoir argiles + limons fins (**F<20 µm**) et sables (**F>50 µm**).

3. Résultats et discussion

3.1. Modèles de prédiction

3.1.1. Prédiction des teneurs de COS

Les teneurs de COS des échantillons de l'ensemble de référence mesurées au laboratoire ($n = 437$) varient de 1,3 à 24,2 g C.kg⁻¹ sol, avec une moyenne de 4,3 g C.kg⁻¹ sol et un écart type (ET) de 2,7 g C.kg⁻¹ sol (Figure 2.2). Sa distribution présente une asymétrie, avec une valeur de coefficient proche de 2,5.

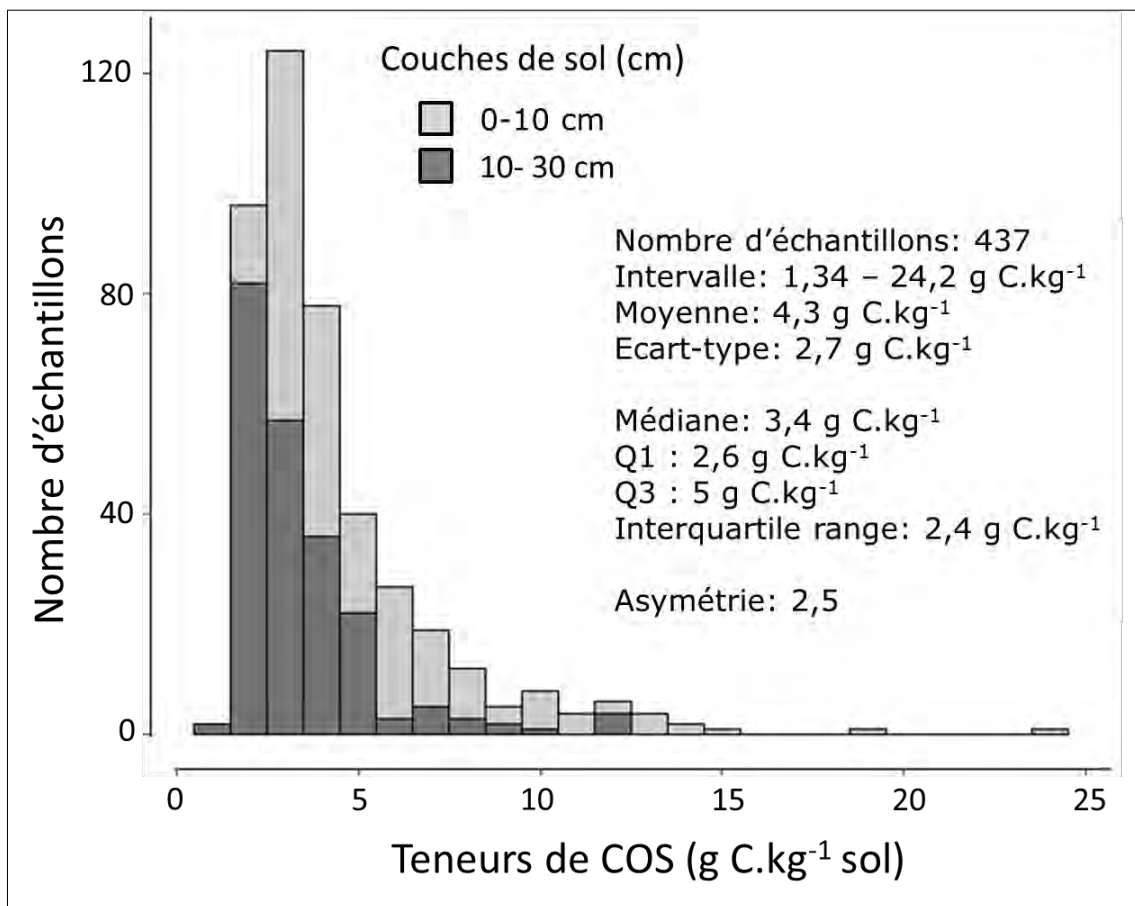


Figure 2.2: Statistiques descriptives et histogramme de fréquence pour la concentration de COS dans l'ensemble d'échantillons de référence caractérisés au laboratoire. Q1 et Q3 représentent respectivement le premier et le troisième quartile.

L'annexe 7 présente l'ensemble des résultats des modèles PLSR qui ont été testés après différents prétraitements mathématiques. Le Tableau 2.1 présente les meilleurs modèles en calibration (validation croisée) et en validation (externe).

Le modèle le plus performant pour prédire les teneurs de carbone organique dans les horizons de surface du sol (0-10 et 10-30 cm) est celui utilisant la normalisation SNV des données et 12 variables latentes dans l'analyse multivariée (Tableau 2.1).

Tableau 2.1: Paramètres descriptifs des meilleurs modèles PLSR testés en utilisant différents prétraitements des données pour la calibration en validation croisée (cal) et son test en validation externe (val) sur les teneurs en carbone organique du sol (COS en g C.kg⁻¹ sol) et les fractions texturales (F<20 µm, i.e. argiles + limons fins et F>50 µm, i.e. sables; en %).

Variable prédite (unité)	Prétraitem-ment	VL ^a	Type de modèle	n ^b	Moy. ^c	ET ^c	IQ ^c	RMSE ^d	R ²	RPD ^e	RPIQ ^f
COS (g C.kg ⁻¹ sol)	SNV ^g	12	cal	327	4,23	2,75	2,38	1,12	0,83	2,45	2,13
			val	110	4,32	2,71	2,39	1,32	0,76	2,05	1,81
F<20 µm (%)	None	5	cal	98	8,50	4,90	4,58	1,80	0,86	2,72	2,54
			val	32	8,50	4,79	4,13	1,85	0,85	2,59	2,23
F>50 µm (%)	None	5	cal	98	84,24	7,03	6,55	2,58	0,86	2,72	2,54
			val	32	84,53	6,55	6,33	3,65	0,67	1,79	1,73

^a nombre de variables latentes utilisées dans le modèle ; ^b nombre d'échantillons dans le modèle ; ^c moyenne, écart-type (ET) de la moyenne et intervalle interquartile (QI) dans le lot de calibration ou de validation, exprimé en g.kg⁻¹ pour le COS et en % pour les classes de texture ; ^d erreur quadratique moyenne, exprimée en g C.kg⁻¹ sol pour le COS et en % pour les classes de texture ; ^e rapport de l'ET à la RMSEP ; ^f rapport de la performance à l'intervalle interquartile ; ^g standard normal variate (normalisation).

En calibration, ce modèle présente une RMSE_{cal} de 1,12 g C.kg⁻¹ sol (soit 26 % de la moyenne), un RPD_{cal} de 2,45 et un RPIQ_{cal} de 2,13. Avec une valeur de R² de 0,83, les données prédites peuvent être considérées comme bien corrélées aux mesures de carbone obtenues par analyse classique de laboratoire, hormis pour la valeur de COS mesurée la plus haute ; **ce point n'est toutefois pas considéré aberrant (Figure 2.3)**. La précision du modèle de prédiction a été évaluée par une validation indépendante (n = 110), pour lequel les valeurs RMSE_{val}, RPD_{val} et RPIQ_{val} sont respectivement de 1,32 g C.kg⁻¹ sol, 2,05 et 1,81. Le coefficient de régression R²_{val} entre les valeurs mesurées et prédites du COS dans le jeu de validation atteint 0,76, ce qui peut être considéré comme assez bon étant donné **que ces données n'ont pas servi à la calibration.**

D'autres études sur les sols sableux africains ont fait état de performances tout aussi bonnes, voire meilleures, pour la prévision du COS par spectroscopie NIRS sur des échantillons de sol tamisés de 2 mm. Brunet et al. (2007) ont obtenu des valeurs R² de 0,93 et 0,81 sur leur ensemble de calibration et de validation respectivement, avec un RPD > 3, à partir d'échantillons à texture grossière du Bénin, du Burkina-Faso et du Sénégal (6 à 35 % d'argiles). Ils ont rapporté des valeurs de COS avec une valeur moyenne (4,6 g C.kg⁻¹ sol) proche de celle du jeu d'échantillons (4,3 g C.kg⁻¹ sol), mais distribuées dans une fourchette plus étroite (de 1,67 à 9,85 g C.kg⁻¹ sol) **issue d'une population d'échantillons plus homogène**. Bkindou et al. (2012) ont collecté 210 sols à texture grossière (avec une fraction sableuse > 92 %) dans des plantations d'eucalyptus au Congo

pour calibrer un modèle NIRS pour le COS. Ils ont testé le modèle sur un ensemble de validation de 716 échantillons provenant d'une autre plantation dans la même région, et ont obtenu une valeur moyenne de COS de $3,1 \text{ g C.kg}^{-1} \text{ sol}$. La valeur R^2 de leur modèle de prédiction était de 0,91. Plusieurs études ont indiqué que la précision des prévisions du COS était nettement améliorée lorsque le modèle était obtenu à partir d'un ensemble d'échantillons homogènes, ou pour de grands ensembles qui sont séparés en sous-ensembles, par texture ou localisation (Brunet et al., 2007; Rabenarivo et al., 2013). L'homogénéité relative de l'ensemble de données – compte tenu de la nature sableuse de tous les sols étudiés ou/et de la taille restreinte de la zone de collecte ont probablement contribué à la bonne performance du modèle obtenu. Cependant, bien que les valeurs RPIQ soient supérieures à 1,8 pour les estimations des teneurs en COS par spectroscopie VisNIR, la ligne de régression ajustée dans le modèle est clairement sous la ligne 1:1 (Figure 2.3), indiquant que les valeurs des teneurs en COS sont significativement sous-estimées aux plus fortes concentrations présentes dans l'ensemble de données ($>15 \text{ g C.kg}^{-1} \text{ sol}$). Globalement, les résultats obtenus confirment le potentiel de la spectroscopie VisNIR pour déterminer précisément et rapidement les concentrations de carbone dans les sols, même pour les sols sableux à faible teneur en matière organique, comme ceux du bassin arachidier du Sénégal.

Le modèle de prédiction du COS donné dans le [tableau 2.1](#), établi sur 327 échantillons et testés sur 110 échantillons pour le COS, a été utilisé pour prédire les teneurs des autres échantillons collectés (3626-437 = 3189 restants) sans avoir à recourir à l'analyse chimique en laboratoire ; seuls leurs spectres VisNIR ont été acquis. Pour l'ensemble des 1813 parcelles, les teneurs de COS vont de 1,0 à $16,0 \text{ g C.kg}^{-1} \text{ sol}$ dans la couche 0-10 cm, et de 0,23 à $12,5 \text{ g C.kg}^{-1} \text{ sol}$ dans la couche de 10 à 30 cm, avec des valeurs moyennes de 4,0 et $3,0 \text{ g C.kg}^{-1} \text{ sol}$ respectivement pour les deux couches de sol. Yost and Hartemink (2019), dans leur revue de la littérature, indiquent que le COS est assez faible dans les sols sableux cultivés ($< 38 \text{ g C.kg}^{-1} \text{ sol}$) ; dans les situations agricoles étudiées, la teneur moyenne en COS est inférieure au dixième de ce seuil donné à l'échelle mondiale. Yost and Hartemink (2019) rappellent toutefois que le COS dépassait rarement $10 \text{ g C.kg}^{-1} \text{ sol}$ dans les 30 premiers cm des sols sableux africains. Parmi les sols collectés seuls 0,8 % des échantillons ont une valeur supérieure à ce maximum donné par Yost et Hartemink.

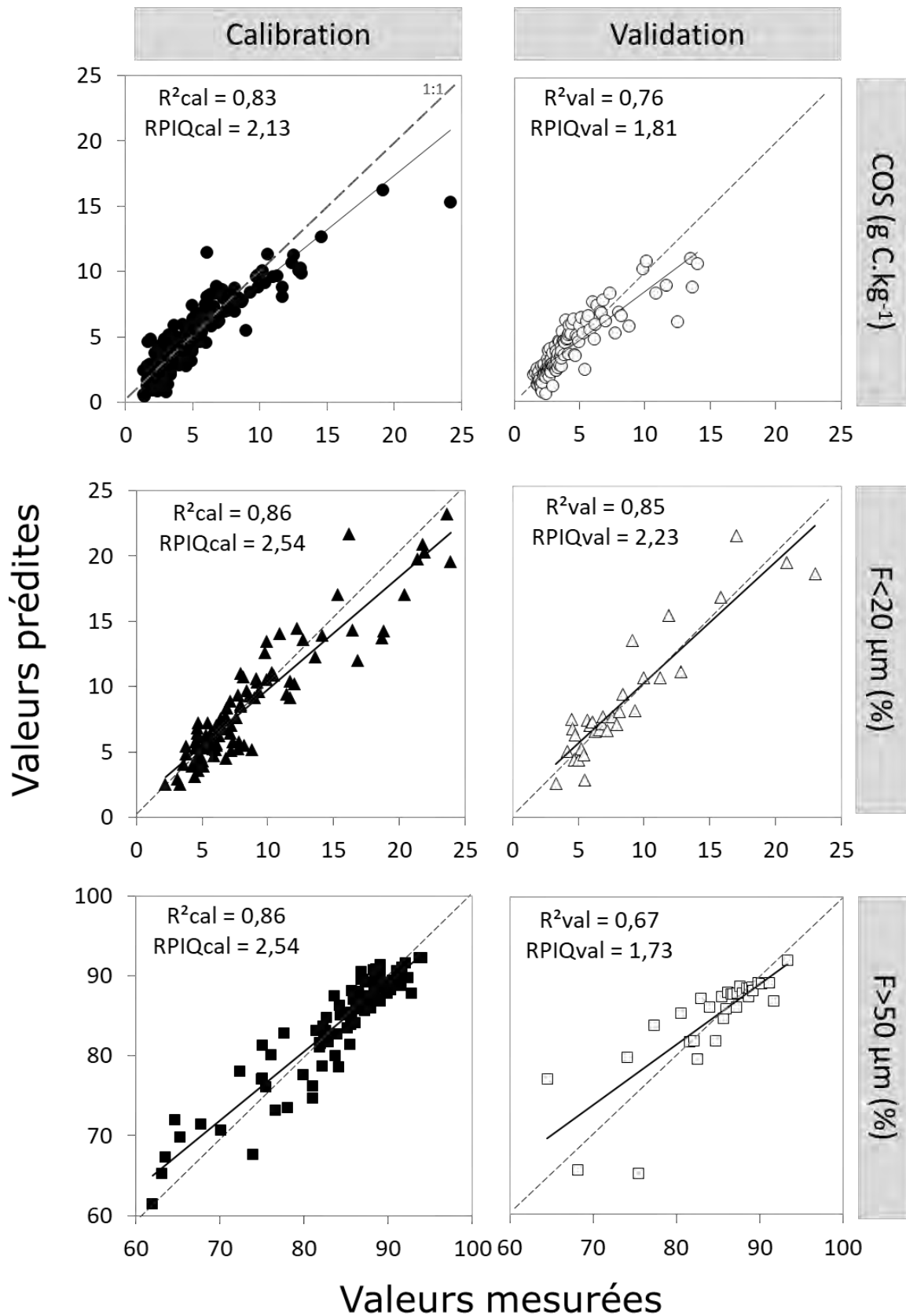


Figure 2.3: Relation entre les valeurs prédites et valeurs mesurées dans les jeux de calibration et de validation pour le meilleur modèle de prédiction retenu pour chaque variable, teneurs de COS (g C.kg⁻¹ sol) et proportions (%) de fractions fines (F < 20 µm) et de particules grossières (F > 50 µm).

3.1.2. Prédiction des fractions texturales

Les fractions texturales ont été estimées pour les 3626 échantillons à l'aide de la spectroscopie VisNIR afin d'évaluer par la suite les possibles effets de la texture sur les stocks de COS. Plusieurs prétraitements mathématiques ont été appliqués aux données spectrales pour prédire les proportions des fractions texturales du sol ([Annexe 7](#)).

Les meilleurs modèles pour estimer les fractions texturales $F < 20 \mu\text{m}$ et $F > 50 \mu\text{m}$ en calibration et en validation sont présentés dans le [tableau 2.1](#). Aucun prétraitement n'a amélioré les résultats pour les deux fractions de texture du sol, c'est-à-dire argiles + limons fins ($F < 20 \mu\text{m}$) et sables ($F > 50 \mu\text{m}$). La fraction $F < 20$ est en moyenne de 8,50% dans les deux jeux de données (calibration en validation croisée et validation externe), tandis que le modèle de meilleur ajustement a donné une RMSE de 1,80% pour le jeu de calibration et de 1,85% en validation. Pour la fraction $F > 50 \mu\text{m}$, les valeurs moyennes sont de 84,24 et 84,53%, et les $RMSE_{\text{cal}}$ et $RMSE_{\text{val}}$ de 2,58 et 3,65%, respectivement en calibration et en validation externe. Les performances des modèles de calibration en validation croisée sont jugées très bonnes pour les deux fractions texturales : les valeurs du rapport performance/intervalle inter-quartile (RPIQ) sont supérieures à 2,5 et le R^2_{cal} est de 0,86. Toutefois, les modèles ont légèrement sous-estimé $F < 20 \mu\text{m}$ pour les plus grandes valeurs mesurées en argiles + limons fins, et surestimé $F > 50 \mu\text{m}$ pour les échantillons avec la plus faible proportion de particules de sables ([Figure 2.3](#)). Ainsi, les estimations semblent moins précises pour les sols dont la texture est plus équilibrée. Le coefficient de régression entre les valeurs prédites et mesurées sur l'ensemble de validation externe est meilleur pour $F < 20 \mu\text{m}$ que pour $F > 50 \mu\text{m}$ ($R^2 = 0,85$ et $0,67$, respectivement). Le modèle de prédiction obtenu pour estimer les fractions granulométriques s'est comporté aussi bien, voire mieux (avec de bonnes valeurs R^2 et des erreurs raisonnables) que ceux rapportés dans la littérature (Ben-Dor and Banin, 1995; Bikindou et al., 2012; Chang et al., 2005, 2001; Chang and Laird, 2002; Cozzolino and Morón, 2003; Islam et al., 2003; Moron and Cozzolino, 2003; Silva et al., 2019; Wang et al., 2013). La plupart de ces études publiées ont considéré une gamme de texture beaucoup plus large que celle des sols analysés ici. Par conséquent, la prédiction pourrait être plus précise en raison de l'homogénéité relative de l'ensemble d'échantillons utilisé. L'importance des effets de la distribution de l'échantillon sur la performance du modèle et la qualité de la prédiction pour une variable donnée a été discutée plus tôt pour le COS.

4. Conclusion

Cette étude démontre l'utilité de la spectroscopie VisNIR pour déterminer les teneurs de COS et les proportions de fractions texturales des sols pour des sols sableux peu pourvus en matière organique comme ceux étudiés dans le bassin arachidier du Sénégal. Le meilleur modèle pour la prédiction des teneurs de COS est obtenu en utilisant le prétraitement SNV, alors que les meilleurs modèles pour la prédiction des fractions $F < 20$ et $F > 50$ μm sont obtenus sans application de prétraitement mathématique sur les données spectrales. Parce qu'ils permettent de prédire les concentrations de COS et les proportions des fractions $F < 20$ et $F > 50$ μm avec précision pour la gamme de sols à texture grossière collectés, les modèles proposés pourraient être utilisés pour prédire ces mêmes variables pour des sols similaires au Sénégal, voire dans la sous-région. Une fois étalonnée, la spectroscopie VisNIR peut fournir des mesures rapides et précises des valeurs de C des sols de manière plus rentable que les méthodes conventionnelles. Cette étude et sa bibliothèque spectrale couvrent une partie du bassin arachidier, mais considèrent des sols, des agro-écosystèmes et des pratiques agricoles représentatifs de ceux de la région. Par conséquent, il peut servir de base pour esquisser un éventuel système national de mesures et de surveillance du carbone des sols, et par là un indicateur de la qualité des sols.

CHAPITRE 3 : ESTIMATIONS DES STOCKS DE C DANS LES ARENOSOLS DU BASSIN ARACHIDIER DU SENEGAL : QUELLE EST L'IMPORTANCE DES PRATIQUES AGRICOLES ?

Ce chapitre fait l'objet d'une soumission pour publication dans le journal Regional Environmental Change (<https://www.springer.com/journal/10113>) pour son numéro spécial 4P1000 « *Sustainable management practices to increase soil carbon sequestration : what are their contributions to climate change mitigation, adaptation and food security in different ecosystems and regions of the world ?* ».

CHAPITRE 3 : Estimations des stocks de C dans les sols sableux cultivés dans le bassin arachidier du Sénégal. Quelle est l'importance des pratiques **d'apports** organiques ?

Résumé

Le carbone organique du sol (COS) est essentiel à la productivité des agroécosystèmes et à l'atténuation du changement climatique. Les sols sableux étant généralement considérés comme ayant une faible teneur en COS, les effets de la gestion agricole sur les stocks de COS dans ce type de sols n'ont pas été suffisamment étudiés. En Afrique occidentale sub-aride, les sols à texture grossière (principalement des Arenosols) sont gérés de manière diverse par les petits exploitants. Cette étude, réalisée au Sénégal, vise à quantifier les stocks de COS et leur variabilité dans les sols cultivés dans un contexte où les pratiques agricoles reposent principalement sur des intrants organiques provenant de divers systèmes intégrés combinant agriculture et élevage. Les stocks de COS ont été estimés - après une prédiction des concentrations de COS par spectroscopie VisNIR - pour une profondeur de 0 à 30 cm sur 1 813 parcelles dans trois villages (Barry Sine, Diohine-Sassem et Sob) du Nord du bassin arachidier, principale région agricole du pays. Les stocks de COS dans les champs des agriculteurs varient de 2,3 à 59,8 Mg C ha⁻¹ (moyenne : 14,6 Mg C ha⁻¹ ± 0,14 Mg C ha⁻¹ ; médiane : 13,3 Mg C ha⁻¹). Les stocks de COS sont influencés par le type de sol, mais ne sont que faiblement corrélés à la teneur en particules fines (F<20µm) des sols. Les stocks de COS diffèrent sensiblement entre les trois villages, possiblement en raison des activités menées par les ménages et notamment de différences **dans la pratique de l'élevage**. Comme attendu, les stocks moyens sont significativement plus élevés dans les parcelles de champs de case (CC) proches des habitations (champs de case, CC) qui reçoivent des apports organiques plus réguliers et importants que dans les parcelles plus éloignées du village ou champs de brousse (CB). Ainsi, la gestion des intrants organiques utilisée pour les champs de case améliore à court terme les stocks de C de ces sols sableux. Les innovations doivent probablement cibler les options permettant de gérer tous les champs de manière optimale. Ces options nécessiteraient une application soutenue de produits organiques, et donc des solutions pour améliorer la disponibilité ou la gestion des ressources organiques locales.

Mots-clés : Carbone organique du sol (COS) ; Stocks de COS ; Afrique de l'Ouest ; Sénégal ; Apports organiques ; Texture grossière.

1. Introduction

Pour atteindre plusieurs des objectifs de développement durable notamment ceux liés à **l'éradication de la faim** et à la lutte contre le changement climatique, il est **aujourd'hui** essentiel de comprendre les propriétés des sols, y compris la dynamique de leurs stocks de carbone, (Keesstra et al., 2016; Lal, 2018; Smith et al., 2019; Soussana et al., 2017). Étant donné que les sols peuvent contenir de grandes quantités de carbone organique, ce qui est bénéfique pour la production agricole (Batjes, 2014; Scharlemann et al., 2014), le stockage du carbone organique dans les sols agricoles a été décrit comme une stratégie gagnante pour réduire les niveaux de CO₂ atmosphérique tout en augmentant la sécurité alimentaire et en facilitant l'adaptation au changement climatique (Corbeels et al., 2018; Minasny et al., 2017; Nath et al., 2018; Paustian et al., 2016; Rumpel et al., 2019; Smith et al., 2019). C'est dans cette perspective ambitieuse que des initiatives internationales telles que le 4 pour 1000 (Soussana et al., 2017) et **l'action commune** de Koronivia pour l'agriculture (FAO, 2018b) placent l'agriculture au centre des actions pour la sécurité alimentaire, pour l'adaptation au changement climatique et l'atténuation de ses effets (Chabbi et al., 2017; Chenu et al., 2018, 2019; Minasny et al., 2017; Soussana et al., 2017). En outre, l'Alliance mondiale de recherche sur les gaz à effet de serre en agriculture (GRA) **œuvre** pour trouver des moyens d'augmenter les rendements agricoles sans augmenter conjointement les émissions de gaz à effet de serre. Plusieurs pays africains ont rejoint l'alliance, dont le Sénégal en 2017.

Les stocks de carbone organique du sol (COS) à un endroit donné dépendent de l'utilisation et de la gestion des terres, des pratiques agricoles et du type et des caractéristiques du sol, en particulier de sa texture (par exemple, Dignac et al. 2017; Fujisaki et al. 2018a; Hassink 1997; Six et al. 2002; Stewart et al. 2007; Tondoh et al. 2016). En Afrique de l'Ouest aride ou sub-aride, la plupart des sols cultivés ont une texture grossière. Les sols sableux ont en général une structure peu développée, une capacité limitée de stockage du carbone organique du sol et de faibles réserves en eau et en éléments nutritifs disponibles pour les plantes (Yost and Hartemink, 2019). En conséquence, ces sols sont vulnérables à la dégradation et aux effets du réchauffement climatique. La restauration des agrosystèmes dégradés par l'augmentation du COS peut contribuer à l'augmentation des rendements des cultures (Lal, 2006; Oldfield et al., 2019). Les pratiques agricoles unanimement reconnues pour favoriser les stocks importants de COS comprennent l'agroforesterie (Corbeels et al., 2018; Mbow et al., 2014) et les pratiques basées sur des amendements organiques (Fujisaki et al. 2018b) – en particulier avec du fumier (Diacono and Montemurro, 2010; Liu et al., 2013) ou des déchets organiques (Eden et al., 2017).

La plupart des systèmes agricoles des zones arides d'Afrique de l'Ouest intègrent la production de cultures et de bétail (Descheemaeker et al., 2016; Fernandez-Rivera et al.,

2004; Powell et al., 2004; Thornton and Herrero, 2015, 2014). Traditionnellement, les agriculteurs d'Afrique de l'Ouest améliorent la fertilité et la productivité des sols par le recours à la jachère et l'application de produits organiques. Ces méthodes sont utilisées au Sahel en général, et au centre du Sénégal en particulier. La principale contrainte qui pèse sur ces pratiques est que les agriculteurs **n'ont pas assez** de ressources organiques pour en épandre sur tous leurs champs. Par conséquent, les produits organiques disponibles sont généralement appliqués sur les champs les plus proches des habitations générant une « auréole de fertilité » autour du village – un phénomène bien connu en Afrique de l'Ouest (Diarisso et al., 2016; Manlay et al., 2004; Ramisch, 2005). Le paillage n'est pas une pratique courant dans cette région car les résidus de culture qui pourraient être utilisés à cette fin sont souvent utilisés pour l'alimentation des animaux ou pour répondre aux besoins humains (*e.g.* combustible et les matériaux de construction). Les agriculteurs de la région pratiquent souvent la culture intercalaire de céréales comme le mil, le sorgho ou le maïs avec des légumineuses comme l'arachide ou le niébé (Diangar et al., 2004; Mbaye et al., 2014). Les agriculteurs cultivent également autour des arbres fixateurs d'azote dans des parcs traditionnels, le plus souvent à *Faidherbia albida* (Boffa, 1999; Fernandez-Rivera et al., 2004; Garrity et al., 2010; Masse et al., 2018; Payne et al., 1998; Tschakert et al., 2004). Par ailleurs, les trajectoires agricoles peuvent avoir différé entre les villages au cours des dernières décennies, comme ce fut le cas dans le bassin arachidier du Sénégal (Masse et al., 2018). Ainsi, les pratiques agricoles dans ces systèmes agro-sylvo-pastoraux sont nombreuses et ne sont pas réparties de manière homogène dans le paysage. Les stocks de COS dans les agrosystèmes peuvent être soumis à une forte variabilité spatiale et temporelle (Arrouays et al., 2003; Wang et al., 2017).

Les stocks de COS dans les agrosystèmes agro-sylvo-pastoraux ouest-Africains sont généralement faibles, mais les effets de la gestion agricole sur ces stocks n'ont pas été suffisamment étudiés pour répondre à des questions telles que : "Pour un territoire villageois, les stocks de COS varient-ils beaucoup d'un sol cultivé à l'autre ? Et si oui, "cette variation est-elle due à des changements dans le type de sol, ou est-elle due à la localisation des champs et aux intrants organiques associés ?"

Pour estimer de manière précise les stocks de COS dans un paysage aussi complexe, il faut analyser de nombreux échantillons de sol – une tâche grandement facilitée par le recours à la spectroscopie VisNIR, couramment utilisée pour évaluer les propriétés du sol telles que la teneur en carbone et les fractions de texture (Barthès et al. 2006; Hobley and Prater 2019; O'Rourke et al. 2016; Rabenarivo et al. 2013; Stenberg et al. 2010; Viscarra Rossel et al. 2006).

L'objectif de ce chapitre est d'estimer les stocks de C organique dans les sols sableux du centre du Sénégal à partir d'une collection d'échantillons qui englobe le large éventail de

pratiques agricoles locales, **en s'appuyant sur** des villages ayant eu des trajectoires agricoles différentes au cours des dernières décennies. Ce chapitre cherche ainsi (i) à documenter les stocks de COS dans ces sols à texture grossière, et (ii) à discuter de la variabilité spatiale des stocks de COS en fonction des types de sols – et de leur texture – et de la localisation des champs - et des intrants organiques associés.

2. Matériels

2.1. Sites de l'étude

La zone d'étude, située dans le bassin arachidier du Sénégal, est celle décrite dans le **précédent chapitre, en l'occurrence les 3** terroirs villageois de Barry Sine, Diohine-Sassem et Sob (à proximité de Niakhar, région de Fatick). Ils se trouvent dans l'Observatoire Population-Santé-Environnement de Niakhar (Delaunay et al., 2018), qui est l'un des plus anciens d'Afrique. Les enquêtes qui y ont été menées au cours des dernières décennies ont fourni des données agricoles historiques détaillées pour la région (par exemple, Pélissier 1966; Lericollais 1999; Masse et al. 2018). L'Observatoire couvre environ 117 km² de terres (de 14°29'59"N à 14°29'20"N en latitude et de 16°30'33"W à 16°26'25"W en longitude).

La typologie des sols a été appréciée à dire d'acteurs puis l'information consolidée par des observations de terrain. Les agriculteurs locaux divisent les sols de la région en quatre groupes — *Dior*, *Dior-Deck*, *Deck*, et *Deck-Mbel* — selon la facilité avec laquelle ils peuvent être préparés pour la culture. Les sols *Dior* **à texture très grossière (jusqu'à 95% de sables)** dominent le paysage. Les sols *Deck*, à la texture plus fines, occupent les dépressions dans des espaces interdunaires anciens (Aubert and Newsky, 1949; Badiane et al., 2000). Dans la classification locale des sols, le terme *Dior-Deck* (ou parfois *Deck-Dior*) désigne les sols ayant des textures de transition **entre celles d'un Dior et d'un Deck** (Badiane et al., 2000). Les sols *Deck-Mbel*, que l'on trouve généralement dans les petites dépressions, ont une **proportion d'argiles plus importante**, sont compacts, avec des propriétés hydromorphes. **Bien qu'il ne soit pas aisé de passer d'un système de classification de sols à un autre sans** un examen approfondi des profils de sol, les quatre groupes correspondraient aux sols ferrugineux tropicaux légèrement lessivés ou non lessivés de la classification française CPCS (CPCS, 1967), et aux Arenosols et Lixisols de la classification WRB (IUSS Working Group WRB, 2015).

Dans les trois villages étudiés, **l'exploitation des bases de données disponibles montre que** les sols *Dior*, *Dior-Deck*, *Deck* et *Deck-Mbel* couvrent respectivement 62%, 11%, 21% et 7% des surfaces agricoles. Le mil est la principale céréale cultivée, généralement en rotation avec l'arachide. Il peut également être cultivé en intercalaire avec le niébé. La fertilisation minérale reste inaccessible pour la plupart des petits exploitants, et elle est

peu pratiquée (Chianu et al., 2012; Tounkara et al., 2020). Ainsi, la durabilité des systèmes agricoles dans la région repose sur la forte complémentarité entre l'agriculture et l'élevage pour fournir des intrants organiques (Audouin et al. 2015; Ganry and Badiane 1998; Lericollais 1999). Le pâturage libre et le parcage nocturne des ruminants est l'une des principales sources de produits organiques, sous la forme des excréments des animaux (De Rouw 1999; Grillot 2018). L'embouche des bovins, une pratique locale apparue il y a 50 ans, génère de grandes quantités de fumier solide utilisé pour l'amendement des sols (Grillot, 2018).

Les trajectoires agricoles des terroirs des trois villages ont été différentes au cours des 50 dernières années, même si ces villages ont le même régime pluviométrique et une histoire agricole commune (Lericollais 1999; Audouin et al. 2015; Masse et al. 2018; Grillot et al. 2018). Dans le village de Diohine-Sassem, les systèmes traditionnels de pâturage et de jachère sont toujours pratiqués, bien que la période de jachère dans les systèmes de culture ait été raccourcie au cours des dernières décennies (Diop, 1999). Dans les deux autres villages, la pression exercée sur les terres a entraîné l'abandon de la jachère et la mise en culture des dépressions (Masse et al., 2018), et le développement de l'embouche. Ces activités d'engraissement du bétail génèrent du fumier solide, que les agriculteurs épandent dans les champs (Audouin et al., 2015). À Sob, des systèmes d'élevage en stabulation ont été développés et un parc agroforestier dense fournit du fourrage pour le bétail. Les agriculteurs de Sob ont aussi diversifié leurs systèmes en réintroduisant la variété de mil *Sanio* (à cycle long) et en produisant de la pastèque pendant la saison des pluies (Masse et al., 2018).

Dans les trois villages, les champs de case (notés CC ; parcelles situées dans un rayon de 0,2 à 1 km des habitations) reçoivent généralement des quantités plus importantes d'intrants organiques, et ce de manière plus régulière, que les champs de brousse (notés CB ; parcelles plus éloignées du village). Tounkara et al. (2020) ont rapporté que les champs de case sur la commune reçoivent en moyenne, en matière sèche (MS), des apports organiques de 4 à 20 Mg ha⁻¹ tous les ans ou tous les deux ans. La quantité et la qualité des intrants organiques varient **d'une parcelle à l'autre** et d'une année à l'autre. Il est laborieux et assez difficile d'obtenir des agriculteurs des informations fiables sur l'historique de gestion, en particulier des données quantitatives par parcelle. Dans l'ensemble, les pratiques agricoles de la région sont représentatives de celles actuellement menées dans le bassin arachidier du Sénégal.

2.2. Informations disponibles au niveau du village ou de la parcelle

Les enquêtes menées au cours des projets de recherche précédents ont permis de recueillir des informations utiles à l'échelle du village (Tableau 3.1; Audoin 2014; Audouin et al.

2015; Dugy 2015; Odru 2013; Saunier-Zoltobroda 2015; Dugy 2016; Yessoufou et al., 2021).

Tableau 3.1 : Informations utiles issues de précédents projets de recherche dans les terroirs villageois (Audouin et al., 2015; Audouin, Elise, 2014; Dugy, 2016; Odru, 2013; Saunier-Zoltobroda, 2015; Yessoufou et al., 2021)

Caractéristiques	Unité	Village		
		Barry Sine	Diohine-Sassem	Sob
Superficie Agricole utilisée (SAU)	Ha	397	225	520
Nombre de ménages	-	73	44	114
Habitants	hab.km ⁻² SAU	3,2	0,5	2,4
Taille du cheptel	UBT* ha ⁻¹	2,31	0,96	2,56
Pâturage	% SAU	0,0	18,0	9,3
Embouche **	% des ménages	57,6	20,5	46,5
Intrants organiques (toutes ressources)	Mg MS ha ⁻¹	1,62	1,05	1,29
Surface d'application de fumier solide	% SAU	31	22	n.d.
Surface cultivée en céréales	%	68,1	84,1	49,7
Surface cultivée en arachide	%	30,7	9,7	30,1
Surface cultivée en pastèque	%	0,0	0,0	17,4
Rendement en mil (grains)	kg ha ⁻¹	1451	1476	1840
Rendement en arachide (gousses)	kg ha ⁻¹	423	429	n.d.
Indicateurs de richesse agro-pastorale	-	0,59	0,56	0,65

* Une unité de bétail tropical (UBT) est l'équivalent d'un animal hypothétique d'un poids vif de 250 kg.

** Données 2014 d'après Yessoufou et al. (2021)

La pression démographique sur le territoire de Diohine Sassem est plus faible que dans les 2 autres villages, laissant plus de surface pour le pâturage pour un nombre de tête de **bétail moindre**. En effet, l'embouche du bétail est pratiquée par 57,6 et 46.5% des ménages à Barry Sine et à Sob, respectivement ; seul 20% des foyers l'ont mis en place à Diohine Sassem (Tableau 3.1). Les quantités de ressources organiques apportées au sol par village sont **dans l'ordre suivant : Barry Sine > Sob > Diohine Sassem**. Les trajectoires agricoles différenciées entre les villages ces dernières décennies sont illustrées à travers l'**indicateur de richesse agro-pastorale** des ménages produits par Yessoufou et al. (2021) (Tableau 3.1). Cet indicateur est construit par agrégation des informations relatives à la diversification des cultures, à la possession de bétail et de matériels agricoles (Annexe 8) ; plus sa valeur est proche de **1, plus le ménage est à l'aise pour mener et vivre de ces activités agricoles**. Les indicateurs de richesse agro-pastorale suivent l'**ordre décroissant** suivant : Sob > Barry Sine > Diohine Sassem (Tableau 3.1). Diohine Sassem est un village où en moyenne les ménages sont plus pauvres en infrastructures ou biens agricoles.

Les activités de recherches antérieures dans la commune de Niakhar ont également permis d'établir la carte des parcelles agricoles pour les 3 villages (Annexe 9, Annexe 10 et Annexe

11). Les superficies des 1813 parcelles varient de 0,02 à 5,24 ha, avec une taille moyenne de 0,6 ha. Bien que les informations contenues dans ces bases de données-projet soient dans la plupart des cas assez fragmentaires, elles permettent de regrouper les parcelles collectées selon le type de sol (à dire d'agriculteurs), et en fonction de la localisation des champs (champ de case, CC vs. champ de brousse, CB; Figure 3.1).

	Champs de brousse		Champs de case	
		<i>Villages</i>		
		Bari Sine		
	313	619	306	
		Diohine Sassem		
	352	419	67	
		Sob		
	612	775	163	
Tous les champs	1277	1813	536	
		Sans apport		
	1125	1162	37	
		+Résidus de mil		
	99	121	22	
		+Fumier*		
	53	174	121	* [0,02 – 3,2] Mg C ha ⁻¹ yr ⁻¹
		+PRO**		
	0	356	356	** [0,02 – 3,8] Mg C ha ⁻¹ yr ⁻¹
		<i>Type d'apports organiques</i>		

Figure 3.1: Répartition des parcelles échantillonnées dans les trois villages entre les champs de case et de brousse et selon le type d'intrants organiques. Les lettres (a) et (b) indiquent la fourchette moyenne des taux de C en Mg C ha⁻¹ appliqués au sol sous forme de fumier ou de produits résiduaux organiques, respectivement.

En outre, lors de la collecte des échantillons de sol, le type d'intrants organiques a été enregistré pour chaque parcelle au cours de la saison de culture précédente. Les apports ont été répartis en trois catégories : (1) résidus de culture laissés à la surface du sol après la récolte (dénommés "+Résidus de mil" dans la figure 3.1; n = 22 champs de case (CC) et 99 champs de brousse (CB)) ; (2) le fumier, constitué de refus d'aliments pour animaux et d'excréments de ruminants provenant soit du pâturage libre et du parcage nocturne, soit de systèmes d'élevage en stabulation (dénommés "+Fumier" ; n = 121 CC + 53 CB ; Figure 3.1) ; et (3) les produits résiduaux organiques, constitués d'un mélange de résidus de cultures, de fumier d'animaux en enclos, de déchets domestiques des ménages et de cendres (dénommés "+PRO" ; n = 356 CC ; aucun CB). La modalité "sans apports" (n = 37 CC + 1125 CB) correspond soit aux parcelles pour lesquelles l'agriculteur n'a rien apporté, soit des champs en période de jachère, au cours de l'année précédente, tel que cela est encore pratiqué à Diohine-Sassem notamment.

Le taux d'application des intrants (poids frais par parcelle) a été fourni par certains agriculteurs de Diohine-Sassem et Barry Sine pour l'année précédant la collecte des sols. Le poids frais a ensuite été converti en matière sèche à l'aide de facteurs de conversion disponibles dans la littérature (Le Thiec 1996 ; Ganry et Badiane 1998 ; Alvarez et al. 2014 ; Wade 2016 ; [Annexe 12](#)). La valeur moyenne d'épandage de fumier est de 1.96 Mg de matière sèche (MS) ha⁻¹ (en considérant les 137 parcelles où cette information est disponible). Les quantités d'intrants dépendent de la localisation des champs : elles varient de 0,1 à 3,8 Mg MS ha⁻¹ dans les champs de brousse, contre 0,1 à 12,8 Mg MS ha⁻¹ dans les champs de case. Le taux d'application des produits résiduaux organiques (qui sont appliqués uniquement sur les champs de case) est en moyenne de 1,62 Mg MS ha⁻¹ (valeur obtenue sur un ensemble de 184 parcelles **pour lesquelles l'information était disponible** ; de 0,1 à 18,3 Mg MS ha⁻¹). Sur la base de ces quantités de matière sèche apportées et des coefficients de conversion de la teneur en MS en C dans l'amendement (Pieri 1989 ; van Duivenbooden et Cissé 1989 ; Bontkes 1999 ; Wade 2016 ; [Annexe 12](#)), la gamme d'entrées de C au sol a été estimée pour les parcelles qui avaient été amendées avec du fumier et des produits résiduaux organiques ([Figure 3.1](#)).

3. Méthodes

3.1. Collecte des sols et détermination des teneurs en COS

En raison des contraintes de temps et du nombre d'échantillons nécessaires, certains échantillons ont été prélevés pendant le cycle cultural (correspondant à la saison des pluies ; n=847), tandis que d'autres ont dû être prélevés pendant la saison sèche (contre saison) (n=966). Ainsi, la gamme de temps représentée dans l'ensemble des données a permis d'inclure la variabilité saisonnière dans une certaine mesure, mais pas d'étudier les facteurs qui peuvent affecter la teneur en C à une échelle intra-annuelle.

Les détails de la collecte des échantillons de sols, pour la mesure des teneurs de COS, nécessaire au calcul des stocks, ont été donnés au chapitre précédent, et sont brièvement rappelés ici pour mémoire. Les échantillons de sol ont été prélevés manuellement à l'aide d'une tarière sur chacune des 1813 parcelles géoréférencées. Les parcelles ont été réparties comme suit entre les trois villages : Barry Sine, 619 ; Diohine-Sassem, 419 ; et Sob, 775 ([Figure 3.1](#)). **Le sol a été prélevé aux sommets et au centre d'un carré de 1 m** de côté positionné au centroïde de chaque parcelle ; et les 5 aliquotes regroupés pour obtenir un échantillon composite par parcelle et par profondeur de sol (0-10 et 10-30 cm). Les 3 626 échantillons composites résultants ont été séchés à l'air, tamisés (maille de 2 mm) et stockés pour analyse des teneurs en COS et en fractions texturales par spectroscopie VisNIR (cf chapitre précédent).

3.2. Densité apparente

En raison de contraintes de coût et de main-d'œuvre, la densité apparente du sol (D_a) a été déterminée pour environ 10% des parcelles géoréférencées. Pour sélectionner ces parcelles, une grille de maille 250 m x 250 m superposée sur le parcellaire de la commune de Niakhar a été utilisée. Chacune de ces cellules de 250 m x 250 m contenait (potentiellement) les quatre types de sol (c'est-à-dire *Dior*, *Dior-Deck*, *Deck*, et *Deck-Mbel*), et plusieurs parcelles. Le sol de chaque parcelle est supposé homogène et d'un seul type de sol. Dans chaque cellule, une parcelle de chaque type de sol a été sélectionnée générant ainsi un total de 193 parcelles. Pour chacune d'entre elles, la densité apparente (exprimée en $g\ cm^{-3}$) a été déterminée pour les deux couches de sol collectées (0-10 cm et 10-30 cm) en utilisant la méthode du cylindre (volume du cylindre = $588,75\ cm^3$). Les échantillons de densité apparente ont d'abord été séchés à l'étuve pendant 48 h à $105\ ^\circ C$, puis tamisés à 2 mm pour éliminer les fragments grossiers. Ces fragments représentaient moins de 1 % de la masse de chaque échantillon de sol, et ont donc été considérés comme négligeables ($Gr = 0$ dans l'équation 1).

Dans une cellule de 250 m x 250 m donnée, tous les sols d'un type donné sont supposés avoir la même D_a , quel que soit leur emplacement. Ainsi, une valeur mesurée ou estimée de densité apparente de sol a pu être attribuée par couche de sol à chacune des 1813 parcelles.

3.3. Calculs des stocks de COS

Les stocks de COS ont été calculés par parcelle pour la couche de sol 0-30 cm considéré comme le minimum recommandé pour étudier le stockage du carbone dans les sols (IPCC, 2006).

Le stock de carbone organique d'une couche de sol est calculé en utilisant la formule suivante :

$$\text{Stocks COS} = E \times (1 - Gr) \times D_a \times C_{org} \quad (1)$$

Où, pour la couche de sol considérée, E est l'épaisseur de cette couche (cm), Gr est la proportion de gravier (sans unité), D_a sa densité apparente ($g.cm^{-3}$) et C_{org} sa teneur en carbone organique ($g\ C.kg^{-1}$ sol).

Le stock de carbone organique dans le sol jusqu'à la profondeur sélectionnée (0-30 cm) est la somme des quantités dans chaque couche superposée (0-10 et 10-30 cm).

3.4. Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel R (R Development Core Team, 2013). Des tests non paramétriques ont été utilisés car le test de Shapiro-Wilk a montré

que même après une transformation logarithmique, la distribution des stocks de COS ne suivait pas la loi normale. Une ANOVA non paramétrique Kruskal-Wallis, suivie d'un test de Wilcoxon par paire pour des comparaisons multiples, a été effectuée pour évaluer les différences de distribution des stocks de carbone organique selon le type de sol (Dior, Dior-Deck, Deck, Deck-Mbel), la localisation des champs (champ de case, champ de brousse) **et les modalités d'apports organiques** (Sans apport, +Résidus de mil, +Fumier, +PRO). Un diagramme en boîte de Tukey ou « boîte à moustaches » a été utilisé pour décrire les données par catégorie en illustrant les valeurs moyennes, les médianes, les intervalles interquartiles (Q1 et Q3) et les valeurs extrêmes (minimum et maximum).

4. Résultats et discussion

4.1. Estimation des stocks de COS

Pour chaque parcelle, les stocks de COS dans la couche 0-30 cm ont été déterminés en combinant teneurs de COS estimées par spectroscopie VisNIR dans les couches de 0 à 10 cm et de 10 à 30 cm pour chaque parcelle et les données de densité apparente. Pour mémoire, les teneurs moyennes de COS (déterminées au chapitre précédent) sont de 4,3 et 2,7 g C.kg⁻¹ sol respectivement dans la couche 0-10 cm et 10 à 30 cm. La valeur moyenne de la densité apparente est de 1,56 ± 0,05 g cm⁻³ dans la couche de 0-10 cm et de 1,53 ± 0,05 g cm⁻³ dans la couche de 10-30 cm. La [figure 3.2abc](#) décrit la distribution (médiane, intervalle interquartile Q1-Q3 et valeurs minimales et maximales) des stocks de COS estimés pour la couche de sol 0-30 cm selon le type de sol, la localisation du champ, le type d'apports organiques.

Toutes parcelles confondues (n=1813), les stocks de COS à une profondeur de 0 à 30 cm varient de 2,3 à 59,8 Mg C ha⁻¹, avec une valeur moyenne de 14,6 Mg C ha⁻¹ ([Figure 3.3A](#)). Ils sont significativement plus élevés dans les sols *Deck-Mbel* et significativement plus faible dans les sols *Dior* ([Figure 3.3B](#)).

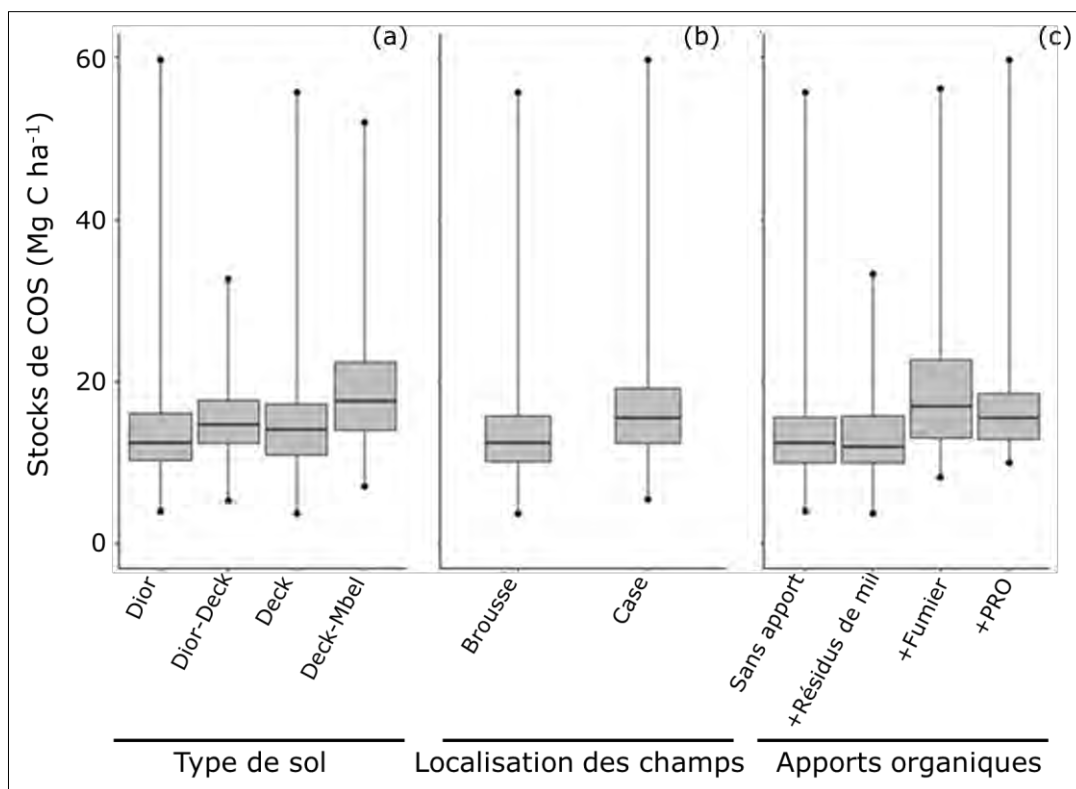


Figure 3.2: Paramètres descriptifs des stocks de COS estimés pour la couche 0-30 cm selon (a) le type de sol, (b) la localisation des champs et (c) le type d'apports organiques associés. Ces « boîtes à moustaches » présentent la médiane, l'intervalle interquartiles Q1-Q3 et les extrêmes (valeurs minimales et maximales).

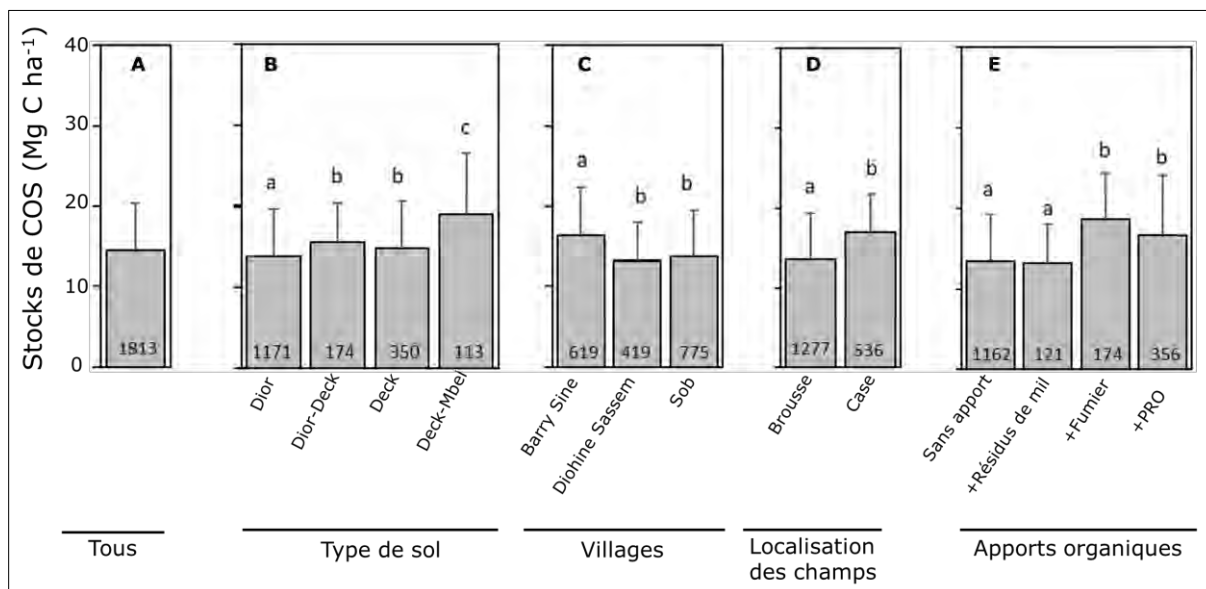


Figure 3.3: Moyenne et écart-type (sous forme de barre) des stocks de COS dans la couche de sol 0-30 cm pour toutes les parcelles (A) ou par type de sol (B), terroir (C), localisation des champs (D), type d'apports organiques (E). Les moyennes avec des lettres différentes ont été considérées comme significativement différentes après un test de Kruskal-Wallis combiné avec un test de Wilcoxon par paire ($p < 0,05$). Les chiffres dans les histogrammes se réfèrent au nombre de parcelles pour chaque catégorie.

Les estimations sont donc du même ordre de grandeur que ce qui a été précédemment rapporté dans la littérature: les stocks de COS sont assez faibles dans les 20 à 40 cm supérieurs des sols sableux, en particulier en Afrique de l'Ouest et au Sénégal (Batjes, 2001; Elberling et al. 2003; Loum et al. 2014; Scharlemann et al. 2014; Touré et al. 2013; Tschakert et al. 2004; Woomer et al. 2004 ; Yost and Hartemink 2019). L'analyse de la littérature sur l'Afrique de l'Ouest par Batjes (2001), avec un accent particulier sur le Sénégal, présentait des stocks moyens d'environ 11-12 Mg C ha⁻¹ dans les 30 premiers centimètres d'Arenosols près de Tivaoune ou de Louga, pour des parcelles en jachère après culture du mil ou de l'arachide. Tschakert et al (2004) ont rapporté dans la couche 0-40 cm de sols *Dior* et *Deck* du bassin arachidier des valeurs moyennes de 13,6 et 17,8-19,8 Mg C ha⁻¹ respectivement sous jachère et en champs cultivés. Touré et al. (2013) ont enregistré des stocks de COS allant de 8 à 20 Mg C ha⁻¹ dans les 20 premiers cm de sols sous culture ou savane de la région de Kaffrine (120 km au sud-est des cas d'étude). Loum et al (2014) ont enregistré des stocks moyens de 8,1 et 14,8 Mg C ha⁻¹ dans l'horizon 0-25 cm de sols *Dior*, pour respectivement des zones cultivées et des situations naturelles, près de Khelcom (environ 100 km à l'est de la zone de la présente étude). Dans les cas étudiés, le stock de COS le plus bas a été observé pour un sol *Deck* et un champ de brousse à Diohine Sassem cultivé sans autre apport organique que les résidus de mil retournés au sol après la récolte. La valeur la plus élevée a été observée pour un sol *Dior* dans un champ de case amendé avec des produits résiduaux organiques, également à Diohine Sassem. Plusieurs études ont soit rapporté un effet clair des propriétés intrinsèques du sol, en particulier la texture, soit documenté l'importance des pratiques de gestion sur les stocks de COS dans les systèmes agricoles (par exemple, Feller et al. 1991; Feller and Beare 1997; Loum et al. 2014; McClintock and Diop 2005; Tounkara et al. 2020). Examinons la **question d'un possible effet de** la texture sur les stocks dans le paragraphe suivant.

4.2. La texture du sol et sa relation avec le COS

Les proportions de sables ($F > 50 \mu\text{m}$) dans le sol varient de 49,4 à 95,1 %, avec une moyenne de 85 % et un écart-type de 0,8 % (cf Chap. 2). Les valeurs de la proportion de sables sont sensiblement plus élevées dans les sols appelés *Dior* et *Dior-Deck* par les agriculteurs que pour les sols qualifiés de *Deck* et *Deck-Mbel* ($p < 0,001$). Et inversement, les proportions de particules fines ($F < 20 \mu\text{m}$; argiles+limons fins), qui représentent entre 0,1 et 28,5 % de la texture du sol, sont plus élevées dans les sols *Deck* et *Deck-Mbel* que dans les sols plus sableux *Dior* et *Dior-Deck*.

Les stocks de COS dans la couche de sol de 0-30 cm sont faiblement ($R^2 = 0,1$) mais significativement ($p < 0,0001$) corrélés à la densité (en Mg ha⁻¹) de la fraction fine de argiles+limons fins des sols pour cette profondeur (Figure 3.4).

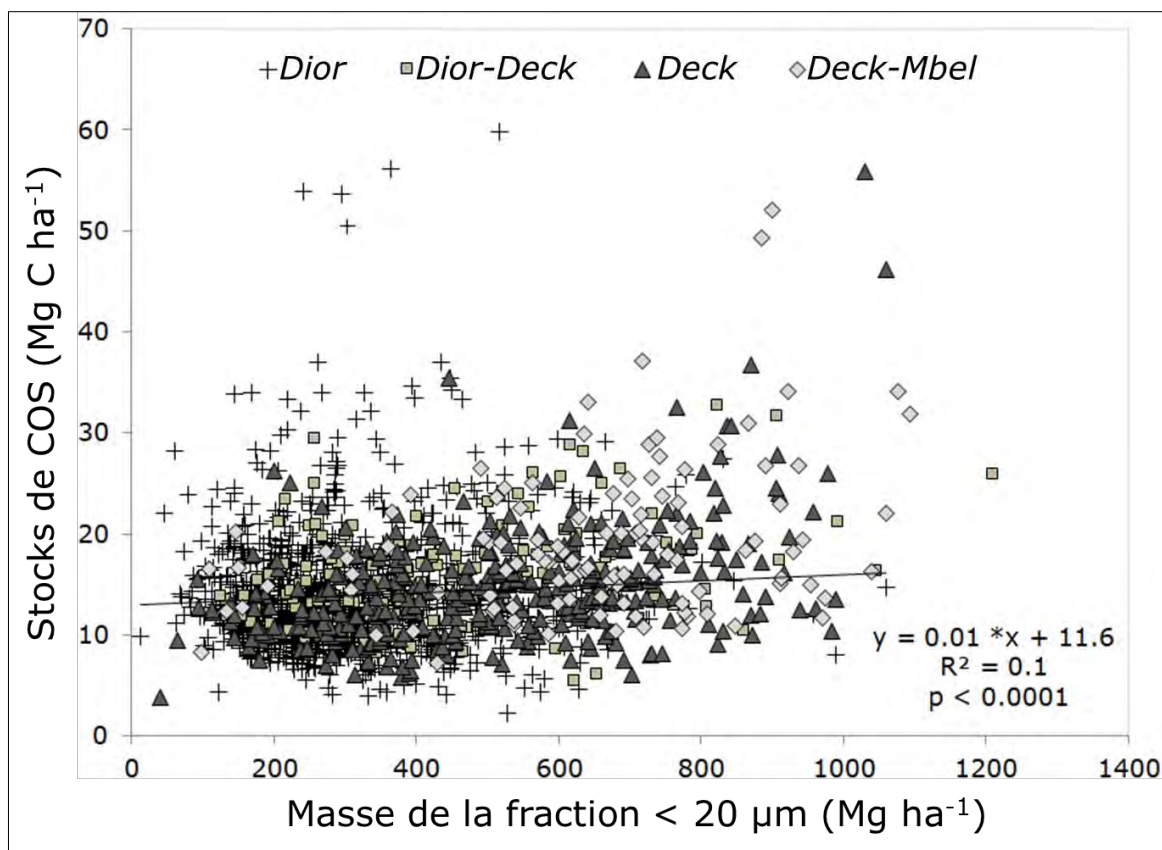


Figure 3.4: Relation entre les stocks de COS (Mg C ha⁻¹) et la masse des particules à texture fine ($F < 20 \mu\text{m}$ en Mg ha⁻¹) dans la couche de sol 0-30 cm.

Les stocks de COS diffèrent de manière significative entre les types de sol ($p < 0,0001$), et s'élèvent en moyenne à 13,9, 14,8-15,5 et 19,1 Mg C ha⁻¹ dans les sols *Dior*, *Dior-Deck* et *Deck*, et *Deck-Mbel*, respectivement (Figure 3.3B). Pour des sols de la région, Touré et al. (2013) ont également signalé que les stocks de COS dans les couches 0-20 cm des sols sableux contenant moins de 20 % d'argiles granulométriques sont nettement inférieurs ($p < 0,05$) à ceux des sols présentant une texture plus fine. De plus, les sols *Deck-Mbel* contiennent parfois de la montmorillonite (Tschakert et al., 2004) qui peut stabiliser le COS (Six et al., 2002). Ces sols *Deck-Mbel* ne représentent toutefois que 7% des superficies. La formation de complexes organo-minéraux dans les fractions fines ($F < 20 \mu\text{m}$) est reconnue comme un processus clé pour la stabilisation du COS (Feller and Beare, 1997; Hassink, 1997; Six et al., 2002). En outre, la relation entre le COS associé aux particules fines et la masse relative de cette fraction $F < 20 \mu\text{m}$ constitue une preuve en faveur des concepts qui reposent sur la stabilisation du COS par la fraction fine du sol, tels que le potentiel de stockage du COS (Feng et al. 2013; Fujisaki et al., 2018a; Hassink, 1997). Bien que le contenu organique de cette fraction fine n'ait pas été quantifié dans la présente étude, la faible proportion de la fraction $F < 20 \mu\text{m}$ dans les sols étudiés explique probablement la faible relation entre cette fraction et les stocks de COS parce que la MOS manque sans doute de protection dans ces sols à texture grossière (Feller and Beare, 1997;

Fujisaki et al., 2018a). Par conséquent, la texture n'est pas le principal facteur de contrôle de la constitution de stocks de COS dans ces sols.

4.3. Stocks de COS et pratiques culturales

Les stocks de COS dans la couche 0-30 cm des champs des agriculteurs sont sensiblement plus élevés ($p < 0,001$) à Barry Sine que dans les terroirs de Diohine-Sassem et de Sob : les valeurs moyennes sont respectivement de 16,5, 13,3 et 13,7 Mg C ha⁻¹ (Figure 3.3C). Cette différence peut s'expliquer par des variations dans les formes **d'intégration** agriculture-élevage, et plus particulièrement par des différences dans les pratiques de fumure organique, ou dans la qualité et les conditions de stockage des produits organiques (Maillard and Angers, 2014; Ndambi et al., 2019). Des travaux antérieurs (Tableau 3.1) ont révélé que les pratiques d'élevage de Barry Sine et Diohine-Sassem représentaient deux situations contrastées, tandis que Sob peut être considéré comme un cas intermédiaire (Audouin, 2014; Odru, 2013; Saunier-Zoltobroda, 2015). Barry Sine, et dans une moindre mesure Sob, ont subi une croissance démographique, qui a réduit la surface disponible par habitant (Tableau 3.1), augmentant ainsi la proportion de champs de case (Figure 3.1 & Annexe 9 à 11). L'embouche bovine pratiquée à Barry Sine et Sob par respectivement 57,6 et 46,5 % des ménages (Tableau 3.1) permet aux petits exploitants de maintenir des activités d'élevage au plus près des concessions. Elles sont basées sur une production fourragère intensifiée sous forme de biomasse aérienne d'arachide, à laquelle s'ajoutaient des ressources externes telles que des concentrés alimentaires commerciaux pour animaux, notamment à Barry Sine (Audouin et al., 2015; Odru, 2013). Le village de Diohine-Sassem, où des zones de pâturage restent accessibles (18% de la surface agricole utile, Tableau 3.1), a conservé une gestion plus traditionnelle du bétail, basée principalement sur le pâturage libre et le parage de nuit (Audouin et al., 2015). Le territoire de Barry Sine abrite plus d'animaux que celui de Diohine-Sassem (Tableau 3.1). La quantité estimée d'animaux (exprimée en unités de bétail tropicales (UBT) par unité de surface agricole utilisée) est de 2,31 UBT.ha⁻¹ à Barry Sine et uniquement de 0,96 UBT.ha⁻¹ à Diohine-Sassem, troupeaux transhumants possédés inclus (Tableau 3.1). La forme **d'intégration agriculture-élevage** développée à Barry Sine et à Sob et la densité de population ont généré des quantités plus importantes de produits organiques (Tableau 3.1; Audouin et al. 2015). **Comme le suggère l'indicateur synthétique de richesse agropastorale** construite par Yessoufou et al. (2021) les ménages des villages de Barry Sine et de Sob ont plus **d'infrastructure et de biens pour mener leurs activités agricoles** (Tableau 3.1). En outre, les agriculteurs de Barry Sine possèdent plus d'équipements, notamment pour le transport des produits organiques - une contrainte énorme pour la gestion du fumier dans les exploitations. Ainsi, 31 % de la surface agricole utile (SAU) à Barry Sine

ont reçu de amendements organiques contre seulement 24 % à Diohine-Sassem (Tableau 3.1).

Les stocks de COS dans la couche 0-30 cm sont significativement plus élevés dans les champs de case que dans les champs de brousse (Figure 3.3D ; Figure 3.5 ; Figure 3.6 ; Figure 3.7), et parallèlement ils sont aussi plus élevés dans les champs recevant du fumier ou des PRO, par rapport aux champs qui n'ont reçu aucun intrant, ou ceux avec seulement les résidus de culture laissés sur place après la récolte ($p < 0,001$; Figure 3.3E). Les stocks de COS dans les champs de case varient de 6,0 à 59,8 Mg C ha⁻¹, avec une moyenne de 17 Mg C ha⁻¹ (Figure 3.2b et Figure 3.3D) et une valeur médiane de 16 Mg C ha⁻¹ (Figure 3.2 & Figure 3.3D). Dans les champs de brousse (CB), les stocks de COS se situent entre 2,3 et 55,8 Mg C ha⁻¹ (Figure 3.2b et Figure 3.3D). Par conséquent, l'intervalle des valeurs de stocks de COS pour les champs de brousse est approximativement le même que pour les champs de case. Dans les champs de brousse, les valeurs les plus importantes ont été obtenues pour les sols de type *Deck* ou *Deck-Mbel*.

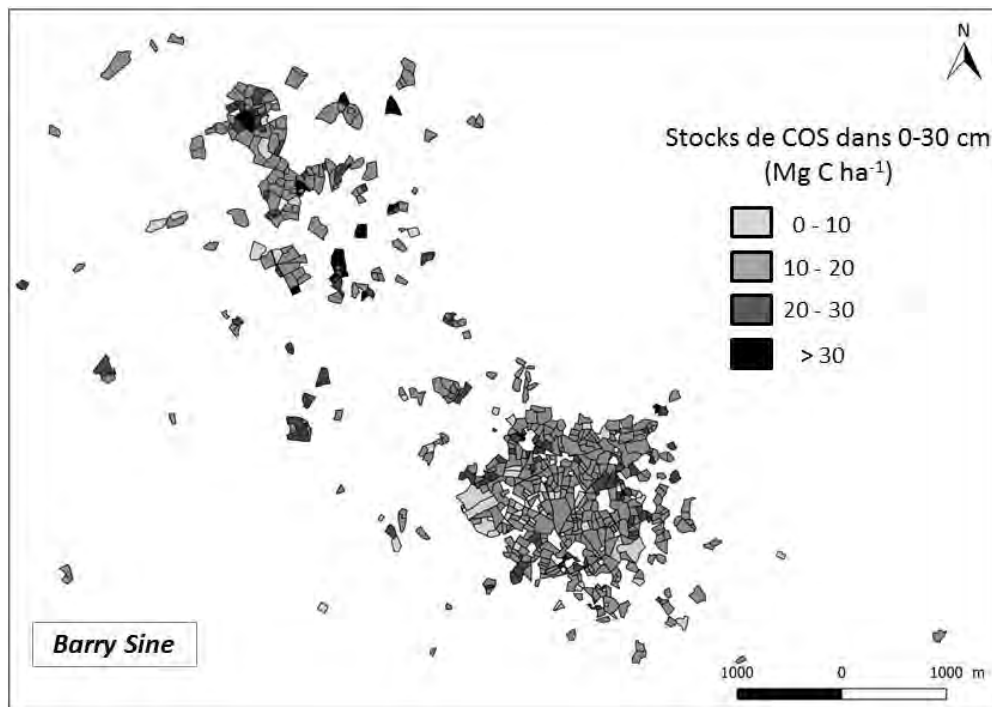


Figure 3.5: Distribution des stocks de COS estimés (Mg C ha⁻¹) pour la profondeur 0-30 cm dans les parcelles agricoles du territoire de Barry Sine.

L'emplacement des champs de brousse et de case est donné en [Annexe 9](#).

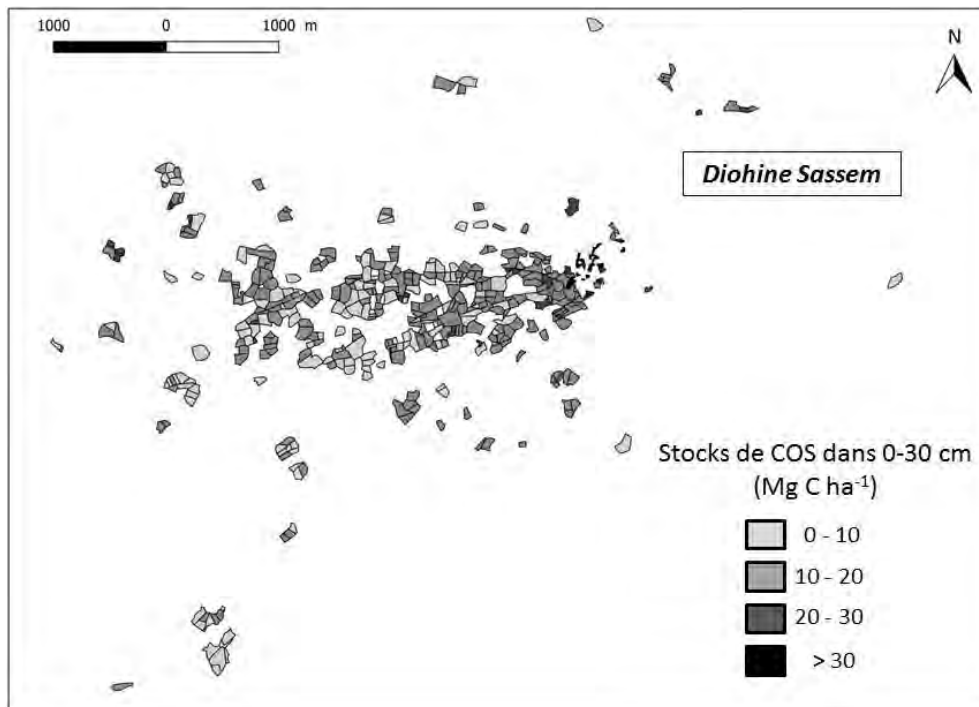


Figure 3.6: Distribution des stocks de COS estimés (Mg C ha⁻¹) pour la profondeur 0-30 cm dans les parcelles agricoles du territoire de Diohine-Sassem.

L'emplacement des champs de brousse et de case est donné en [Annexe 10](#).

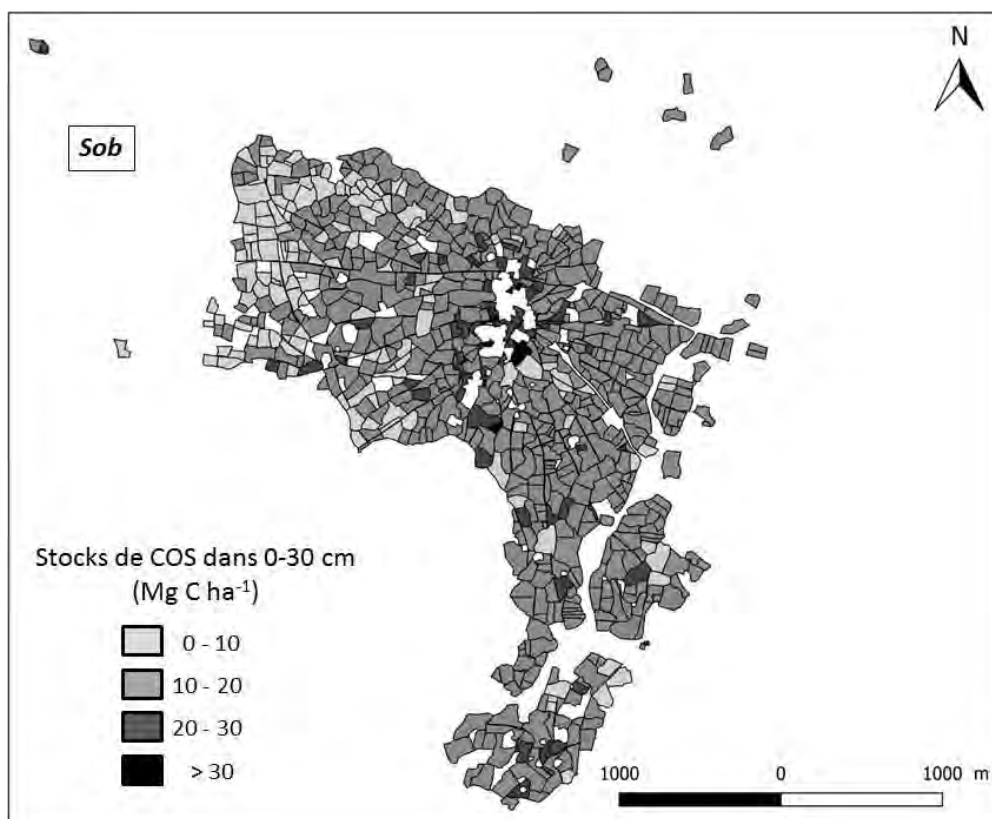


Figure 3.7: Distribution des stocks de COS estimés (Mg C ha⁻¹) pour la profondeur 0-30 cm dans les parcelles agricoles du territoire de Sob.

L'emplacement des champs de brousse et de case est donné en [Annexe 11](#).

La plupart des champs de brousse (CB ; 1125 sur 1277 parcelles, soit 88 %) n'ont reçu aucun apport organique, tandis que seuls quelques champs de case (37 sur 536, soit 7 %) n'ont pas été amendés l'année précédant la collecte des échantillons de sols (Figure 3.1 et Annexe 9 à 11). Parce que les résidus de récolte sont le plus souvent utilisés pour nourrir les animaux, ils ne sont généralement pas laissés à la surface du sol après la récolte (Autfray et al., 2012; Blanco-Canqui and Lal, 2009) ; **plus précisément, cela n'a concerné** que 7,7 % des champs de brousse et 4,1 % des champs de case (Figure 3.1). Le fumier est épandu principalement sur les champs de case (22,6 % d'entre eux) et sur quelques champs de brousse (4 %). L'épandage de produits résiduaux organiques issus des concessions est la forme la plus courante d'amendement organique pour les champs de case, mais il n'a été utilisé sur aucun des champs de brousse. L'application préférentielle d'amendement organique dans les champs proches des concessions est une pratique bien connue au Sahel, car cette pratique optimise l'utilisation des ressources organiques limitées au sein des exploitations agricoles. Elle améliore la fertilité des sols et sécurise les rendements sur une sélection de parcelles plus faciles d'accès et plus faciles à surveiller, tout en limitant les dépenses de transport des amendements vers les champs de brousse (Ramisch 2005; Bationo et al. 2007; Vanlauwe et al. 2015; Tounkara et al. 2020). L'organisation spatiale des flux de ressources organiques améliore également la résilience des agrosystèmes, ainsi que la capacité des communautés rurales à s'adapter aux risques climatiques (Manlay et al. 2004; Tittonell et al. 2013). En utilisant (1) les informations fournies par les agriculteurs sur les taux moyens d'application au cours de l'année précédant la collecte des sols (en Mg de matière sèche ha⁻¹), et (2) les coefficients de conversion de masse de matière fraîche ou sèche en teneur en C de l'amendement disponibles dans la littérature (Alvarez et al., 2014; Ganry et al., 1999; Le Thiec, 1996; Annexe 12), les apports de C au sol, selon les différentes modalités, ont été estimés de manière approximative. Ainsi 0,02 à 3,2 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ sont apportés par le fumier ; et 0,02 à 3,8 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ par les produits résiduaux organiques (Figure 3.1). Les apports organiques en champ de case par des PRO représentent donc une entrée de carbone relativement importante.

Bien que certains agriculteurs aient pu choisir de gérer certains champs de brousse de la **même manière qu'un champ de case (cartes des parcelles en Annexe 9 à 11)**, sans doute aidés par la possession d'une charrette pour le transport du fumier, les stocks de COS restent en moyenne plus faibles dans les champs de brousse (14 Mg C ha⁻¹ ± 0,14 Mg C ha⁻¹). De nombreuses études indiquent que les stocks de COS augmentent après des applications répétées de produits organiques (par exemple, Diacono and Montemurro, 2010; Ding et al., 2012; Li et al., 2018; Maillard and Angers, 2014; Tschakert et al., 2004; Zingore et al., 2011). Dans leur revue de la littérature, Fujisaki et al. (2018b) ont

également signalé que les stocks de COS dans les terres cultivées des sols tropicaux sont principalement déterminés par les entrées de carbone.

5. Conclusion

Cette étude a embrassé le large éventail de pratiques agricoles locales, en mettant l'accent sur les amendements organiques utilisés dans la région en fonction des formes d'intégration agriculture-élevage **puisque l'utilisation des engrais minéraux est limitée. Les stocks de carbone organique dans les 30 premiers cm des sols à texture grossière cultivés par les petits exploitants de cette région semi-aride sont considérés comme faibles, avec des valeurs moyennes et maximales de 14,6 et 59,8 Mg C ha⁻¹, respectivement. Les stocks de COS des sols étudiés ne varient que faiblement avec la texture du sol (qui reste sableuse), mais dans une plus large mesure ils augmentent avec les apports organiques. L'apport de fumier ou de produits résiduels organiques complexes générés par les activités d'élevage et les activités domestiques autour de la concession constituent la meilleure option pour augmenter les stocks de COS des champs cultivés. Le maintien des stocks de COS dans ces agroécosystèmes nécessite probablement des apports organiques continus au fil des ans, ainsi que l'extension de cette option de gestion à toutes les parcelles (y compris les champs plus éloignés des habitations), dans un contexte toutefois difficile s'agissant de la disponibilité des amendements organiques.**

CHAPITRE 4 : STABILITE THERMIQUE DU CARBONE ORGANIQUE DANS LES ARENOSOLS DU BASSIN ARACHIDIER : **QUELLE EST L'IMPORTANCE DES PRATIQUES AGRICOLES ?**

Ce chapitre a fait l'objet d'une publication dans la revue internationale Agriculture, Ecosystems & Environment (CiteScore : 8.1 / Impact Factor : 4.241)

<https://www.journals.elsevier.com/agriculture-ecosystems-and-environment>

Oscar Pascal Malou, David Sebag, Patricia Moulin, Tiphaine Chevallier, Ndeye Yacine Badiane-Ndour, Abou Thiam, Lydie Chapuis-Lardy, 2020. The Rock-Eval® signature of soil organic carbon in arenosols of the Senegalese groundnut basin. How do agricultural practices matter?. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 301, 107030. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107030>

CHAPITRE 4 : Stabilité thermique du carbone organique du sol dans les Arenosols du bassin arachidier du Sénégal. Quelle est l'importance des pratiques agricoles ?

Résumé

Le carbone organique du sol (COS) conditionne la qualité des sols et soutient la productivité des systèmes cultivés dans la région sahélienne. Cette étude utilise la pyrolyse Rock-Eval® (RE) pour examiner les effets des pratiques culturales **notamment en termes d'apports organiques** sur la quantité de carbone et la qualité de la matière organique (MO) des sols sableux cultivés dans le bassin arachidier du Sénégal. **L'approche RE** fournit des informations sur la stabilité thermique du COS, démontrée comme étant liée qualitativement à sa stabilité biogéochimique. Les sols ont été n dans des parcelles agricoles représentatives des systèmes agricoles locaux des terroirs villageois, et dans deux sites préservés (une plantation forestière et une savane arbustive) situés à proximité. Les concentrations de COS varient de 1,8 à 18,5 g C.kg⁻¹ sol dans la couche de surface **(0–10 cm) et de 1,5 à 11,3 g C.kg⁻¹ sol** dans la couche sous-jacente (10 à 30 cm). La teneur en COS des sols cultivés varie de manière significative ($p < 0,0001$) en fonction des apports organiques, dans l'ordre suivant : situations avec apports de produits résiduels organiques (+PRO) > apports de fumier (+Fumier) > résidus de récolte laissés aux champs après la récolte (+Résidus de mil) > aucun apport organique exogène. Les résultats ont permis de constater que la quantité de COS et la qualité de la MOS sont liées et que toutes deux dépendent de l'utilisation des terres (situations préservées vs. cultivées) et des pratiques agricoles considérées, i.e., le type d'apports organiques. La quantité de COS et la qualité de la MOS sont fortement corrélées dans la plantation d'arbres ($R^2 = 0,98$) et dans la savane arbustive protégée ($R^2 = 0,97$). Elles sont également significativement corrélées dans les sols cultivés recevant des PRO ($R^2 = 0,82$), du fumier (R^2 de 0,74 et 0,91) ou avec des résidus de mil laissés sur le champ ($R^2 = 0,91$) mais elles ne sont pas corrélées dans les sols sans apports organiques. Le diagramme I/R construit à partir des indices basés sur la pyrolyse Rock-Eval® illustre le niveau de stabilisation du COS. Les signatures thermiques des sols sableux (Arenosols) du Sénégal montrent une inversion des indices I et R comparativement à **ce qui rapporté dans la littérature pour d'autres sols**. Le pool de C hautement réfractaire mesuré dans les Arenosols du Sénégal représente 7,7 à 21,3% du carbone total dans la couche de 0-10 cm, et 12,5 à 24,3% dans la couche 10-30 cm. Ce résultat met en évidence la stabilisation du COS croissante avec la profondeur du sol. Par ailleurs, le pool de COS thermiquement réfractaire est relativement plus abondant dans les sols sableux étudiés comparativement à **d'autres types de sols** (Ferralsols ; 2-9% du C total du sol). La matière organique du sol dans ces Arenosols, bien

qu'affectée positivement par les apports organiques, est dominée par des formes plus ou moins labiles qui se minéralisent rapidement, ce qui peut bénéficier à court terme à la productivité des agrosystèmes, mais ne permet pas de soutenir un objectif de stockage à long terme du carbone pourtant utile pour atténuer les changements climatiques.

Mots clés : COS ; Agrosystèmes ; Arenosols ; Apports organiques ; Analyse thermique ; pyrolyse Rock-Eval® ; Afrique de l'Ouest.

1. Introduction

Le carbone (C) est l'élément clé du flux global de matière et d'énergie dans les écosystèmes terrestres. Il est ainsi impliqué directement ou indirectement dans toutes les fonctions écologiques des sols. La matière organique du sol (MOS) constitue un stock de C trois fois plus important que celui de la végétation dont elle provient (Scharlemann et al., 2014; Schmidt et al., 2011b). Ce réservoir organique joue évidemment un rôle essentiel dans le bon fonctionnement des écosystèmes. Certaines pratiques agricoles qui améliorent les teneurs en carbone organique du sol (COS) pourraient contribuer à améliorer la qualité des sols, et donc durablement la productivité des agroécosystèmes (Lal, 2018, 2004), tout en réduisant voire compensant les émissions anthropiques de gaz à effet de serre (Minasny et al., 2017; Soussana et al., 2017). Ainsi, si les pratiques culturales visent avant tout à améliorer la productivité des agrosystèmes, elles occupent de plus en plus une place dans les plans nationaux de lutte contre le changement climatique (Schlesinger and Amundson, 2018). Aujourd'hui, le lien entre la productivité agricole et le stockage du carbone semble bien établi (Howden et al., 2007; Ogle et al., 2005; Oldfield et al., 2019; Wood et al., 2018). Lal (2006) estime, par exemple, que dans les pays en développement, une augmentation des stocks de COS (de 1 Mg C ha⁻¹ an⁻¹) peut augmenter le rendement des cultures vivrières de 24 à 39 millions Mg an⁻¹ tout en compensant les émissions de combustibles fossiles de 0,5 Pg C an⁻¹. Théoriquement, il semble donc possible de coupler sécurité alimentaire et atténuation des flux anthropiques de carbone en identifiant et en promouvant les pratiques agricoles contribuant au stockage du COS (Chabbi et al., 2017; Paustian et al., 2016 ; Nath et al., 2018). Il a été démontré que plusieurs pratiques agricoles, en particulier celles basées sur les apports organiques, augmentent le COS (Eden et al., 2017; Fujisaki et al., 2018b; Maillard and Angers, 2014b; Powlson et al., 2016). Dans la zone subsaharienne, les parcs agroforestiers permettent également une augmentation du carbone organique du sol (Corbeels et al., 2018).

Si les effets des pratiques agricoles sur les stocks de COS sont assez bien documentés (Arrouays, 2008; Chenu et al., 2014; Paustian et al., 2016), il n'en est pas de même pour les effets de ces pratiques sur les formes sous lesquelles le COS est stocké (Fujisaki et al., 2018b; Singh et al., 2018). En analysant la distribution de C dans les fractions granulométriques de différents sols, Fujisaki et al. (2018a) ont constaté que la teneur en **COS dans la fraction grossière (> 50 µm) des sols sableux (Arenosols)** était plus élevée que dans d'autres types de sol (en particulier, les Cambisols, Acrisols, Luvisols, Lixisols, Ferralsols, Nitisols et Andosols). Cette fraction, qui comprend la matière organique particulaire, contient en moyenne 41,3 ± 15,4% du carbone du sol quelle que soit la texture du sol. Wood et al. (2016) ont montré que les rendements des cultures sont positivement liés à la matière organique particulaire dont la minéralisation est rapide, mais négativement liés à la matière organique associée aux minéraux dont le renouvellement

est plus lent, remettant ainsi en question l'opinion selon laquelle la stabilisation de la matière organique améliore la sécurité alimentaire. La stabilité biogéochimique de la MOS est centrale dans le lien entre la sécurité alimentaire et le stockage du carbone: la séquestration du C consiste à augmenter les stocks de COS préférentiellement sous des formes organiques stables, tandis que l'amélioration de la productivité agricole nécessite que le COS soit sous des formes organiques rapidement minéralisables libérant les nutriments essentiels à la croissance des plantes (Janzen, 2006). Les formes labiles sont particulièrement importantes dans les sols sableux, qui, par nature, ont une capacité limitée de stockage de COS (Yost and Hartemink, 2019).

Pour relever ces deux défis –productivité et atténuation– simultanément, il faut documenter à la fois la quantité du COS et la qualité de la MOS afin d'identifier les pratiques menant au meilleur compromis possible. C'est dans cette perspective que la présente étude se concentre sur les systèmes agro-sylvo-pastoraux d'Afrique de l'Ouest. Dans cette région, l'intégration de l'agriculture et de l'élevage joue un rôle important dans la productivité agricole et la fertilité des sols. En effet, la durabilité de l'agriculture dans cette zone repose sur une forte complémentarité entre l'agriculture et l'élevage, en particulier le mil et le bétail (Lericollais, 1999). Les pratiques d'élevage (parcage nocturne, embouche bovine, parcours de pâturage, etc.) ont un impact sur les pratiques agricoles, en particulier la fumure organique, essentielle pour soutenir la fertilité de ces sols à faible teneur en MO (Ganry and Badiane, 1998; Guérin and Roose, 2017; Harris, 2002; Tschakert, 2004). Manlay et al. (2004) estiment que les pratiques d'élevage contribuent jusqu'à 80% des entrées de carbone, **d'azote** et de phosphore dans ces systèmes agro-sylvo-pastoraux. Le parcage nocturne du bétail — principalement des ruminants — est l'une des principales **sources d'apports** organiques, sous forme de fèces et d'urine (De Rouw, 1999; Grillot, 2018). L'embouche des bovins est une autre pratique locale qui génère de la MO exploitable pour la gestion de la fertilité des sols (Grillot, 2018). Les pratiques et la distribution de apports ne sont toutefois pas homogène dans ces systèmes agro-sylvo-pastoraux; au contraire, le paysage est organisé en auréoles autour des villages (Manlay et al., 2004; Ramisch, 2005). **L'auréole des cases** située à proximité des concessions reçoit régulièrement des apports organiques (fumier ou déchets ménagers de cour), tandis que **l'auréole** des champs de brousse éloignée des concessions reçoit généralement des quantités de fumure organique plus petites et moins fréquentes. Les résidus de récolte laissés à la surface du sol peuvent aussi constituer un apport organique dans cette auréole de brousse.

La pyrolyse Rock-Eval®, développée par l'IFPEN pour l'industrie pétrolière (Espitalie et al., 1986; Lafargue et al., 1998), est une méthode simple, rapide et économique pour obtenir des informations sur la teneur en carbone, la composition et la stabilité thermique des

matières organiques. Dans le contexte de la science du sol, elle est recommandée pour la caractérisation quantitative et qualitative de la MOS (Derenne and Quenea, 2015; Disnar et al., 2003; Feller et al., 2010). La littérature a montré que l'état thermique de la MOS lors de la pyrolyse Rock-Eval® fournit une approximation globale de sa stabilité biogéochimique (Barré et al., 2016; Fernández et al., 2011; Gregorich et al., 2015; Plante et al., 2011).

Cette étude vise à identifier comment les pratiques agricoles influencent quantitativement et qualitativement le COS dans les agroécosystèmes sahéliens. Les pratiques de gestion qui augmentent les apports de C dans le sol peuvent être pertinentes pour relever les défis de la sécurité alimentaire et du changement climatique. Cependant, l'équilibre entre la décomposition de la MO qui fournirait des éléments nutritifs au sol et sa stabilisation qui augmenterait le stockage du carbone à long terme dépend de la stabilité des fractions de carbone dans lesquelles il est stocké. L'hypothèse émise dans ce chapitre est que le COS augmente après les apports organiques dans les champs des agriculteurs, et plus intéressant encore, que les apports organiques sont un facteur de contrôle important de la stabilité thermique de la MOS dans ces systèmes. En ce sens, une autre hypothèse peut être formulée : Le COS est dominé par des formes de carbone thermiquement labiles en lien avec la nature sableuse des sols. Si cela est vérifié le carbone stocké dans les sols sableux de ces agroécosystèmes répondrait davantage aux besoins de productivité qu'au défi de l'atténuation du changement climatique.

2. Matériels

2.1. Sites de l'étude

La zone d'étude se situe dans le bassin arachidier du Sénégal, qui est la principale région agricole du pays, dominée par les parcs à *Faidherbia albida*. Le substrat géologique est constitué de grès tertiaires. Les sols qui se sont développés sur ce substrat ont incorporé des matériaux provenant de dépôts éoliens. Ils sont classés comme Arenosols (IUSS Working Group WRB, 2015), et sont peu pourvus en argiles (moins de 5%, principalement de la kaolinite). La fertilité est faible en raison d'une capacité d'échange d'ions limitée. Le climat est de type soudano-sahélien (température moyenne annuelle *ca.* 30 °C ; pluviométrie moyenne annuelle *ca.* 530 mm), marqué par un très fort contraste saisonnier. La courte saison des pluies, de juillet à octobre, est propice aux cultures et les sols ne sont en général pas exploités pendant la saison sèche.

Deux terroirs villageois (Diohine-Sassem: 14°29'51"N et 16°30'36"O; Sob: 14°29'16"N et 16°26'3"O) ont été sélectionnés, pour cette étude, au sein de l'Observatoire Population-Environnement-Santé de la commune de Niakhar. Les terres autour des villages sont

organisées en auréoles **d'intensification**. Les parcelles situées dans les champs de case (c'est-à-dire les plus proches des concessions) reçoivent de plus grandes quantités d'apports organiques que les parcelles éloignées, appelées champs de brousse ; Tounkara et al., 2020). Toutefois, la quantité et la qualité des apports organiques peuvent varier entre les parcelles d'une auréole donnée.

2.2. Sélection des situations cultivées

La cartographie des parcelles agricoles a été établie dans la commune avec des travaux de recherches antérieurs. Les échantillons étudiés ont été sélectionnés, parmi 1813 parcelles précédemment étudiées, selon plusieurs critères (**Tableau 4.1**). Le premier critère de sélection est le type d'apports organiques reçus par les parcelles agricoles l'année précédente la collecte du sol : (1) résidus de mil laissés à la surface du sol après récolte (notés « +Résidus de mil » ; n = 10 champs de brousse ; **Tableau 4.1**), (2) fumier composé de résidus végétaux non consommés plus les excréments et urine des ruminants (noté « +Fumier » ; n = 20 champs de case + 20 champs de brousse ; **Tableau 4.1**), et (3) produits résiduels organiques constitués de résidus de cultures, déchets organiques des ménages et cendres (« +PRO » ; n = 10 champs de case). Dans cette étude, le terme « apports exogènes » fait référence à des situations dans lesquelles des produits organiques ont été appliqués par les agriculteurs sous forme de fumier ou de déchets organiques. Des situations « Sans apport » (n = 20 champs de case + 40 champs de brousse) ont également été incluses ; elles correspondent soit à des parcelles cultivées n'ayant reçu aucun amendement organique exogène au cours de l'année précédente, soit à des parcelles en jachère annuelle. La jachère a été incluse dans les situations étudiées parce que les agriculteurs pratiquent une rotation biennale des cultures, en particulier sur le territoire de Dihine-Sassem.

Les échantillons de sol analysés dans cette étude ont été collectés soit pendant le cycle de culture (correspondant à la saison des pluies) soit pendant la période sans culture (saison sèche). Dans chaque parcelle, un échantillon composite a été constitué par profondeur en mélangeant cinq échantillons prélevés sur le centroïde de la parcelle et sur les quatre **extrémités d'un** carré de 1 m x 1 m établi à partir de ce centroïde. Deux profondeurs ont été échantillonnées : **0–10 cm et 10–30 cm**. Ces deux couches sont potentiellement affectées par les activités agricoles (FAO, 2003) et 30 cm est la profondeur minimum recommandée pour appréhender les stocks de carbone dans les sols (IPCC, 2006).

Tableau 4.1: Critères de sélection des 120 parcelles sélectionnées parmi les 1813 échantillons représentatifs des systèmes agricoles locaux.

Situations sélectionnées	N	Lieu de collecte		Utilisation des terres		Période de collecte	
		Champ de case	Champ de brousse	Jachère annuelle	En culture	Cycle de culture	Hors cycle de culture
Sans apport	60	+ (20)	+ (40)	+	+	+	+
+Résidus de mil	10	-	+ (10)	n.d.	+	+	-
+Fumier	40	+ (20)	+ (20)	n.d.	+	+	+
+PRO	10	+ (10)	n.d.	n.d.	+	-	+

Le signe plus (+) signifie que la situation existe et a **été sélectionnée dans le jeu d'échantillons existants** comme étant représentative des systèmes agricoles ; Le signe moins (-) signifie que la situation est considérée comme peu courante n'a pas été sélectionnée ; n.d., i.e. non disponible, fait référence à des situations qui n'existent pas dans les systèmes agricoles de la zone étudiée

2.3. Situations locales inexploitées

Afin d'avoir des échantillons de référence pour la zone d'étude, des sols non exploités de deux situations relativement préservées des interventions humaines depuis des décennies ont été échantillonnés: (i) une zone de savane à *Guiera senegalensis* protégée et mise en défens (pas de bétail) pendant plus de 30 ans à Mbadane (un village voisin de Diohine-**Sassem, 14°29'23"N et 16°35'36"O**) ; et (ii) une plantation d'arbres créée en 1976 et non **exploitée depuis (Bandia, 14°34'19"N et 17°00'54"O)**. Ces sols non exploités étant une référence locale précieuse, ils ont été échantillonnés à cinq intervalles de profondeur (**0–10, 10–20, 20–30, 30–40 et 40–50 cm**) plutôt qu'à seulement deux profondeurs (comme dans le cas des sols cultivés). Les échantillons ont été collectés au centre et aux sommets **d'un carré de 1 m** positionné au centroïde de la parcelle, puis mélangé ces prélèvements pour créer un échantillon composite par profondeur, soit un total de 10 échantillons composites.

2.4. Echantillons de référence externe

Les données publiées par Sebag et al. (2016) sur **des Ferralsols ($\leq 0–15$ cm de profondeur)** issus de profils de sols de forêts et savanes préservées au Gabon sont utilisées afin de comparer à d'autres situations les résultats obtenus pour les Arenosols étudiés. Les signatures Rock-Eval® des 87 échantillons correspondants **sont issus d'horizons organiques (OL, OF, OH et Op, n = 25) ou d'horizons organo-minéraux (A, Ah ; n = 62)**. Elles sont représentatives d'un **ensemble plus large qualifié** de «Humic trend» (tendance humique)

par Sebag et al. (2016) (cf paragraphe suivant) et dont la tendance en matière de stabilité thermique s'applique globalement à toute situation non perturbée (Sebag et al., 2016).

3. Méthodes

3.1. Pyrolyse Rock-Eval®

Des échantillons de sol (< 200 µm, aliquote entre 55 et 73 mg) ont été analysés à l'Université de Lausanne à l'aide d'un pyrolyseur Rock-Eval 6 (Vinci Technologies, France). Le protocole analytique comprend deux phases : (i) une pyrolyse par chauffage de 200 °C à 650 °C à 25 °Cmin⁻¹ dans une atmosphère inerte (N₂) ; et (ii) oxydation du carbone résiduel dans une atmosphère artificielle (N₂/O₂ : 80/20, de 400 °C à 850 °C avec une vitesse de chauffage à 20 °C.min⁻¹ ; Behar et al., 2001 ; Lafargue et al., 1998). Les gaz libérés ont été captés par un détecteur à ionisation de flamme (FID) pour les composés d'hydrocarbures (HC) et par des détecteurs infrarouges (IR) pour le CO et le CO₂. Le carbone organique total (COT en %) et le carbone minéral (MINC en %) ont été calculés en intégrant les quantités de HC, CO et CO₂ produites lors du craquage thermique de la MO entre des limites de température définies (Behar et al., 2001; Lafargue et al., 1998). Parce que les carbonates ne sont pas présents dans les Arenosols étudiés, les valeurs de COS trouvées via les mesures Rock-Eval® sont égales à la somme COT + MINC. Ces valeurs étaient fortement et positivement corrélées (R² = 0,99) aux teneurs en carbone total mesurées avec un analyseur CHN (Annexe 13).

Dans cette étude, le statut thermique de la MOS a été caractérisé en combinant deux indices (notés R et I) calculés à partir des cinq zones A1 à A5 des thermogrammes S2 (i.e. thermogrammes liés à HC) (Disnar et al., 2003; Sebag et al., 2016; Sebag et al., 2006). Les surfaces ont été calculées entre les limites de zones de température suivantes : **200–340 °C pour A1, 340–400 °C pour A2, 400–460 °C pour A3, 460–520 °C pour A4 et 520–650 °C pour A5**. Les formes des thermogrammes S2 dépendent de la température de craquage de la MO, exprimée à travers cinq pools correspondant aux 5 zones des thermogrammes: hautement labile (A1), labile (A2), résistant (A3), réfractaire (A4) et hautement réfractaire (A5) (Disnar et al., 2003; Sebag et al., 2016; Sebag et al., 2006).

L'indice R ($R=[A3+A4+A5]/100$) concerne les pools de matière organique les plus résistants et réfractaires thermiquement, tandis que l'indice I ($I = \log_{10}[(A1+A2)/A3]$) est liée aux pools les plus labiles thermiquement (détails dans Sebag et al., 2016). Dérivés **d'une construction mathématique, ces deux indices peuvent être fortement** et inversement corrélés l'un à l'autre lorsque la stabilisation de la MO résulte d'une décomposition progressive de composants organiques en fonction de leur stabilité biogéochimique (Lehmann and Kleber, 2015). Ainsi, une diminution des pools labiles (A1 et A2) entraîne

une augmentation concomitante des pools plus stables thermiquement (A3 à A5), comme observé dans des échantillons de composts par Albrecht et al. (2015). En d'autres termes, les pools stables augmentent aux dépens des pools labiles lors de la décomposition de la MOS. Ainsi, la stabilité thermique de la MOS peut être suivie sur un diagramme indice I vs. indice R (appelé par la suite diagramme I/R) le long d'une relation linéaire forte, appelée «Humic trend» par Sebag et al. (2016), et décrite comme un continuum de décomposition des matières organiques dans le profil du sol allant des tissus biologiques à un mélange de constituants organiques dérivés de l'humification de la MOS (Lehmann and Kleber, 2015). Par conséquent, cette droite reflète la relation linéaire entre les processus de décomposition des pools organiques labiles et la stabilisation des MO, dans des sols non perturbés (**non-cultivés ou non exploités par l'homme**) (Sebag et al., 2016). Cependant, des situations avec mélange de MO provenant de différentes sources où la décomposition est si intense qu'elle affecte même les pools les plus stables thermiquement (A3 à A5) peuvent générer une distribution dans le diagramme I/R en dehors de la droite de tendance «Humic trend» définie par Sebag et al. (2016), marquant une faible corrélation des indices I et R. De telles situations ont été observées par exemple dans les Fluvisols (Sebag et al., 2016), dans les Arenosols (Romanens et al., 2019; Sebag et al., 2016), dans les horizons B des sols alpins issus de lithologies calcaires contenant des MO héritées (ou «pétrogéniques») (Matteodo et al., 2018), ou encore dans des substrats artificiels mélangeant des minéraux et des tissus végétaux frais (Schomburg et al., 2019, 2018). Dans ce travail, cette droite de tendance «Humic trend» (Sebag et al., 2016) est utilisée comme modèle de référence et la distance (ou résidu) de la position des échantillons étudiés dans le diagramme I/R au modèle «Humic trend» est utilisée pour calculer un **Delta-R (ΔR)** comme suit : $\Delta R = R_{\text{mesuré}} - R_{\text{modèle}}$.

3.2. Analyses statistiques

Le logiciel R (R Development Core Team, 2013) a été utilisé pour toutes les analyses statistiques. Les analyses de variance (ANOVA) **s'appuient sur** le test de Tukey (HSD) avec une probabilité de 0,05. Les régressions linéaires, non linéaires ou logarithmiques ont été réalisées avec la fonction *lm* du package *ggplot2* de R. Des tests *t* de Student ont été effectués pour déterminer la significativité globale des modèles de régressions. Pour afficher les distributions des données, des « boîtes à moustaches » ont été construites et montrent pour chaque variable le minimum, le premier quartile, la médiane, le troisième quartile et le maximum, ainsi que les valeurs aberrantes le cas échéant.

4. Résultats

4.1. Teneurs de carbone organique du sol

Les teneurs en COS des Arenosols dans les situations préservées diminuent progressivement avec la profondeur (Figure 4.1a). Le COS moyen dans ces sols est de 4,5 g C.kg⁻¹ sol dans la couche de surface (0-10 cm) contre 2,1 g C.kg⁻¹ sol dans la couche 40-50 cm. Les teneurs en COS diffèrent significativement entre parcelles cultivées, quelque soit la profondeur ($p < 0.0001$ pour 0-10 cm ; p -value = 0,03 pour 10-30 cm), en lien avec les apports organiques au sol. Les teneurs en COS les plus élevées sont observées pour les situations où les produits résiduels organiques sont appliqués (+PRO ; Figure 4.1b). Les teneurs de COS dans les situations sans apports organiques exogènes (sans apport ; $n = 60$; Figure 4.1b) sont significativement plus élevées en surface qu'en profondeur ($p = 0,01$). Dans les situations avec des résidus de mil laissés sur le champ après récolte (+Résidus de mil ; $n = 10$; Figure 4.1b), la teneur en COS mesurée en surface n'est pas significativement différente ($p > 0,05$) de la teneur en profondeur. Dans les situations de culture avec apport de fumier (+Fumier ; $n = 40$; Figure 4.1b), le COS est significativement plus élevé dans la couche supérieure du sol qu'en dessous ($p = 0,002$). Dans les situations de culture avec des apports de produits résiduels organiques (+PRO ; $n = 10$; Figure 4.1b), le COS est également significativement plus élevé en surface qu'en profondeur ($p = 0,01$).

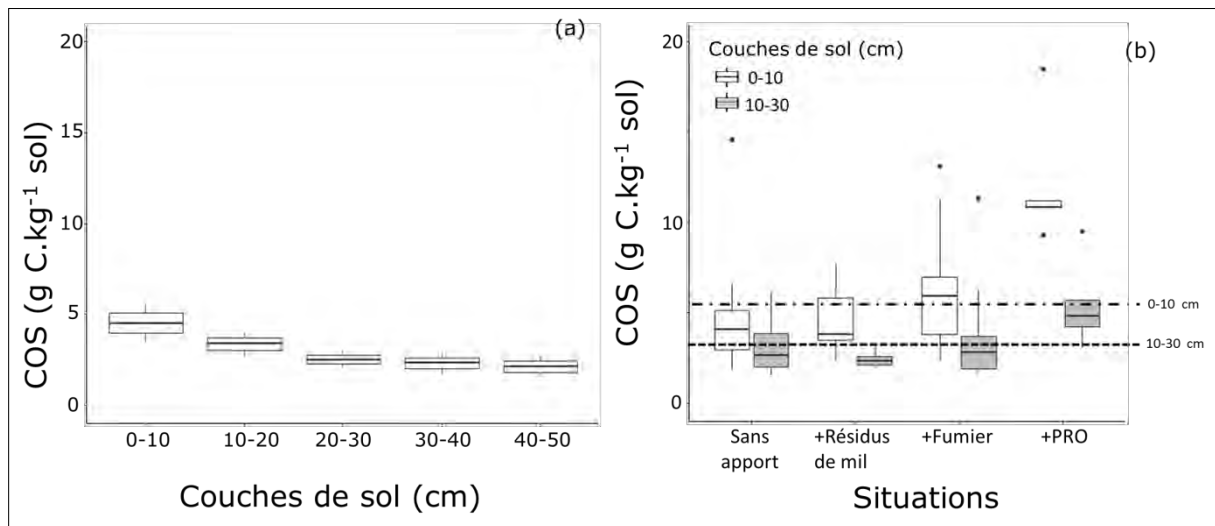


Figure 4.1: (a) Teneurs de carbone organique du sol (COS ; g C.kg⁻¹ sol) (a) le long du profil sol dans les situations préservées (plantation d'arbres et savane arbustive) ; (b) à 0-10 et 10-30 cm de profondeur dans les différentes situations cultivées étudiées.

Les lignes correspondent aux valeurs moyennes par profondeur, toutes situations cultivées considérées.

La localisation des champs semble également avoir un impact sur les teneurs de COS. Les champs de case ont des teneurs de COS significativement plus élevées que les champs de brousse ($p < 0,0001$). Les teneurs de COS dans les champs recevant du fumier sont significativement plus élevées dans les champs de case que dans les champs de brousse ($p = 0,02$; [Figure 4.2a](#)). Dans les parcelles qui n'ont pas reçu d'apports organiques exogènes, le COS est significativement plus élevé dans les champs de case que dans les champs de brousse (p -value $< 0,03$; [Figure 4.2b](#)). En revanche, la date de collecte de l'échantillon (saison des pluies vs. saison sèche) ne semble pas affecter significativement les teneurs en COS quelle que soit la profondeur ($p = 0,64$; [Figure 4.2c](#)).

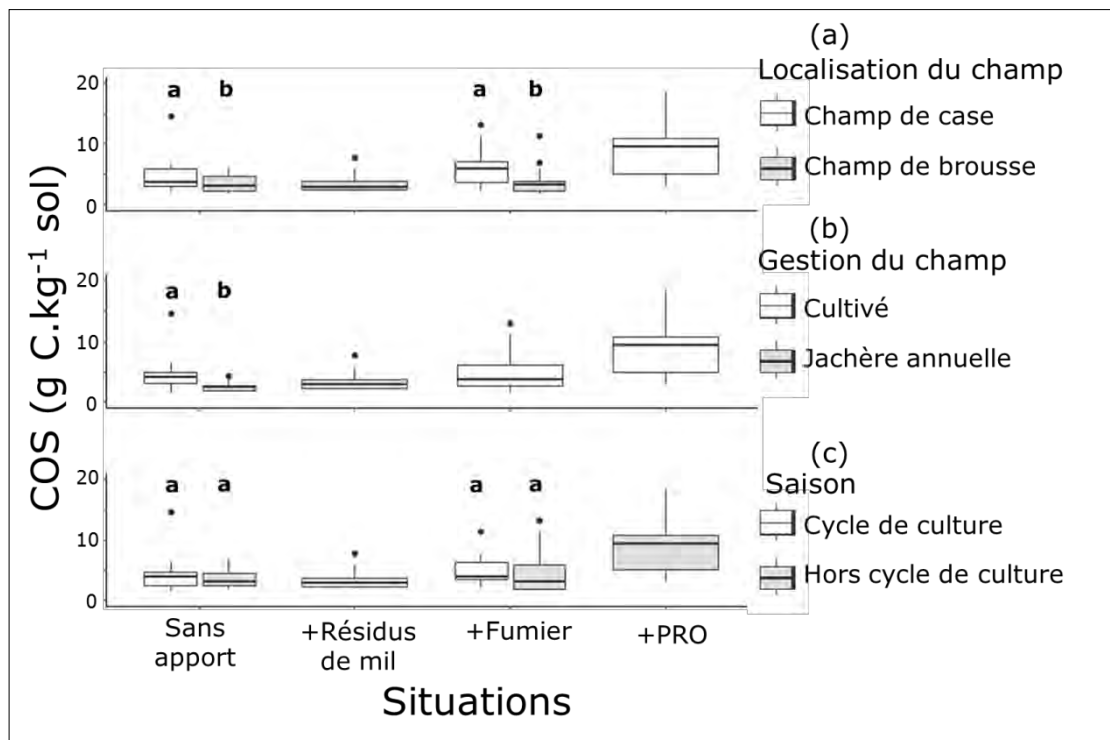


Figure 4.2: Le COS dans les différentes situations étudiées en fonction (a) de la localisation des champs, (b) de l'usage des champs et (c) de la saison.

4.2. Mesure de la stabilité thermique par pyrolyse Rock-Eval

4.2.1. Indice R

Pour les Arenosols étudiés, les valeurs moyennes de l'indice R se situent entre 0,4 et 0,6 quelles que soient la profondeur et la situation. La valeur R moyenne (\pm écart-type) est de $0,5 \pm 0,003$. Dans les des situations préservées, l'indice R diminue avec la profondeur ([Figure 4.3a](#)). L'indice R moyen est de 0,54 dans la couche de 0 à 10 cm contre 0,5 dans la couche de 40 à 50 cm. Dans les couches superficielles (0–10 cm) des situations cultivées, l'indice R ne diffère pas significativement selon les apports au sol ($p = 0,09$).

Cependant, il est significativement affecté par le type d'apports au sol pour la couche sous-jacente (10-30 cm ; $p < 0,01$).

Dans les situations sans apport organique exogène (Figure 4.3b), l'indice R est significativement plus élevé en surface qu'en profondeur ($p < 0,02$). Cette tendance (indice R de surface > indice R en profondeur) a également été observée dans les situations avec des résidus de mil laissés dans le champ ($p < 0,03$) et dans les situations où des produits résiduaux organiques ont été épandus ($p < 0,002$). En revanche, dans les situations avec du fumier, l'indice R n'est pas significativement différent dans la couche de 0-10 cm par rapport à la couche de 10-30 cm ($p < 0,09$). Il faut également noter que dans la profondeur de 0 à 10 cm, l'indice R en situations préservées (plantations d'arbres et savane mise en défens) n'est pas significativement différent de celui en situations cultivées ($p = 0,6$).

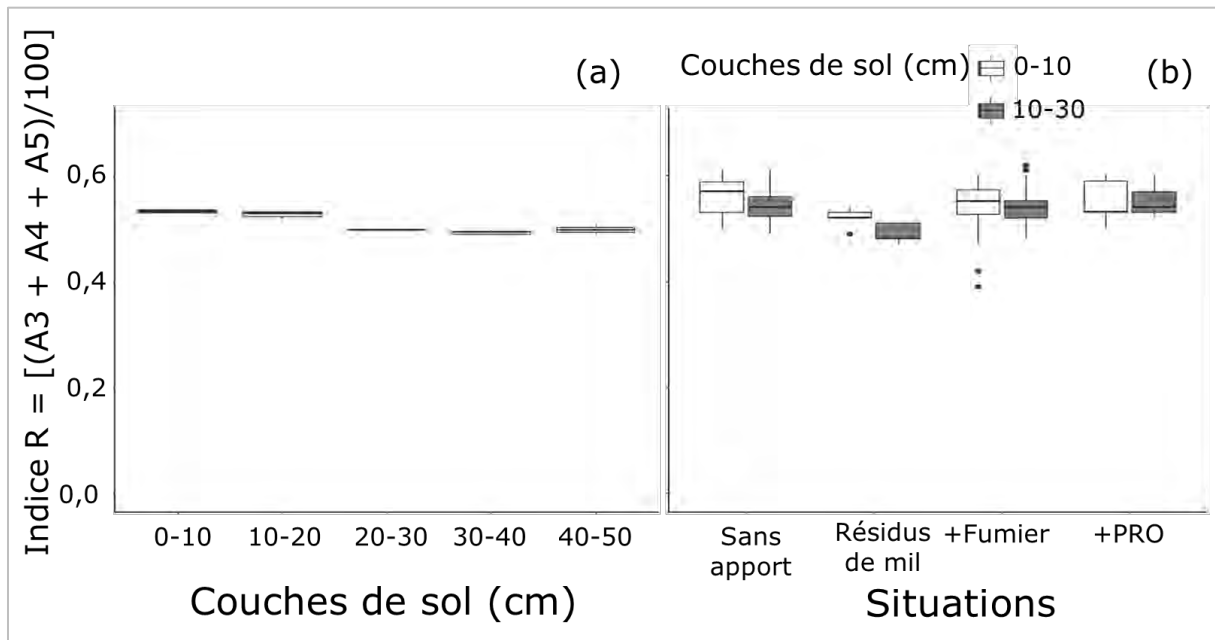


Figure 4.3: Indice R dans (a) des situations préservées en fonction de la profondeur du sol, et (b) des parcelles cultivées en fonction des apports et de la profondeur du sol.

4.2.2. Indice I

Pour les Arenosols étudiés, les valeurs moyennes de l'indice I varient entre 0,14 et 0,6 quelle que soit la profondeur, avec une valeur moyenne de $0,34 \pm 0,01$ (Figure 4.4). Dans les situations préservées, l'indice I augmente avec la profondeur (Figure 4.4a). L'indice I moyen est de 0,3 dans la couche 0-10 cm et de 0,5 dans la couche 10-30 cm.

Dans les situations cultivées (Figure 4.4b), l'indice I ne diffère pas significativement selon les apports organiques au sol, et ce quelle que soit la profondeur ($p > 0,4$). Dans les situations sans apport organique exogène, l'indice I est significativement plus faible dans la couche 0-10 cm que dans la couche de 10-30 cm ($p < 0,0001$). Cette tendance (indice I de la couche superficielle < indice I en profondeur) a également été observée pour les

situations avec des résidus de mil laissés dans le champ ($p < 0,01$) et pour les situations avec fumier ($p < 0,004$). En revanche, dans les situations avec PRO, l'indice I ne varie pas significativement avec la profondeur ($p = 0,1$). De plus, l'indice I mesuré dans le 0-10 cm dans les situations préservées n'est pas significativement différent de celui des situations cultivées ($p = 0,9$).

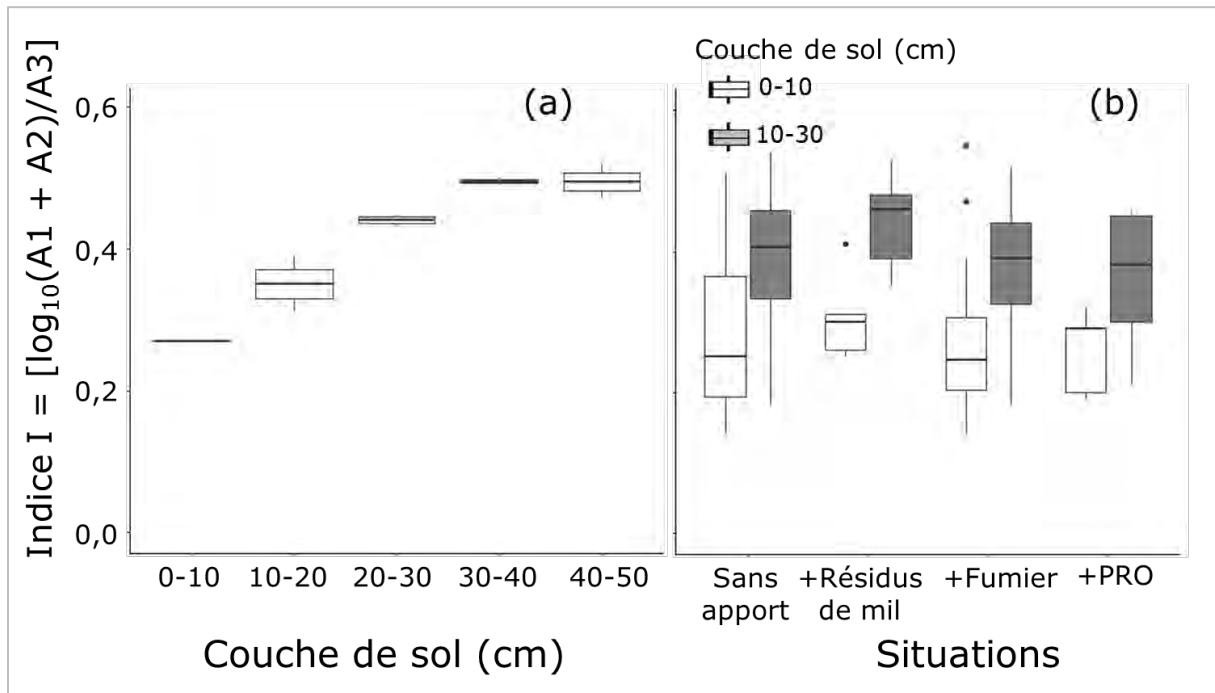


Figure 4.4: Indice I dans (a) des situations préservées, en fonction de la profondeur du sol, et (b) des parcelles cultivées en fonction des apports et de la profondeur du sol.

4.2.3. R versus I

Toutes situations confondues, la corrélation entre les indices R et I des Arenosols du Sénégal est forte et linéaire (Figure 4.5). Cependant, la pente de la droite de régression dérivée des Arenosols du Sénégal est plus forte (plus négative) que celle de la droite de tendance «Humic trend» dérivée des Ferralsols étudiés par Sebag et al. (2016). Selon la littérature, les composés organiques (tels que les composts) et les principales classes de sols étudiées jusqu'à présent par la pyrolyse Rock-Eval® se situent le long ou à proximité du modèle «Humic trend» (Albrecht et al., 2015; Matteodo et al., 2018; Schomburg et al., 2018, 2019; Sebag et al., 2016).

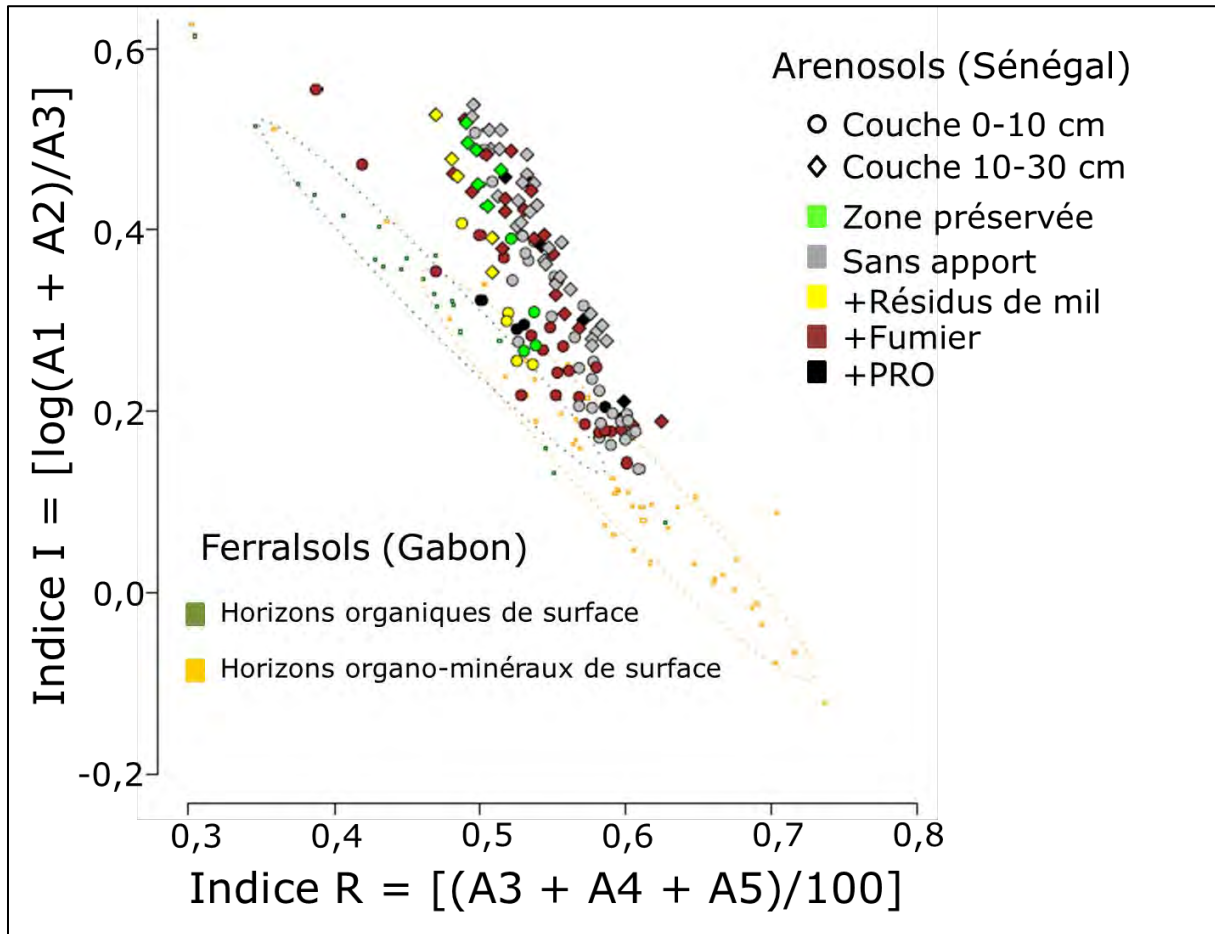


Figure 4.5: Indices R vs I dérivés de la pyrolyse Rock-Eval® des Arenosols du Sénégal (la présente étude), et comparés au modèle dérivé des Ferralsols du Gabon utilisé comme référence externe (Sebag et al., 2016).

Les signatures I/R des sols des situations préservées et des parcelles cultivées avec résidus de mil laissés sur le champ sont assez similaires (Figure 4.5). Les valeurs d'indice R de ces sols sont inférieures à celles des autres sols cultivés et la pente de leur droite de régression est plus grande. Les signatures sont assez comparables pour les sols cultivés amendés avec du fumier ou sans apport organique exogène, bien que certains échantillons +Fumier s'inscrivent sur la droite « Humic trend ». Les signatures des sols ayant reçu des produits résiduaux organiques varient avec la profondeur : **pour la couche 0–10 cm les projections dans le diagramme I-R se situent le long du modèle « Humic trend », tandis que les signatures pour les échantillons de la couche 10–30 cm sont comparables à celles de l'horizon de surface des Arenosols du Sénégal qui n'ont pas reçu d'apports ou ont reçu du fumier.**

4.2.4. Thermogrammes S2

Les thermogrammes S2 moyens, et la variabilité associée, obtenus pour les situations cultivées sont représentés sur les Figure 4.6a (pour la couche de 0-10 cm) et Figure 4.6b (pour la couche de 10-30 cm). La zone sous chaque courbe correspond à la quantité totale

d'hydrocarbures (HC) libérée pendant la phase de pyrolyse (pour un poids équivalent d'échantillon). Ces quantités sont directement corrélées aux quantités de carbone organique ($R^2 = 0,81$; $p < 0,0001$).

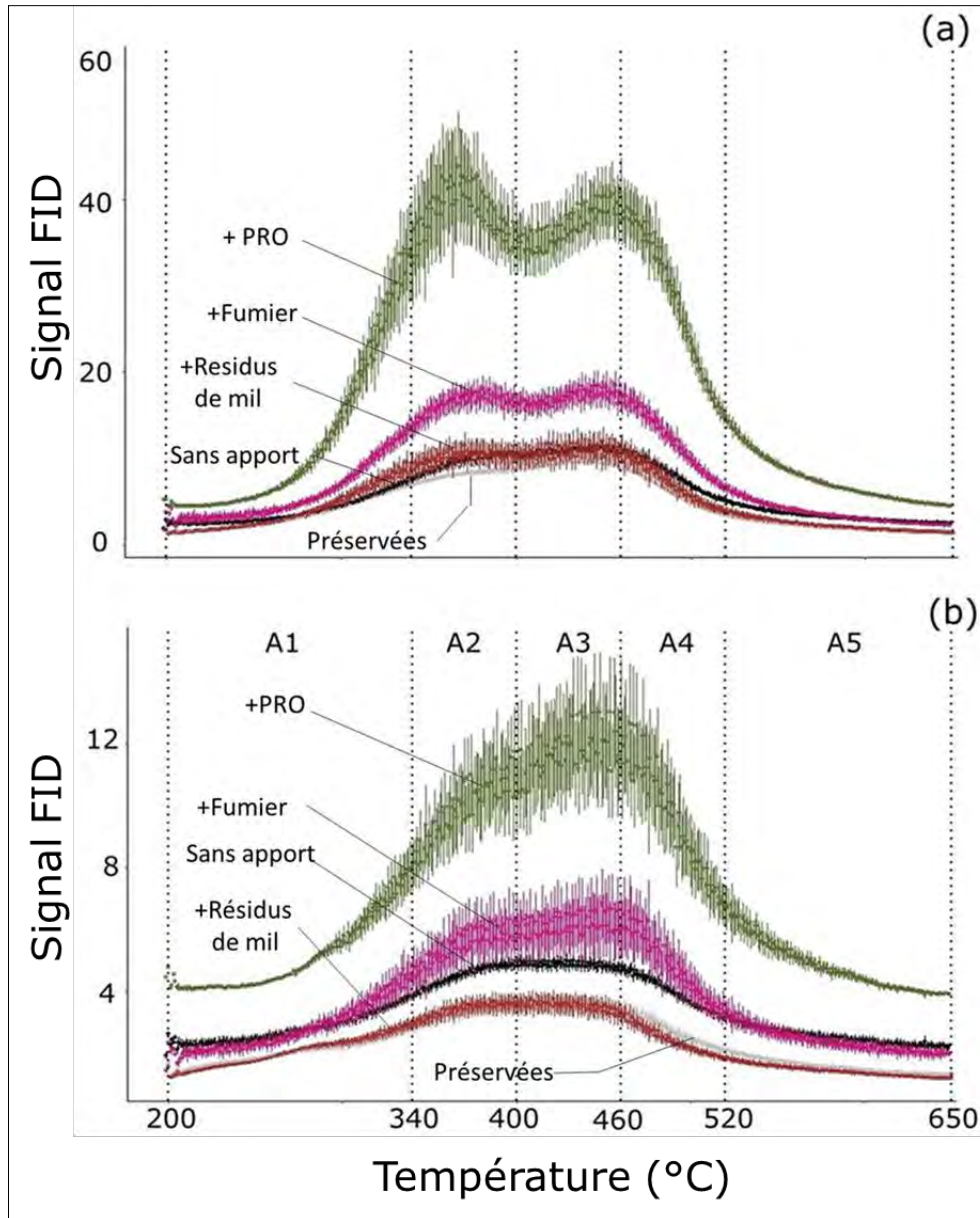


Figure 4.6: Thermogrammes S2 obtenus par pyrolyse Rock-Eval® (a) de la couche 0-10 cm, et (b) de la couche 10-30 cm pour les différentes situations : situations préservées (gris), sans apport (noir), +Résidus de mil (brun), +Fumier (rose foncé), et +PRO (vert foncé). Notez que les échelles de l'axe vertical ne sont pas les mêmes pour (a) et (b).

De bas en haut, les situations préservées, les situations sans apports organiques exogènes, les situations avec des résidus de mil, les situations avec fumier et les situations avec déchets organiques.

Pour chaque situation, les teneurs en HC sont significativement plus importantes dans les échantillons de surface que dans les couches plus profondes, en accord avec les résultats obtenus pour les teneurs en COS (Figure 4.1). De plus, les thermogrammes S2 de l'horizon de surface sont qualitativement différents de ceux des couches plus profondes (Figure

4.6ab) comme le soulignent l'aspect des thermogrammes S2 : bimodaux pour le 0-10 cm et unimodaux pour le 10-30 cm.

Les thermogrammes S2 pour la couche 0-10 cm des sols préservés (savane et plantation d'arbres) sont assez comparables à ceux des sols cultivés avec des résidus de mil ou sans apport organique exogène. Ces thermogrammes S2 sont différents de ceux obtenus pour les situations cultivées ayant reçu du fumier ou des déchets organiques (+PRO) qui eux sont bimodaux. Le premier pic correspond à un enrichissement relatif des pools labiles, principalement A2. Le deuxième pic correspond principalement à un enrichissement de pools plus résistants ou réfractaires, principalement A3 et A4.

Les formes des thermogrammes S2 pour les sols 10-30 cm dans les situations préservées sont assez similaires à celles des sols cultivés sans intrant organique exogène ou avec résidus. Les thermogrammes S2 pour ces situations sont largement dominés par A2, A3 et A4. De plus, la taille de leurs pools montre très peu de variance. Les thermogrammes S2 obtenus à partir des couches de sol 10-30 cm dans les situations sans apport sont unimodaux. Le pic correspond à un enrichissement relatif des pools résistants ou réfractaires, principalement A3 et A4. De plus, la variabilité des tailles des pools est assez grande pour les thermogrammes S2 des sols collectés en profondeur que ce soit pour les situations préservées ou pour les sols cultivés sans aucun apport organique exogène. Plus précisément, les pools obtenus pour les sols sans apport sont distincts de ceux obtenus pour les situations avec résidus de mil laissés sur le champ après la récolte.

5. Discussion

5.1. Teneurs de COS

Les teneurs de COS mesurées dans les situations préservées, dans les situations sans apport organique exogène, et dans les situations avec des résidus de mil sont comparables à celles rapportées dans la littérature pour les sols sableux. En effet, la méta-analyse de Yost and Hartemink (2019) a montré que dans les sols sableux des zones arides, les niveaux moyens de COS sont inférieurs à $5 \text{ g C.kg}^{-1} \text{ sol}$. Feller (1979) a rapporté des valeurs de COS comprises entre 3 et $5 \text{ g C.kg}^{-1} \text{ sol}$ pour les horizons superficiels des sols sableux du Sénégal. Bationo and Buerkert (2001) ont rapporté des teneurs en COS comprises entre 1 et $8 \text{ g C.kg}^{-1} \text{ sol}$ dans la zone soudano-sahélienne de l'Afrique de l'Ouest. Ces résultats confirment que les sols sableux sont naturellement peu pourvus en MO (McClintock and Diop, 2005; Osman, 2018). Les teneurs en COS dans les situations avec des résidus de mil laissés sur les champs sont comparables aux valeurs trouvées au Niger par Bationo and Buerkert (2001; COS entre 1,7 et $3,3 \text{ g C.kg}^{-1} \text{ sol}$) lors d'une expérience à long terme (entre 1984 et 1996) avec des apports de résidus de culture à hauteur de 4

Mg ha⁻¹ combinés à des engrais minéraux. Yost and Hartemink (2019) et Bationo and Buerkert (2001) ont montré que les apports organiques augmentent les teneurs de COS dans les sols sableux. Les teneurs de COS dans les situations avec apports organiques exogènes (+Fumier ou +PRO) sont plus élevées que celles mesurées dans les autres situations ; c'est-à-dire dans les sites préservés, ou dans les parcelles cultivées sans apport organique, ou avec résidus de mil. Ces teneurs de COS sont du même ordre de grandeur que celles mesurées par Šimanský et al. (2019) au cours de 25 ans d'expérimentations sur sols sableux avec apports de fumier (COS = 6,07 g C.kg⁻¹ sol), ou de fumier + engrais NPK (COS = 8,38 g C.kg⁻¹ sol).

Dans les sols préservés, le COS reste faible malgré des ajouts réguliers de MO via la litière des arbres ou des arbustes. Les Arenosols sont pauvres en COS en raison d'une production primaire assez faible (Bationo et al., 2007; Blanchart et al., 2007) et de la texture sableuse qui favorise la décomposition de la MO et la minéralisation du COS (Don et al., 2009; Feller et al., 1991).

Dans les sols cultivés sans apport organique exogène ou avec uniquement les résidus de mil laissés au champ, les teneurs en COS sont globalement assez comparables à celles des sols des situations préservées. Ce résultat corrobore les conclusions de Blanchart et al. (2007). Ces auteurs ont montré que dans les sols sableux, la teneur en COS sous végétation pérenne est comparable à celle des sols en culture annuelle parce que les sols sableux ont un très faible potentiel de stockage de carbone, et compte tenu de la décomposition rapide des débris végétaux et de la MO du sol. En revanche, les teneurs en COS sont significativement plus élevées dans les situations avec du fumier ou avec des produits résiduaux organiques. Cet enrichissement relatif est particulièrement marqué dans les échantillons de sol prélevés dans la couche 0-10 cm corroborant le fait que les apports de MO constituent le levier le plus important pour augmenter les niveaux de COS dans les sols tropicaux (Blanchart et al., 2007; Fujisaki et al., 2018b) mais aussi tempérés (Chenu et al., 2014). De nombreuses études ont montré que les apports de fumier augmentent la teneur de carbone organique du sol (Haynes and Naidu, 1998; Juan Li et al., 2018a; Liu et al., 2013). Le traitement à long terme des sols avec des intrants organiques peut augmenter les teneurs de carbone organique de la couche arable de +24 à +92% selon le type d'amendement organique (Diacono and Montemurro, 2010). Daouk et al. (2015) ont montré que les amendements organiques contribuent à augmenter significativement le COS dans les sols sableux au nord-ouest de Dakar, en particulier dans la couche de 0-10 cm. Liu et al. (2013) ont également montré que l'apport de fumier a des effets positifs sur les stocks de COS. Li et al. (2018) estiment que la composition des fumiers en composés organiques récalcitrants contribue à des niveaux élevés de carbone organique dans les sols amendés.

D'autre part, les teneurs en COS sont affectées par les différences dans les apports et dans les pratiques de gestion en lien avec la disposition en « auréoles » autour des villages : les teneurs en COS sont généralement plus élevées dans les champs de case que dans les champs de brousse. Parce que la productivité des parcelles repose sur les apports organiques, les agriculteurs concentrent les amendements organiques sur les champs de case afin de maximiser les rendements agricoles à proximité des concessions. Ce résultat concorde avec les résultats obtenus par différents auteurs ; Manlay et al. (2004) dans le sud du Sénégal; Corbeels et al. (2018) en Afrique de l'Est; Tittonell et al. (2013) au Kenya et en Ouganda; et Zingore et al. (2011) au Zimbabwe. Tous ces auteurs ont rapporté des gradients de carbone organique en relation avec une répartition inégale des ressources organiques entre les champs les plus proches des concessions (champs de case) et les plus éloignés (champs de brousse).

5.2. Stabilité thermique comme indicateur du COS

Les valeurs de l'indice R calculées pour l'horizon 0-10cm des Arenosols du Sénégal sont significativement inférieures ($p < 0,0001$) à celles des Ferralsols du Gabon utilisés comme référence pour des situations non perturbées (Sebag et al., 2016) (Figure 4.7a). Toutefois, la figure 4.7a montre que les valeurs de l'indice R obtenues pour le 0-10cm des Arenosols sénégalais ($\text{COS} < 5 \text{ g C.kg}^{-1} \text{ sol}$) sont comparables à celles des horizons Ah des Ferralsols du set de référence du Gabon (qui présentent des teneurs en COS variant entre 15,5 et 57,2 $\text{g C.kg}^{-1} \text{ sol}$). Les valeurs de R pour ces deux horizons de surface Ah sont comparables mais les valeurs d'indice R des couches 0-10 cm des Arenosols restent toutefois inférieures à celles des horizons A du set de référence du Gabon dont les teneurs en COS sont comprises entre 3 et 73,2 $\text{g C.kg}^{-1} \text{ de sol}$.

De même, les indices I dérivés des Arenosols du Sénégal sont similaires à ceux des horizons Ah de l'ensemble de référence, mais significativement plus élevés que ceux des horizons A de ce jeu de référence (Figure 4.7b).

En résumé, les signatures I/R des couches de surface des Arenosols sont proches de la droite de « tendance humique » (*Humic trend*) (Figure 4.5) définie par (Sebag et al., 2016), mais les signatures de la couche de sol 10 - 30 cm dans les Arenosols s'écartent de ce modèle.

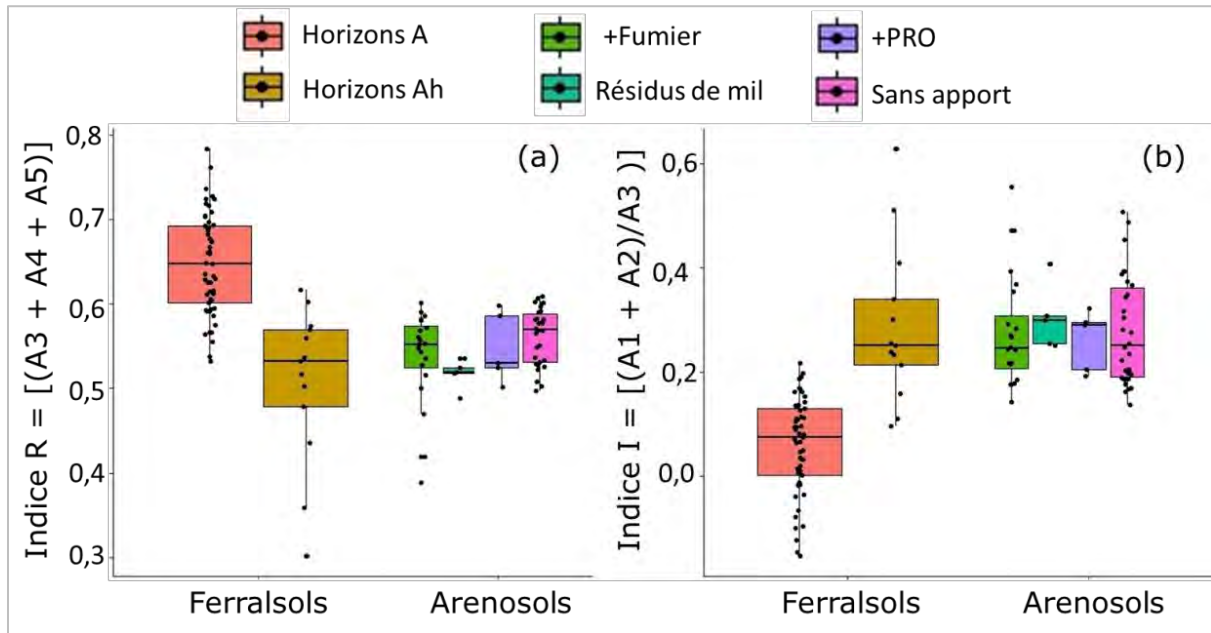


Figure 4.7: Indice R (a) et indice I (b) dans les couches de surface (0-10 cm) des Arenosols du Sénégal (cette étude) comparés aux mêmes indices dans les horizons A ou Ah (profondeur ≤ 15 cm) des Ferralsols du Gabon utilisé comme ensemble de référence externe (Sebag et al., 2016).

5.3. Qualité de la MO en fonction de la profondeur

Les couches de surface (0-10 cm) des Arenosols du Sénégal ont des valeurs d'indice R plus élevées et des valeurs d'indice I moins élevées que celles des couches 10-30 cm. Ce constat **s'oppose aux résultats de** (Sebag et al., 2016) et Matteodo et al. (2018) qui rapportent un indice R qui augmente et un indice I qui diminue avec la profondeur. Cette inversion peut être comprise en examinant les thermogrammes S2 à partir desquels les contributions A1 à A5 sont extraites pour calculer les deux indices.

La configuration bimodale des thermogrammes S2 issus du 0-10 cm reflète un enrichissement relatif des pools C labile (A2) et réfractaire (A4), et un appauvrissement correspondant du pool C résistant (A3). Les thermogrammes S2 des sols 10-30cm ont une allure unimodale avec une prédominance du pool de C résistant (A3).

Ces caractéristiques expliquent les différences entre les signatures I/R des Arenosols du Sénégal et celles des horizons A des Ferralsols de référence du Gabon (issus de situations naturelles mais ont des teneurs de COS similaires aux sols du Sénégal). Les contributions A1 sont légèrement plus importantes dans les Arenosols (Figure 4.8a) que dans les Ferralsols, mais les contributions A3 sont nettement plus faibles (Figure 4.8c). Dans les deux sols, les contributions A2 sont globalement comparables (Figure 4.8b). Par conséquent, l'indice I ($I = \log_{10}[(A1 + A2) / A3]$) dans les Arenosols est plus faible en surface et plus élevé en profondeur que dans les Ferralsols du Gabon.

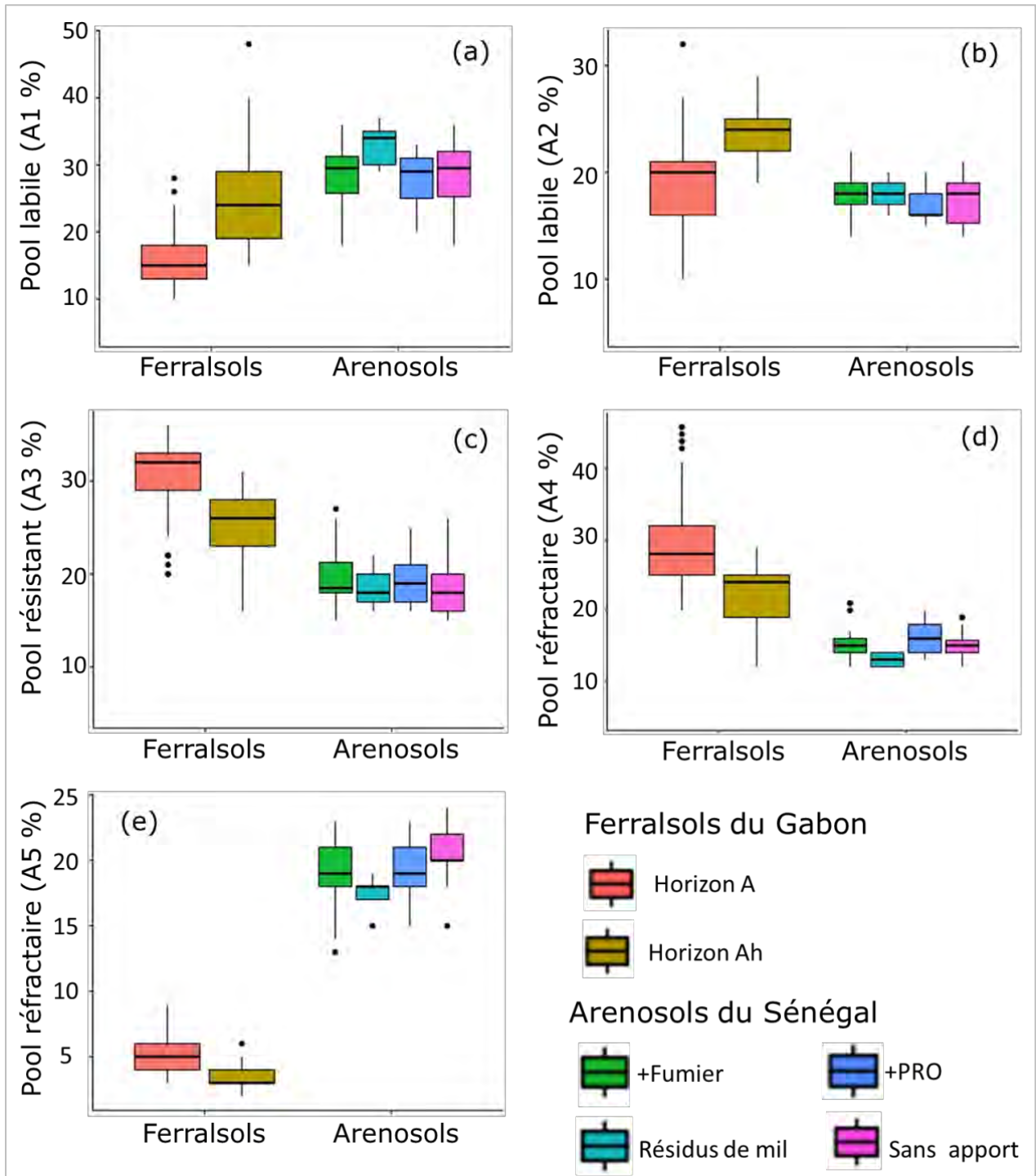


Figure 4.8: Contribution (%) des pools A1 (a), A2 (b), A3 (c), A4 (d) et A5 (e) dans les couches de surface (0-10 cm) des Arenosols du Sénégal (cette étude) par rapport aux contributions A1 à A5 dans les horizons A ou Ah (profondeur ≤ 15 cm) des Ferralsols du Gabon (Sebag et al., 2016).

L'inversion de la tendance de l'indice R peut s'expliquer par des différences entre les contributions A3, A4 et A5. Les contributions A3 et A4 sont légèrement plus faibles dans les Arenosols (Figure 4.8c et Figure 4.8d), mais les contributions A5 sont deux à trois fois plus importantes (Figure 4.8e).

Ainsi, l'indice R ($R = [A3 + A4 + A5] / 100$), dans les Arenosols du Sénégal est plus élevé **dans l'horizon de surface qu'en profondeur, alors que l'inverse est vrai dans les Ferralsols** du Gabon qui ont servi de référence pour tracer le diagramme I/R (Figure 4.5). Les contributions relatives de A5 plus élevées dans la présente étude, par rapport à celles rapportées par Sebag et al. (2016), révèlent une décomposition extrême de la MO dans les Arenosols sableux : le carbone résiduel généré par la minéralisation du C dans les pools A1 à A4 s'accumule dans le pool le plus réfractaire (A5).

5.4. Qualité de la MO en fonction des situations

Les analyses des thermogrammes S2 mettent en évidence comment les différentes situations affectent la qualité de la MOS.

Les formes des thermogrammes S2 des sols issus des situations préservées indiquent de petits pools de C labiles, mais des quantités relativement plus grandes des compartiments de C résistants et réfractaires. La relative petite taille des pools de C labiles peut s'expliquer par une forte décomposition de la MO dans les sols sableux (Feller et al., 1991). Dans la région étudiée, la combinaison d'une longue saison sèche et de températures élevées toute **l'année favorise la minéralisation des pools de C labiles non protégés physiquement** (Badiane et al., 2000; Bationo et al., 2007). Par conséquent, le pool résistant (A3) et le pool réfractaire (A4) augmentent et deviennent dominants par rapport aux pools A1 et A2 plus labiles. Considérant les composts comme un excellent matériau pour étudier l'évolution des ressources organiques, Albrecht et al. (2015) ont observé que les signatures Rock-Eval® changent au cours du processus de compostage : le pool labile A1 diminue de 32 à 23% entre le 4^{ème} jour et le 128^{ème} jour de compostage, tandis que le pool labile A2 passe de 33 à 26% au cours de la même période. Le pool le plus stable (A3+A4+A5) augmente en conséquence. Les résultats obtenus sont comparables : le pool résistant (A3) et le pool réfractaire (A4) diminuent, conduisant à une augmentation relative du pool le plus réfractaire (A5).

Les thermogrammes S2 des sols des situations cultivées qui n'ont pas reçu d'apports organiques exogènes (sans apport) sont similaires à ceux des situations avec résidus de mil : les pools labiles sont plus grands que ceux des sols des situations préservées. Le pool de C labile favorise la croissance de cultures qui produisent plus de biomasse (racines fines et futures litières) capables d'enrichir les sols en carbone avec un taux de renouvellement rapide (Balesdent et al., 2013). En revanche, la végétation des sols des zones préservées **(plantation d'arbres et savane arbustive) est constituée d'espèces ligneuses aux racines** plus grosses. Balesdent et al. (2013) ont montré, par exemple, que le carbone transféré par les racines des plants de blé est largement constitué de sucres qui se décomposent très rapidement, contribuant ainsi à augmenter les pools de C labiles. L'augmentation de

ce compartiment est également favorisée par le travail du sol et la texture grossière, qui augmentent l'aération du sol et fournissent ainsi des conditions aérobies propices à la décomposition des composés organiques.

Par rapport à d'autres situations cultivées, celles avec produits résiduaux organiques ou fumier ont des pools de C labiles, résistants et réfractaires plus importants. La littérature rapporte que les apports de fumier augmentent les pools de C avec un taux de renouvellement (*turnover*) lent tout en contribuant également à la croissance des pools de C labiles (Liang et al., 2012; Liu et al., 2018; Majumder et al., 2008). En effet, la forme bimodale des thermogrammes S2 pour les situations ayant reçu des PRO ou du fumier montre que les pools thermiques de C n'ont pas été augmentés de manière égale. Les apports organiques ont augmenté la taille des pools de C les plus labiles (A1 et A2, regroupés dans le premier pic des thermogrammes) qui se minéralisent très rapidement et sont sensibles à la gestion des terres (Awale et al., 2017; Bongiorno et al., 2019) et à l'activité des micro-organismes du sol (Pansu, 1991; von Lützow et al., 2007). La plus grande variabilité de la taille du pool labile dans les sols recevant du fumier ou des PRO peut s'expliquer par des différences de gestion et/ou de ressources des exploitants, dans la quantité et la fréquence des apports, les méthodes d'apports et la qualité des amendements (Bhogal et al., 2018). En revanche, la taille du pool C le plus réfractaire peut être expliquée par le fait que, selon Dragon and Icard (2010), la MO qui ne s'est pas décomposée est devenue plus complexe et stabilisée. La combustion de certains déchets issus des concessions génère des cendres, dont la présence dans les produits résiduaux organiques, principalement appliqués dans les champs de case, pourrait expliquer la taille du pool de C réfractaire. Lutfalla et al. (2017) ont rapporté un tel effet de la combustion de produits organiques sur les pools de C réfractaires dans les sols tempérés. Sanderman and Grandy (2020) ont également mis en évidence que les composés aromatiques et les composés phénoliques stables qui peuvent composer le pool de C le plus thermiquement réfractaire peuvent être attribués à la combustion de matières organiques.

En résumé, les résultats de la pyrolyse Rock-Eval® ont mis en évidence la présence (i) d'un pool C réfractaire significatif et de taille assez comparable pour toutes les situations étudiées, et (ii) la dominance d'un pool C thermiquement labile qui varie selon les situations. Plus précisément, la taille de ce pool augmente comme suit : préservées < Sans apport < +Résidus de mil < +Fumier < +PRO. Le Mer et al. (2020) ont récemment montré que la stabilisation de la MO par la formation d'agrégats et/ou d'associations organo-minérales entraînait une augmentation des pools les plus stables. Cependant, comme les Arenosols sont pauvres en argiles, on peut supposer qu'au-delà des pools A1 et A2, les pools A3 et même A4 peuvent également être minéralisés car non protégés de la dégradation par complexation organo-minérale, ou par la formation d'agrégats (qui ne

peuvent se former du fait de la dominance des particules de quartz dans les sols sableux; Lehmann and Kleber, 2015; Osman, 2018). Le manque de protection de la MO, associé à une faible teneur en COS, suggère un accès facile et un renouvellement rapide du COS dans les Arenosols. Cette minéralisation extrême empêche le renouvellement des pools A3 et A4, conduisant ainsi à une accumulation relative de C organique dans le pool le plus réfractaire (A5). Néanmoins, ce pool de C avec un taux de renouvellement lent est également limité en taille par la nature sableuse des sols (Yost and Hartemink, 2019). La minéralisation du pool de C relativement stable (i.e. A3 et A4) expliquerait également la signature particulière des sols étudiés dans le diagramme I/R (c'est-à-dire au-dessus de la droite de « tendance humique »). La diminution des contributions relatives de A3 et A4 est contrebalancée par l'augmentation correspondante de A5 dans le calcul de l'indice R ($R = [A3+A4+A5]/100$), mais la diminution de A3 se traduit par une augmentation relative de l'indice I ($I = \log_{10}[(A1+A2)/A3]$) par rapport aux sols avec un indice R équivalent. Cette hypothèse semble cohérente avec les résultats récemment publiés par Sanderman and Grandy (2020) qui confirment que les composés les plus abondants aux températures moyennes de pyrolyse (entre 400 et 500 °C) sont encore minéralisables, en particulier ceux correspondant à A3, encore riches en polysaccharides. Il serait alors logique de généraliser cette hypothèse à tous les sols sableux, ce qui est cohérent avec les résultats précédemment publiés montrant que d'autres Arenosols (au Niger, au nord du Cameroun et en Bolivie; sur la figure 3D de Sebag et al., 2016) ou des sols sableux (Botswana, sur la figure 4 de Romanens et al., 2019) ont une signature spécifique au-dessus du modèle «Humic trend».

Certains chercheurs soutiennent fermement que l'accroissement à long terme des quantités de MOS a des co-avantages à la fois pour la sécurité alimentaire et l'atténuation du changement climatique (Lal, 2004). Les Arenosols ont de faibles teneurs en COS qui dépendent principalement des pools de C thermolabiles, certes affectés par des apports organiques à court terme, mais confirmant la faible stabilité biogéochimique de la MOS dans les sols sableux rapportée dans la littérature (par exemple, Fujisaki et al., 2018a; Yost and Hartemink, 2019). En effet, des études ont rapporté la relation entre le pool de COS thermiquement labile obtenu à partir de la pyrolyse Rock-Eval® et le C dérivé d'un fractionnement de la MOS isolant la matière organique particulaire (POM; Saenger et al., 2015; Soucémariadin et al., 2018). La POM représente un pool de C avec un turnover rapide avec un temps de résidence dans le sol d'environ quelques décennies qui sont significatives en ce qui concerne les variations des stocks de COS. Cependant, la décomposition rapide de la MOS dans les Arenosols étudiés semble également affecter les compartiments de COS considérés comme thermiquement plus stables dans d'autres environnements. Ainsi, des apports organiques annuels seraient nécessaires pour

maintenir la MOS à un niveau adéquat pour la fertilité des sols, pour assurer la stabilité des rendements et contribuer à la sécurité alimentaire. Toutefois, dans le contexte de forte concurrence pour les ressources organiques en Afrique sub-saharienne, ces apports organiques pourraient être insuffisants pour reconstituer le pool de C labile minéralisé à un niveau qui permettrait l'accumulation à long terme de COS dans les sols servant ainsi la **séquestration du COS et l'atténuation du changement** climatique.

5.5. Quantité de COS versus qualité de la MOS selon les situations

Comme décrit dans la section 3.1, la valeur de Delta-R (ΔR) a été calculée pour chaque échantillon de sol comme l'écart de l'indice R de cet échantillon par rapport au modèle de référence obtenu pour les Ferralsols du Gabon, considéré comme représentatif des situations non perturbées (Sebag et al., 2016). Par construction, des valeurs Delta-R positives reflètent un excès de pools de C thermiquement stables (A3+A4+A5) par rapport aux sols du set de référence. **L'interprétation des valeurs ΔR est facilitée par une étude des tailles relatives des pools résistants, réfractaires et hautement réfractaires (A3, A4 et A5 respectivement) impliquées dans le calcul de l'indice R.** Les régressions linéaires entre ΔR et chacun de ces pools révèlent que le pool A5 est fortement et positivement corrélé à ΔR ($R^2 = 0,92$; $p < 0,0001$; [Tableau 4.2](#)). D'autre part, ΔR est fortement et négativement corrélé avec A3 ($R^2 = 0,88$; $p < 0,0001$) et plus faiblement avec A4 ($R^2 = 0,46$; $p < 0,0001$; [Tableau 4.2](#)).

Tableau 4.2: Matrice de corrélation entre le Delta-R et le pool de C résistant (A3%), réfractaire (A4%) et hautement réfractaire (A5%), toutes situations confondues.

	Delta-R vs.		
	Pool de C résistant (A3 %)	Pool de C réfractaire (A4 %)	Pool de C plus réfractaire (A5 %)
Equation	$y = - 0,009 * x + 0,3$	$y = - 0,012 * x + 0,3$	$y = 0,0093 * x + 0,1$
R ²	0,88	0,49	0,92
p-value ^a	****	****	****

^a**** montrent une différence significative à $p < 0,0001$

De plus, ΔR est linéairement et fortement corrélé à la teneur en COS dans les deux situations préservées ($R^2 = 0,96$ à la fois dans la plantation d'arbres et dans la zone de savane protégée ; [Figure 4.9a](#)). Sur ces deux sites, la valeur ΔR est faible en surface et plus élevée en profondeur ([Figure 4.9a](#)).

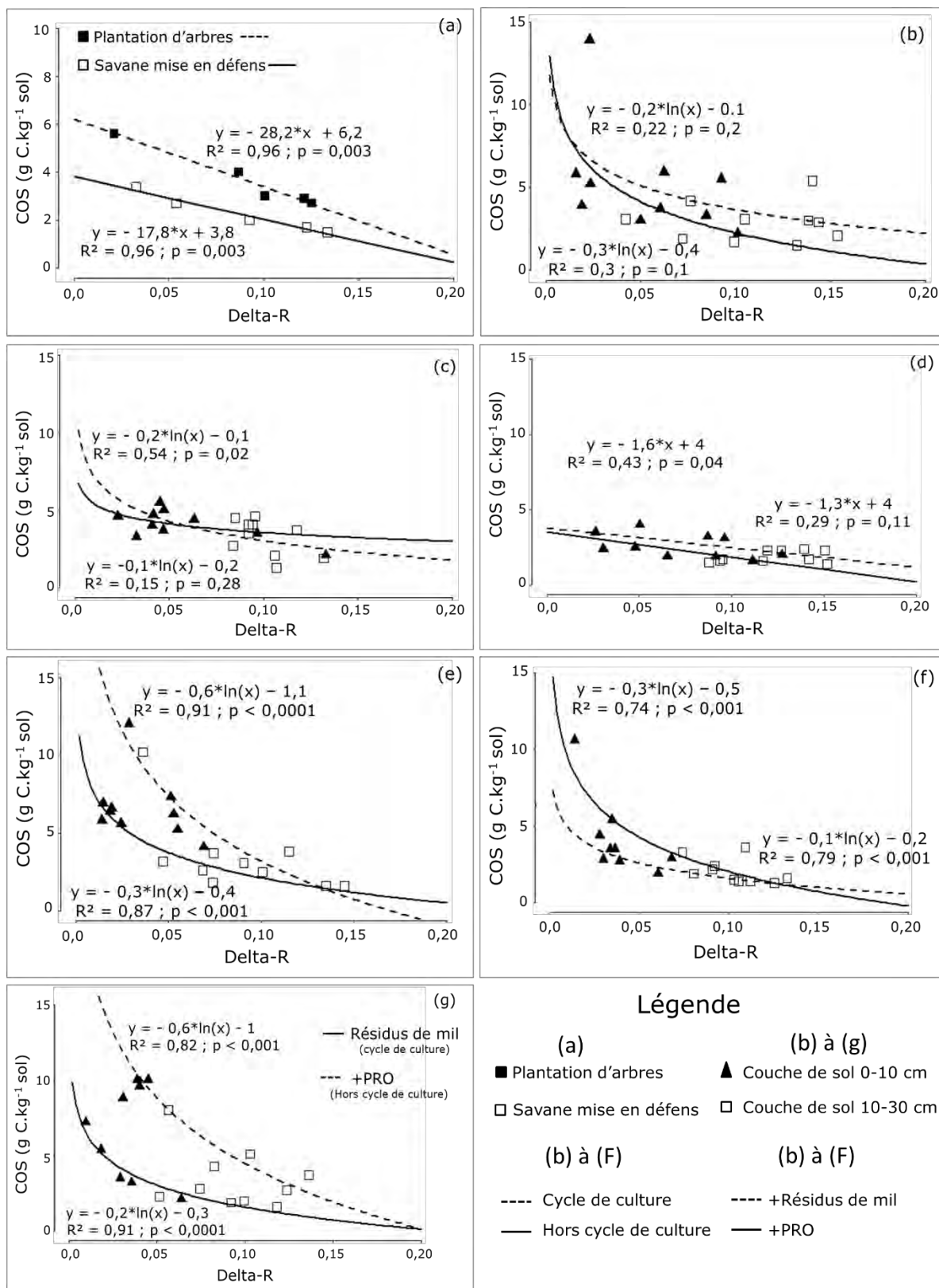


Figure 4.9: Relations entre COS ($\text{g C.kg}^{-1} \text{sol}$) et Delta-R: (a) pour toutes les profondeurs de sol analysées dans les deux situations préservées; (b) pour les situations cultivées (prélevées en cycle cultural ou hors cycle de culture) dans des champs de case qui n'ont pas reçu d'apports organiques, à des profondeurs de sol de 0 à 10 et 10 à 30 cm; (c) identique à (b), mais dans les champs de brousse; (d) en jachères annuelles; (e) avec épandage de fumier dans les champs de case; (f) avec épandage de fumier dans les champs de brousse; et (g) dans les champs de brousse avec des résidus de mil ou dans les champs de case recevant des produits résiduaire organiques.

Les couches superficielles de ces sols non exploités sont enrichies en carbone par les apports biologiques de la végétation ligneuse. La **forte corrélation linéaire entre COS et ΔR et l'augmentation du pool de C réfractaire concomitante à la diminution progressive du COS suggèrent que la contribution labile d'origine biologique est dans ces sols diluée par le COS réfractaire stabilisé de la surface à la profondeur.**

Dans les situations sans apports exogènes, les corrélations entre le COS et ΔR sont généralement faibles avec des coefficients de détermination non significatifs allant de 0,15 à 0,54 (Figure 4.9bcd). L'absence de relation entre les deux termes signifie qu'en l'absence de contributions biologiques significatives, les niveaux de COS sont généralement faibles, et les processus de décomposition de la MO et de minéralisation du COS qui peuvent être variables dans le temps et dans l'espace conduisent à ce que la qualité de la MO soit indépendante de la quantité de COS.

Dans les situations avec des résidus de mil laissés au champ ou avec des apports organiques (+Fumier et +PRO), les relations déterministes (de type logarithmique) et **significatives entre la teneur en COS et ΔR (R^2 allant de 0,74 à 0,91 ; $p < 0,001$)** suggèrent que les apports organiques et leur stabilité constituent dans les Arenosols cultivés un facteur clé liant la qualité de la MOS et la quantité de COS (Figure 4.9efg). En effet, comme discuté précédemment, le pool thermique A3 dans ces sols peut être soumis à des processus de décomposition relativement rapides générant la diminution de sa contribution relative profite au pool A5 dans le calcul de l'indice R ($R = [A3+A4+A5]/100$), et affectant à son tour l'écart de cet indice R par rapport à la droite de « tendance humique ». Dans le modèle de référence obtenu à partir de Ferralsols, le pool A3 est considéré comme un pool de C thermiquement résistant étant relativement protégé de la dégradation par association avec des minéraux (Sebag et al., 2016). **De plus, la relation entre la teneur de COS et ΔR en situations cultivées est de type logarithmique alors qu'elle est linéaire en situations préservées ; cela suggère que les apports anthropiques sont plus efficaces en termes de stockage du C dans les sols que les apports naturels puisque, pour une qualité équivalente, plus le ΔR est bas plus la teneur de COS est élevée. Ce résultat s'accorde avec d'autres études qui ont montré que, dans les sols sableux tropicaux, les apports organiques, en particulier exogènes, conditionnent les formes de COS, notamment celles avec un taux de renouvellement rapide et sont donc essentiels à la fertilité des sols (Feller and Beare, 1997; Fujisaki et al., 2018b).**

6. Conclusion

Les signatures Rock-Eval® des sols sableux étudiés révèlent une inversion des indices I et R par rapport à celles rapportées dans la littérature pour d'autres types de sols, et une signature I/R spécifique aux Arenosols. Dans les sols cultivés du bassin arachidier du Sénégal, le **stockage du COS dépend fortement du type de pratiques en termes d'apports organiques**. Les pratiques culturales basées sur les amendements organiques comme le fumier ou les produits résiduaux organiques influencent la quantité de COS et la qualité de la MOS, toutes deux étant étroitement liées dans ces systèmes. Cette étude a ainsi permis de montrer que la nature des apports organiques, qui affecte les formes sous lesquelles le COS sera stocké, est un facteur important de la stabilité thermique des MOS. Dans ces Arenosols d'agrosystèmes sahéliens, le pool de C hautement réfractaire thermiquement, probablement généré suite à une forte décomposition de la MOS et une minéralisation de COS, est relativement plus important que dans les Ferralsols mais il n'est, **par ailleurs, pas affecté par les pratiques d'apports organiques. Ainsi, les variations de COS** dans les Arenosols sont régies par des apports organiques qui génèrent des formes de MO thermiquement labiles qui se décomposeraient rapidement, fournissant des nutriments aux cultures. En d'autres termes, la MOS de ces agrosystèmes contribue à la fertilité des sols, et répond ainsi plus aux besoins de la production agricole qu'à l'atténuation du changement climatique, qui nécessite un stockage de carbone à long terme. Même si les Arenosols ne peuvent pas stocker de grandes quantités de C et ne peuvent donc pas contribuer de manière significative à l'atténuation du changement climatique, des applications régulières de matière organique exogène dans ces systèmes cultivés sont essentielles pour améliorer la productivité et s'adapter au changement climatique. L'amélioration de la production alimentaire est un objectif toujours crucial dans de nombreux pays tropicaux, en particulier en Afrique de l'Ouest subaride, mais la concurrence pour les ressources organiques est forte dans les systèmes agro-pastoraux locaux et les apports organiques peuvent ne pas être suffisamment disponibles pour les agriculteurs.

Les résultats de cette étude s'ajoutent au volume croissant de littérature utilisant la pyrolyse Rock-Eval® comme un outil pour comprendre la stabilité (thermique) de la MOS face à la gestion des systèmes agricoles, mais nécessitent encore des éclaircissements sur les mécanismes sous-jacents et leur impact réel sur les rendements des cultures. Les **travaux futurs devront s'appuyer sur l'expérimentation *in-situ*** manipulant les quantités et le type d'intrants organiques dans les systèmes de culture, et pousser la réflexion sur le lien entre l'approche thermique et le cycle de la MOS pour éviter les interprétations erronées de sa stabilité biogéochimique, en particulier dans le contexte particulier des Arenosols.

CHAPITRE 5 : Stabilité biogéochimique du carbone organique dans les Arenosols cultivés du bassin arachidier du Sénégal

Ce chapitre fera l'objet d'une soumission d'article en anglais à la revue internationale indexée *Biology and Fertility of Soils*.

CHAPITRE 5 : Stabilité biogéochimique du carbone organique dans les Arenosols cultivés du bassin arachidier du Sénégal

Résumé

La quantité et la qualité du carbone organique du sol (COS) sont des indicateurs essentiels de la santé des sols et contribuent à assurer la productivité des agroécosystèmes. Pour une meilleure gestion des agroécosystèmes, il est essentiel de comprendre comment les **pratiques agricoles mises en œuvre par les agriculteurs influent sur les niveaux de COS et sa répartition** dans les différents pools de carbone (C) labiles. Ceci est particulièrement important pour les sols cultivés du bassin arachidier du Sénégal, où les sols (Arenosols) sont fragiles et pauvres en C et les pratiques agricoles basées principalement sur des intrants organiques. **L'objectif de ce** chapitre est de déterminer si les différences dans les apports organiques aux champs sont perceptibles dans les pools de C labile du sol, et **d'examiner l'impact de certains facteurs-clés**, i.e. la teneur en limons+argiles (fraction granulométrique <50 µm) du sol, le type d'apports organiques, la localisation du champ ou encore la période de collecte des échantillons (durant ou hors du cycle cultural). Des échantillons de sol (n=120) ont été prélevés à deux profondeurs du sol (0-10 et 10-30 cm) dans des parcelles cultivées en champs de case et en champ de brousse en considérant les modalités **d'apports organiques suivantes** : (1) Sans apport ; (2) + Résidus de mil laissés dans les champs après la récolte ; (3) + Fumier, (4) ; + Produits Résiduaire Organiques (PRO). La teneur en C des fractions > 50 µm (POM-C) et < 50 µm (FF-C), le carbone oxydable au permanganate (POX-C) et le C minéralisable du sol (Min-C) ont été caractérisés comme indicateurs de la minéralisation de la MOS. Les teneurs de COS sont en moyenne de $5,7 \pm 0,4 \text{ g.kg}^{-1}$ et $3,4 \pm 0,2 \text{ g.kg}^{-1}$ dans les couches de sol 0-10 et 10-30 cm respectivement, toutes situations confondues (n=120). Dans la couche de sol 0-10 cm, la teneur en POM-C représente 45 % du COS et celle de FF-C 55 %. Dans la couche de sol 10-30 cm, la proportion de POM-C diminue (24% du COS) et celle du FF-C augmente (76%). Le POX-C et le Min-C présentent des valeurs moyennes dans la couche 0-10 cm de $254 \pm 14 \text{ mg C.kg}^{-1}$ et $10,7 \pm 1,2 \text{ mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ sol}$, respectivement. Une classification de type forêts aléatoires montre que, globalement, **le type d'apports organiques et la localisation des champs** sont des facteurs explicatifs clés des teneurs de COS et celles des différents pools de C labiles. Les résultats obtenus montrent aussi que dans les agrosystèmes du bassin arachidier, les pools labiles de C ne sont pas des indicateurs suffisamment sensibles pour rendre compte des apports organiques à **l'année N-1**, hormis le POX-C.

Mots clés : Sahel, Pratiques culturales, Matière organique particulière, Carbone oxydable au permanganate, Minéralisation du carbone

1. Introduction

Le carbone organique du sol (COS) suscite plus que jamais l'intérêt de la communauté scientifique en raison de son importance dans la lutte contre le changement climatique et **l'atteinte de la sécurité alimentaire** (Nath et al., 2018; Keesstra et al., 2016 ; Smith et al., 2020). En conséquence, son rôle clé dans la fertilité des sols agricoles et dans l'atténuation des émissions anthropiques de gaz à effet de serre figure en bonne place sur les agendas internationaux (Chabbi et al., 2017; Minasny et al., 2017; Soussana et al., 2017). Si la lutte contre le changement climatique nécessite de documenter les stocks de C des sols et leur persistance à long terme, la productivité durable des agrosystèmes nécessite de comprendre le comportement des pools de C labiles qui contribuent à améliorer la fertilité des sols (Kaye and Hart, 1997; Li et al., 2018). Ainsi, de nombreuses études ont porté sur l'étude des pools de C labile (e.g., Bongiorno et al., 2019; Culman et al., 2013; Duval et al., 2018). Toutefois, peu de données existent sur les environnements sahéliens et leurs sols sableux peu pourvus en matière organiques.

Au Sénégal, comme dans beaucoup de pays d'Afrique de l'Ouest, les engrais commerciaux sont souvent inabordables pour les petits exploitants et les pratiques de fertilisation sont ainsi principalement basées sur des produits organiques comme le fumier, les déchets **organiques issus de l'activité des ménages** ou encore les résidus de culture (Badiane et al., 2000; Harris, 2002; Guérin and Roose, 2017; Yemadje et al., 2017; Tounkara et al., 2020). Ces amendements organiques sont toutefois variables dans leur fréquence et leur répartition au sein des exploitations agricoles (Tittonell et al., 2013) ; ils dépendent des ressources organiques disponibles et de la localisation du champ, entre champ de case et de champs de brousse (Manlay et al., 2004; Ramisch, 2005). Les teneurs de COS dans les Arenosols souvent faibles et sont ainsi dépendantes d'apports organiques réguliers (Fujisaki et al., 2018b ; Yost and Hartemink, 2019). **D'après la littérature, la relative faiblesse des teneurs pourrait s'expliquer par (i) une minéralisation rapide et intense due aux températures élevées, (ii) une faible capacité du sol à protéger le carbone de la minéralisation par des associations organo-minérales et (iii) des entrées de carbone limitées dues à une production primaire nette de la végétation limitée, ou pour les situations cultivées à un manque d'apports organiques exogènes (Badiane et al., 2000; Bationo et al., 2007).**

Dans un sol sableux, les pools de C stables, qui résistent à la minéralisation pendant plusieurs années grâce à une association étroite avec les particules fines du sol ou les microagrégats, sont de petite taille. Dans les Arenosols du centre du Sénégal, les teneurs en COS sont principalement des fractions labiles, comme la matière organique particulaire (POM) qui subissent une minéralisation rapide et intense (Bernhard-Reversat, 1981; Feller and Beare, 1997). **D'autres auteurs** ont rapporté que dans les sols sableux, le carbone de

la POM est plus sensible aux pratiques de gestion par rapport au C des fractions de taille argilo-limoneuse (Chivenge et al., 2007; Fujisaki et al., 2018a). L'hypothèse émise dans ce chapitre est donc que l'hétérogénéité des teneurs en COS mesurées dans les Arenosols sahéliens va de pair avec une forte hétérogénéité des pools de C labiles du sol tels que le POM-C. **Les pratiques d'apports organiques** sont également supposées comme pouvant constituer un facteur plus déterminant des pools labiles de C du sol que la texture, en particulier à la surface du sol.

D'autres pools de carbone labile sont proposés dans la littérature comme indicateurs de la minéralisation de la MOS, et souvent comparés à la POM, tels que le carbone oxydable au permanganate (POX-C ; Hurisso et al., 2016; Thoumazeau et al., 2019) ou encore le carbone minéralisable (Min-C) (Awale et al., 2017; Guo et al., 2019).

L'objectif de ce travail est de fournir des données sur différents pools de C du sol et **d'appréhender leur variabilité face aux pratiques d'apports organiques observées** en situation réelle dans les agrosystèmes du bassin arachidier.

2. Matériels

2.1. Sites de l'étude

La zone d'étude est située dans le bassin arachidier du Sénégal, qui est la principale zone agricole du pays. Dans ce paysage agricole, la végétation ligneuse est dominée par *Faidherbia albida* constituant des parcs agroforestiers. Les sols se sont développés sur des formations tertiaires alimentées par des dépôts éoliens. Ils sont classés comme Arenosols, sont pauvres en argiles (moins de 10 %, principalement de la kaolinite) et peu fertiles en raison de leur faible capacité d'échange (IUSS Working Group WRB, 2015). Le climat est de type soudano-sahélien avec une température annuelle moyenne de 30 °C et une pluviométrie annuelle moyenne de 530 mm, marquée par un fort contraste saisonnier, avec une saison des pluies (de juillet à octobre) propice aux cultures et une saison sèche pendant laquelle les sols ne sont généralement pas exploités, sauf localement, là où l'irrigation est possible.

Deux villages ont été sélectionnés au sein de la commune rurale de Niakhar : Diohine Sasse (14°29'51"N et 16°30'36"W ; 225 ha) et Sob (14°29'16"N et 16°26'3"W ; 520 ha). Une cartographie des parcelles agricoles a été établie dans la région par des projets de recherche antérieurs. Pour ces parcelles, les pratiques varient notamment en termes d'apports organiques. Les champs les plus proches des ménages, appelés "champ de case" (0,2 - 2 km des concessions), reçoivent des apports organiques plus réguliers et plus importants (4-20 Mg poids sec ha⁻¹ an⁻¹ ; Tounkara et al., 2020) que les champs éloignés appelés "champ de brousse" (< 4 Mg poids sec ha⁻¹ an⁻¹). Des enquêtes menées dans ces

terroirs villageois ont permis d'avoir une idée du type **d'amendement apporté et de l'ordre** de grandeur en termes quantitatifs **l'année** précédant le prélèvement des échantillons de sols.

2.2. Sélection des situations cultivées

Comme il est pratiquement impossible d'établir un historique sur plusieurs années pour une grande majorité de champs, la sélection (n= 120) des pratiques les plus courantes a été basée sur les apports organiques de l'année N-1, l'année N étant l'année d'échantillonnage. Ont ainsi été retenues des parcelles avec deux types d'amendements organiques au cours de l'année N-1 : (i) fumier (+Fumier ; n = 40) composé de résidus végétaux non consommés, de fèces et d'urine de ruminants ; (ii) Produits résiduaux organiques (+PRO ; n = 10) composés de déchets ménagers, de cendres et de résidus de cultures. Des situations où des résidus de mil sont laissés dans le champ après la récolte (+Résidus de mil ; n = 10) ont aussi été sélectionnées, et des parcelles sans apport organique exogène l'année N-1 ou en jachère (Sans apport ; n = 60) servent de contrôle. **Il s'agit des situations précédemment décrites au chapitre 4 et présentées dans le [tableau 4.1](#)**. Dans ces agrosystèmes, le fumier ou les PRO sont apportés au sol juste avant le début de la saison des pluies (vers le mois de mai-juin). Afin de tenir compte de la saisonnalité du cycle des cultures, sans toutefois la considérer de manière particulière, les échantillons sélectionnés peuvent avoir été collectés pendant la saison des pluies (saison de culture) et en saison sèche (hors cycle des cultures).

3. Méthodes

3.1. Echantillonnage des sols

Les échantillons ont été prélevés à deux profondeurs du sol (0-10 et 10-30 cm). Dans chaque champ, un échantillon composite a été formé à chaque profondeur en mélangeant cinq échantillons prélevés au centre et aux sommets d'un carré de 1 m de côté situé au barycentre du champ. Les échantillons de sol ont été séchés à l'air et tamisés à 2 mm avant analyses. Plusieurs aliquotes de chaque échantillon composite ont été utilisées pour mesurer le COS, la texture et les différents pools de C.

3.2. Analyses de sol

COS. La teneur en C organique du sol (COS) a été déterminée, sur des aliquotes de 100 mg finement broyées, par combustion sèche (norme ISO 10694 :1995) à l'aide d'un analyseur élémentaire (Thermo Finnigan Flash EA1112, Milan, Italie).

Texture. La texture du sol a été déterminée après élimination de la MOS, tamisage et séparation des fractions les plus fines à l'aide d'une pipette Robinson (norme ISO 11277 : 2020). Les résultats sont présentés pour deux fractions de texture du sol, à savoir la fraction limons+argiles (0-50 μm) et la fraction sable (50-2000 μm).

POM-C et FF-C. La matière organique particulaire (POM ; Fractions organiques > 50 μm) est séparée du carbone plus stable lié aux particules plus fines (FF < 50 μm) selon la méthode décrite par Cambardella et Elliott (1992). En bref, 30 g de sol (< 2 mm) sont agités dans un ballon de 500 ml avec 100 ml d'une solution d'hexamétaphosphate de sodium (5 g L⁻¹) pendant 16 heures. La suspension est ensuite tamisée par voie humide (**i.e. dans l'eau**) à 50 μm . La matière organique particulaire (POM) contenue dans le refus du tamis est séparée de la fraction minérale >50 μm par flottation dans l'eau puis séchée à 50°C et finement broyée. La suspension ayant traversé le tamis contient la fraction fine organo-minérale du sol (FF). Le carbone du sol des deux fractions de sol (POM et FF) est déterminé par analyseur élémentaire CHN. La comparaison de la teneur totale en COS du **sol (dans l'échantillon non-fractionné)** et de la somme des teneurs en COS de ces 2 fractions (POM-C + FF-C) permet de vérifier que la teneur en C de la fraction minérale >50 μm isolée de la POM est bien négligeable.

POX-C. La détermination du C oxydable au permanganate (POX-C) a été effectuée selon la méthode de Weil et al. (2003), modifiée par Culman et al. (2012). Les protocoles détaillés peuvent également être trouvés dans plusieurs études (Awale et al., 2017; Hurisso et al., 2016). En bref, 2,5 g de sol séché à l'air (< 2 mm) sont mélangés dans un tube à centrifuger en polypropylène de 50 ml avec 20 ml d'une solution de KMnO₄ (0,02 mol L⁻¹) pendant 2 min en utilisant un agitateur rotatif. Ensuite, après avoir laissé la suspension décanter pendant 10 min, 0,5 ml du surnageant sont transférés dans un second tube à centrifuger et mélangés avec 49,5 ml d'eau déionisée. L'absorbance de l'échantillon est lue à 550 nm à l'aide d'un spectrophotomètre (SpectroVis® Plus, Vernier, OR, USA). Le POX-C a été calculé comme suit :

$$POX.C \text{ (mg C.kg}^{-1} \text{ sol)} = [0,02 \text{ mol L}^{-1} - (a + b * \text{Absorbance})] * (9000 \text{ mg C mol}^{-1}) * (0,02 \text{ L solution}/0,0025 \text{ kg sol})$$

où 0,02 mol L⁻¹ est la concentration de la solution initiale de KMnO₄, *a* est l'intersection et *b* est la pente de la courbe standard, 9000 mg est la quantité de C oxydée par 1 mol de MnO₄ changeant Mn⁷⁺ en Mn⁴⁺, 0,02 L est le volume de solution de KMnO₄ ayant réagi, et 0,0025 est la masse de sol exprimée en kg, utilisée dans la réaction.

Min-C. L'**activité respiratoire des microorganismes** hétérotrophes lors de la minéralisation de la matière organique (ou « respiration basale du sol ») a été mesurée pour estimer la taille du compartiment de C minéralisable du sol. Brièvement, 10 g de sol (avec trois répétitions par échantillon) sont placés dans des flacons étanches de 120 ml et l'humidité du sol est maintenue (avec de l'eau déionisée) à 80 % de la capacité de rétention d'eau

du sol. Le dioxyde de carbone produit par la minéralisation et accumulé dans le flacon a été régulièrement mesuré pendant une période d'incubation de 28 jours (à 28 °C et dans l'obscurité) à l'aide d'un micro-chromatographe en phase gazeuse (microgaz Varian CP4900, Varian Chromatography Group, CA, USA). Les émissions de CO₂ du sol sont présentées pour un cumul de 28 jours d'incubation et exprimées en mg C-CO₂ kg⁻¹ sol comme indicatrices de la fraction de C minéralisable dans le sol (Min-C).

3.3. Analyse des données

Les variables sont généralement décrites dans le texte et présentées dans les figures comme la valeur moyenne et son écart-type (**barre d'erreur dans les diagrammes**). Le logiciel R a été utilisé pour toutes les analyses statistiques (R Development Core Team, 2013). Les analyses de variance (ANOVA) **s'appuient sur** le test de Tukey (HSD) avec un niveau de probabilité à 0,05. Les régressions linéaires présentées sont construites avec la méthode *lm* de la fonction *ggplot2*. **L'algorithme des « forêts aléatoires » (de l'anglais *Random Forest*, RF)** (Biau and Scornet, 2016; Breiman, 2001; Murciano et al., 2015) est utilisé pour évaluer l'importance de différents facteurs explicatifs (ou « prédictors ») sur une variable donnée en ajoutant du hasard dans le choix des variables intervenant dans les modèles de régression. Il est appliqué sur les données de COS et du C des différents pools (POM-C ; FF-C ; POX-C ; Min-C) pour les couches de surface (0-10 cm) et de profondeur (10-30 cm). La RF est donc une méthode de classification par « apprentissage » (*learning machine*) qui construit une multitude d'arbres de décision en divisant aléatoirement l'ensemble de données ("*bagging*"). Contrairement à la régression linéaire, une analyse de « forêt aléatoire » peut traiter les non-linéarités et permet de définir des variables continues et catégorielles pour les prédictors. La fonction "*RandomForest*" du logiciel R a été utilisée avec une estimation des erreurs par la procédure "*out-of-bag*" avec 4 prédictors (fraction texturale <50 µm ; type de champs ; apports organiques ; et saison de collecte des échantillons). La performance des modèles de régression globale est évaluée à travers le pourcentage d'augmentation de l'erreur quadratique moyenne **qui permet de savoir de combien l'erreur augmenterait si le prédictor est complètement aléatoire ; En d'autres termes cela préfigure la perte de précision du modèle si le prédictor n'est pas considéré pour apprécier la variable**. Ainsi des valeurs élevées **de gain d'erreur (%)** indiquent des facteurs explicatifs plus importants dans le modèle *Random Forest*.

4. Résultats

4.1. Teneurs de COS et pools de C

4.1.1. Les apports organiques impactent les teneurs de COS et les pools de C

Pour la couche de sol 0-10 cm, la teneur en carbone organique du sol (COS) est en moyenne de $5,7 \pm 0,4$ g C.kg⁻¹ sol toutes situations confondues (n=120 ; [Annexe 15](#)). La teneur de C de la matière organique particulaire (POM-C) est en moyenne de $2,6 \pm 0,3$ g.kg⁻¹ sol, ce qui représentait 45 % du COS dans la couche de 0 à 10 cm ([Annexe 15](#)). La teneur en C des fractions fines du sol (FF-C) ($3,2 \pm 0,2$ g de C.kg⁻¹ sol) représente 55 % du COS dans la couche 0-10 cm ([Annexe 15](#)). Le carbone oxydable au permanganate (POX-C) et le C minéralisable présentent une valeur moyenne de 254 ± 14 mg C.kg⁻¹ sol et $10,7 \pm 1,2$ mg C-CO₂ kg⁻¹ sol, respectivement en surface et 133 ± 11 mg C.kg⁻¹ sol et $3,4 \pm 0,3$ mg C-CO₂ kg⁻¹ sol à 10-30 cm de profondeur ([Annexe 15](#)). En raison des valeurs plus élevées dans les situations +PRO, le type d'apports organiques a un effet significatif ($p < 0,001$) sur le COS ([Figure 5.1a](#)), ainsi que sur le POM-C ([Figure 5.1b](#)) et le FF-C ([Figure 5.1c](#)), et sur le pool de C minéralisable du sol (Min-C ; [Figure 5.1e](#)). Les différences entre situations sont moins marquées pour le pool de C oxydable au permanganate (POX-C) ([Figure 5.1d](#)). Le POX-C dans la couche 0-10 cm varie de manière significative selon les situations ($p < 0,01$) dans l'ordre suivant : **+PRO ≥ +Fumier = +Résidus de mil ≥ Sans** apport. La seule différence significative pour POX-C se situe entre les situations sans intrants et les situations avec amendement par produits résiduels organiques.

Dans la couche 10-30 cm, le COS a une valeur moyenne de $3,4 \pm 0,2$ g C.kg⁻¹ sol (n=120 ; [Annexe 15](#)). Globalement, tous les pools de C du sol diminuent significativement ($p < 0,05$) avec la profondeur, à l'exception des pools FF-C dans les situations sans apport ou avec des résidus de mil laissés aux champs après les récoltes ([Figure 5.1c](#)). Dans la couche de sol 10-30 cm, les POM-C et FF-C représentent respectivement 24 et 76 % du COS, toutes situations confondues. L'effet des apports organiques sur le COS et les pools de C du sol est encore perceptible ($p < 0,02$) à cette profondeur. Toutefois, cet effet est moins net que dans la couche de sol 0-10 cm, en particulier l'effet des apports organiques sur le FF-C ne **peut être considéré comme significativement perceptible qu'avec une probabilité de 0,07 dans l'ANOVA** ([Figure 5.1c](#)). Les teneurs de COS (à cette profondeur 10-30 cm) sont **décroissantes** dans l'ordre suivant : **+PRO ≥ +Fumier ≥ +Résidus de mil = Sans** apport ([Figure 5.1a](#)).

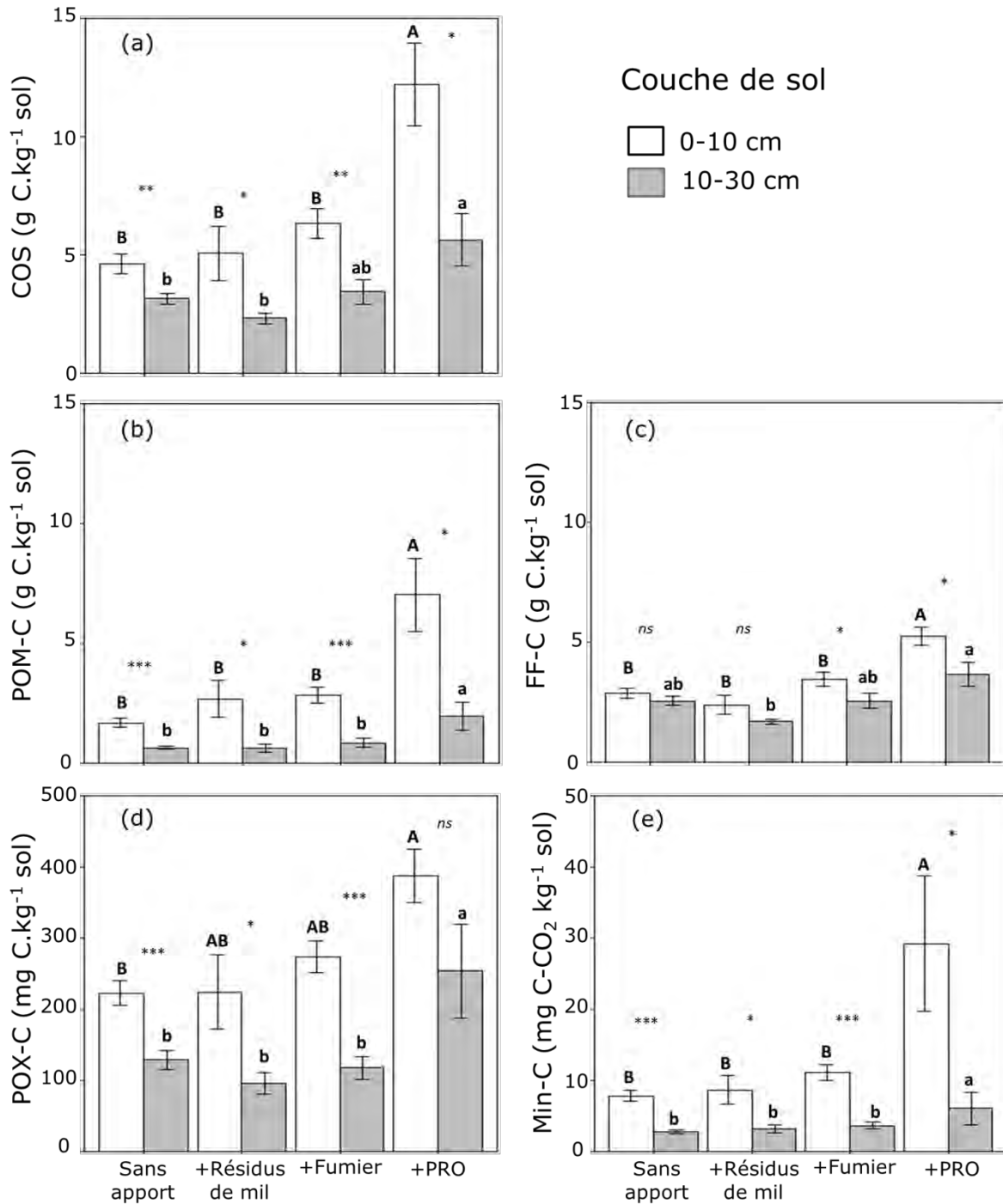


Figure 5.1: Teneurs de carbone (a) dans le sol (COS) et dans les différents pools, (b) POM-C, (c) FF-C, (d) POX-C et (e) Min-C pour les deux couches du sol (0-10 cm et 10-30 cm) des différentes situations d’apports organiques.

Deux lettres différentes illustrent une différence significative au seuil de 0,05 entre les différentes situations étudiées pour le 0-10 cm (lettres en minuscule) et pour le 10-30 cm (lettres en majuscule). Les astérisques illustrent la différence entre les deux couches pour une situation donnée (ns = non significatif au seuil de 0,05 ; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

Les valeurs POM-C et POX-C sont significativement plus élevées pour la situation +PRO, alors qu'aucune différence pour cette couche de sol 10-30 cm, n'est observée entre les 3 autres situations (Figure 5.1b, Figure 5.1d). Enfin, la teneur de Min-C est influencée par les apports organiques (ANOVA ; $p < 0,03$) avec des valeurs décroissantes comme suit : +PRO > +Fumier = +Résidus de mil > Sans apport (Figure 5.1e).

4.1.2. La localisation du champ impacte les teneurs de COS et les pools de C

En examinant les variables en fonction de la localisation du champ, les teneurs de COS apparaissent plus élevées dans les champs de case que dans les champs de brousse, avec 7,8 et 4,5 g C.kg⁻¹ sol dans la couche de sol 0-10 cm et 4,2 et 2,8 g C.kg⁻¹ sol dans la couche de sol 10-30 cm, respectivement (Figure 5.2a ; Annexe 15), mettant également en valeur une diminution des teneurs de la surface vers la profondeur. Cet effet de la profondeur est aussi observable pour les autres pools de C. Des tendances similaires ont été observées pour tous les pools de C du sol entre les deux types de champs quelle que soit la profondeur d'échantillonnage (Figure 5.2bcde). Le POM-C représente 48 % et 40 % du COS dans les champs de case et les champs de brousse, respectivement dans la couche de sol 10-30 cm, et 28 % et 20 % du COS dans la couche de sol 0-10 cm. La contribution des POM au COS est ainsi plus élevée dans les champs de case que dans les champs de brousse dans les deux profondeurs.

4.2. Relations entre le COS et les pools de C du sol

Les corrélations entre le COS et les pools POM-C, FF-C, POX-C et Min-C pour les différentes situations et les deux couches de sol ont été présentées dans le [tableau 5.1](#).

4.2.1. Les apports organiques modifient la relation entre le COS et les pools de C

Dans la couche de sol 0-10 cm, la teneur en COS est positivement et significativement corrélée avec tous les pools de C (avec des valeurs de probabilité $p < 0,001$; [Tableau 5.1](#)) toutes situations considérées ($n=120$). Les valeurs les plus élevées des coefficients de corrélation R^2 , c'est-à-dire 0,90 et 0,83, sont observées pour sa relation avec le POM-C (g C.kg⁻¹ sol) et le FF-C (g C.kg⁻¹ sol) respectivement. L'examen des relations par situation révèle que le COS est également significativement et fortement corrélé avec les pools POM-C et les FF-C, sauf dans les situations +produits résiduaux organiques, où la relation entre le COS et les FF-C n'est pas significative. Comme pour FF-C, le POX-C et COS sont significativement corrélés avec COS dans toutes les situations au seuil de probabilité de 0,05, sauf pour +PRO où R^2 est de 0,76 mais avec une valeur de $p = 0,055$. Le COS est significativement corrélé à Min-C sauf dans les situations sans apport.

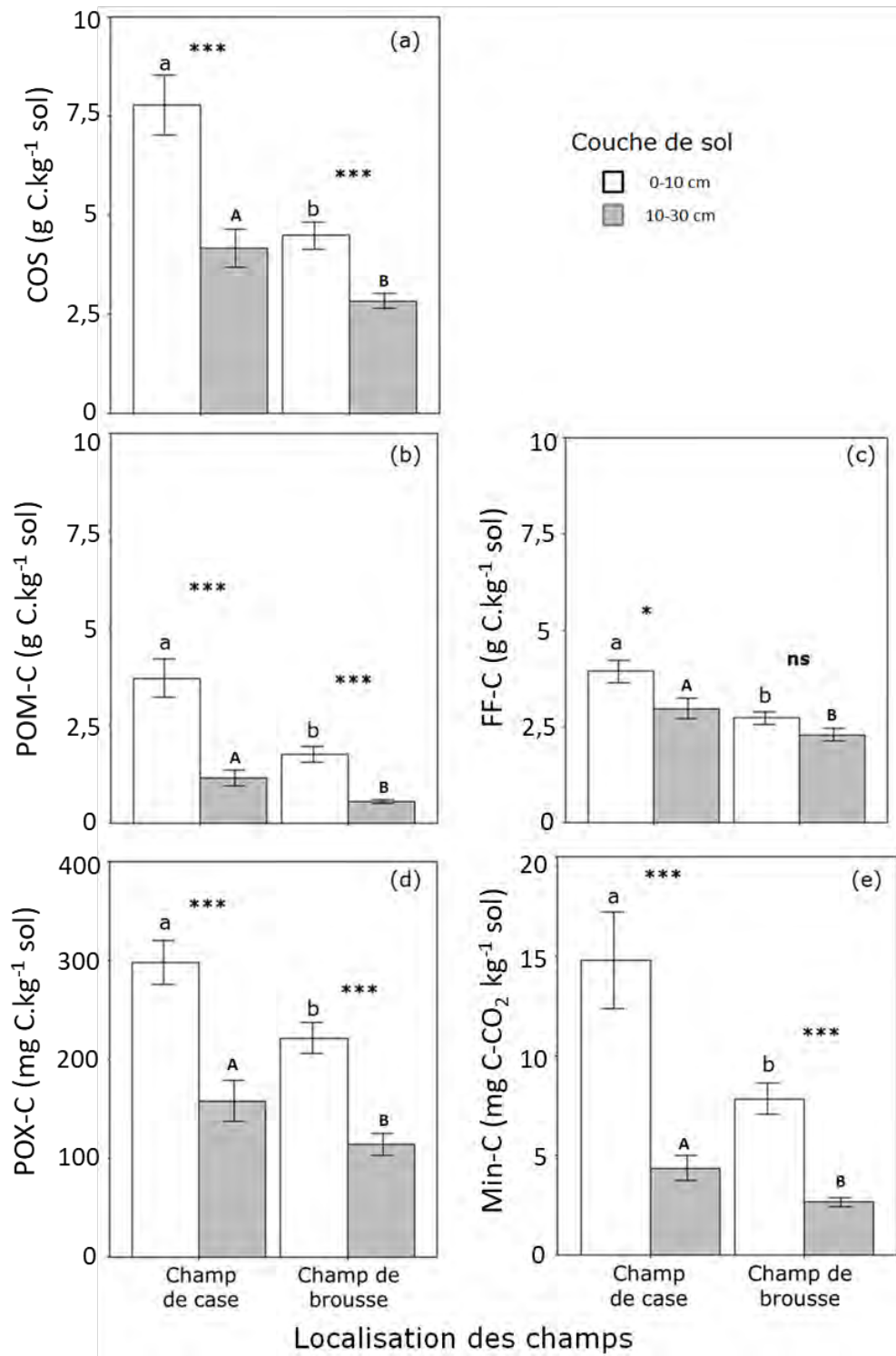


Figure 5.2: Teneurs de carbone (a) dans le sol (COS) et dans les différents pools, (b) POM-C, (c) FF-C, (d) POX-C et (e) Min-C pour les deux couches du sol (0-10 cm et 10-30 cm) selon la localisation du champ.

Deux lettres différentes illustrent une différence significative au seuil de 0,05 entre les 2 types de champs pour le 0-10 cm (lettres en minuscule) et pour le 10-30 cm (lettres en majuscule). Les astérisques illustrent la différence entre les deux couches pour un type de champ donné (ns = non significatif au seuil de 0,05 ; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

Toujours pour la couche de sol 0-10 cm, les pools de C du sol sont significativement corrélés entre eux ($p < 0,001$) mais dans une gamme de valeurs de R^2 plus étendue, allant de 0,24 à 0,72 si l'on considère l'ensemble des situations (Tableau 5.1). Cependant, en examinant ces relations par situation et considérant à un niveau de probabilité de 0,05, certaines de ces relations restent significatives, d'autres ne sont plus significatives à ce seuil de probabilité. Ainsi, il n'y a pas de corrélation significative, dans la situation "Sans apport" entre Min-C et FF-C ou POX-C ; dans la situation +Fumier entre Min-C et FF-C, ou dans la situation +PRO entre FF-C et POM-C, POX-C ou Min-C. Il est aussi intéressant de noter que Min-C et FF-C restent toutefois bien corrélés dans la situation +Résidus de mil ($R^2 = 0,84$).

Pour la couche de sol 10-30 cm, la teneur en COS est également positivement et significativement corrélée avec tous les pools de C du sol (avec des valeurs de $p < 0,001$) en considérant toutes les situations (Tableau 5.1). Les valeurs les plus élevées des coefficients de corrélation R^2 , *i.e.* 0,78 et 0,91, sont obtenues pour sa relation avec le POM-C (g C.kg^{-1} sol) et le FF-C (g C.kg^{-1} sol), respectivement. L'examen des relations par situation révèle que le COS est encore (comme dans le 0-10 cm) significativement corrélé avec les POM-C et FF-C, sauf dans les situations +Résidus de mil. Le COS est significativement corrélé avec le POX-C sauf dans les situations +Résidus de mil et +PRO. Comme dans la couche 0-10 cm, le COS et le Min-C sont significativement corrélés ($0,47 < R^2 < 0,90$), sauf dans les situations Sans apport.

Toujours pour la couche de sol 10-30 cm, les pools de C du sol sont globalement corrélés positivement et significativement les uns avec les autres ($p < 0,001$; Tableau 5.1). Toutefois, comme pour la couche de surface 0-10 cm, si on examine ces relations par type d'apports organiques et en considérant un seuil de probabilité à 0,05, certaines relations restent significatives, en particulier dans la situation +Fumier, d'autres non. Ainsi, il n'y a pas de corrélation significative entre le Min-C et tout autre pool de C du sol dans la situation "Sans apport". En résumé, les corrélations entre pools sont beaucoup moins significatives à 10-30 qu'à 0-10 cm. Comme pour la couche de sol 0-10 cm, Min-C et FF-C sont faiblement corrélés, **sauf pour la situation +Fumier pour laquelle la corrélation n'est pas significative.**

4.2.2. La localisation du champ modifie la relation entre le COS et les pools de C

Les teneurs en COS des champs de case sont positivement et significativement ($p < 0,001$) corrélées à tous les pools de C du sol, et ceci aux deux profondeurs (Tableau 5.1). Dans ces champs situés à proximité des concessions, tous les pools de C du sol sont également corrélés de manière significative entre eux, et ce pour les deux couches de sol (Tableau 5.1).

Tableau 5.1: Coefficients de corrélation (R^2) entre les différentes variables pour les deux couches de sol (0-10 et 10-30 cm de profondeur).

Situations	Variables						
	COS	POM-C	FF-C	POX-C	Min-C		
Toutes	COS		0,90 ^{***}	0,83 ^{***}	0,69 ^{***}	0,54 ^{***}	0-10 cm
	POM-C	0,78 ^{***}		0,56 ^{***}	0,63 ^{***}	0,72 ^{***}	
	FF-C	0,91 ^{***}	0,50 ^{***}		0,56 ^{***}	0,24 ^{***}	
	POX-C	0,52 ^{***}	0,40 ^{***}	0,49 ^{***}		0,29 ^{***}	
	Min-C	0,41 ^{***}	0,54 ^{***}	0,25 ^{***}	0,25 ^{***}		
Sans apport	COS		0,85 ^{***}	0,86 ^{***}	0,51 ^{***}	0,10 ^{ns}	0-10 cm
	POM-C	0,38 ^{***}		0,54 ^{***}	0,57 ^{***}	0,20 [*]	
	FF-C	0,92 ^{***}	0,14 [*]		0,37 ^{***}	0,02 ^{ns}	
	POX-C	0,34 ^{**}	0,04 ^{ns}	0,39 ^{***}		0,02 ^{ns}	
	Min-C	0,10 ^{ns}	0,10 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,10 ^{ns}		
+ Résidus de mil	COS		0,99 ^{***}	0,99 ^{***}	0,91 [*]	0,89 [*]	0-10 cm
	POM-C	0,74 ^{ns}		0,98 ^{**}	0,92 [*]	0,90 [*]	
	FF-C	0,48 ^{ns}	0,05 ^{ns}		0,88 [*]	0,84 [*]	
	POX-C	0,55 ^{ns}	0,54 ^{ns}	0,14 ^{ns}		0,99 ^{***}	
	Min-C	0,85 [*]	0,79 [*]	0,26 ^{ns}	0,25 ^{ns}		
+ Fumier	COS		0,89 ^{***}	0,91 ^{***}	0,80 ^{***}	0,32 ^{**}	0-10 cm
	POM-C	0,92 ^{***}		0,65 ^{***}	0,80 ^{***}	0,47 ^{***}	
	FF-C	0,97 ^{***}	0,81 ^{***}		0,67 ^{***}	0,16 ^{ns}	
	POX-C	0,72 ^{***}	0,69 ^{***}	0,65 ^{***}		0,24 [*]	
	Min-C	0,47 ^{**}	0,51 ^{***}	0,40 ^{**}	0,45 ^{**}		
+ PRO	COS		0,98 ^{**}	0,38 ^{ns}	0,76 ^{ns}	0,94 ^{**}	0-10 cm
	POM-C	0,97 ^{**}		0,29 ^{ns}	0,85 [*]	0,90 ^{**}	
	FF-C	0,96 ^{**}	0,87 [*]		0,05 ^{ns}	0,26 ^{ns}	
	POX-C	0,38 ^{ns}	0,35 ^{ns}	0,41 ^{ns}		0,80 [*]	
	Min-C	0,90 [*]	0,94 ^{**}	0,77 ^{ns}	0,19 ^{ns}		
Champ de case	COS		0,88 ^{***}	0,81 ^{***}	0,76 ^{***}	0,55 ^{***}	0-10 cm
	POM-C	0,92 ^{***}		0,51 ^{***}	0,66 ^{***}	0,77 ^{***}	
	FF-C	0,95 ^{***}	0,77 ^{***}		0,60 ^{***}	0,20 [*]	
	POX-C	0,54 ^{***}	0,57 ^{***}	0,48 ^{***}		0,31 ^{**}	
	Min-C	0,50 ^{***}	0,61 ^{***}	0,37 ^{**}	0,29 ^{**}		
Champ de brousse	COS		0,85 ^{***}	0,78 ^{***}	0,58 ^{***}	0,26 ^{**}	0-10 cm
	POM-C	0,23 ^{**}		0,41 ^{***}	0,55 ^{***}	0,39 ^{***}	
	FF-C	0,93 ^{***}	0,10 ^{ns}		0,40 ^{***}	0,10 ^{ns}	
	POX-C	0,40 ^{***}	0,03 ^{ns}	0,43 ^{***}		0,13 [*]	
	Min-C	0,03 ^{ns}	0,10 ^{ns}	0,01 ^{ns}	0,10 ^{ns}		

Valeurs de probabilité : *** < 0,001 ; ** < 0,01 ; * < 0,05 ; ns= non significatif au seuil de 0,05

Les teneurs en COS des champs de brousse sont également positivement et significativement corrélées avec chaque pool de C du sol dans la couche de sol 0-10 cm (Tableau 5.1). Dans ces champs éloignés des concessions, les pools de C du sol de la couche de surface sont également corrélés significativement les uns avec les autres, à l'exception de Min-C avec FF-C. Dans la couche de sol 10-30 cm, les teneurs en COS sont corrélées avec tous les pools de C du sol, à l'exception de Min C, mais aucune des relations entre les pools de C du sol n'est significative, sauf entre POX-C et FF-C (Tableau 5.1).

4.3. Facteurs explicatifs du COS et des pools de C

Pour la couche de sol 0-10 cm, le modèle de « forêt aléatoire » (*Random Forest* ; RF) permet d'expliquer 30, 31, 24, 17 et 16 % de la variance pour COS, POM-C, FF-C, POX-C et Min-C (données non présentées). Dans la couche de sol 10-30 cm, les pourcentages de variance expliquée par les 4 facteurs explicatifs testés sont plus faibles que celles expliquées dans la couche 0-10 cm. Elles sont respectivement de 15, 15, 15, 12 et 2 % pour COS, POM-C, FF-C, POX-C et Min-C.

La figures 5.3 illustre, pour les couches de sol 0-10 et 10-30 cm respectivement, l'ordre d'importance des prédicteurs du COS et des pools de C du sol obtenu par l'approche *Random Forest* et matérialisé par le gain d'erreur quadratique moyenne obtenu lorsque l'on compare des modèles issus des données d'origine et des modèles obtenus après perturbations aléatoires des données. Plus le gain d'erreur est élevé plus le prédicteur est important pour la variable considérée.

Dans la couche de sol 0-10 cm, la nature des apports et la localisation du champ sont les facteurs les plus déterminants pour les prédictions réalisées, hormis pour le POX-C pour lequel la période de collecte de l'échantillon prévaut (Figure 5.3A). Dans la couche 10-30 cm, le gain d'erreur est moindre ce qui indique que les facteurs considérés déterminent moins les modèles (Figure 5.3B).

Le type d'apports et la localisation du champ restent des facteurs clés de prédiction, notamment pour le POM-C, POX-C et Min-C. Toutefois à cette profondeur, la teneur en limons+argiles des sols est également utile à la qualité des modèles notamment pour COS et FF-C (Figure 5.3B).

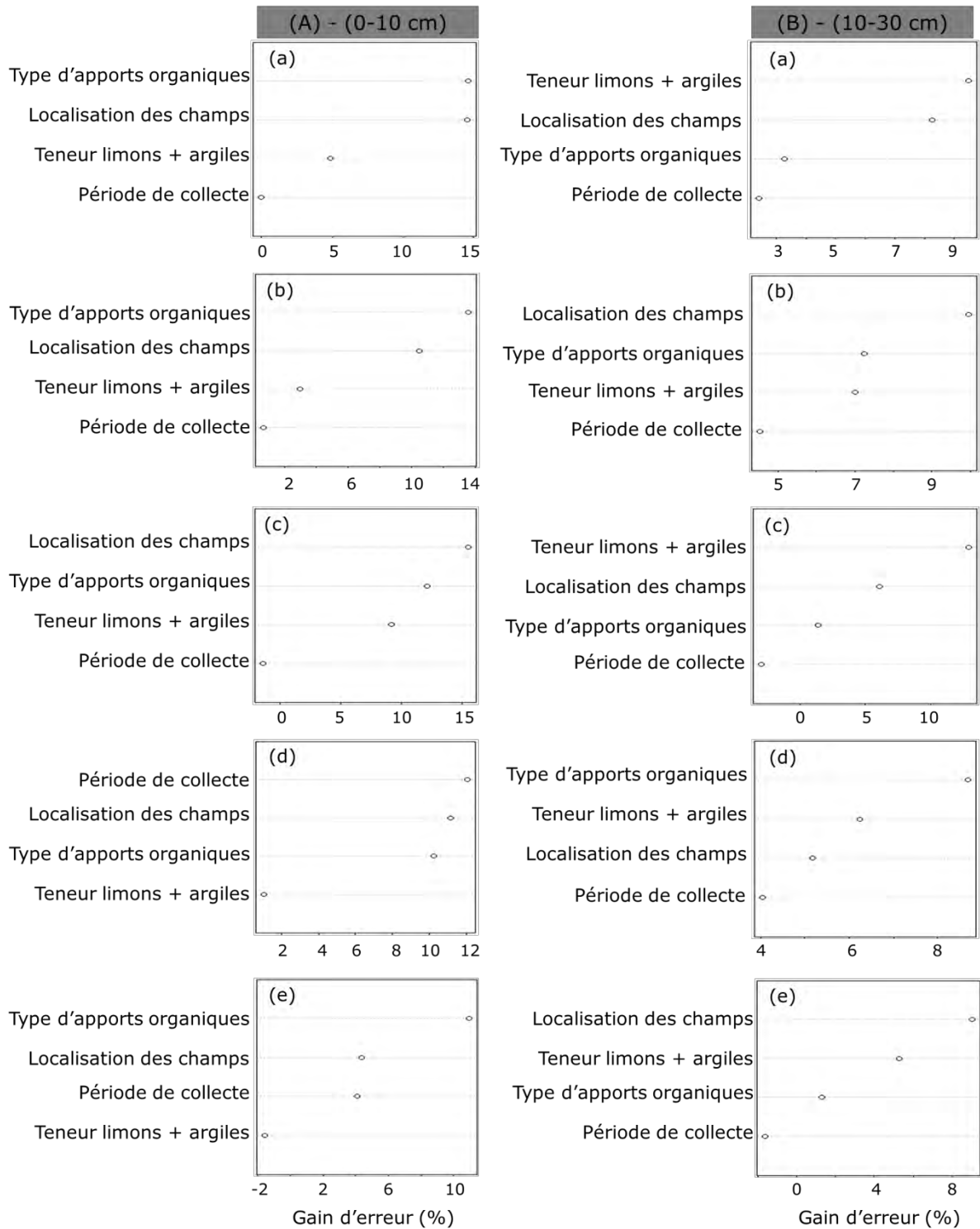


Figure 5.3: Classements hiérarchiques de l'importance des facteurs explicatifs des teneurs COS (a), POM-C (b), FF-C (c), POX-C (d) et Min-C (e) dans la couche de sol de 0-10 cm (A ; colonne de gauche) et dans la couche de sol 10-30 cm (B ; colonne de droite) exprimés par l'augmentation de l'erreur quadratique moyenne (gain d'erreur %) issue des modèles de régression *Random Forest*.

Le [Tableau 5.2](#) présente les teneurs en sables et en limons+argiles dans les différentes situations étudiées. Les teneurs en limons+argiles du sol mesurées sur le jeu de données ne sont pas significativement différentes en fonction de la profondeur ($p = 0,05$; données non présentées). Elles varient en moyenne entre 11 et 17% dans les différentes situations étudiées ; [Tableau 5.2](#)).

Tableau 5.2: La texture du sol dans les différentes situations et en fonction des couches de sol.

Situations	Texture du sol (%)			
	Sable	Limons+argiles	Sable	Limons+argiles
	0-10 cm		10-30 cm	
Sans apport	84,9 (0,9)	14,8 (0,9)	82,5 (1,2)	17,0 (1,1)
+Résidus de mil	88,5 (1,5)	11,3 (1,1)	87,2 (1,5)	12,6 (1,5)
+Fumier	86,3 (0,9)	13,6 (0,8)	84,6 (1,4)	15,0 (1,3)
+PRO	86,6 (0,6)	13,8 (0,7)	85,8 (0,7)	14,5 (0,9)

5. Discussion

5.1. Un large éventail de teneurs de COS dans le paysage agricole

Les faibles teneurs en COS mesurées dans la zone centrale du Sénégal, en moyenne $5,9 \pm 0,4$ g C.kg⁻¹ sol (0-10 cm), ont également été signalées par de nombreuses études sur des sols sableux des zones arides et semi-arides (Badiane, 1993; Badiane et al., 2000; Elberling et al. 2003; Fujisaki et al, 2018a; Yost and Hartemink, 2019). La gamme de teneurs en COS observée est assez large, de 4,5 à 12 g C.kg⁻¹ (dans la couche de sol 0-10 cm). Des gammes de valeurs analogues ont été rapportées au Mali, avec des teneurs en COS comprises entre 1 et 10 g C.kg⁻¹ sol à 0-20 cm de profondeur (Dolumbia et al. 2008), ou au Niger avec des teneurs en COS comprises entre 1 et 8 g C.kg⁻¹ sol dans la couche arable (Bationo and Buerkert, 2001). Cette large gamme de teneurs en COS dans le paysage dépend de la localisation du champ **et des apports qu'ils reçoivent**, comme cela est souvent décrit dans les agrosystèmes d'Afrique sub-saharienne (Tittonell et al., 2013; Tounkara et al., 2020; Prudencio, 1993 quoted by Bationo et al., 2007), avec des teneurs en COS plus élevées dans les champs de case que dans les champs de brousse ; dans la présente étude, $7,8$ g C.kg⁻¹ sol $\pm 0,8$ contre $4,5 \pm 0,3$ g C.kg⁻¹ sol, respectivement. Les champs de case reçoivent des apports organiques réguliers, de 4 à 20 Mg de matière sèche par hectare et par an contre moins de 4 Mg ha⁻¹ an⁻¹ en général pour un champ de brousse (Tounkara et al., 2020). Les apports sur les champ de case sont aussi plus variés en terme de qualité (Manlay et al., 2004).

5.2. Prépondérance des pools de C labile dans les champs de case

Les valeurs des différents pools de C (POM-C, FF-C, POX-C et Min-C) sont plus élevées dans les champs de case que dans les champs de brousse (Figure 5.2). Ces résultats sont **cohérents avec ceux de plusieurs travaux en Afrique de l'Ouest** (Bationo et al., 2007; Cy, 1993; Prudencio, 1993; Tounkara et al., 2020) **et en Afrique de l'Est** (Tittonell et al., 2013). **Ils illustrent une fois de plus l'organisation spatiale des** terroirs villageois sur le COS en auréoles de fertilité des sols (e.g., Manlay et al., 2002; Ramisch, 2005; Tittonell et al., 2013). La matière organique des sols de champs de case est majoritairement particulaire (Figure 5.2; Eusterhues et al., 2003; Feller and Beare, 1997). **L'augmentation de ce pool** de C participe probablement à améliorer les rendements (Wood et al., 2016). De plus, la forte augmentation du pool de C minéralisable (Figure 5.2e) **témoigne également d'un plus fort recyclage des nutriments indispensables à la croissance végétale en champ de case qu'en champ de brousse. Dans la zone d'étude, des écarts de rendements pour le mil sont d'ailleurs observés entre les deux types de champs ; 1,8 Mg ha⁻¹ dans les champs de case qui reçoivent entre 18 et 20 Mg ha⁻¹ de fumier de ferme contre 0,4 Mg ha⁻¹ dans les champs qui ne reçoivent pas de fumier (Tounkara et al., 2020).**

La combinaison d'apports de qualités variées dans les champs de case alimente le carbone de la matière organique particulaire probablement très labile, dans ce type de sols où la minéralisation est intense (Yemadje et al., 2017). Les changements apportés par ces amendements se reflètent aussi dans les autres indicateurs de C labile. Les apports de PRO **et de fumier alimentent des pools de MO oxydée tel que l'illustre la teneur** de POX-C plus élevée dans ces situations. Les résultats obtenus confirment également que ces apports réguliers alimentent aussi le pool de FF-C. **Ce pool de C même s'il ne** participe pas ou peu à la fertilité des sols (Wood et al., 2016) joue le rôle de puits de C et contribue à la qualité des sols (Hien et al., 2003; Pagliai et al., 2004). Les travaux corroborent les résultats des études sur les gradients de fertilité qui existent entre les champs de case et les champs de brousse (e.g., Tittonell et al., 2013 ; Ramisch, 2005). Ceci justifie la gestion des faibles ressources organiques des agriculteurs locaux. Dans cette région où les moyens de production sont limités et les sols pauvres, les agriculteurs concentrent les ressources organiques disponibles (fumier et produits organiques résiduaux) dans les champs de **case de manière régulière et souvent répétée dans le but de sécuriser et d'optimiser les rendements agricoles (Misiko et al., 2011) au détriment des champs de brousse qui reçoivent très peu d'entrées organiques exogènes et présentent dès lors de plus faibles teneurs de COS et en C labile.**

5.3. Importance des entrées organiques au sol

Selon les estimations produites en se basant sur les informations recueillies auprès des exploitants sur les apports en matière sèche, le fumier permettrait très approximativement une entrée de carbone comprise entre 0,02 à 3,2 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ et les produits résiduaux organiques de 0,02 à 3,8 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ (Chapitre 3 ; Figure 3.1). **Le type d'apports organiques appliqués au sol en année N-1 est un facteur déterminant du COS et des pools de C labiles étudiés. Toutefois, dans ces sols sableux, seules les pratiques d'amendement des sols avec des PRO – pratiques présentes uniquement dans les champs de case – permettent d'augmenter significativement les teneurs de COS et des différents pools de C en surface comme en profondeur, hormis pour le POX-C qui reste sensible à toute forme d'apports organiques (Figure 5.1d). Laisser les résidus de récolte au champ ou amender avec du fumier à l'année N-1 n'impacte pas significativement les teneurs de COS ni celles des pools de C (Figure 5.1). S'il a été montré dans d'autres études, pour d'autres pédoclimats, que les apports de fumier sont un moyen efficace pour augmenter la teneur en COS des sols (e.g. Fujisaki et al., 2018b), de leurs fractions granulométriques (Liu and Zhou, 2017; Benbi et al., 2015; Ding et al., 2012; Hoover et al., 2019), du POX-C (Benbi et al. 2015; Liang et al. 2012; Qi et al. 2016) et du carbone stable (Dragon and Icard, 2010; Barajas-Aceves, 2016; Benbi et al., 2015), s'appuyer uniquement sur les derniers apports précédant les prélèvements ne permet pas de mettre en évidence les effets habituellement décrits des amendements organiques sur les pools de C, hormis pour le POX-C qui semble être un indicateur plus sensible. Ce résultat est très intéressant dans la mesure où il montre que dans les agrosystèmes de cette région, seul le POX-C est un indicateur suffisamment sensible pour rendre compte de l'effet des apports organiques à l'année N-1.**

Ceci peut s'expliquer par une forte variabilité temporelle des entrées organiques au sol dans les champs. Les champs de case reçoivent régulièrement des entrées organiques mais les agriculteurs locaux n'amendent pas systématiquement le même champ notamment lorsque ce dernier est éloigné du village. Les champs de brousse moins régulièrement amendés que les champs de case – et jamais avec des PRO - reçoivent parfois du fumier, et ce **jusqu'à 4 Mg poids sec ha⁻¹**. En effet, certains agriculteurs décident parfois de traiter un champ de brousse comme il traiterait un champ de case, avec de plus fortes entrées de C. **L'amendement dépend de la disponibilité de la ressource organique des ménages, des moyens pour la transporter, de la disponibilité en temps de l'agriculteur et de sa stratégie à l'échelle de l'exploitation pour amender telle ou telle parcelle une année donnée (Misiko et al., 2011; Vanlauwe et al., 2015). Ainsi l'apport de l'année N-1 n'explique pas à lui seul le statut organique des sols d'autant que la minéralisation de la MOS est rapide (Badiane et al., 2000; Bationo et al., 2007). En revanche, il semble que l'amendement des sols de**

champs proches des villages et privilégiés par les agriculteurs avec des PRO soit la seule pratique en quantité, qualité et régularité, propice à affecter durablement le COS du sol. Ces apports répétés de composés carbonés (déchets de cours, cendres, déjections, etc.) augmentent les teneurs de **COS et l'ensemble des pools de C qu'ils soient labiles (POM-C, POX-C)** (Janzen et al., 1992; Steffens et al., 2009) ou plus stable (FF-C) voire occluses dans des agrégats (Chen et al. 2019). La forte augmentation du pool de C minéralisable suite aux apports de PRO (effectués uniquement en champs de case) témoigne du taux de renouvellement rapide de ces matières et de **l'importance de maintenir les entrées de C** par des apports réguliers ; elle témoigne aussi **de l'augmentation de fertilité observée par les agriculteurs** dans ces champs formant une « auréole de fertilité » (Manlay et al., 2004). Ainsi, l'apport de produits résiduels organiques, ou PRO, associé aux champs de case est un facteur important de la variabilité des pools de C des paysages sahéliers.

5.4. Les déterminants du COS et des pools de C

Les apports organiques et la localisation du champ sont les principaux facteurs explicatifs des teneurs de COS et des pools de C des Arenosols sahéliers étudiés. **C'est surtout vrai en surface (0-10 cm)**, où une augmentation des pools labiles de C est notée et donc une MO rapidement minéralisable qui apportera à court terme des nutriments dans ces **sableux pauvres, et ainsi soutenir leur fertilité. L'amendement des sols avec du fumier par exemple permet d'augmenter les rendements agricoles** (Cai et al., 2019; Tounkara et al., 2020; Verlinden et al., 2017). **Les apports organiques de l'année N-1** (surtout les PRO) sont quasi aussi importants pour expliquer la variabilité du C et des pools de C que la **localisation des champs. Donc c'est encore un argument pour dire que la minéralisation est intense et rapide.**

Il est remarquable également que les apports organiques répétés dans les champs de case **mais également les apports organiques de l'année N-1** expliquent la variabilité des pools de C stables, FF-C (Ding et al., 2012; Dragon and Icard, 2010; Jing Li et al., 2018; Liu and Zhou, 2017). **La période de collecte des échantillons n'est pas un bon facteur explicatif** des teneurs de COS et de celles des fractions POM-C et FF-C. En revanche, il est le premier facteur expliquant les valeurs de POX-C et explique mais dans une moindre mesure la variabilité de Min-C.

Dans la couche de sol 10-30 cm, les facteurs explicatifs de la variabilité du COS et des pools de C sont différents de ceux de surface. Excepté pour les pools de C labiles POM-C et POX-C, les entrées organiques (N-1) **n'expliquent pas ou très peu la variabilité du COS** et des pools de C. Ce sont les **facteurs liés à l'accumulation et la stabilisation de la MO dans le temps** (localisation du champ et fraction limons+argiles) qui expliquent le mieux le COS, FF-C et même Min-C. A cette profondeur, 76 % du COS est sous forme de FF-C. Il est

intéressant de noter qu'à 10-30 cm les pools de C labile POM-C et POX-C sont encore **sensibles aux apports organiques de l'année N-1** probablement à cause du travail du sol qui entraîne un retournement de la couche arable (à une profondeur >10 cm). Dans la couche 10-30 cm, les différents paramètres ne sont plus du tout sensibles au temps de collecte des échantillons. A cette profondeur, la minéralisation à très court terme est un peu moins rapide.

6. Conclusion

Cette étude a montré que dans les Arenosols cultivés du bassin arachidier du Sénégal, les pratiques culturales basées sur les intrants organiques au sol, préférentiellement apportés en champ de case, influencent les teneurs en COS et leur répartition dans les pools de C du sol. **L'amendement des sols avec des produits résiduaux organiques à l'année N-1 est la seule pratique d'apports ayant un effet significatif sur les teneurs de COS et sur la distribution du C dans les différents pools de C dans les 30 premiers centimètres du sol.** Les résultats ont également montré que les pools de C labiles ne sont pas des indicateurs **suffisamment sensibles pour rendre compte des apports organiques à l'année N-1**, hormis le POX-C.

DISCUSSION GENERALE

DISCUSSION GENERALE

Une meilleure connaissance des stocks de COS en milieu sahélien, à **l'échelle des** terroirs villageois

La première partie de la thèse s'est appuyée sur la spectroscopie VisNIR qui, bien que ce ne soit plus une approche très originale en sciences du sol, reste encore peu utilisée pour **prédire les propriétés édaphiques en Afrique de l'Ouest**. La spectroscopie VisNIR a montré des performances correctes – en cohérence avec ce que rapporte la littérature pour **d'autres environnements sableux** – et encourageantes pour la prédiction des teneurs de COS et des fractions texturales des sols de la région, pourtant peu pourvus en MOS. Cette **approche a permis le traitement d'un nombre élevé d'échantillons et la quantification des stocks de COS à l'échelle du parcellaire agricole** de trois terroirs villageois. Ces villages sont caractérisés par des trajectoires agricoles différentes ces dernières décennies. La **gamme des situations considérées présente donc une bonne vue d'ensemble** des agrosystèmes du Nord du bassin arachidier et la gestion qui en est faite.

Les stocks de carbone dans la couche de sol 0-30 cm estimés dans les sols cultivés étudiés, **en moyenne de l'ordre de 15 Mg C ha⁻¹** (max. 59,8 Mg C ha⁻¹) peuvent être considérés comme faibles, comme ceux mesurés ailleurs en **Afrique de l'Ouest, comparativement aux observations dans d'autres zones géographiques et d'autres pédoclimats** (Scharlemann et al., 2014).

Les stocks de COS sont en moyenne plus importants à Barry Sine que dans les terroirs de Sob et de Dihine Sasse. La pression démographique et le développement plus important **de la pratique de l'embouche bovine (Tableau 3.1)** génère dans ce village des quantités **plus importantes d'effluents organiques**. Ces produits organiques (fumier et PRO) sont ensuite épandus sur les sols, notamment en champs de case qui dans ce village **représentent la moitié des parcelles**. En outre, la **pratique de l'embouche bien moindre à Dihine Sasse** (Yessoufou et al., 2021) et la longue période de transhumance du cheptel à Sob (Dugy, 2016) expliqueraient les stocks de COS plus faibles dans ces deux terroirs. **Les résultats montrent que les pratiques d'élevage sont incontournables pour l'augmentation des stocks de COS et la fertilité des sols agricoles**. Compte tenu du rôle primordial que joue le bétail dans les systèmes agro-sylvo-pastoraux dans ces terroirs villageois, **il est aujourd'hui crucial de trouver des solutions pour mieux intégrer les activités agricoles et pastorales en trouvant des solutions pour garder les cheptels dans les terroirs villageois et/ou réduire les périodes de transhumance du bétail**.

Malgré les faibles stocks de COS dans ces agroécosystèmes, des travaux ont mis en évidence un réel potentiel **d'augmentation des stocks par l'adoption de pratiques de gestion appropriées, notamment en termes d'entrées organiques** (Batjes, 2001; Tschakert et al.,

2004). La simulation **de la dynamique du C avec le modèle CENTURY** montre qu'un gain de $+0.43 \text{ Mg C ha}^{-1}$ peut être obtenu dans les sols cultivés intensivement (Tschakert et al., 2004) **tandis que l'étude** (Batjes, 2001) sur les options pour augmenter la séquestration **du carbone dans les sols en Afrique de l'Ouest rapporte la faisabilité d'augmenter le taux** annuel moyen entre 0.1 et 0.2 Mg C ha^{-1} **au Sénégal par l'adoption de pratiques de gestion** appropriées. Les pratiques culturales basées sur les amendements organiques se sont révélées efficaces pour augmenter les stocks de COS.

Les stocks de COS étant différents dans les terroirs qui ont des trajectoires différentes ces dernières décennies, il est remarquable de souligner que la trajectoire prise par les habitants de Barry Sine est a priori un modèle **d'intégration agriculture-élevage** à encourager et qui peut conduire à la durabilité des agrosystèmes de cette région.

Une meilleure connaissance des effets des pratiques culturales sur les stocks et les formes de COS

Les résultats des travaux ont montré que les pratiques culturales adoptées par les agriculteurs dans les agrosystèmes du bassin arachidier influencent différemment les stocks de COS, mais aussi les formes sous lesquelles ce carbone est stocké – pour plus de détails, voir la dernière partie de cette discussion générale. Les pratiques culturales basées sur les amendements organiques notamment avec du fumier et des produits résiduels organiques ont montré un réel potentiel à augmenter les stocks de COS (chapitre 3) et ont une influence importante sur les formes de COS (chapitres 4 et 5). Il se trouve que ces **pratiques d'apports sont utilisées préférentiellement pour les champs de case, à proximité** des habitations créant une auréole de fertilité comme le souligne la littérature (e.g. Corbeels et al., 2018 ; Manlay et al., 2004; Tittonell et al., 2013). **En effet, l'auréole des cases** est celle où les teneurs et les stocks de COS sont plus importants et présente généralement des sols plus fertiles contribuant à des rendements plus élevés dans le terroir de Diohine Sasse (Toukara et al., 2020). Les agriculteurs y cultivent généralement le mil qui est la principale culture vivrière dans cette région du Sénégal. Cette stratégie des agriculteurs favorise une concentration des ressources organiques **disponibles sur le territoire dans l'auréole des cases afin d'optimiser les rendements** agricoles. Ainsi, **le type d'apports organiques au sol et la localisation du champ** apparaissent comme des facteurs clés pour expliquer les teneurs de COS, et sa contribution aux différents compartiments labiles, POM-C, POX-C et le Min-C (chapitre 4) ; ces formes étant celles qui contribuent à la fertilité du sol. Ces résultats témoignent des effets bénéfiques des amendements organiques sur les stocks du COS et sur les formes de COS **comme l'ont démontré d'autres études dans d'autres contextes géographiques** (Diacono and Montemurro, 2010; Juan Li et al., 2018; Maillard and Angers, 2014). Comme le

souligne la méta-analyse de Fujisaki et al. (2018b), les apports de C par des entrées organiques au sol sont la manière la plus efficace **d'augmenter les teneurs et les stocks de COS**.

Le fumier et les PRO sont déjà les ressources organiques les plus utilisées pour améliorer la fertilité des sols dans le bassin arachidier mais les quantités disponibles dans ces terroirs sont trop **faibles pour pouvoir assurer un amendement de l'ensemble** des surfaces agricoles utilisées (SAU). **Dans l'optique d'atteindre la sécurité alimentaire des populations rurales** et de contribuer à la lutte contre le changement climatique, il est indispensable de produire suffisamment de produits organiques pour accroître la fertilité des sols, notamment pour les champs de brousse. **En l'état actuel des choses, les champs de case sont ceux qui offrent plus de garanties pour l'augmentation des stocks et l'amélioration** de la fertilité des sols. Augmenter la superficie des champs gérés comme des champs de case pourrait être une solution très intéressante à la fois pour augmenter les stocks de COS et améliorer la fertilité des sols cultivés. Ainsi, Corbeels et al. (2018) **estiment qu'il est possible d'obtenir** un gain de stocks de COS entre 10 et 40 % des niveaux de COS d'origine notamment dans les champs à une distance intermédiaire entre les habitations et les champs les plus éloignés du village, et dans ces derniers. Dans ces sols sableux tropicaux, la minéralisation est rapide et les formes labiles du C apportés par des amendements peuvent disparaître en une année (chapitres 4 et 5), ainsi seuls des apports réguliers de produits organiques permettent de **garantir l'augmentation des stocks de C mais aussi la taille des pools de COS** impliqués dans le maintien de la fertilité. Les faibles quantités de ressources organiques disponibles pour amender les sols et la concurrence qui y est associée constituent une **barrière à l'augmentation de stocks de COS**.

L'apport des méthodes utilisées : Une approche originale et instructive pour le contexte sahélien

Diverses méthodes ont été utilisées pour appréhender le statut organique des sols sableux du bassin arachidier.

La pyrolyse Rock-Eval® et l'approche chimique POX-C n'ont jamais été utilisées pour l'étude du carbone organique dans les agrosystèmes sahéliens ouest africains en général et **Sénégalais en particulier**, ni individuellement et ni donc de manière combinée. L'approche POX-C offre d'**importants avantages tels qu'un coût d'analyse relativement faible, un gain en termes de temps et une incroyable facilité de mise en œuvre** à la portée de tout laboratoire ou des opérateurs sur le terrain (Thoumazeau et al, 2020). La pyrolyse RE nécessite **quant à elle l'acquisition d'une instrumentation plus lourde et plus coûteuse**, actuellement non disponible au Sénégal.

La méthode Rock-Eval, fortement recommandée pour la caractérisation du COS et sa stabilité thermique (Barré et al., 2016; Feller et al., 2010) a montré un énorme potentiel **pour l'étude du carbone organique dans les sols pauvres en COS des zones sahéliennes** tels que ceux étudiés (**chapitre 4**). **L'utilisation de cette méthode doit être privilégiée** pour de futures études portant sur le carbone organique dans les agrosystèmes en zone sahélienne. Comme le recommande Saenger et al. (2015), la pyrolyse Rock-Eval pourrait devenir un « *proxy standardisé* » **pour évaluer les pools de C à l'échelle du paysage**. Soucémarianadin et al. (2018) recommande cette méthode car elle pourrait être une alternative rapide aux méthodes longues pour la détermination des pools de COS et intégrer les réseaux de surveillance des sols pour fournir des informations sur la dynamique du COS. En outre, cette méthode est très intéressante car elle fournit des informations sur la stabilité thermique de la MOS qui est liée à sa stabilité biogéochimique (Cécillon et al., 2018), ce qui est important pour la compréhension du cycle du carbone et des éléments nutritifs. **L'approche adoptée est originale parce qu'elle combine l'étude du COS en appréhendant sa stabilité thermique (Chapitre 4) et sa stabilité biogéochimique par la mesure de différents pools dont le POX-C (Chapitre 5) ; les enseignements de cette combinaison d'approches seront soulignés plus loin.**

La détermination du carbone oxydable au permanganate (POX-C) dans les sols sableux **pauvres en matière organique du bassin arachidier s'est révélée très intéressante** dans la mesure où elle donne des informations sur la taille du pool de C contenu dans la matière organique **facilement oxydable (au turnover rapide) et donc sur la dynamique d'un compartiment de C** ; cet indicateur est apparu comme **sensible aux pratiques d'apport** y compris celles récentes (année N-1) ou aux entrées de carbone intra-annuelle (comme en **témoigne l'effet de la saison de collecte des échantillons**). Ainsi cet indicateur sensible **permet d'appréhender la dynamique** du carbone labile du sol, de renseigner sur la qualité des sols et leur niveau de fertilité dans **l'environnement comme il l'avait fait pour d'autres contextes pédoclimatiques** (Culman et al., 2012; Hurisso et al., 2016; Weil et al., 2003). **L'utilisation de cette méthode doit être encouragée en zone sahélienne pour permettre aux services d'appui et aux agriculteurs de suivre la santé et la fertilité des sols.**

L'utilisation combinée de la pyrolyse Rock-Eval® qui permet de caractériser la stabilité thermique de la MOS et d'indicateurs de la stabilité de la MOS (POM-C et son binôme FF-C ; POX-C ; et Min-C) est très intéressante dans la mesure où elle offre une grande complémentarité pour la connaissance des processus de transformation de la MOS et de stabilisation du COS. Ainsi, le **tableau DG.1 s'intéresse aux liens** qui existent entre les pools biogéochimiques POM-C, POX-C, et Min-C et les différents pools thermiques de C mesurés par Rock-Eval obtenues par intégration du thermogramme S2, pour l'ensemble des données.

Tableau DG.1 : Relations (R^2 and valeur de probabilité associée) entre les indicateurs biogéochimiques POM-C et FF-C, POX-C, Min-C et les pools dérivés du thermogramme S2 de la pyrolyse Rock-Eval® (A1: hautement labile; A2: labile; A3: stable A4: réfractaire) pour les différentes situations communes aux 2 approches (n = 120).

Indic. biogéoch.	Pools de C Rock-Eval®	Situations				
		Toutes	Sans apport	+Résidus de mil	+Fumier	PRO
POM-C	A1 + A2	0,02 ^{ns}	0,22*	0,63**	0,02 ^{ns}	0,05 ^{ns}
	A3	0,31***	0,42***	0,76***	0,45***	0,39 ^{ns}
	A1+A2+A3	0,26***	0,31***	0,73**	0,27***	0,70**
	A2+A3	0,41***	0,47***	0,78***	0,53***	0,69**
	A3+A4	0,31***	0,44***	0,77***	0,43***	0,33 ^{ns}
	A2+A3+A4	0,41***	0,48***	0,79***	0,52***	0,62**
	A1+A2+A3+A4	0,50***	0,56***	0,82***	0,64***	0,75**
POX-C	A1 + A2	0,13***	0,42***	0,7**	0,04 ^{ns}	<0,01 ^{ns}
	A3	0,53***	0,62***	0,74***	0,55***	0,43*
	A1+A2+A3	0,2***	0,28***	0,61**	0,29***	0,45*
	A2+A3	0,58***	0,64***	0,77***	0,62***	0,55**
	A3+A4	0,54***	0,62***	0,79***	0,52***	0,38 ^{ns}
	A2+A3+A4	0,6***	0,65***	0,8***	0,61***	0,53*
	A1+A2+A3+A4	0,58***	0,63***	0,8***	0,71***	0,6*
Min-C	A1 + A2	<0,01 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,76***	<0,01 ^{ns}	0,15 ^{ns}
	A3	0,18***	0,24***	0,81***	0,32***	0,24 ^{ns}
	A1+A2+A3	0,26***	0,43***	0,67**	0,38***	0,73**
	A2+A3	0,28***	0,27***	0,83***	0,4***	0,58**
	A3+A4	0,17***	0,20***	0,86***	0,26***	0,18 ^{ns}
	A2+A3+A4	0,26***	0,24***	0,86***	0,35***	0,47*
	A1+A2+A3+A4	0,38***	0,38***	0,86***	0,57***	0,64**

Le POM-C est considérée comme un indicateur robuste de la fraction labile de la MOS (Besnard et al., 1996; Poeplau et al., 2018; Zeller and Dambrine, 2011), **il n'est pourtant pas toujours lié aux pools A1 et A2 obtenus par Rock-Eval® hormis dans les situations sans apports exogènes ou avec résidus de mil ; dans les autres situations (+fumier et +PRO), ces pools A1 et A2 sont toutefois de moindre importance dans l'ensemble des pools thermiquement identifiés.** Les coefficients de corrélation entre POM-C et les pools S2 sont plus forts lorsque les pools A1 à A4 sont considérés. Ainsi, le POM n'est pas strictement lié à des pools thermiquement labiles (A1 et A2) mais qu'il reflète également des pools considérés jusque-là en RE comme stables (A3) et même réfractaires (A4) **dans l'approche thermique, et ce quelle que soit la situation.** Les liens entre le POX-C et le pool A3 ou encore la somme des pools A3+A4, ou A2+A3+A4, dans les situations sans apport et

+Résidus de mil et A1+A2+A3+A4 dans les situations +Fumier et +PRO vont dans le même sens que d'autres travaux qui ont montré que POX-C ne reflète pas seulement des formes labiles de C mais que dans certains environnements, il reflète des formes de C considérées comme thermiquement stables voire réfractaire (Culman et al., 2012; Hurisso et al., 2016; Thoumazeau et al., 2020). Les résultats obtenus soutiennent ceux de Romero et al. (2018) qui invitent à reconsidérer la vision établie de POX-C comme une fraction labile de la MOS, et rappelle la dépendance de la minéralisation au contexte pédoclimatique dans laquelle elle se déroule. Le carbone minéralisable (Min-C) est davantage lié à la somme de pools S2 incluant les pools thermiquement stables (A3) et réfractaires (A4). Ces résultats démontrent que dans ces sols à texture sableuse, les pools de C A1 à A3 et potentiellement les pools A4 sont sans doute minéralisés alors que A3 et A4 **sont considérés dans l'approche RE** comme thermiquement stables ou réfractaires. L'étude de Sanderman and Grandy (2020) tend à confirmer cette hypothèse car les composés constituant des pools A1 à A4 (lipides, polysaccharides, lignine, protéines) sont tous potentiellement minéralisables. Albrecht et al. (2015) utilisant la CPMAS ¹³C NMR pour caractériser des composts, montrent que les pools de C labiles (A1 et A2) sont liés à des chaînes aliphatiques, acycliques (type alkyl) alors que les pools plus stables thermiquement A3 et A4 sont liés à des formes de C phénoliques voire aromatiques.

En résumé, dans les étudiés, en plus des pools de C thermiquement labiles (A1 et A2), le pool de C thermiquement stable A3 et le pool de C thermiquement réfractaire A4 sont liés aux différents indicateurs de C labile (POM-C, POX-C et Min-C) ce qui **témoigne d'une minéralisation intense et rapide du COS**, comme rapportée par la littérature dans ces régions (Badiane et al., 2000; Bationo et al., 2007). Il est difficile dans ces conditions **d'interpréter les résultats de FF-C** et de parler de la stabilité du C. Toutefois, les résultats **ont mis en évidence l'existence d'un pool de C thermiquement hautement réfractaire A5**, deux à trois fois supérieur à celui **mesuré dans d'autres types de sol** (comme les Ferrasols ; Sebag et al, 2016). Ce résultat peut sembler contradictoire avec la précédente conclusion **sur la minéralisation intense du COS** mais il n'en est rien car **l'explication de l'accumulation** relative de C hautement réfractaire peut être retrouvée en partie dans les résultats de Dragon and Icard (2010). En effet, selon ces auteurs la MO qui ne s'est pas décomposée devient plus complexe et stabilisée.

Ainsi, les résultats obtenus questionnent le concept de stabilité et sa dépendance au **contexte pédoclimatique. Des approches s'appuyant sur l'identification structurelle des molécules impliquées**, comme la CPMAS ¹³C NMR utilisée par Albrecht et al. (2015), **permettrait d'identifier le continuum de composés organiques en décomposition progressive**, en cohérence avec le concept de Lehmann et Kleber (2015 ; [Figure 1.5](#)), et **d'évaluer le degré de décomposition de la MOS** dans les environnements sub-arides, aux entrées de carbone limitées.

Limites de l'étude

Les teneurs de COS sont connues pour être affectées par la gestion des sols et peuvent changer rapidement en raison de la forte décomposition de la MOS et de la minéralisation du carbone. L'ensemble des échantillons étudiés n'a pas permis d'étudier la possibilité d'une variation des processus de décomposition et de minéralisation selon la saison.

Bien que la plupart des pratiques d'apports organiques dans les systèmes cultivés soient relativement constantes au fil des ans, seule la modalité utilisée sur chaque parcelle au cours de l'année précédente la collecte du sol a été utilisée comme critère pour répartir les échantillons dans les catégories (Sans apports, +Résidus de mil, +Fumier, +PRO). De plus, bien qu'elles soient en général plus fortes en champ de case qu'en champ de brousse, les quantités d'apports organiques appliquées au sol annuellement n'ont pas été enregistrées de manière suffisamment précise pour finement exprimer les gains de stocks en fonction des entrées de C sur les parcelles.

Par ailleurs, la prédominance des pools de C labiles dans les couches 0-10 cm des sols cultivés qui ont reçu du fumier ou des produits résiduaux organiques peut refléter un phénomène connu sous le nom de « *priming* », pour lequel ces apports de matière organique fraîche provoquent des changements dans la dynamique du COS. Un échantillonnage plus orienté ou une expérimentation avec des applications contrôlées d'apports organiques en quantité et en qualité permettrait de remédier aux limites actuelles de l'étude et d'améliorer la compréhension du lien entre la quantité de COS et la qualité de la MOS dans ces agrosystèmes.

CONCLUSION GENERALE
ET
PERSPECTIVES

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Les résultats obtenus et leurs interprétations permettent de confirmer les hypothèses de recherche qui ont guidé la démarche dans ce travail. **Mentionnées dans l'introduction**, rappelons-les ici :

- *Hypothèse 1* : Les stocks de COS dans les agrosystèmes du bassin arachidier sont **tributaires des pratiques d'apports organiques mises en place par les agriculteurs**.

Corollaire : La spectroscopie VisNIR est un outil approprié pour prédire les teneurs de COS de ces sols sableux peu pourvus en matière organique.

- *Hypothèse 2* : Le carbone organique stocké dans les sols sableux des agroécosystèmes du bassin arachidier répond davantage aux besoins de productivité qu'au défi de l'atténuation du changement climatique.

Corollaire : Le COS est dominé par des formes labiles en lien avec la minéralisation intense du COS dans ces sols sableux.

La spectroscopie VisNIR **s'est avérée un** excellent outil pour déterminer les teneurs de COS mais aussi pour apprécier la texture des sols sableux peu pourvus en MO du bassin arachidier du Sénégal. Les modèles obtenus, présentés dans le chapitre 2, ont permis de prédire de manière satisfaisante les teneurs de COS **de milliers d'échantillons et ont ainsi** permis de générer des données sur les stocks nécessaires pour tester la première hypothèse émise pour ce travail. Le carbone organique des sols est un indicateur reconnu de la qualité des sols et son appréciation à différentes échelles spatiales et temporelles reste nécessaire pour une gestion durable des agroécosystèmes. Le jeu de données sera décrit et rendu publique (data paper ; **note de synthèse**) **afin que l'approche par spectroscopie VisNIR développée dans cette thèse puisse épauler la construction d'un système MRV (Mesure, Rapport, Vérification) dans lequel le Sénégal s'est engagé**. De plus, le POX-C et la pyrolyse Rock-Eval sont également des outils précieux qui peuvent contribuer aux efforts de suivi du carbone dans les sols et de sa dynamique.

Les résultats obtenus permettent de valider la 1^{ère} hypothèse et montrent que les stocks **de COS dans les agrosystèmes du bassin arachidier sont tributaires des pratiques d'apports organiques**. Les stocks de COS sont plus élevés dans les situations avec des PRO et avec du fumier. De fait, la stratégie adoptée par les agriculteurs **d'apports privilégiés**, notamment pour les PRO, sur les champs de case a également un effet sur les stocks de COS, participant à la spatialisation en auréoles bien connue dans la région.

Les résultats obtenus dans le chapitre 4 et le chapitre 5 valident la deuxième hypothèse émise sur une prédominance des formes labiles de carbone dans ces sols en lien avec une minéralisation de la matière organique susceptible de soutenir la fertilité des sols et la productivité des systèmes. **L'étude de la stabilité thermique de la MOS révèle l'importance des pools de C labile, notamment pour les situations avec du fumier et avec des PRO. Elle révèle également que ces sols ont une signature spécifique, un pool stabilisé non affecté par les pratiques d'apports peu important mais dont la contribution relative au COS est deux à trois fois supérieure à celle mesurée dans d'autres types de sols tempérés ou tropicaux. Les résultats sur les pools biogéochimiques de la MOS confirment l'importance des formes labiles. L'analyse combinée des deux approches montre que les pools de C considérés thermiquement stables sont liés à des indicateurs de carbone labile et renforce l'idée selon laquelle la minéralisation du carbone dans ces sols est intense.**

A court terme, cette minéralisation du carbone organique du sol libère des éléments nutritifs essentiels au développement des plantes et propice à la productivité des systèmes cultivés, contribuant ainsi à soutenir la sécurité alimentaire. Toutefois, à long terme, le carbone stocké est peu stabilisé dans ces agrosystèmes, **ce qui ne contribue pas à l'objectif d'atténuation des changements climatiques.**

Les résultats obtenus ont permis d'apporter de nouvelles informations importantes sur la connaissance des sols cultivés du bassin arachidier du Sénégal et pour leur gestion. Cette étude a montré que dans les sols agricoles de cette région, les apports organiques au sol sont le moyen le plus efficace pour augmenter les teneurs et les stocks de COS. Il est important de trouver des solutions innovantes pour gérer les champs de brousse comme les champs de case avec des apports réguliers sans lesquels la fertilité des sols sableux de la **région n'est pas soutenue.**

Les résultats obtenus offrent plusieurs perspectives.

La première perspective est de pousser la réflexion en prenant en compte cette fois-ci les effets des quantités d'**amendements organiques** apportées au sol à la fois sur les stocks et sur **les formes de COS. Il serait également très intéressant pour la suite d'approfondir sur les aspects liés à la disponibilité des ressources organiques mais aussi sur les formes d'intégration agriculture-élevage les plus adaptées pour assurer durablement la productivité des agrosystèmes.**

L'étude de la stabilité de la MO du sol fondée sur une analyse thermique (méthode Rock-Eval®) a montré que ces Arenosols cultivés présentent une signature spécifique caractérisée par une prédominance de la fraction organique labile modulée par les pratiques culturales. En outre, les résultats ont souligné que la contribution des pools de C hautement réfractaires mesurée dans ces Arenosols était indépendante des situations

d'apports étudiées, **soulevant d'autres questions de recherche** : (i) quelle est la composition chimique de ce pool réfractaire ? (ii) comment ce pool s'est-il formé ? (iii) pourquoi ce pool est plus important en taille dans les Arenosols par rapport à d'autres sols tropicaux ? et (iv) quel est le temps de résidence de ces pools de C réfractaires dans les Arenosols cultivés du bassin arachidier du Sénégal ?

Les résultats font également **état d'une minéralisation intense du COS pouvant atteindre** les pools de C supposés être stables. Ce résultat est intéressant et offre la perspective de pousser la réflexion pour déterminer si les nouveaux apports de produits organiques pourraient être une des causes de cette minéralisation intense du COS (« priming effet »). Enfin, une expérimentation avec des MO caractérisées pour leur composition en éléments et apportées selon des modalités choisies (quantité, périodicité des apports) permettrait **d'inclure d'autres paramètres de gestion, notamment l'association** ou la rotation des cultures.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADEME, 2014. **Carbone organique des sols : l'énergie de l'agro-écologie, une solution pour ... France.**
- Adhikari, K., Hartemink, A.E., 2016. Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma* 262, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- Adhikari, K., Owens, P.R., Libohova, Z., Miller, D.M., Wills, S.A., Nemecek, J., 2019. Assessing soil organic carbon stock of Wisconsin, USA and its fate under future land use and climate change. *Sci. Total Environ.* 667, 833–845. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.420>
- Albrecht, A., Randon, L., Barret, P., 1992. Effets de la matière organique sur la stabilité **structurale et la détachabilité d'un vertisol et d'un ferrisol (Martinique)**. *Cah. ORSTOM Sér. Pédologie XXVII*, 121–133.
- Albrecht, R., Sebag, D., Verrecchia, E., 2015. Organic matter decomposition: bridging the gap between Rock-Eval pyrolysis and chemical characterization (CPMAS ¹³C NMR). *Biogeochemistry* 122, 101–111. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0033-8>
- Alvarez, S., Rufino, M.C., Vayssières, J., Salgado, P., Tittonell, P., Tillard, E., Bocquier, F., 2014. Whole-farm nitrogen cycling and intensification of crop-livestock systems in the highlands of Madagascar: An application of network analysis. *Agric. Syst., Designing sustainable agricultural production systems for a changing world: Methods and applications* 126, 25–37. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.03.005>
- Angers, D.A., Eriksen-Hamel, N.S., 2008. Full-Inversion Tillage and Organic Carbon Distribution in Soil Profiles: A Meta-Analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 1370. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0342>
- Angst, G., Mueller, K., Kögel-Knabner, I., Freeman, K., Mueller, C., 2017. Aggregation controls the stability of lignin and lipids in clay-sized particulate and mineral associated organic matter. *Biogeochemistry* 132, 307–324. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0304-2>
- Aronson, J., ISabelle Amsallem, Bernoux, M., Bied-Charreton, M., Bonnet, B., Lahcen Bourziq, Burger, P., Chassany, J.-P., Cornet, A., Derkimba, A., Escadafal, R., Hiernaux, P., Ivars, B., Loireau, M., Riquier-Desjardins, M., 2016. La neutralité en termes de dégradation des terres. <https://doi.org/10.13140/rg.2.1.4111.8327>
- Arrouays, D., 2008. Changement climatique et évolution du stockage de carbone dans les sols-Enjeux et incertitudes. *Ol. Corps Gras Lipides* 15, 314–316. <https://doi.org/10.1051/ocl.2008.0223>
- Arrouays, D., Feller, C., Jolivet, C., Saby, N., Andreux, F., Bernoux, M., Cerri, C., 2003. **Estimation de stocks de carbone organique des sols à différentes échelles d'espace et de temps.** *Etude Gest. Sols* 10, 347–355.
- Asrat, G.A., Yoseph, M.G., Habtemariam, K., 2018. Integrating crop and livestock in smallholder production systems for food security and poverty reduction in sub-Saharan Africa. *Afr. J. Agric. Res.* 13, 1272–1282. <https://doi.org/10.5897/AJAR2018.13020>
- Assouma, M.H., 2016. **Approche écosystémique du bilan des gaz à effet de serre d'un territoire sylvo-pastoral sahélien : contribution de l'élevage (Doctorat).** Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement AgroParisTech, Montpellier, France.
- Attard, E., Roux, X.L., Laurent, F., Chabbi, A., Nicolardot, B., 2011. Impacts de **changements d'occupation et de gestion des sols sur la dynamique des matières organiques, les communautés microbiennes et les flux de carbone et d'azote.** *Etude Gest. Sols* 14.
- Aubert, G., Newsky, B., 1949. Note on the vernacular names of the soils of the Sudan and Senegal. *Commonw. Bur. Soil Sci. Tech. Commun.* 3.
- Audouin, É., Vayssières, J., Odru, M., Masse, D., Dorégo, S., Delaunay, V., Lecomte, P., 2015. **Chapitre 19. Réintroduire l'élevage pour accroître la durabilité des terroirs villageois d'Afrique de l'Ouest,** in: Sultan, B., Lalou, R., Amadou Sanni, M., Oumarou, A., Soumaré, M.A. (Eds.), *Les sociétés rurales face aux changements*

- climatiques et environnementaux en Afrique de l'Ouest. IRD Éditions, pp. 403–427. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.9843>
- Audouin, Elise, 2014. **Terroirs comparison in terms of biomass flows and nitrogen balance : study case of Diohine and Barry Sine in the former groundnut basin** (Master Thesis). CIRAD.
- Aulakh, M.S., Wassmann, R., Bueno, C., Kreuzwieser, J., Rennenberg, H., 2001. Characterization of Root Exudates at Different Growth Stages of Ten Rice (*Oryza sativa* L.) Cultivars. *Plant Biol.* 3, 139–148. <https://doi.org/10.1055/s-2001-12905>
- Autfray, P., Sissoko, F., Gatien, F., Ba, A., Dugue, P., 2012. Usages des résidus de récolte et gestion intégrée de **la fertilité des sols dans les systèmes de polyculture élevage : étude de cas au Mali-Sud**. *Cah. Agric.* 21, 225–34. <https://doi.org/10.1684/agr.2012.0568>
- Awale, R., Emeson, M.A., Machado, S., 2017. Soil Organic Carbon Pools as Early Indicators for Soil Organic Matter Stock Changes under Different Tillage Practices in Inland Pacific Northwest. *Front. Ecol. Evol.* 5. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00096>
- Badiane, A.N., 1993. **Le statut organique d'un sol sableux de la zone Centre-Nord du Sénégal** (PhD Thesis). Institut National Polytechnique de Lorraine.
- Badiane, A.N., Khouma, M., Sène, M., 2000. Gestion et transformation de la matière organique (Synthèse des travaux de recherches menés au Sénégal depuis 1945), Edition ISRA. Institut Sénégalais de Recherches Agricoles. (Synthèse des travaux de recherches menés au Sénégal depuis 1945), Edition ISRA. Institut Sénégalais de Recherches Agricoles.
- Badiane-Ndour, Y., Sall, S.N., Loum, M., Diouf, A., Wélé, A., Ndiaye, O., Masse, D., Chapuis Lardy, L., 2020. **Dynamique de stockage du carbone dans les sols du Sénégal : acquis de la recherche et perspectives**, in: Chevallier, T. (ed.), Razafimbelo, T.M. (ed.), Chapuis Lardy, L. (ed.), Brossard, M. (ed.) (Eds.), **Carbone Des Sols En Afrique : Impacts Des Usages Des Sols et Des Pratiques Agricoles**, Synthèses. FAO, pp. 157–171.
- Balesdent, J., 1996. **Un point sur l'évolution des réserves organiques des sols en France**. *Étude Gest. Sols* 16.
- Balesdent, J., Derrien, D., Fontaine, S., Klumpp, K., Loiseau, P., Marol, C., Nguyen, C., Péan, M., Personeni, E., 2013. Contribution de la rhizodéposition aux matières organiques du sol, quelques implications pour la modélisation de la dynamique du carbone. *Etude Gest. Sols* 18, 201–216.
- Banwart, S. A., Bernasconi, S.M., Blum, W.E.H., de Souza, D.M., Chabaux, F., Duffy, C., Kercheva, M., Krám, P., Lair, G.J., Lundin, L., Menon, M., Nikolaidis, N.P., Novak, M., Panagos, P., Ragnarsdottir, K.V., Robinson, D.A., Rousseva, S., de Ruiter, P., van Gaans, P., Weng, L., White, T., Zhang, B., 2017. Chapter One - Soil Functions in Earth's Critical Zone: Key Results and Conclusions, in: **Banwart, Steven A., Sparks, D.L.** (Eds.), *Advances in Agronomy, Quantifying and Managing Soil Functions in Earth's Critical Zone*. Academic Press, pp. 1–27. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.11.001>
- Banwart, S., Black, H., Cai, Z., Gicheru, P., Joosten, H., Victoria, R., Milne, E., Noellemeyer, E., Pascual, U., Nziguheba, G., Vargas, R., Bationo, A., Buschiazzi, D., de-Brogniez, D., Melillo, J., Richter, D., Termansen, M., Noordwijk, M. van, Goverse, T., Ballabio, C., Bhattacharyya, T., Goldhaber, M., Nikolaidis, N., Zhao, Y., Funk, R., Duffy, C., Pan, G., Scala, N. Ia, Gottschalk, P., Batjes, N., Six, J., Wesemael, B. van, Stocking, M., Bampa, F., Bernoux, M., Feller, C., Lemanceau, P., Montanarella, L., 2014. Benefits of soil carbon: report on the outcomes of an international scientific committee on problems of the environment rapid assessment workshop. *Carbon Manag.* 5, 185–192. <https://doi.org/10.1080/17583004.2014.913380>
- Banwart, S.A., Black, H., Cai, Z., Gicheru, P.T., Joosten, H., Victoria, R.L., Milne, E., Noellemeyer, E., Pascual, U., 2015. The Global Challenge for Soil Carbon, S.A. Banwart, E. Noellemeyer, E. Milne. ed, *Soil Carbon: Science, Management and Policy for Multiple Benefits*, CAB International 2015. United Kingdom.

- Barajas-Aceves, M., 2016. Organic Waste as Fertilizer in Semi-Arid Soils and Restoration in Mine Sites. *Org. Fertil. - Basic Concepts Appl. Outcomes*. <https://doi.org/10.5772/62665>
- Barré, P., Plante, A.F., Cécillon, L., Lutfalla, S., Baudin, F., Bernard, S., Christensen, B.T., Eglin, T., Fernandez, J.M., Houot, S., Kätterer, T., Le Guillou, C., Macdonald, A., van Oort, F., Chenu, C., 2016. The energetic and chemical signatures of persistent soil organic matter. *Biogeochemistry* 130, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0246-0>
- Barthès, B.G., Brunet, D., Ferrer, H., Chotte, J.-L., Feller, C., 2006. Determination of total carbon and nitrogen content in a range of tropical soils using near infrared spectroscopy: influence of replication and sample grinding and drying.
- Barthès, B.G., Kouakoua, E., Clairotte, M., Lallemand, J., Chapuis-Lardy, L., Rabenarivo, M., Roussel, S., 2019. Performance comparison between a miniaturized and a conventional near infrared reflectance (NIR) spectrometer for characterizing soil carbon and nitrogen. *Geoderma* 338, 422–429. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.12.031>
- Basile-Doelsch, I., Balesdent, J., Pellerin, S., 2020. Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil. *Biogeosciences* 17, 5223–5242. <https://doi.org/10.5194/bg-17-5223-2020>
- Bationo, A., Buerkert, A., 2001. Soil organic carbon management for sustainable land use in Sudano-Sahelian West Africa, in: Martius, C., Tiessen, H., Vlek, P.L.G. (Eds.), *Managing Organic Matter in Tropical Soils: Scope and Limitations*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 131–142. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2172-1_13
- Bationo, A., Kihara, J., Vanlauwe, B., Waswa, B., Kimetu, J., 2007. Soil organic carbon dynamics, functions and management in West African agro-ecosystems. *Agric. Syst., Making Carbon Sequestration Work for Africa's Rural Poor* 94, 13–25. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2005.08.011>
- 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>
- Batjes, N.H., 2014. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 65, 10–21.
- Batjes, N.H., 2001. Options for increasing carbon sequestration in West African soils: an exploratory study with special focus on Senegal. *Land Degrad. Dev.* 12, 131–142. <https://doi.org/10.1002/ldr.444>
- Batjes, N.H., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 47, 151–163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x>
- Behar, F., Beaumont, V., Penteadó, H.D.B., 2001. Rock-Eval 6 technology: performances and developments. *Oil Gas Sci. Technol.* 56, 111–134. <https://doi.org/10.2516/ogst:2001013>
- Benbi, D., Brar, K., TOOR, A., Sharma, S., 2015. Sensitivity of Labile Soil Organic Carbon Pools to Long-Term Fertilizer, Straw and Manure Management in Rice-Wheat System. *Pedosphere* 25, 534–545. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30034-5](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30034-5)
- Ben-Dor, E., Banin, A., 1995. Near-Infrared Analysis as a Rapid Method to Simultaneously Evaluate Several Soil Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 364–372. <https://doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900020014x>
- Bernhard-Reversat, F., 1981. Participation of Light and Organo-mineral Fractions of Soil Organic Matter in Nitrogen Mineralization in a Sahelian Savanna Soil. *Zentralblatt Für Bakteriologie, Parasitenkunde, Infektionshygiene, Zweite Naturwissenschaftliche Abteilung, Mikrobiologie, Landwirtschaftliche Technologie, Umweltschutz* 136, 281–290. [https://doi.org/10.1016/S0323-6056\(81\)80078-X](https://doi.org/10.1016/S0323-6056(81)80078-X)
- Bernoux, M., 2002. Brazil's Soil Carbon Stocks. SOIL SCI SOC AM J 66, 9.**
- Bernoux, M., Feller, C., Eschenbrenner, V., Cerri, C.C., Cerri, C.E.P., 2004. Séquestration du carbone dans le sol 15.

- Bertrand, D., 2000. Prétraitement des données spectrales. In: Bertand, D., Dufour, E. (Eds.), *La Spectroscopie Infrarouge et ses Applications Analytiques*. Editions Tec & Doc 351–370.
- Besnard, E., Chenu, C., Balesdent, J., Puget, P., Arrouays, D., 1996. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *Eur. J. Soil Sci.* 47, 495–503. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01849.x>
- Bhogal, A., Nicholson, F.A., Rollett, A., Taylor, M., Litterick, A., Whittingham, M.J., Williams, J.R., 2018. Improvements in the Quality of Agricultural Soils Following Organic Material Additions Depend on Both the Quantity and Quality of the Materials Applied. *Front. Sustain. Food Syst.* 2. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00009>
- Biau, G., Scornet, E., 2016. A random forest guided tour. *TEST* 25, 197–227. <https://doi.org/10.1007/s11749-016-0481-7>
- Bignebat, C., Sakho-Jimbira, M.S., 2013. Migrations et diversification des activités **économiques locales : étude du Bassin arachidier du Sénégal**. *Mondes En Dév.* 93–114. <https://doi.org/10.3917/med.164.0093>
- Bikindou, F.D.A., Gomat, H.Y., Deleporte, P., Bouillet, J.-P., Moukini, R., Mbedi, Y., Ngouaka, E., Brunet, D., Sita, S., Diazenza, J.-B., Voudibio, J., Mareschal, L., Ranger, J., Saint-André, L., 2012. Are NIR spectra useful for predicting site indices in sandy soils under Eucalyptus stands in Republic of Congo? *For. Ecol. Manag.* 266, 126–137. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.012>
- Blanchart, E., Alain, A., Bernoux, M., Brauman, A., Chotte, J.-L., et al., 2007. Organic matter and biofunctioning in tropical sandy soils and implications for its management. *Khon Kaen Thail.* 224–241. <https://doi.org/hal-01420428>
- Blanco-Canqui, H., Lal, R., 2009. Crop Residue Removal Impacts on Soil Productivity and Environmental Quality. *Crit. Rev. Plant Sci.* 28, 139–163. <https://doi.org/10.1080/07352680902776507>
- Boffa, J.-M., 1999. *Agroforestry Parklands in Sub-Saharan Africa*, FAO Conservation Guide No. 34. ed, FAO Conservation Guide. Rome.
- Bongiorno, G., 2017. Biological and biochemical soil quality indicators for agricultural management 1.
- Bongiorno, G., Bünemann, E.K., Oguejiofor, C.U., Meier, J., Gort, G., Comans, R., Mäder, P., Brussaard, L., de Goede, R., 2019. Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. *Ecol. Indic.* 99, 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.008>
- Bontkes, T.S., 1999. Modelling the dynamics of agricultural development: a process approach: the case of Koutiala (Mali), *Tropical Resource Management Papers*, ISSN 0926-9495, No. 25, 242 pp.
- Boysworth, M.K., Booksh, K.S., 2007. *Aspects of Multivariate Calibration Applied to Near-Infrared Spectroscopy*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420007374-15>
- Breiman, L., 2001. Random Forests. *Mach. Learn.* 1, 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Breman, H., Groot, J.J.R., van Keulen, H., 2001. Resource limitations in Sahelian agriculture. *Glob. Environ. Change, The African Sahel* 11, 59–68. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(00\)00045-5](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(00)00045-5)
- Bright, M.B.H., Diedhiou, I., Bayala, R., Assigbetse, K., Chapuis-Lardy, L., Ndour, Y., Dick, R.P., 2017. Long-term *Piliostigma reticulatum* intercropping in the Sahel: Crop productivity, carbon sequestration, nutrient cycling, and soil quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* 242, 9–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.007>
- Brown, D.J., Brickley, R.S., Miller, P.R., 2005. Validation requirements for diffuse reflectance soil characterization models with a case study of VNIR soil C prediction in Montana. *Geoderma* 129, 251–267. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.01.001>
- Brunet, D., Barthès, B.G., Chotte, J.-L., Feller, C., 2007. Determination of carbon and nitrogen contents in Alfisols, Oxisols and Ultisols from Africa and Brazil using NIRS analysis: Effects of sample grinding and set heterogeneity. *Geoderma* 139, 106–117. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.01.007>

- Bu, R., Lu, J., Ren, T., Liu, B., Li, X., Cong, R., 2015. Particulate Organic Matter Affects Soil Nitrogen Mineralization under Two Crop Rotation Systems. *PLOS ONE* 10, e0143835. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143835>
- Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J.W., Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biol. Biochem.* 120, 105–125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Cai, A., Xu, M., Wang, B., Zhang, W., Liang, G., Hou, E., Luo, Y., 2019. Manure acts as a better fertilizer for increasing crop yields than synthetic fertilizer does by improving soil fertility. *Soil Tillage Res.* 189, 168–175.
- Calderón, F.J., Culman, S., Six, J., Franzluebbers, A.J., Schipanski, M., Beniston, J., Grandy, S., Kong, A.Y.Y., 2017. Quantification of Soil Permanganate Oxidizable C (POXC) Using Infrared Spectroscopy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 81, 277. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.07.0216>
- Cambardella, C.A., Elliott, E.T., 1994. Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 123–130. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010017x>
- Cambardella, C.A., Elliott, E.T., 1992. Participate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *SOIL SCI SOC AM J* 777–783. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>
- Campbell, E.E., Paustian, K., 2015. Current developments in soil organic matter modeling and the expansion of model applications: a review. *Environ. Res. Lett.* 10, 123004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/123004>
- Cécillon, L., 2009. Quels indicateurs pour évaluer la qualité de sols forestiers soumis à des **contraintes environnementales fortes** ? 215.
- Cécillon, L., Barthès, B.G., Gomez, C., Ertlen, D., Genot, V., Hedde, M., Stevens, A., Brun, J.J., 2009. Assessment and monitoring of soil quality using near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS). *Eur. J. Soil Sci.* 60, 770–784. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01178.x>
- Cécillon, L., Baudin, F., Chenu, C., Houot, S., Jolivet, R., Kätterer, T., Lutfalla, S., Macdonald, A., van Oort, F., Plante, A.F., Savignac, F., Soucémariadin, L.N., Barré, P., 2018. A model based on Rock-Eval thermal analysis to quantify the size of the centennially persistent organic carbon pool in temperate soils. *Biogeosciences* 15, 2835–2849. <https://doi.org/10.5194/bg-15-2835-2018>
- Chabbi, A., Lehmann, J., Ciais, P., Loescher, H.W., Cotrufo, M.F., Don, A., SanClements, M., Schipper, L., Six, J., Smith, P., 2017. Aligning agriculture and climate policy. *Nat. Clim. Change* 7, 307. <https://doi.org/10.1038/nclimate3286>
- Chang, C.-W., Laird, D.A., 2002. Near-infrared reflectance spectroscopic analysis of soil C and N. *Soil Sci.* 167, 110–116. <https://doi.org/10.1097/00010694-200202000-00003>
- Chang, C.-W., Laird, D.A., Hurburgh, C.R.J., 2005. Influence of soil moisture on near-infrared reflectance spectroscopic measurement of soil properties. *Soil Sci.* 170, 244–255. <https://doi.org/10.1097/01.ss.0000162289.40879.7b>
- Chang, C.-W., Laird, D.A., Mausbach, M.J., Hurburgh, C.R., 2001. Near-Infrared Reflectance Spectroscopy-Principal Components Regression Analyses of Soil Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 480–490. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.652480x>
- Chen, X., Wu, J., Opoku-Kwanowaa, Y., 2019. Effects of Organic Wastes on Soil Organic Carbon and Surface Charge Properties in Primary Saline-alkali Soil. *Sustainability* 11, 7088. <https://doi.org/10.3390/su11247088>
- Chenu, C., Angers, D.A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D., Balesdent, J., 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil Tillage Res., Soil Carbon and Climate Change: the 4 per Mille Initiative* 188, 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>
- Chenu, C., Klumpp, K., Bispo, A., Angers, D., Colnenne, C., et al., 2014. Stocker du **carbone dans les sols agricoles : évaluation de leviers d'action pour la France**. *Innov. Agron.* 23–37. <https://doi.org/hal-01173319>

- Chevallier, T., Hamdi, S., Gallali, T., Brahim, N., Cardinael, R., Bounouara, Z., Cournac, L., Chenu, C., Bernoux, M., 2016. Sub-chapter 3.5.3. Soil carbon as an indicator of Mediterranean soil quality, in: Moatti, J.-P., Thiébaud, S. (Eds.), *The Mediterranean Region under Climate Change*. IRD Éditions, pp. 627–636. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.24018>
- Chianu, Jonas N., Chianu, Justina N., Mairura, F., 2012. Mineral fertilizers in the farming systems of sub-Saharan Africa. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 545–566. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0050-0>
- Chivenge, P., Murwira, H., Giller, K., Mapfumo, P., Six, J., 2007. Long-term impact of reduced tillage and residue management on soil carbon stabilization: Implications for conservation agriculture on contrasting soils. *Soil Tillage Res.* 94, 328–337. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.08.006>
- Choudhury, B.U., Mohapatra, K.P., Das, A., Das, P.T., Nongkhaw, L., Fiyaz, R.A., Ngachan, S.V., Hazarika, S., Rajkhowa, D.J., Munda, G.C., 2013. Spatial variability in distribution of organic carbon stocks in the soils of North East India. *Curr. Sci.* 104, 11. <https://www.jstor.org/stable/24089860>
- Corbeels, M., Cardinael, R., Naudin, K., Guibert, H., Torquebiau, E., 2018. The 4 per 1000 goal and soil carbon storage under agroforestry and conservation agriculture systems in sub-Saharan Africa. *Soil Tillage Res., Soil Carbon and Climate Change: the 4 per Mille Initiative* 188, 16–26. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.02.015>
- Cozzolino, D., Morón, A., 2003. The potential of near-infrared reflectance spectroscopy to analyse soil chemical and physical characteristics. *J. Agric. Sci.* 140, 65–71. <https://doi.org/10.1017/S0021859602002836>
- CPCS, 1967. *Classification des sols*. ENSA-GRIGNON Fr. 87.
- Creamer, C.A., de Menezes, A.B., Krull, E.S., Sanderman, J., Newton-Walters, R., Farrell, M., 2015. Microbial community structure mediates response of soil C decomposition to litter addition and warming. *Soil Biol. Biochem.* 80, 175–188. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.10.008>
- Culman, S.W., Snapp, S.S., Freeman, M.A., Schipanski, M.E., Beniston, J., Lal, R., Drinkwater, L.E., Franzluebbers, A.J., Glover, J.D., Grandy, A.S., Lee, J., Six, J., Maul, J.E., Mirksy, S.B., Spargo, J.T., Wander, M.M., 2012. Permanganate Oxidizable Carbon Reflects a Processed Soil Fraction that is Sensitive to Management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 76, 494. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0286>
- Culman, S.W., Snapp, S.S., Green, J.M., Gentry, L.E., 2013. Short- and Long-Term Labile Soil Carbon and Nitrogen Dynamics Reflect Management and Predict Corn Agronomic Performance. *Agron. J.* 105, 493. <https://doi.org/10.2134/agronj2012.0382>
- Cy, P., 1993. Ring management of soils and crops in the West African semi-arid tropics: the case of the mossi farming system in Burkina Faso. *Agric. Ecosyst. Environ.* 47, 237–264. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(93\)90125-9](https://doi.org/10.1016/0167-8809(93)90125-9)
- Dai, X., Wang, H., Fu, X., 2017. Soil microbial community composition and its role in carbon mineralization in long-term fertilization paddy soils. *Sci. Total Environ.* 580, 556–563. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.212>
- Daouk, S., Hassouna, M., Gueye-girardet, A., Niang, S., Pfeifer, H.-R., 2015. UV/Vis Characterization and Fate of Organic Amendment Fractions in a Dune Soil in Dakar, Senegal. *Pedosphere* 25, 372–385. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30005-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30005-9)
- De Rouw, A., 1999. Comment assurer la production de mil : jachère ou parcage ? Presented at the Atelier Jachère et systèmes agraires, Floret & Pontanier (éd, 1999), Niamey, pp. 139–152.**
- de Vries, W., 2018. Soil carbon 4 per mille: a good initiative but let's manage not only the soil but also the expectations. Geoderma 309, 111–112. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.023>**
- Delaunay, V., Desclaux, A., Sokhna, C., 2018. Niakhar, mémoires et perspectives recherches. *Recherches pluridisciplinaires sur le changement en Afrique*. Éditions de l'IRD et L'Harmattan Sénégal, Marseille et Dakar.

- Derenne, S., Quenea, K., 2015. Analytical pyrolysis as a tool to probe soil organic matter. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 111, 108–120. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2014.12.001>
- Descheemaeker, K., Amede, T., Hailelassie, A., 2010. Improving water productivity in mixed crop–livestock farming systems of sub-Saharan Africa. *Agric. Water Manag.* 97, 579–586. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.11.012>
- Descheemaeker, K., Oosting, S.J., Homann-Kee Tui, S., Masikati, P., Falconnier, G.N., Giller, K.E., 2016. Climate change adaptation and mitigation in smallholder crop–livestock systems in sub-Saharan Africa: a call for integrated impact assessments. *Reg. Environ. Change* 16, 2331–2343. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-0957-8>
- Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 401–422. <https://doi.org/10.1051/agro/2009040>
- Diangar, S., Fofana, A., Diagne, M., Yamoah, C.F., Dick, R.P., 2004. Pearl millet-based intercropping systems in the semiarid areas of Senegal. *Afr. Crop Sci. J.* 12, 133–139. <https://doi.org/10.4314/acsj.v12i2.27671>
- Diarisso, T., Corbeels, M., Andrieu, N., Djamen, P., Douzet, J.-M., Tittonell, P., 2016. Soil variability and crop yield gaps in two village landscapes of Burkina Faso. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 105, 199–216. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9705-6>
- Diarisso, T., Corbeels, M., Andrieu, N., Djamen, P., Tittonell, P., 2015. Biomass transfers and nutrient budgets of the agro-pastoral systems in a village territory in southwestern Burkina Faso. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 101, 295–315. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9679-4>
- 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. *Agron. Sustain. Dev.* 37. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0421-2>
- Ding, X., Han, X., Liang, Y., Qiao, Y., Li, L., Li, N., 2012. Changes in soil organic carbon pools after 10 years of continuous manuring combined with chemical fertilizer in a Mollisol in China. *Soil Tillage Res.* 122, 36–41. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.02.002>
- Diop, A.M., 1999. Sustainable Agriculture: New Paradigms and Old Practices? Increased Production with Management of Organic Inputs in Senegal. *Environ. Dev. Sustain.* 1, 285–296. <https://doi.org/10.1023/A:1010026922142>
- Disnar, J.-R., Bruand, A., 2007. La matière organique des sols (MOS): un héritage difficile mais fructueux. *Géochronique* 104, 20–21.
- Disnar, J.-R., Guillet, B., Kéravis, D., Di-Giovanni, C., Sebag, D., 2003. Soil organic matter (SOM) characterization by Rock-Eval pyrolysis: scope and limitations. *Org. Geochem.* 34, 327–343. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00239-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00239-5)
- Don, A., Scholten, T., Schulze, E.-D., 2009. Conversion of cropland into grassland: Implications for soil organic-carbon stocks in two soils with different texture. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 172, 53–62. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700158>
- Don, A., Schumacher, J., Freibauer, A., 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis: Soil organic carbon and land-use change. *Glob. Change Biol.* 17, 1658–1670. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>
- Doumbia, M., Jarju, A., Sène, M., Traoré, K., Yost, R., Kablan, R., Brannan, K., Berthe, A., Yamoah, C., Querido, A., Traoré, P.C.S., Ballo, A., 2008. Sequestration of organic carbon in West African soils by *Aménagement en Courbes de Niveau*. *Agron. Sustain. Dev.* <https://doi.org/10.1051/agro:2008041>
- Dragon, S., Icard, C., 2010. Effet d'apport de différents amendements organiques sur les propriétés du sol - Bilan de 15 années d'essai en culture légumière à la SERAIL - 5.**
- Draper, N.R., Smith, H., 1981. *Applied Regression Analysis* (2nd Ed). John Wiley and Sons, New York.

- Dugy, T., 2016. **Diagnostic des flux de biomasse à l'échelle de terroirs agro-sylvopastoraux – Etude comparative des terroirs de Sob, Sassem et Barry Sine dans l'Ancien Bassin Arachidier au Sénégal** (Master thesis ISTOM). Cergy-Pontoise.
- Duval, M.E., Galantini, J.A., Martínez, J.M., Limbozzi, F., 2018. Labile soil organic carbon for assessing soil quality: influence of management practices and edaphic conditions. *CATENA* 171, 316–326. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.07.023>
- Eden, M., Gerke, H.H., Houot, S., 2017. Organic waste recycling in agriculture and related effects on soil water retention and plant available water: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 37, 11. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0419-9>
- Elberling, B., Touré, A., Rasmussen, K., 2003. Changes in soil organic matter following groundnut–millet cropping at three locations in semi-arid Senegal, West Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.* 96, 37–47. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00010-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00010-0)
- Espitalie, J., Deroo, G., Marquis, F., 1986. La pyrolyse Rock-Eval et ses applications. Troisième partie. *Rev. Inst. Fr. Pétrole* 41, 73–89. <https://doi.org/10.2516/ogst:1986003>
- Eusterhues, K., Rumpel, C., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., 2003. Stabilisation of soil organic matter by interactions with minerals as revealed by mineral dissolution and oxidative degradation. *Org. Geochem.* 34, 1591–1600. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2003.08.007>
- FAO, 2020. Global Soil Organic Carbon Map (GSOCmap) Version 1.5 (Technical Report). FAO, Rome. <https://doi.org/10.4060/ca7597en>
- FAO, 2018a. The 10 elements of agroecology guiding the transition to sustainable food and agricultural systems (No. I9037EN). Rome, Italie, 15p, <http://www.fao.org/3/i9037en/I9037EN.pdf>.
- FAO, 2018b. Koronivia Joint Work on Agriculture: Analysis of Submissions. Environment and Natural Resources Management Series, Working Paper 71, Rome. 52 pages.
- FAO, 2017. **Carbone organique du sol: Une richesse invisible. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. Food & Agriculture Org., Rome.**
- FAO, 2003. Gestion de la fertilité des sols pour la sécurité alimentaire en Afrique subsaharienne. FAO, Rome.
- FAO & ITPS, 2015. État des ressources en sols du monde Résumé technique. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et Groupe technique intergouvernemental sur les sols, Rome, Italie.
- FAO, World Bank, 2017. How to integrate gender issues in climate-smart agriculture projects. Rome, Italie.
- Feller, C., 1998. Un fractionnement granulométrique de la matière organique des sols en 1874. *Etude Gest. Sols* 5, 6.
- Feller, C., 1997. La matière organique des sols : aspects historiques et état des conceptions actuelles** 83, 14.
- Feller, C., 1995a. La matière organique dans les sols tropicaux à argile 1 : 1. Recherche de compartiments organiques fonctionnels : une approche granulométrique.** ORSTOM, TDM 144, 393.
- Feller, C., 1995b. La matière organique du sol : un indicateur de la fertilité. Application aux zones sahélienne et soudanienne.** *Agric. Dév.* N°8 7.
- Feller, C., 1979. Une méthode de fractionnement granulométrique de la matière organique des sols. *Cah. ORSTOM Sér. Pédologie* 17, 339–346.
- Feller, C., Beare, M.H., 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79, 69–116. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00039-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00039-6)
- Feller, C., Brossard, M., Chen, Y., Landa, E.R., Trichet, J., 2010. Selected pioneering works on humus in soils and sediments during the 20th century: A retrospective look from the International Humic Substances Society view. *Phys. Chem. Earth Parts ABC, Studies from the History of Soil Science and Geology* 35, 903–912. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2010.10.004>
- Feller, C., Chenu, C., 2012. Les inter-actions bio-organo-argileuses et la stabilisation du carbone dans les sols. *Etude Gest. Sols* 19, 235–248.

- Feller, C., Fritsch, E., Poss, R., Valentin, C., 1991. Effet de la texture sur le stockage et la dynamique des matières organiques dans quelques sols ferrugineux et ferrallitiques (**Afrique de l'Ouest, en particulier**). Cah ORSTOM Sér Pédol 26, 25–36.
- Feller, C., Manlay, R.J., Swift, M.J., Bernoux, M., 2006. Functions, services and value of soil organic matter for human societies and the environment: a historical perspective. Geol. Soc. Lond. Spec. Publ. 266, 9–22. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2006.266.01.02>
- Feng, W., Plante, A.F., Six, J., 2013. Improving estimates of maximal organic carbon stabilization by fine soil particles. Biogeochemistry 112, 81–93. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9679-7>
- Fernández, J.M., Plante, A.F., Leifeld, J., Rasmussen, C., 2011. Methodological considerations for using thermal analysis in the characterization of soil organic matter. J. Therm. Anal. Calorim. 104, 389–398. <https://doi.org/10.1007/s10973-010-1145-6>
- Fernandez-Rivera, S., Okike, I., Manyong, V., Williams, T.O., Kruska, R.L., Tarawali, S., 2004. Classification and description of the major farming systems incorporating ruminant livestock in West Africa, in: International Livestock Research Institute. ILRI. <https://hdl.handle.net/10568/50278>
- Ferreira, D.S., Galão, O.F., Pallone, J.A.L., Poppi, R.J., 2014. Comparison and application of near-infrared (NIR) and mid-infrared (MIR) spectroscopy for determination of quality parameters in soybean samples. Food Control 35, 227–232. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2013.07.010>
- Fujisaki, K., Chapuis-Lardy, L., Albrecht, A., Razafimbelo, T., Chotte, J.-L., Chevallier, T., 2018a. Data synthesis of carbon distribution in particle size fractions of tropical soils: Implications for soil carbon storage potential in croplands. Geoderma 313, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.010>
- Fujisaki, K., Chevallier, T., Chapuis-Lardy, L., Albrecht, A., Razafimbelo, T., Masse, D., Ndour, Y.B., Chotte, J.-L., 2018b. Soil carbon stock changes in tropical croplands are mainly driven by carbon inputs: A synthesis. Agric. Ecosyst. Environ. 259, 147–158. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.008>
- Ganry, F., Badiane, A., 1998. La valorisation agricole des fumiers et des composts en Afrique soudano-sahélienne. Diagnostic et perspectives. Agric. Dév. 73–80. <https://agritrop.cirad.fr/390389/>
- Ganry, F., Sanogo, Z.I.L., Gigou, J., Oliver, R., 1999. Intensification du système coton-sorgho fondées sur le fumier et la gestion optimale de la fertilisation au Mali méridional. In La jachère **en Afriquetropicale : rôles, aménagement, alternatives**, Floret C. et Pontanier R. (éds.). Actes du séminaire international, Dakar, 13-16 avril [WWW Document]. Jachère En Afr. Trop. Rôles Aménage. Altern. Actes Sémin. Int. URL <http://agritrop.cirad.fr/477713/> (accessed 6.5.20).
- Ganry, F., Thuriès, L., 2018. Chapitre 13. Intérêt des fumiers pour restaurer la fertilité des sols en zone semi-aride d'Afrique, in: **Roose, É. (Ed.), Restauration de La Productivité Des Sols Tropicaux et Méditerranéens : Contribution à l'agroécologie**, Synthèses. IRD Éditions, Marseille, pp. 179–195.
- Garrity, D.P., Akinnifesi, F.K., Ajayi, O.C., Weldesemayat, S.G., Mowo, J.G., Kalinganire, A., Larwanou, M., Bayala, J., 2010. Evergreen Agriculture: a robust approach to sustainable food security in Africa. Food Secur. 2, 197–214. <https://doi.org/10.1007/s12571-010-0070-7>
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mader, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.-H., Niggli, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. Proc. Natl. Acad. Sci. 109, 18226–18231. <https://doi.org/10.1073/pnas.1209429109>
- Gauch, H.G., Hwang, J.T.G., Fick, G.W., 2003. Model Evaluation by Comparison of Model-Based Predictions and Measured Values. Agron. J. 95, 1442–1446. <https://doi.org/10.2134/agronj2003.1442>
- Gosling, P., Parsons, N., Bending, G.D., 2013. What are the primary factors controlling the light fraction and particulate soil organic matter content of agricultural soils? Biol. Fertil. Soils 49, 1001–1014. <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0791-9>

- Gregorich, E.G., Gillespie, A.W., Beare, M.H., Curtin, D., Sanei, H., Yanni, S.F., 2015. Evaluating biodegradability of soil organic matter by its thermal stability and chemical composition. *Soil Biol. Biochem.* 91, 182–191. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.032>
- Grillot, M., 2018. Modélisation multi-agents et pluri-niveaux de la réorganisation du cycle **de l'azote dans des systèmes agro-sylvo-pastoraux en transition : le cas du bassin arachidier au Sénégal** (thesis). Montpellier, SupAgro.
- Grillot, M., Vayssières, J., Masse, D., 2018. Agent-based modelling as a time machine to assess nutrient cycling reorganization during past agrarian transitions in West Africa. *Agric. Syst.* 164, 133–151. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.04.008>
- Guérin, H., Roose, E., 2017. **Ingestion, restitution et transfert d'éléments fertilisants aux agrosystèmes par les ruminants domestiques en régions semi-arides d'Afrique occidentale : points de vue d'un zootechnicien et d'un agro-pédologue**. Marseille IRD Éditions 161–178.
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob. Change Biol.* 8, 345–360.
- Guo, Z., Adhikari, K., Chellasamy, M., Greve, M.B., Owens, P.R., Greve, M.H., 2019. Selection of terrain attributes and its scale dependency on soil organic carbon prediction. *Geoderma* 340, 303–312. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.023>
- Hamdi, S., Moyano, F., Sall, S., Bernoux, M., Chevallier, T., 2013. Synthesis analysis of the temperature sensitivity of soil respiration from laboratory studies in relation to incubation methods and soil conditions. *Soil Biol. Biochem.* 58, 115–126. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.012>
- Harris, F., 2002. Management of manure in farming systems in semi-arid West africa. *Exp. Agric.* 38. <https://doi.org/10.1017/S0014479702000212>
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil* 191, 77–87. <https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>
- Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 51, 123–137. <https://doi.org/10.1023/A:1009738307837>
- Henry, M., Belem, M., D'Annunzio, R., Bernoux, M., 2020. Les stocks de carbone des sols d'Afrique de l'Ouest, in: Chevallier, T. (ed.), Razafimbelo, T.M. (ed.), Chapuis Lardy, L. (ed.), Brossard, M. (ed.) (Eds.), **Carbone Des Sols En Afrique : Impacts Des Usages Des Sols et Des Pratiques Agricoles**, Synthèses. FAO, pp. 35–56.
- Hien, E., Ganry, F., Hien, V., Oliver, R., 2003. Dynamique du carbone dans un sol de savane du sud-ouest Burkina sous l'effet de la mise en culture et des pratiques culturales 12.
- Hien, E., Ganry, F., Oliver, R., 2006. Carbon Sequestration in a Savannah Soil in Southwestern Burkina as Affected by Cropping and Cultural Practices. *Arid Land Res. Manag.* 20, 133–146. <https://doi.org/10.1080/15324980500546007>
- Hobley, E.U., Prater, I., 2019. Estimating soil texture from vis-NIR spectra: Estimating soil texture from vis-NIR spectra. *Eur. J. Soil Sci.* 70, 83–95. <https://doi.org/10.1111/ejss.12733>
- Hoover, N.L., Law, J.Y., Long, L.A.M., Kanwar, R.S., Soupir, M.L., 2019. Long-term impact of poultry manure on crop yield, soil and water quality, and crop revenue. *J. Environ. Manage.* 252, 109582. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109582>
- Howden, S.M., Soussana, J.-F., Tubiello, F.N., Chhetri, N., Dunlop, M., Meinke, H., 2007. Adapting agriculture to climate change. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104, 19691–19696. <https://doi.org/10.1073/pnas.0701890104>
- Hurisso, T.T., Culman, S.W., Horwath, W.R., Wade, J., Cass, D., Beniston, J.W., Bowles, T.M., Grandy, A.S., Franzluebbers, A.J., Schipanski, M.E., Lucas, S.T., Ugarte, C.M., 2016. Comparison of Permanganate-Oxidizable Carbon and Mineralizable Carbon for Assessment of Organic Matter Stabilization and Mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 80, 1352. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.04.0106>

- Hutchinson, J.J., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., 2007. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agric. For. Meteorol.* 142, 288–302. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.03.030>
- IPCC, 2018. Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change.
- IPCC, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (Miscellaneous) | ETDEWEB [WWW Document]. URL <https://www.osti.gov/etdeweb/biblio/20880391> (accessed 11.20.19).
- Islam, K., Singh, B., McBratney, A., 2003. Simultaneous estimation of several soil properties by ultra-violet, visible, and near-infrared reflectance spectroscopy. *Soil Res.* 41, 1101. <https://doi.org/10.1071/SR02137>
- IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. (World Soil Resources Reports No. 106). FAO, Rome.
- J. Reeves III,* , G. McCarty, T. Mimmo, 2002. The potential of diffuse reflectance spectroscopy for the determination of carbon inventories in soils.
- Janzen, H.H., 2006. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biol. Biochem.* 38, 419–424. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.008>
- Janzen, H.H., Campbell, C.A., Brandt, S.A., Lafond, G.P., Townley-Smith, L., 1992. Light-Fraction Organic Matter in Soils from Long-Term Crop Rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 1799–1806. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600060025x>
- Jia, X., Chen, S., Yang, Y., Zhou, L., Yu, W., Shi, Z., 2017. Organic carbon prediction in soil cores using VNIR and MIR techniques in an alpine landscape. *Sci. Rep.* 7, 2144. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-02061-z>
- Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2000. THE VERTICAL DISTRIBUTION OF SOIL ORGANIC CARBON AND ITS RELATION TO CLIMATE AND VEGETATION. *Ecol. Appl.* 10, 423–436. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2)
- 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)
- Keesstra, S.D., Bouma, J., Wallinga, J., Tittonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J.N., Pachepsky, Y., van der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., Fresco, L.O., 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *SOIL* 2, 111–128. <https://doi.org/10.5194/soil-2-111-2016>
- Kennard, R.W., Stone, L.A., 1969. Computer Aided Design of Experiments. *Technometrics* 11, 137–148. <https://doi.org/10.1080/00401706.1969.10490666>
- Kleber, M., Sollins, P., Sutton, R., 2007. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry* 85, 9–24. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9103-5>
- Krull, E.S., Skjemstad, J.O., 2003. $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ profiles in ^{14}C -dated Oxisol and Vertisols as a function of soil chemistry and mineralogy. *Geoderma* 112, 1–29.
- Lafargue, E., Marquis, F., Pillot, D., 1998. Rock-Eval 6 applications in hydrocarbon exploration, production, and soil contamination studies. *Rev. Inst. Fr. Pétrole* 53, 421–437. <https://doi.org/10.2516/ogst:1998036>
- Lahmar, R., Bationo, B.A., Dan Lamso, N., Guero, Y., Tittonell, P., 2012. Tailoring conservation agriculture technologies to West Africa semi-arid zones: Building on traditional local practices for soil restoration. *Field Crops Res.* 132, 158–167. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.09.013>
- Lal, R., 2018. Promoting “4 Per Thousand” and “Adapting African Agriculture” by south-south cooperation: Conservation agriculture and sustainable intensification. *Soil Tillage Res.* <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.12.015>**
- Lal, R., 2013. Intensive Agriculture and the Soil Carbon Pool. *J. Crop Improv.* 27, 735–751. <https://doi.org/10.1080/15427528.2013.845053>

- Lal, R., 2010. Managing Soils and Ecosystems for Mitigating Anthropogenic Carbon Emissions and Advancing Global Food Security. *BioScience* 60, 708–721. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.9.8>
- Lal, R., 2006. Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. *Land Degrad. Dev.* 17, 197–209. <https://doi.org/10.1002/ldr.696>
- Lal, R., 2004. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science* 304, 1623–1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
- Lal, R., Negassa, W., Lorenz, K., 2015. Carbon sequestration in soil. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 15, 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>
- Lavallee, J.M., Conant, R.T., Haddix, M.L., Follett, R.F., Bird, M.I., Paul, E.A., 2019. Selective preservation of pyrogenic carbon across soil organic matter fractions and its influence on calculations of carbon mean residence times. *Geoderma*.
- Lavallee, J.M., Soong, J.L., Cotrufo, M.F., 2020. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Glob. Change Biol.* 26, 261–273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- Lazzaretti, B.P., Silva, L.S. da, Drescher, G.L., Dotto, A.C., Britzke, D., Nörnberg, J.L., Lazzaretti, B.P., Silva, L.S. da, Drescher, G.L., Dotto, A.C., Britzke, D., Nörnberg, J.L., 2020. Prediction of soil organic matter and clay contents by near-infrared spectroscopy - NIRS. *Ciênc. Rural* 50. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20190506>
- Le Mer, G., Barthod, J., Dignac, M.-F., Barré, P., Baudin, F., Rumpel, C., 2020. Inferring **earthworms' impact on the stability of organo-mineral** associations by Rock-Eval pyrolysis and ¹³C NMR spectroscopy. *Org. Geochem.* 104016. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2020.104016>
- Le Thiec, G. (ed), 1996. *Agriculture africaine et traction animale*. CIRAD.
- Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/nature16069>
- Lericollais, A., Institut de Recherche pour le Développement (Eds.), 1999. **Paysans sereer: dynamiques agraires et mobilités au Sénégal, À travers champs. Éd. de l'IRD, Paris.**
- Li, Juan, Wen, Y., Li, X., Li, Y., Yang, X., Lin, Z., Song, Z., Cooper, J.M., Zhao, B., 2018. Soil labile organic carbon fractions and soil organic carbon stocks as affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *Soil Tillage Res.* 175, 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.08.008>
- Li, Jing, Wu, X., Gebremikael, M.T., Wu, H., Cai, D., Wang, B., Li, B., Zhang, J., Li, Y., Xi, J., 2018. Response of soil organic carbon fractions, microbial community composition and carbon mineralization to high-input fertilizer practices under an intensive agricultural system. *PLOS ONE* 13, e0195144. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195144>
- Liang, Q., Chen, H., Gong, Y., Fan, M., Yang, H., Lal, R., Kuzyakov, Y., 2012. Effects of 15 years of manure and inorganic fertilizers on soil organic carbon fractions in a wheat-maize system in the North China Plain. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 92, 21–33. <https://doi.org/10.1007/s10705-011-9469-6>
- Liu, C.-A., Zhou, L.-M., 2017. Soil organic carbon sequestration and fertility response to newly-built terraces with organic manure and mineral fertilizer in a semi-arid environment. *Soil Tillage Res.* 172, 39–47. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.05.003>
- Liu, E., Yan, C., Mei, X., Zhang, Y., Fan, T., 2013. Long-Term Effect of Manure and Fertilizer on Soil Organic Carbon Pools in Dryland Farming in Northwest China. *PLOS ONE* 8, e56536. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056536>
- Liu, X., Yang, T., Wang, Q., Huang, F., Li, L., 2018. Dynamics of soil carbon and nitrogen stocks after afforestation in arid and semi-arid regions: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 618, 1658–1664. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.009>
- Liu, Z., Shao, M., Wang, Y., 2011. Effect of environmental factors on regional soil organic carbon stocks across the Loess Plateau region, China. *Agric. Ecosyst. Environ.* 142, 184–194. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.002>

- Loum, M., Viaud, V., Fouad, Y., Nicolas, H., Walter, C., 2014. Retrospective and prospective dynamics of soil carbon sequestration in Sahelian agrosystems in Senegal. *J. Arid Environ.* 100–101, 100–105. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2013.10.007>
- Lozano-García, B., Parras-Alcántara, L., Brevik, E.C., 2016. Impact of topographic aspect and vegetation (native and reforested areas) on soil organic carbon and nitrogen budgets in Mediterranean natural areas. *Sci. Total Environ.* 544, 963–970. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.022>
- Lucas, S.T., Weil, R.R., 2012. Can a Labile Carbon Test be Used to Predict Crop Responses to Improve Soil Organic Matter Management? *Agron. J.* 104, 1160. <https://doi.org/10.2134/agronj2011.0415>
- Luce, M.St., Ziadi, N., Zebarth, B.J., Whalen, J.K., Grant, C.A., Gregorich, E.G., Lafond, **G.P., Blackshaw, R.E., Johnson, E.N., O'Donovan, J.T., Harker, K.N., 2013.** Particulate organic matter and soil mineral nitrogen concentrations are good predictors of the soil nitrogen supply to canola following legume and non-legume crops in western Canada. *Can. J. Soil Sci.* 93, 607–620. <https://doi.org/10.4141/cjss2013-005>
- Luo, Z., Feng, W., Luo, Y., Baldock, J., Wang, E., 2017. Soil organic carbon dynamics jointly controlled by climate, carbon inputs, soil properties and soil carbon fractions. *Glob. Change Biol.* 23, 4430–4439. <https://doi.org/10.1111/gcb.13767>
- 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. *Front. Earth Sci.* 5. <https://doi.org/10.3389/feart.2017.00096>
- Lutzow, M. v., Kogel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 426–445. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>
- Maillard, É., Angers, D.A., 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Glob. Change Biol.* 20, 666–679. <https://doi.org/10.1111/gcb.12438>
- Majumder, B., Mandal, B., Bandyopadhyay, P.K., Gangopadhyay, A., Mani, P., Kundu, A., Mazumdar, D., 2008. Organic Amendments Influence Soil Organic Carbon Pools and Rice–Wheat Productivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 775–785. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0378>
- Malou, O.P., Sebag, D., Moulin, P., Chevallier, T., Badiane-Ndour, N.Y., Thiam, A., Chapuis-Lardy, L., 2020. The Rock-Eval® signature of soil organic carbon in arenosols of the Senegalese groundnut basin. How do agricultural practices matter? *Agric. Ecosyst. Environ.* 301, 107030. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107030>
- Manlay, R., 2000. Dynamique de la matière organique à l'échelle d'un terroir agro-pastoral de savane ouest-africaine (Sud-Sénégal). Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts Centre de Montpellier.
- Manlay, R.J., Chotte, J.-L., Masse, D., Laurent, J.-Y., Feller, C., 2002. Carbon, nitrogen and phosphorus allocation in agro-ecosystems of a West African savanna: III. Plant and soil components under continuous cultivation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 88, 249–269. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00220-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00220-1)
- Manlay, R.J., Feller, C., Swift, M.J., 2007. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 217–233. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.011>
- Manlay, R.J., Ickowicz, A., Masse, D., Feller, C., Richard, D., 2004. Spatial carbon, nitrogen and phosphorus budget in a village of the West African savanna—II. Element flows and functioning of a mixed-farming system. *Agric. Syst.* 79, 83–107. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(03\)00054-4](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(03)00054-4)
- Mao, R., Zeng, D.-H., Li, L.-J., Hu, Y.-L., 2012. Changes in labile soil organic matter fractions following land use change from monocropping to poplar-based agroforestry systems in a semiarid region of Northeast China. *Environ. Monit. Assess.* 184, 6845–6853. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2462-3>

- Marriott, E.E., Wander, M., 2006. Qualitative and quantitative differences in particulate organic matter fractions in organic and conventional farming systems. *Soil Biol. Biochem.* 38, 1527–1536. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.11.009>
- Masse, D., Lalou, R., Tine, C., Ba, M., Vayssières, J., 2018. Les trajectoires agricoles dans **le bassin arachidier au Sénégal : éléments de réflexion à partir de l'observatoire de Niakhar**, in: Niakhar, mémoires et perspectives recherches. Recherches pluridisciplinaires **sur le changement en Afrique, Chapitre 16. Éditions de l'IRD et L'Harmattan Sénégal, pp. 311–332.**
- Matteodo, M., Grand, S., Sebag, D., Rowley, M.C., Vittoz, P., Verrecchia, E.P., 2018. Decoupling of topsoil and subsoil controls on organic matter dynamics in the Swiss Alps. *Geoderma* 330, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.05.011>
- Mbaye, M.S., Kane, A., Gueye, M., Bassene, C., Ban, N., Diop, D., Sylla, S.N., Noba, K., 2014. Date et densité optimales de semis du niébé [*Vigna unguiculata* (L.) Walp.] en association avec le mil [*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br.]. *J. Appl. Biosci.* 76, 6305–6315–6305–6315. <https://doi.org/10.4314/jab.v76i1.4>
- Mbow, C., Van Noordwijk, M., Luedeling, E., Neufeldt, H., Minang, P.A., Kowero, G., 2014. Agroforestry solutions to address food security and climate change challenges in Africa. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 6, 61–67. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.10.014>
- McBratney, A.B., Mendonça Santos, M.L., Minasny, B., 2003. On digital soil mapping. *Geoderma* 117, 3–52. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00223-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00223-4)
- McClintock, N.C., Diop, A.M., 2005. Soil Fertility Management and Compost Use in **Senegal's Peanut Basin.** *Int. J. Agric. Sustain.* 3, 79–91. <https://doi.org/10.1080/14735903.2005.9684746>
- Milos, B., Bensa, A., 2016. Fractal analysis of spatial variability of organic carbon in anthropogenic soils. Case study: Kastela bay, Croatia. *J. Agric. For.* 62. <https://doi.org/10.17707/AgricultForest.62.1.39>
- 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., Vâgen, 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>
- Misiko, M., Tittonell, P., Giller, K.E., Richards, P., 2011. Strengthening understanding and perceptions of mineral fertilizer use among smallholder farmers: evidence from collective trials in western Kenya. *Agric. Hum. Values* 28, 27–38. <https://doi.org/10.1007/s10460-010-9264-z>
- Moron, A., Cozzolino, D., 2003. Exploring the use of near infrared reflectance spectroscopy to study physical properties and microelements in soils. *J. Infrared Spectrosc. - J INFRARED SPECTROSC* 11. <https://doi.org/10.1255/jnirs.362>
- Morrow, J.G., Huggins, D.R., Carpenter-Boggs, L.A., Reganold, J.P., 2016. Evaluating Measures to Assess Soil Health in Long-Term Agroecosystem Trials. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 80, 450. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.08.0308>
- Murciano, V., Paroissien, J.-B., Saby, N.P.A., **Emilion, R., 2015. Exemple de l'utilisation des strates issues du programme français Inventaire, Gestion et Conservation des Sols (IGCS).** *Etude Gest. Sols* 22, 10.
- Nath, A.J., Lal, R., Sileshi, G.W., Das, A.K., 2018. Managing India's small landholder farms for food security and achieving the "4 per Thousand" target.** *Sci. Total Environ.* 634, 1024–1033. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.382>
- Ndambi, O.A., Pelster, D.E., Owino, J.O., de Buissonjé, F., Vellinga, T., 2019. Manure Management Practices and Policies in Sub-Saharan Africa: Implications on Manure Quality as a Fertilizer. *Front. Sustain. Food Syst.* 3. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00029>
- Neuman, J., 2017. Soil Organic Matter Maintenance in No-Till and Crop Rotation Management Systems, in: Reference Module in Earth Systems and Environmental

- Sciences. Elsevier, p. B9780124095489106000. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10653-0>
- Nocita, M., Stevens, A., Toth, G., Panagos, P., van Wesemael, B., Montanarella, L., 2014. Prediction of soil organic carbon content by diffuse reflectance spectroscopy using a local partial least square regression approach. *Soil Biol. Biochem.* 68, 337–347. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.022>
- Odru, M., 2013. Flux de biomasse et renouvellement de la fertilité des sols à l'échelle du terroir. **Etude de cas d'un terroir villageois sereer au Sénégal. (Mémoire de fin d'études). CIRAD, UMR SELMET, Diohine, Sénégal.**
- Ogle, S.M., Breidt, F.J., Paustian, K., 2005. Agricultural Management Impacts on Soil Organic Carbon Storage under Moist and Dry Climatic Conditions of Temperate and Tropical Regions. *Biogeochemistry* 72, 87–121. <https://www.jstor.org/stable/20055160>
- Oldfield, E.E., Bradford, M.A., Wood, S.A., 2019. Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields. *SOIL* 5, 15–32. <https://doi.org/10.5194/soil-5-15-2019>
- Olsson, L., Ardö, J., 2002. Soil Carbon Sequestration in Degraded Semiarid Agroecosystems —Perils and Potentials. *AMBIO J. Hum. Environ.* 31, 471–477. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.6.471>
- O'Rourke, S.M., Stockmann, U., Holden, N.M., McBratney, A.B., Minasny, B., 2016. An assessment of model averaging to improve predictive power of portable vis-NIR and XRF for the determination of agronomic soil properties. *Geoderma* 279, 31–44. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.005>**
- Osman, K.T., 2018. *Management of Soil Problems*. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-75527-4>
- Pagliai, M., Vignozzi, N., Pellegrini, S., 2004. Soil structure and the effect of management practices. *Soil Tillage Res., Soil Physical Quality* 79, 131–143. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.07.002>
- Pallo, F.J.P., Asimi, S., Assa, A., Sedogo, P.M., Sawadogo, N., 2006. Statut de la matière organique des sols de la région sahélienne du Burkina Faso. *Étude Gest. Sols* 13, 289–304.
- Pansu, M., 1991. Détermination de quelques paramètres caractéristiques de la cinétique d'humification et de minéralisation des amendements organiques dans les sols. *Cah ORSTOM Sér Pédol* 26, 131–144.
- Paradelo, R., van Oort, F., Barré, P., Billiou, D., Chenu, C., 2016. Soil organic matter stabilization at the pluri-decadal scale: Insight from bare fallow soils with contrasting physicochemical properties and macrostructures. *Geoderma* 275, 48–54. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.009>
- Paris, F., 2011. *Population et développement durable en Afrique subsaharienne*. Popul. Avenir 701, 4. <https://doi.org/10.3917/popav.701.0004>
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P., Smith, P., 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532, 49–57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>
- Payne, W.A., Williams, J.H., Moussa, K.A.M., Stern, R.D., 1998. Crop Diversification in the Sahel through Use of Environmental Changes near *Faidherbia albida* (Del.) A. Chev. *Crop Sci.* 38, 1585–1591. <https://doi.org/10.2135/cropsci1998.0011183X003800060029x>
- Pélissier Paul, 1966. *Les paysans du Sénégal: les civilisations agraires du Cayor à la Casamance / Paul Pélissier, ...* Texte remanié de Thèse de doctorat Lettres Bordeaux 1966.
- Pieri, C., 1989. *Fertilité des terres de savanes. Bilan de trente ans de recherche et de développement agricoles au Sud du Sahara*, Montpellier, CIRAD-IRAT, 444 pp.
- Plante, A.F., Fernández, J.M., Haddix, M.L., Steinweg, J.M., Conant, R.T., 2011. Biological, chemical and thermal indices of soil organic matter stability in four grassland soils. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1051–1058. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.024>
- Plaza-Bonilla, D., Álvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C., 2014. Identifying soil organic carbon fractions sensitive to agricultural management practices. *Soil Tillage Res.* 139, 19–22. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.01.006>

- 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 Biol. Biochem.* 125, 10–26. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.025>
- Powell, J.M., Pearson, R.A., Hiernaux, P.H., 2004. Crop–Livestock Interactions in the West African Drylands. *Agron. J.* 96, 16. <https://doi.org/10.2134/agronj2004.0469>
- Powlson, D.S., Stirling, C.M., Thierfelder, C., White, R.P., Jat, M.L., 2016. Does conservation agriculture deliver climate change mitigation through soil carbon sequestration in tropical agro-ecosystems? *Agric. Ecosyst. Environ.* 220, 164–174. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.005>
- Prudencio, C.Y., 1993. Ring management of soils and crops in the west African semi-arid tropics: The case of the mossi farming system in Burkina Faso. *Agric. Ecosyst. Environ.* 47, 237–264. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(93\)90125-9](https://doi.org/10.1016/0167-8809(93)90125-9)
- Qi, R., Zhao, B., Li, J., Lin, Z., Li, Y., Yang, X., 2016. Effects of cattle manure addition on soil organic carbon mineralization and priming effects under long-term fertilization regimes 32, 118–127. <https://doi.org/10.11975/j.issn.1002-6819.2016.z2.016>
- Rabenarivo, M., Chapuis-Lardy, L., Brunet, D., Chotte, J.-L., Rabeharisoa, L., Barthès, B.G., 2013. Comparing near and Mid-Infrared Reflectance Spectroscopy for Determining Properties of Malagasy Soils, Using Global or LOCAL Calibration. *J. Infrared Spectrosc.* 21, 495–509. <https://doi.org/10.1255/jnirs.1080>
- Ramisch, J.J., 2005. Inequality, agro-pastoral exchanges, and soil fertility gradients in southern Mali. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 353–372. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.02.001>
- Rammal, A., 2016. Mathématiques appliquées et traitement du signal pour l'évaluation de la dégradation de la biomasse lignocellulosique (Doctorat en Mathématique appliquées et traitement de signal). Université de Reims Champagne-Ardenne, France.**
- Razafimbelo, T., Albrecht, A., Feller, C., Ravelojaona, H., Moussa, N., Razanamparany, C., Rakotoarinivo, C., Razafintsalama, H., Michellon, R., Naudin, K., others, 2010. Stockage de carbone dans les sols sous systèmes de culture en semis direct sous couvert végétal (SCV) dans différents contextes pédoclimatiques à Madagascar. *Etude Gest. Sols* 17, 143–158.
- Ren, F., Zhang, X., Liu, J., Sun, N., Sun, Z., Wu, L., Xu, M., 2018. A synthetic analysis of **livestock manure substitution effects on organic carbon changes in China's arable topsoil**. *CATENA* 171, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.06.036>
- Romanens, R., Pellacani, F., Mainga, A., Fynn, R., Vittoz, P., Verrecchia, E.P., 2019. Soil diversity and major soil processes in the Kalahari basin, Botswana. *Geoderma Reg.* 19, e00236. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00236>
- Romero, C.M., Engel, **R.E., D'Andrilli, J., Chen, C., Zabinski, C., Miller, P.R., Wallander, R.,** 2018. Patterns of change in permanganate oxidizable soil organic matter from semiarid drylands reflected by absorbance spectroscopy and Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry. *Org. Geochem.* 120, 19–30. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2018.03.005>
- Rumpel, C., Amiraslani, F., Chenu, C., Garcia Cardenas, M., Kaonga, M., Koutika, L.-S., Ladha, J., Madari, B., Shirato, Y., Smith, P., Soudi, B., Soussana, J.-F., Whitehead, D., Wollenberg, E., 2019. The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. *Ambio.* <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2>
- Saenger, A., Cécillon, L., Poulencard, J., Bureau, F., De Daniéli, S., Gonzalez, J.-M., Brun, J.-J., 2015. Surveying the carbon pools of mountain soils: A comparison of physical fractionation and Rock-Eval pyrolysis. *Geoderma* 241–242, 279–288. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.12.001>
- Saenger, A., Cécillon, L., Sebag, D., Brun, J.-J., 2013. Soil organic carbon quantity, chemistry and thermal stability in a mountainous landscape: A Rock–Eval pyrolysis

- survey. *Org. Geochem.* 54, 101–114.
<https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2012.10.008>
- Sall, M., 2016. Les exploitations agricoles familiales face aux risques agricoles et climatiques: stratégies développées et assurances agricoles (Doctorat). Université Toulouse le Mirail-Toulouse II, Toulouse.
- Sanderman, J., Grandy, A.S., 2020. Ramped thermal analysis for isolating biologically meaningful soil organic matter fractions with distinct residence times. *SOIL* 6, 131–144. <https://doi.org/10.5194/soil-6-131-2020>
- Sanz, M.J., de Vente, J., Chotte, J.-L., Bernoux, M., Kust, G., Ruiz, I., Almagro, M., Alloza, J.-A., Vallejo, R., Castillo, V., Hebel, A., Akhtar-Schuster, M., 2017. Sustainable Land Management contribution to successful land-based climate change adaptation and mitigation. A Report of the Science-Policy Interface. (No. UNCCD-SPI Technical Series No.02). United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD), Bonn, Germany.
- Saunier-Zoltobroda, T., 2015. Flux de biomasse à l'échelle du paysage et hétérogénéité spatiale des bilans d'azote Cas de trois terroirs du bassin Arachidier au Sénégal (Mémoire de Master II ISTOM). Cergy-Pontoise.
- Scharlemann, J.P., Tanner, E.V., Hiederer, R., Kapos, V., 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Manag.* 5, 81–91. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
- Schlesinger, W.H., Amundson, R., 2018. Managing for soil carbon sequestration: Let's get realistic. *Glob. Change Biol.* <https://doi.org/10.1111/gcb.14478>
- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49–56. <https://doi.org/10.1038/nature10386>
- Schomburg, A., Sebag, D., Turberg, P., Verrecchia, E.P., Guenat, C., Brunner, P., Adatte, T., Schlaepfer, R., Le Bayon, R.C., 2019. Composition and superposition of alluvial deposits drive macro-biological soil engineering and organic matter dynamics in floodplains. *Geoderma* 355, 113899. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113899>
- Schomburg, A., Verrecchia, E.P., Guenat, C., Brunner, P., Sebag, D., Le Bayon, R.C., 2018. Rock-Eval pyrolysis discriminates soil macro-aggregates formed by plants and earthworms. *Soil Biol. Biochem.* 117, 117–124. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.010>
- Schwanninger, M., Rodrigues, J.C., Fackler, K., 2011. A Review of Band Assignments in near Infrared Spectra of Wood and Wood Components. <https://doi.org/10.1255/jnirs.955>
- Sebag, D., Disnar, J.R., Guillet, B., Giovanni, C.D., Verrecchia, E.P., Durand, A., 2006. Monitoring organic matter dynamics in soil profiles by 'Rock-Eval pyrolysis': bulk characterization and quantification of degradation. *Eur. J. Soil Sci.* 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>
- Silva, E.B., Giasson, É., Dotto, A.C., Caten, A. ten, Demattê, J.A.M., Bacic, I.L.Z., Veiga, M. da, Silva, E.B., Giasson, É., Dotto, A.C., Caten, A. ten, Demattê, J.A.M., Bacic, I.L.Z., Veiga, M. da, 2019. A Regional Legacy Soil Dataset for Prediction of Sand and Clay Content with Vis-Nir-Swir, in Southern Brazil. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* 43. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20180174>
- Šimanský, V., Juriga, M., Jonczak, J., Uzarowicz, Ł., Stępień, W., 2019. How relationships between soil organic matter parameters and soil structure characteristics are affected by the long-term fertilization of a sandy soil. *Geoderma* 342, 75–84. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.020>

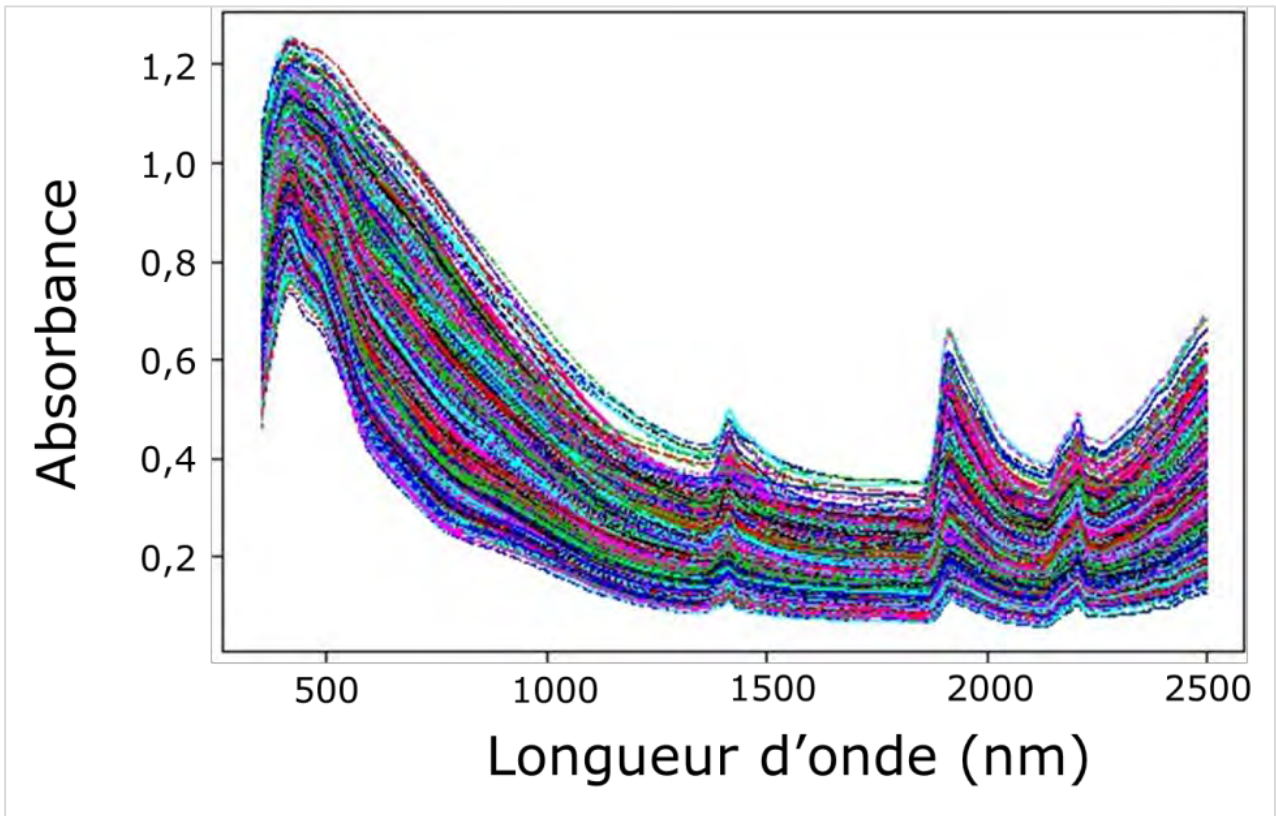
- Singh, B.P., Setia, R., Wiesmeier, M., Kunhikrishnan, A., 2018. Chapter 7 - Agricultural Management Practices and Soil Organic Carbon Storage, in: Singh, B.K. (Ed.), Soil Carbon Storage. Academic Press, pp. 207–244. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812766-7.00007-X>
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils 22. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32, 2099–2103. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00179-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00179-6)
- Smith, P., Adams, J., Beerling, D.J., Beringer, T., Calvin, K.V., Fuss, S., Griscom, B., Hagemann, N., Kammann, C., Kraxner, F., Minx, J.C., Popp, A., Renforth, P., Vicente Vicente, J.L., Keesstra, S., 2019. Land-Management Options for Greenhouse Gas Removal and Their Impacts on Ecosystem Services and the Sustainable Development Goals. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 44, 255–286. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033129>
- Smith, P., Cotrufo, M.F., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P.J., Elliott, J.A., McDowell, R., Griffiths, R.I., Asakawa, S., Bustamante, M., House, J.I., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., West, P.C., Gerber, J.S., Clark, J.M., Adhya, T., Scholes, R.J., Scholes, M.C., 2015. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. *SOIL Discuss.* 2, 537–586. <https://doi.org/10.5194/soild-2-537-2015>
- Sollins, P., Homann, P., Caldwell, B.A., 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74, 65–105. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(96\)00036-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(96)00036-5)
- Soucémarianadin, L., Cécillon, L., Chenu, C., Baudin, F., Nicolas, M., Girardin, C., Barré, P., 2018. Is Rock-Eval 6 thermal analysis a good indicator of soil organic carbon lability? – A method-comparison study in forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 117, 108–116. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.025>
- Soucémarianadin, L., Cécillon, L., Chenu, C., Baudin, F., Nicolas, M., Girardin, C., Delahaie, A., Barré, P., 2019. Heterogeneity of the chemical composition and thermal stability of particulate organic matter in French forest soils. *Geoderma* 342, 65–74. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.008>
- Soussana, J.-F., Lutfalla, S., Ehrhardt, F., Rosenstock, T., Lamanna, C., Havlík, P., Richards, M., Wollenberg, E. (Lini), Chotte, J.-L., Torquebiau, E., Ciais, P., Smith, P., Lal, R., 2017. **Matching policy and science: Rationale for the '4 per 1000 - soils for food security and climate' initiative.** *Soil Tillage Res.* 3–15. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.12.002>
- Steffens, M., Kölbl, A., Kögel-Knabner, I., 2009. Alteration of soil organic matter pools and aggregation in semi-arid steppe topsoils as driven by organic matter input. *Eur. J. Soil Sci.* 60, 198–212. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01104.x>
- Stenberg, B., Viscarra Rossel, R.A., Mouazen, A.M., Wetterlind, J., 2010. Visible and Near Infrared Spectroscopy in Soil Science, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 163–215. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)07005-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)07005-7)
- Stevens, A., van Wesemael, B., Bartholomeus, H., Rosillon, D., Tychon, B., Ben-Dor, E., 2008. Laboratory, field and airborne spectroscopy for monitoring organic carbon content in agricultural soils. *Geoderma* 144, 395–404. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.12.009>
- Stewart, C.E., Paustian, K., Conant, R.T., Plante, A.F., Six, J., 2007. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry* 86, 19–31. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9140-0>
- Sultan, B., Lalou, R., Institut de recherche pour le développement (France), Amadou, S.M., Oumarou, A., Soumaré, M.A., Janicot, S., 2017. Les sociétés rurales africaines face aux changements climatiques et environnementaux (Fiche **d'actualité du CSFD**). Presented at the Conference of the Parties (United Nations Framework Convention on Climate Change), CSFD/ Agropolis International, France.

- Terhoeven-Urselmans, T., Schmidt, H., Georg Joergensen, R., Ludwig, B., 2008. Usefulness of near-infrared spectroscopy to determine biological and chemical soil properties: Importance of sample pre-treatment. *Soil Biol. Biochem.* 40, 1178–1188. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.12.011>
- Thornton, P.K., Herrero, M., 2015. Adapting to climate change in the mixed crop and livestock farming systems in sub-Saharan Africa. *Nat. Clim. Change* 5, 830–836. <https://doi.org/10.1038/nclimate2754>
- Thornton, P.K., Herrero, M., 2014. Climate change adaptation in mixed crop–livestock systems in developing countries. *Glob. Food Secur.* 3, 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2014.02.002>
- Thoumazeau, A., Bessou, C., Renevier, M.-S., Trap, J., Marichal, R., Mareschal, L., Decaëns, T., Bottinelli, N., Jaillard, B., Chevallier, T., Suvannang, N., Sajjaphan, K., Thaler, P., Gay, F., Brauman, A., 2019a. Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part A: concept and validation of the set of indicators. *Ecol. Indic.* 97, 100–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.023>
- Thoumazeau, A., Bessou, C., Renevier, M.-S., Trap, J., Marichal, R., Mareschal, L., Decaëns, T., Bottinelli, N., Jaillard, B., Chevallier, T., Suvannang, N., Sajjaphan, K., Thaler, P., Gay, F., Brauman, A., 2019b. Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part A: concept and validation of the set of indicators. *Ecol. Indic.* 97, 100–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.023>
- Thoumazeau, A., Chevallier, T., Baron, V., Rakotondrazafy, N., Panklang, P., Marichal, R., Kibblewhite, M., Sebag, D., Tivet, F., Bessou, C., Gay, F., Brauman, A., 2020. A new in-field indicator to assess the impact of land management on soil carbon dynamics. *Geoderma* 375, 114496. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114496>
- Tittonell, P., Giller, K.E., 2013. When yield gaps are poverty traps: The paradigm of ecological intensification in African smallholder agriculture. *Field Crops Res., Crop Yield Gap Analysis – Rationale, Methods and Applications* 143, 76–90. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.10.007>
- Tittonell, P., Muriuki, A., Klapwijk, C.J., Shepherd, K.D., Coe, R., Vanlauwe, B., 2013. Soil Heterogeneity and Soil Fertility Gradients in Smallholder Farms of the East African Highlands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77, 525. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0250>
- Tondoh, J.E., Ouédraogo, I., Bayala, J., Tamene, L., Sila, A., Vågen, T.-G., Kalinganiré, A., 2016. Soil organic carbon stocks in semi-arid West African drylands: implications for climate change adaptation and mitigation. *SOIL Discuss.* 1–41. <https://doi.org/10.5194/soil-2016-45>
- Toukara, A., Clermont-Dauphin, C., Affholder, F., Ndiaye, S., Masse, D., Cournac, L., 2020. Inorganic fertilizer use efficiency of millet crop increased with organic fertilizer application in rainfed agriculture on smallholdings in central Senegal. *Agric. Ecosyst. Environ.* 294, 106878. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106878>
- Touré, A., Temgoua, E., Guenat, C., Elberling, B., 2013. Land Use and Soil Texture Effects on Organic Carbon Change in Dryland Soils, Senegal. *Open J. Soil Sci.* 03, 253–262. <https://doi.org/10.4236/ojss.2013.36030>
- Trumbore, S., 2009. Radiocarbon and Soil Carbon Dynamics. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 37, 47–66. <https://doi.org/10.1146/annurev.earth.36.031207.124300>
- Tschakert, P., 2004. Carbon for Farmers: Assessing the Potential for Soil Carbon Sequestration in the Old Peanut Basin of Senegal. *Clim. Change* 67, 273–290. <https://doi.org/10.1007/s10584-004-1821-2>
- Tschakert, P., Khouma, M., Sène, M., 2004. Biophysical potential for soil carbon sequestration in agricultural systems of the Old Peanut Basin of Senegal. *J. Arid Environ.* 59, 511–533. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.03.026>
- UN, 2015. La population mondiale: un élan démographique [WWW Document]. URL <https://www.un.org/fr/sections/issues-depth/population/index.html> (accessed 1.11.21).

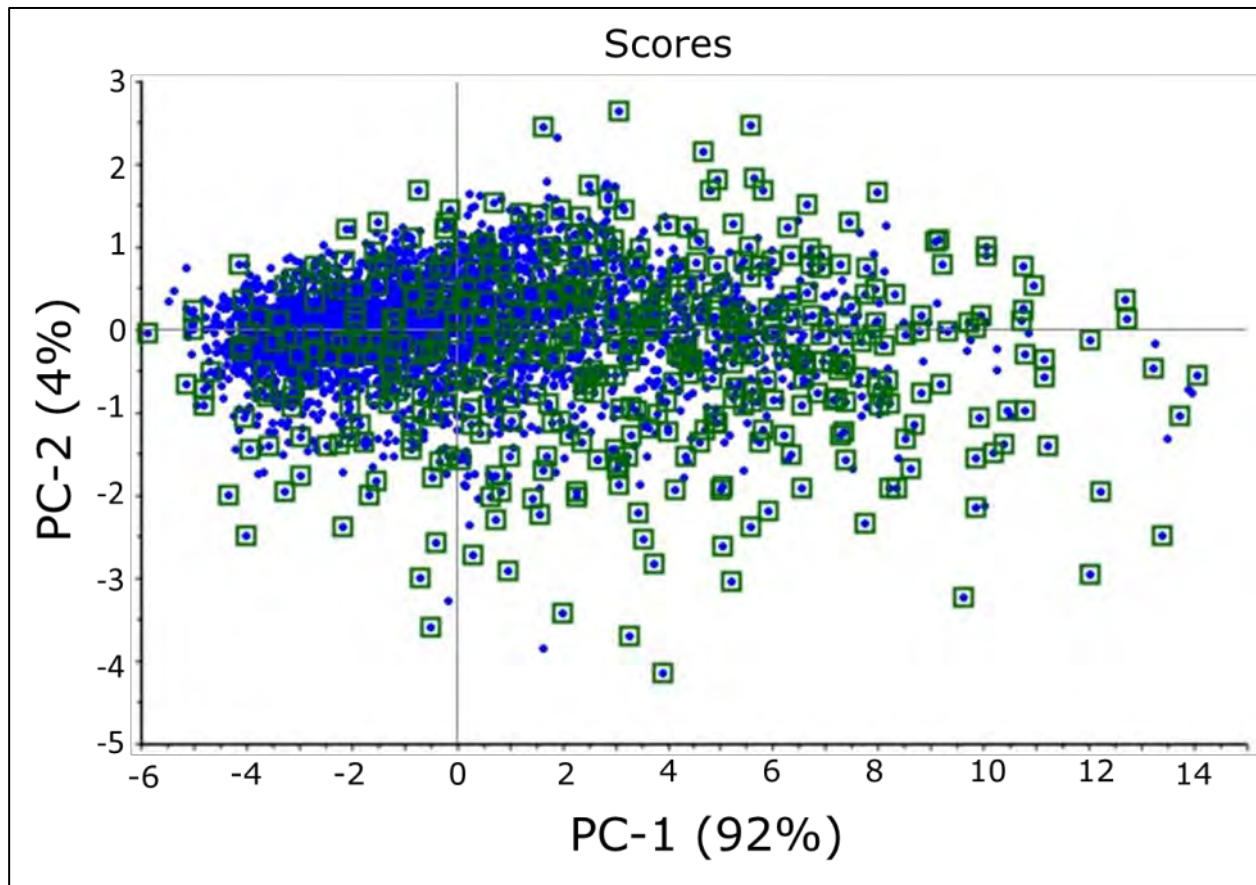
- van Duivenbouden, N., Cissé, L., 1989. L'amélioration de l'alimentation hydrique par des techniques culturales liées à l'interaction eau/fertilisation azotée. Rapport final NQ TS2-0010-NL(GDF), Centre de Recherches Agrobiologiques & Institut Sénégalais de Recherches Agricoles, 175p.
- van Ittersum, M.K., Cassman, K.G., Grassini, P., Wolf, J., Tittonell, P., Hochman, Z., 2013. Yield gap analysis with local to global relevance—A review. *Field Crops Res., Crop Yield Gap Analysis – Rationale, Methods and Applications* 143, 4–17. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.09.009>
- VandenBygaart, A.J., 2018. Comments on soil carbon 4 per mille by Minasny et al. 2017. *Geoderma* 309, 113–114. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.024>
- VandenBygaart, A.J., Gregorich, E.G., Angers, D.A., McConkey, B.G., 2007. Assessment of the lateral and vertical variability of soil organic carbon. *Can. J. Soil Sci.* 87, 433–444. <https://doi.org/10.4141/CJSS06025>
- Vanlauwe, B., Descheemaeker, K., Giller, K.E., Huising, J., Merckx, R., Nziguheba, G., Wendt, J., Zingore, S., 2015. Integrated soil fertility management in sub-Saharan Africa: unravelling local adaptation. *SOIL* 1, 491–508. <https://doi.org/10.5194/soil-1-491-2015>
- Verlinden, S., McDonald, L., Kotcon, J., Childs, S., 2017. Long-term Effect of Manure Application in a Certified Organic Production System on Soil Physical and Chemical Parameters and Vegetable Yields. *HortTechnology* 27, 171–176. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH03348-16>
- Viscarra Rossel, R.A., Walvoort, D.J.J., McBratney, A.B., Janik, L.J., Skjemstad, J.O., 2006. Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma* 131, 59–75. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.03.007>
- Vohland, M., Ludwig, M., Thiele-Bruhn, S., Ludwig, B., 2014. Determination of soil properties with visible to near- and mid-infrared spectroscopy: Effects of spectral variable selection. *Geoderma* 223–225, 88–96. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.013>
- von Lützwow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., 2007. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biol. Biochem.* 39, 2183–2207. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007>
- Wang, M., Xu, S., Zhao, Y., Shi, X., 2017. Climatic effect on soil organic carbon variability as a function of spatial scale. *Arch. Agron. Soil Sci.* 63, 375–387. <https://doi.org/10.1080/03650340.2016.1213812>
- Wang, S., Li, W., Li, J., Liu, X., 2013. Prediction of Soil Texture Using FT-NIR Spectroscopy and PXRf Spectrometry With Data Fusion: *Soil Sci.* 178, 626–638. <https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000026>
- Warren Raffa, D., Bogdanski, A., Tittonell, P., 2015. How does crop residue removal affect soil organic carbon and yield? A hierarchical analysis of management and environmental factors. *Biomass Bioenergy* 81, 345–355. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.07.022>
- Weil, R.R., Islam, K.R., Stine, M.A., Gruver, J.B., Samson-Liebig, S.E., 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for laboratory and field use. *Am. J. Altern. Agric.* 18, 3–17. <https://doi.org/10.1079/AJAA200228>
- Whitman, T., DeCiucies, S., Hanley, K., Enders, A., Woolet, J., Lehmann, J., 2020. Microbial community shifts reflect losses of native soil carbon with pyrogenic and fresh organic matter additions and are greatest in low-carbon soils. *bioRxiv* 35. <https://doi.org/10.1101/2020.08.12.249094>
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Lützwow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J., Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333, 149–162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>

- Wold, S., Sjöström, M., Eriksson, L., 2001. PLS-regression: a basic tool of chemometrics. *Chemom. Intell. Lab. Syst., PLS Methods* 58, 109–130. [https://doi.org/10.1016/S0169-7439\(01\)00155-1](https://doi.org/10.1016/S0169-7439(01)00155-1)
- Wood, S.A., Smith, M.R., Fanzo, J., Remans, R., DeFries, R.S., 2018. Trade and the equitability of global food nutrient distribution. *Nat. Sustain.* 1, 34–37. <https://doi.org/10.1038/s41893-017-0008-6>
- Wood, S.A., Sokol, N., Bell, C.W., Bradford, M.A., Naeem, S., Wallenstein, M.D., Palm, C.A., 2016. Opposing effects of different soil organic matter fractions on crop yields. *Ecol. Appl.* 26, 2072–2085. <https://doi.org/10.1890/16-0024.1>
- Woodward, F.I., Bardgett, R.D., Raven, J.A., Hetherington, A.M., 2009. Biological Approaches to Global Environment Change Mitigation and Remediation. *Curr. Biol.* 19, R615–R623. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.06.012>
- Woomer, P. L., Tieszen, L.L., Tappan, G., Touré, A., Sall, M., 2004a. Land use change and terrestrial carbon stocks in Senegal. *J. Arid Environ., Land Cover, Biomass and Soil Carbon Trends in Senegal: Mngemnet Options and Climate Sensitivity* 59, 625–642. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.03.025>
- Woomer, P. L., Touré, A., Sall, M., 2004b. Carbon stocks in Senegal's Sahel Transition Zone.** *J. Arid Environ., Land Cover, Biomass and Soil Carbon Trends in Senegal: Mngemnet Options and Climate Sensitivity* 59, 499–510. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.03.027>
- Workman, J., Weyer, L., 2008. Practical Guide to Interpretive Near-Infrared Spectroscopy. , Jr. and. *Angew. Chem. Int. Ed.* 47, 61. <https://doi.org/10.1002/anie.200885575>
- Wu, D., Piao, S., Zhu, D., Wang, X., Ciais, P., Bastos, A., Xu, X., Xu, W., 2020. Accelerated terrestrial ecosystem carbon turnover and its drivers. *Glob. Change Biol.* 26, 5052–5062. <https://doi.org/10.1111/gcb.15224>
- Xin, Z., Qin, Y., Yu, X., 2016. Spatial variability in soil organic carbon and its influencing factors in a hilly watershed of the Loess Plateau, China. *CATENA* 137, 660–669. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.01.028>
- Yemadje, P.L., Chevallier, T., Guibert, H., Bertrand, I., Bernoux, M., 2017. Wetting-drying cycles do not increase organic carbon and nitrogen mineralization in soils with straw amendment. *Geoderma* 304, 68–75. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.06.023>
- Yessoufou, A.N.-D., Bah, I., Delaunay, V., 2021. Indicateurs de richesse agro-pastorale et économique des ménages de 1998 à 2019 pp.60. <https://hal-amu.archives-ouvertes.fr/hal-03111695> (verified Jan 18, 2021)
- Yost, J.L., Hartemink, A.E., 2019. Soil organic carbon in sandy soils: A review, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 217–310. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.07.004>
- Zeller, B., Dambrine, E., 2011. Coarse particulate organic matter is the primary source of mineral N in the topsoil of three beech forests. *Soil Biol. Biochem.* 43, 542–550. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.019>
- Zhang, P., Wei, T., Jia, Z., Han, Q., Ren, X., Li, Y., 2014. Effects of Straw Incorporation on Soil Organic Matter and Soil Water-Stable Aggregates Content in Semiarid Regions of Northwest China. *PLoS ONE* 9, e92839. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092839>
- Zimmermann, M., Leifeld, J., Fuhrer, J., 2007. Quantifying soil organic carbon fractions by infrared-spectroscopy. *Soil Biol. Biochem.* 39, 224–231. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.07.010>
- Zingore, S., Tittonell, P., Corbeels, M., van Wijk, M.T., Giller, K.E., 2011. Managing soil fertility diversity to enhance resource use efficiencies in smallholder farming systems: a case from Murewa District, Zimbabwe. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 90, 87–103. <https://doi.org/10.1007/s10705-010-9414-0>
- Zomer, R.J., Bossio, D.A., Sommer, R., Verchot, L.V., 2017. Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils. *Sci. Rep.* 7. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8>

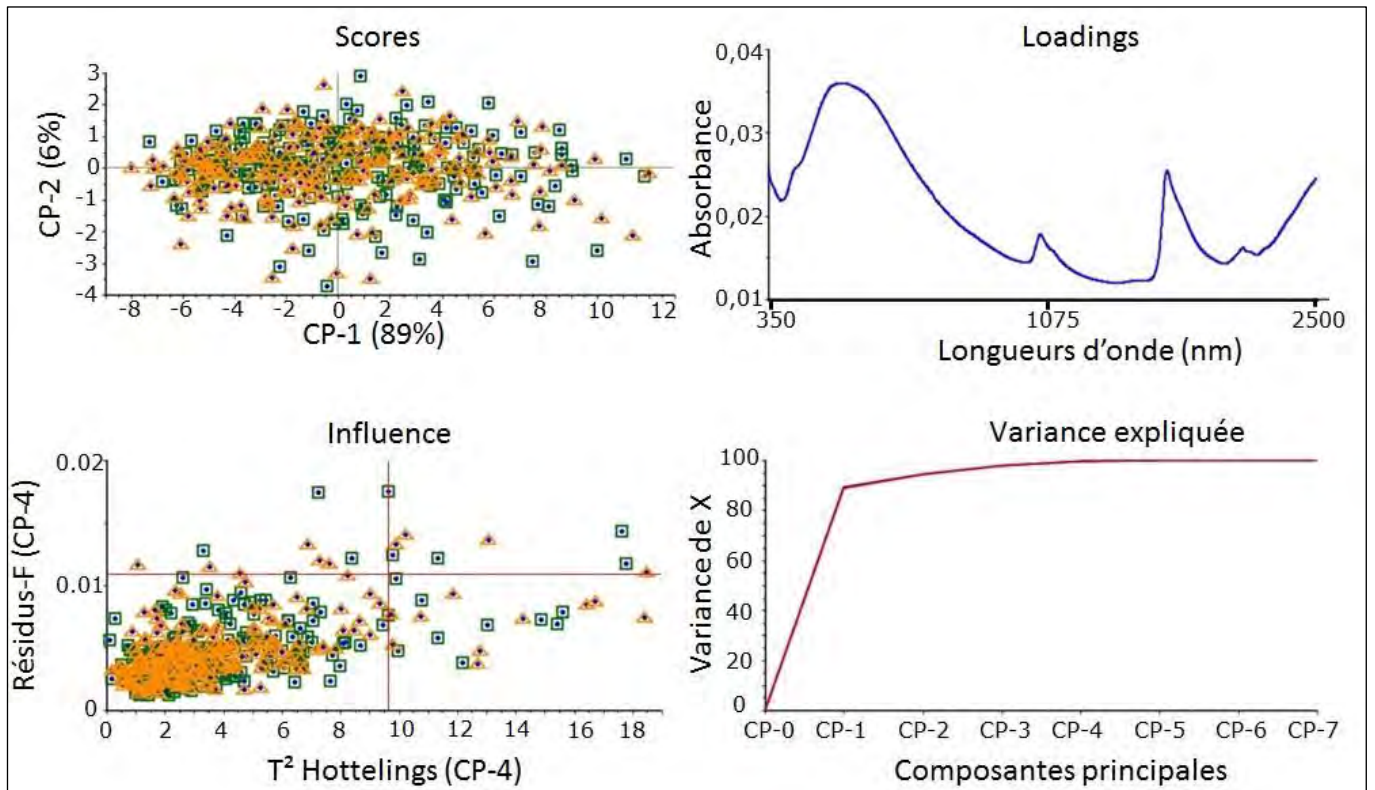
ANNEXES



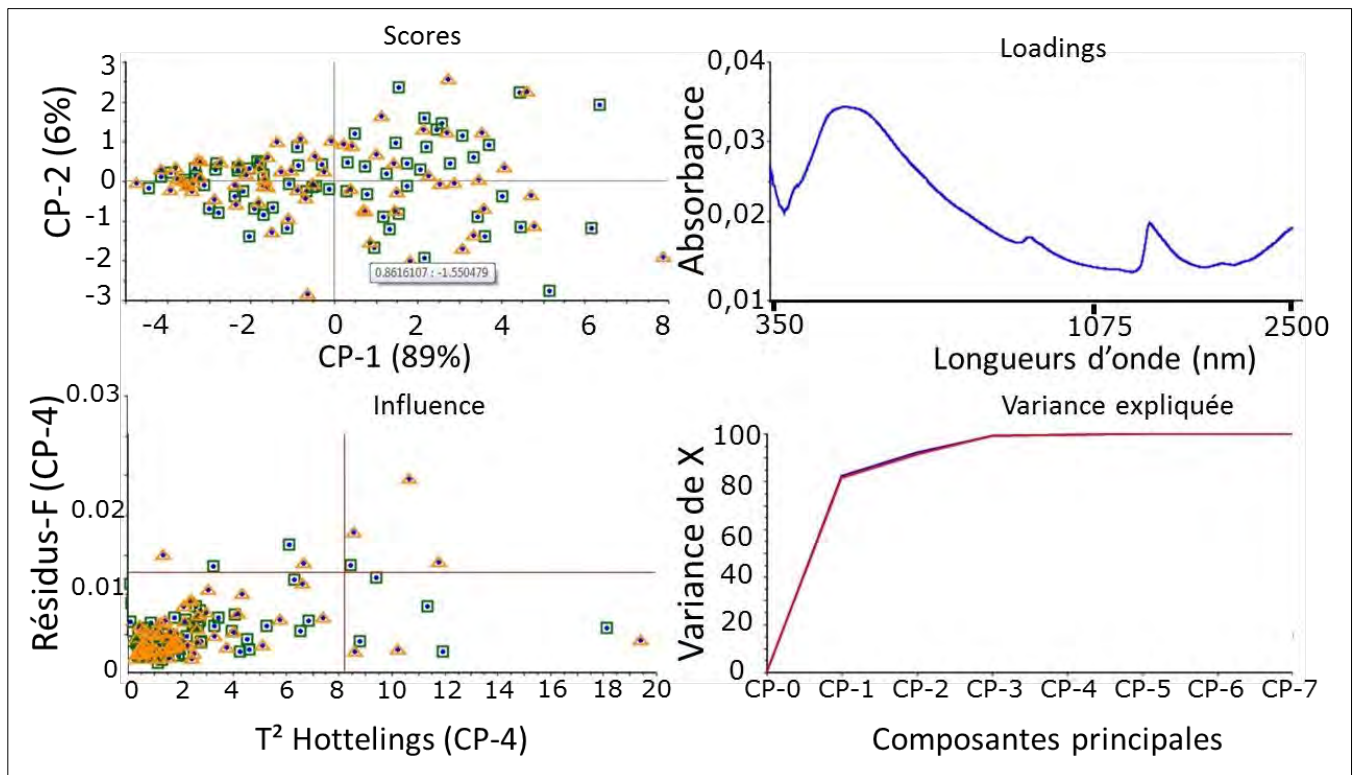
Annexe 1: Spectres bruts des 3626 échantillons, soit 1813 parcelles à deux profondeurs du sol (0-10 et 10-30 cm), collectés dans les sols cultivés du bassin arachidier à Bary-Sine, Diohine-Sassem et Sob.



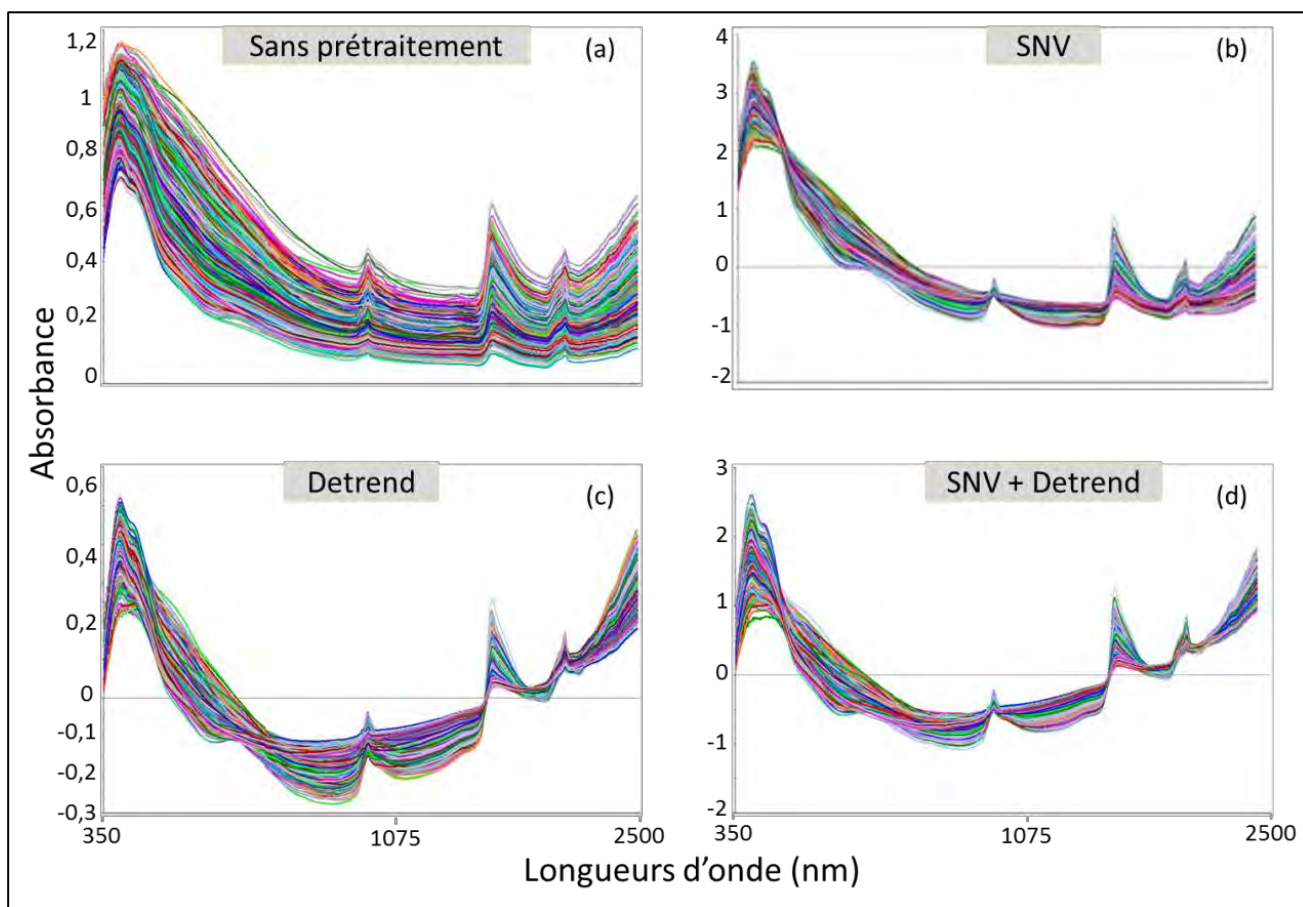
Annexe 2: Sélection Kennard-Stone des échantillons les plus représentatifs (n=437) du jeu de données total de 3626 échantillons utilisés pour le développement du modèle de prédiction VisNIR.



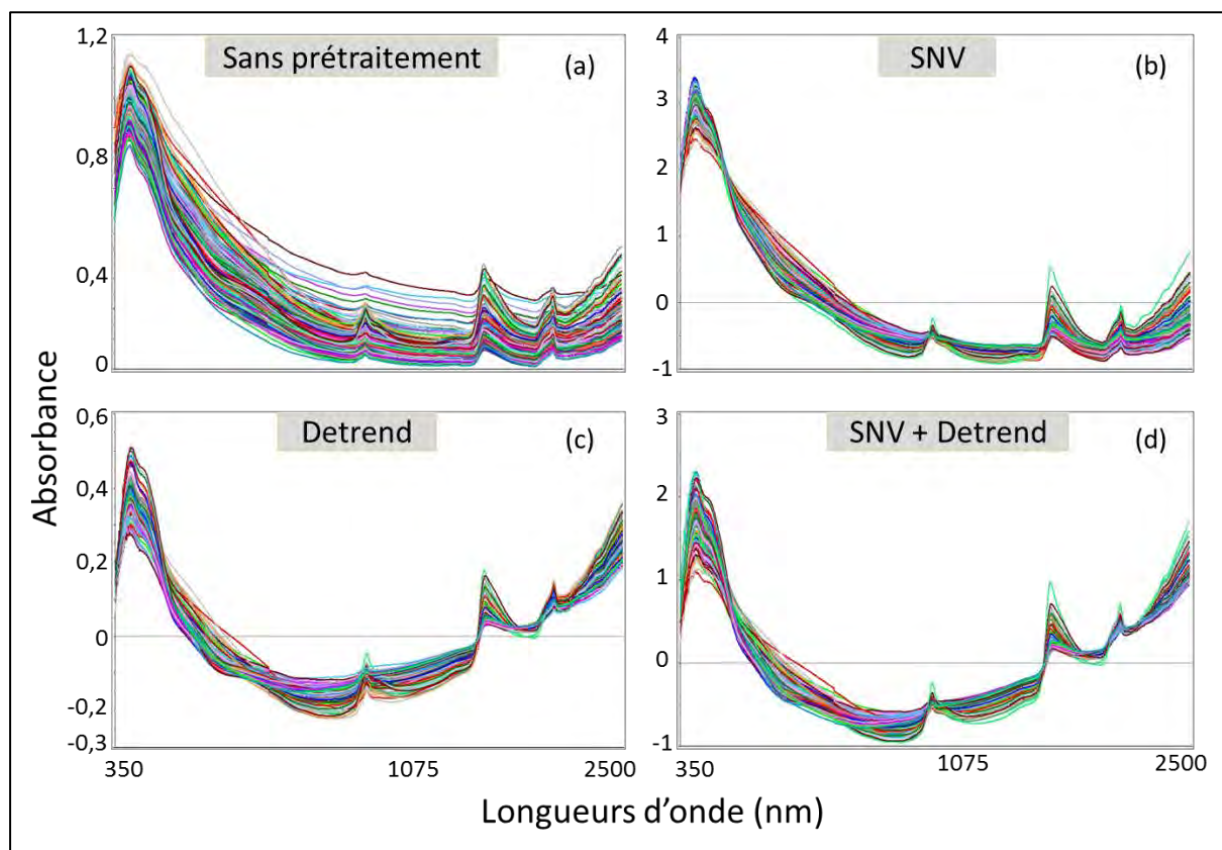
Annexe 3: Partage du jeu de référence par l'algorithme Kennard-Stone en un set de calibration (en vert) et un set de validation (en orange) pour la modélisation de COS.



Annexe 4: Partage du jeu de référence par l'algorithme Kennard-Stone en un set de calibration (en vert) et un set de validation (en orange) pour les modèles des fractions texturales.



Annexe 5: Visualisation des différents prétraitements mathématiques appliqués aux spectres pour la construction du modèle de COS : (a) sans prétraitement (spectres bruts), (b) SNV (normalisation), (c) Detrend (dérivation) et (d) SNV+Detrend.



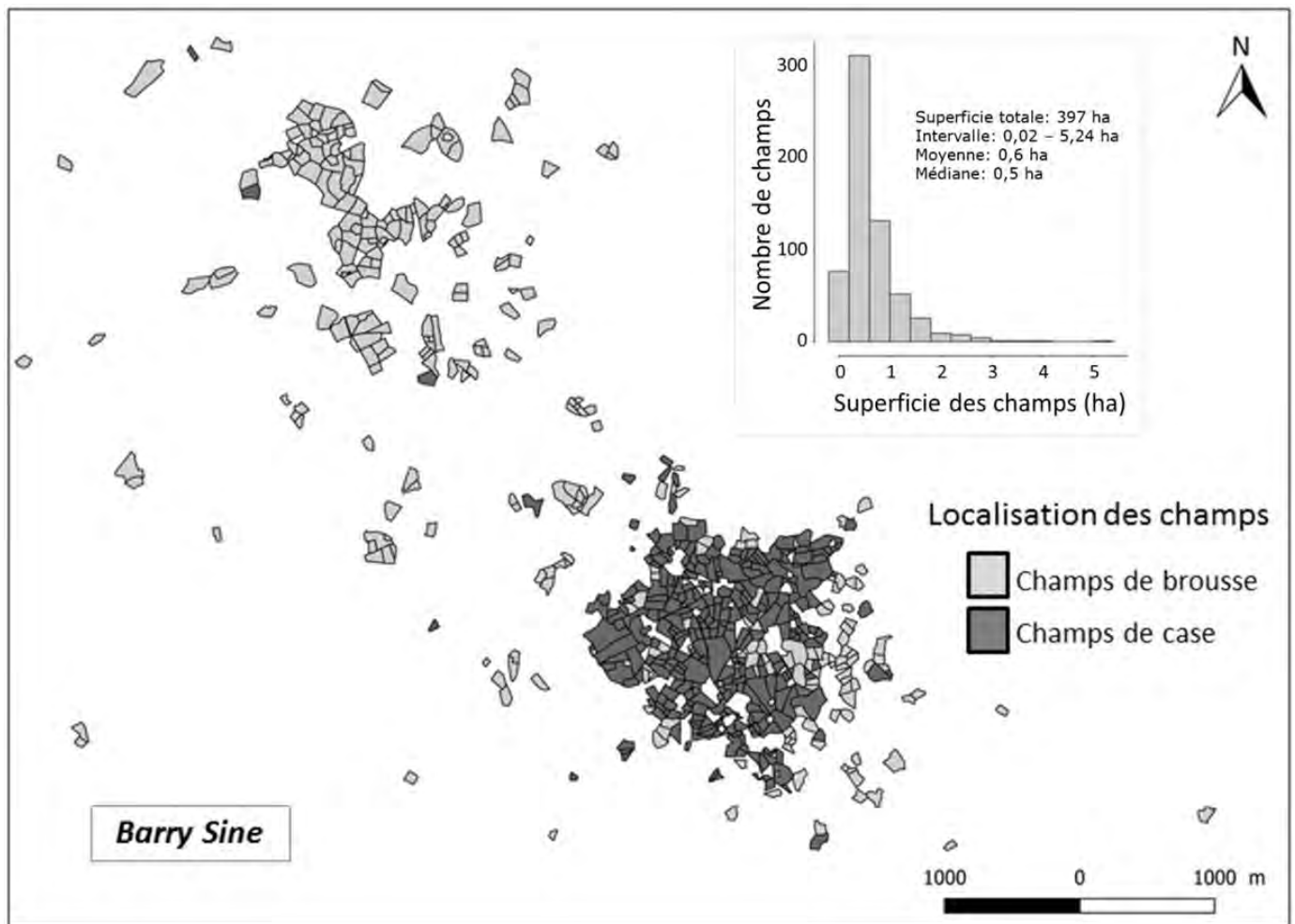
Annexe 6: Visualisation des différents prétraitements appliqués aux spectres pour la construction du modèle de la fraction $F < 50 \mu\text{m}$ et $F > 50 \mu\text{m}$: (a) sans prétraitement (spectres bruts), (b) SNV (normalisation), (c) Detrend (dérivation) et (d) SNV+Detrend.

Annexe 7: Paramètres décrivant tous les modèles PLSR testés en utilisant différents prétraitements de données sur le set de calibration (avec le modèle de meilleur ajustement en gras) et son test sur les sous-ensembles de validation pour les teneurs de carbone organique du sol (COS en g kg⁻¹) et pour les classes de texture (F<20 µm, c'est-à-dire argiles + limon fins et F>50 µm, c'est-à-dire sables; en%).

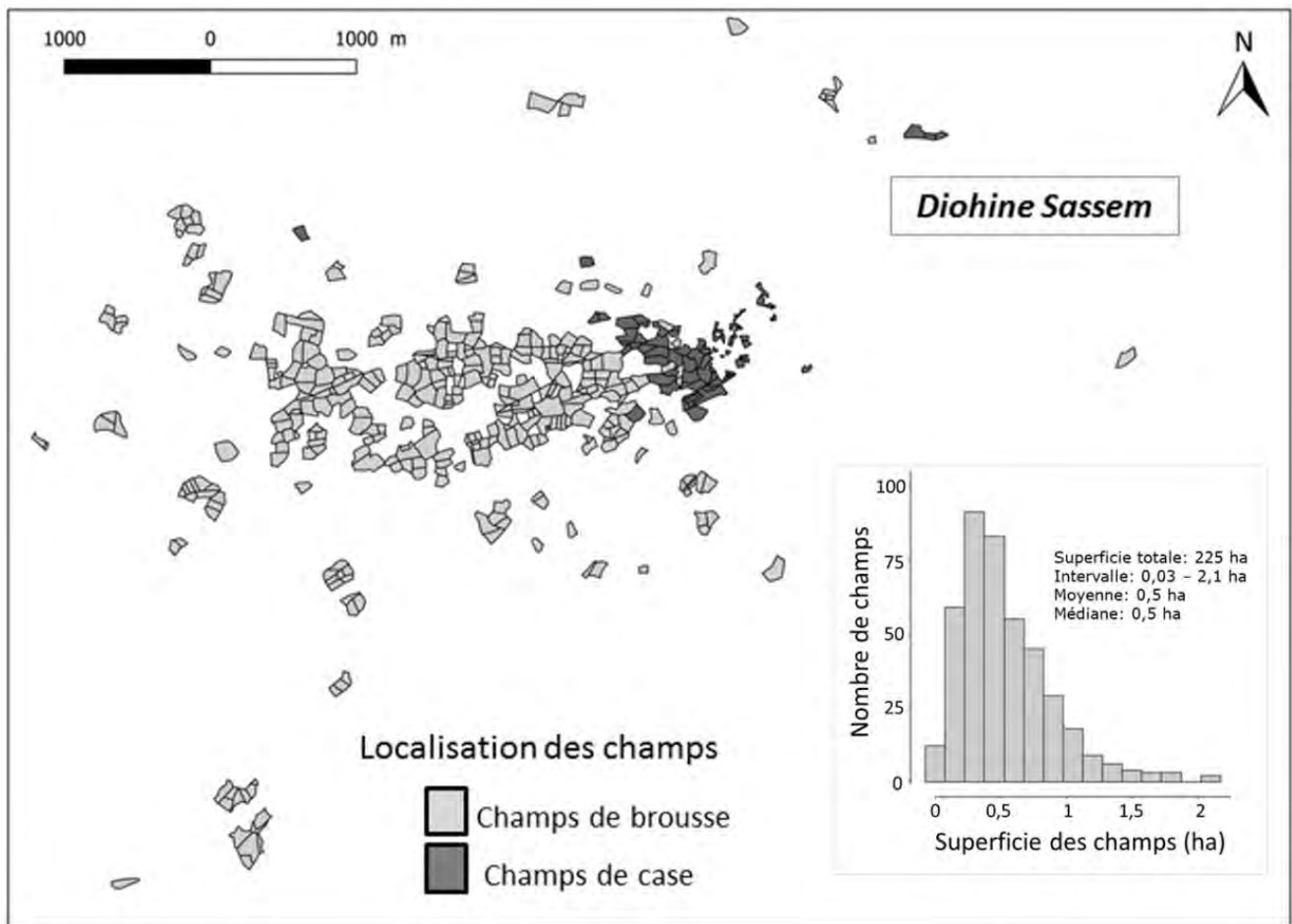
Variables prédites	Prétraitements	VL	Sous-ensemble	n	SD	IQ	RMSE	R ²	RPD	RPIQ
COS	Sans	10	cal	327	2,75	2,38	1,24	0,80	2,22	1,92
			val	110	2,71	2,39	1,28	0,77	2,12	1,87
	SNV^g	12	cal	327	2,75	2,38	1,12	0,83	2,45	2,13
			val	110	2,71	2,39	1,32	0,76	2,05	1,81
	Detrend	11	cal	327	2,75	2,38	1,23	0,8	2,23	1,93
			val	110	2,71	2,39	1,56	0,69	1,74	1,53
	SNV + Detrend	10	cal	327	2,75	2,38	1,18	0,82	2,33	2,02
			val	110	2,71	2,39	1,49	0,70	1,82	1,60
F<20µm	Sans	5	cal	98	4,90	4,58	1,80	0,86	2,72	2,54
			val	32	4,79	4,13	1,85	0,85	2,59	2,23
	SNV ^g	6	cal	98	4,90	4,58	1,92	0,84	2,55	2,38
			val	32	4,79	4,13	2,19	0,79	2,19	2,23
	Detrend	6	cal	98	4,90	4,58	1,80	0,86	2,72	2,54
			val	32	4,79	4,13	2,25	0,77	2,13	1,83
	SNV + Detrend	6	cal	98	4,90	4,58	1,80	0,86	2,72	2,54
			val	32	4,79	4,13	2,39	0,74	2,00	1,73
F>50µm	Sans	5	cal	98	7,03	6,55	2,58	0,86	2,72	2,54
			val	32	6,55	6,33	3,65	0,67	1,79	1,73
	SNV ^g	6	cal	98	7,03	6,55	2,58	0,86	2,72	2,54
			val	32	6,55	6,33	4,03	0,61	1,62	1,57
	Detrend ^h	5	cal	98	7,03	6,55	2,72	0,85	2,58	2,41
			val	32	6,55	6,33	4,06	0,64	1,61	1,56
	SNV + Detrend	5	cal	98	7,03	6,55	2,67	0,85	2,63	2,45
			val	32	6,55	6,33	4,30	0,55	1,52	1,47

^aNombre de variables latentes utilisées dans le modèle ; ^b nombre d'échantillons dans le sous-ensemble ; ^c moyenne, écart-type (ET) de la moyenne des variables et intervalle interquartile (QI) dans le sous-ensemble, exprimé en g.kg⁻¹ pour le COS et en % pour les classes de texture ; ^d erreur quadratique moyenne par sous-ensemble, exprimée en g.kg⁻¹ pour le COS et en % pour les classes de texture ; ^e rapport de l'ET à la RMSEP ; ^f rapport de la performance à l'intervalle interquartile ; ^g Variation Normale Standard.

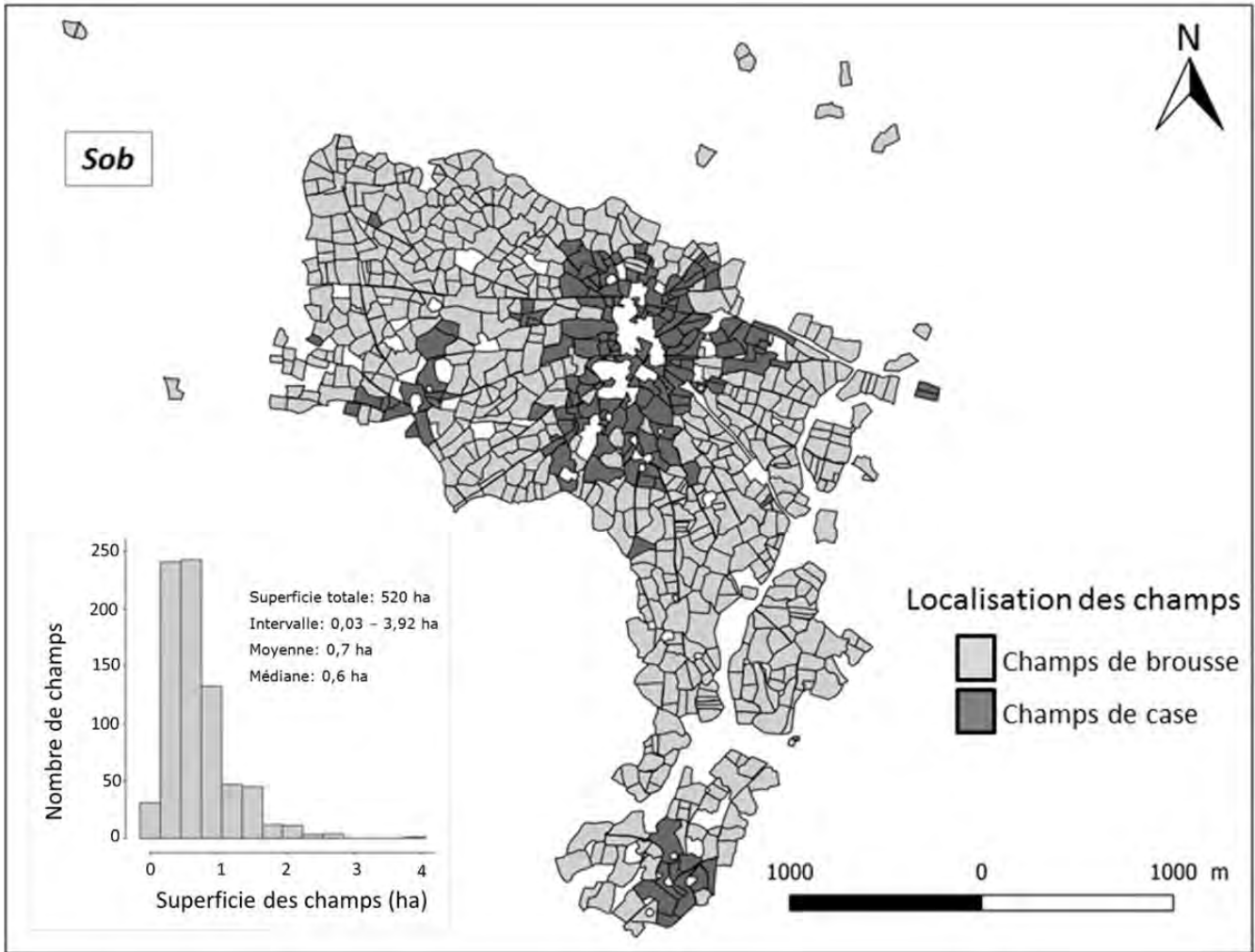
Agricole et Elevage	
Variables	Modalités
Pratique d'embauche	OUI NON (1,0)
Possession de houe	OUI NON (1,0)
Possession de hilaire	OUI NON (1,0)
Possession de semoir	OUI NON (1,0)
Possession de cheval	OUI NON (1,0)
Culture du mil pour la rente	OUI NON (1,0)
Culture du niébé pour la rente	OUI NON (1,0)
Culture maraichage pour la rente	OUI NON (1,0)
Culture de l'arachide pour la rente	OUI NON (1,0)
Culture du bissap pour la rente	OUI NON (1,0)
Culture de la pastèque pour la rente	OUI NON (1,0)
Culture de la Calebasse pour la rente	OUI NON (1,0)
Volaille	OUI NON (1,0)
Elevage de Bœuf	OUI NON (1,0)
Elevage de Mouton	OUI NON (1,0)
Elevage de Porc	OUI NON (1,0)
Elevage de Chèvre	OUI NON (1,0)
Possession d'huilerie	OUI NON (1,0)
Possession de décortiqueuse	OUI NON (1,0)
Possession de moulin à mil	OUI NON (1,0)



Annexe 9 : Carte des parcelles et localisation des champs de case et des champs de brousse à Barry Sine. Les parties blanches sont soit des endroits peuplés (en particulier à proximité des champs de maisons), soit des pâturages ou des zones non cultivées.



Annexe 10: Carte des parcelles et localisation des champs de case et des champs de brousse à Diohine Sassem. Les parties blanches sont soit des endroits peuplés (en particulier à proximité des champs de maisons), soit des pâturages ou des zones non cultivées.

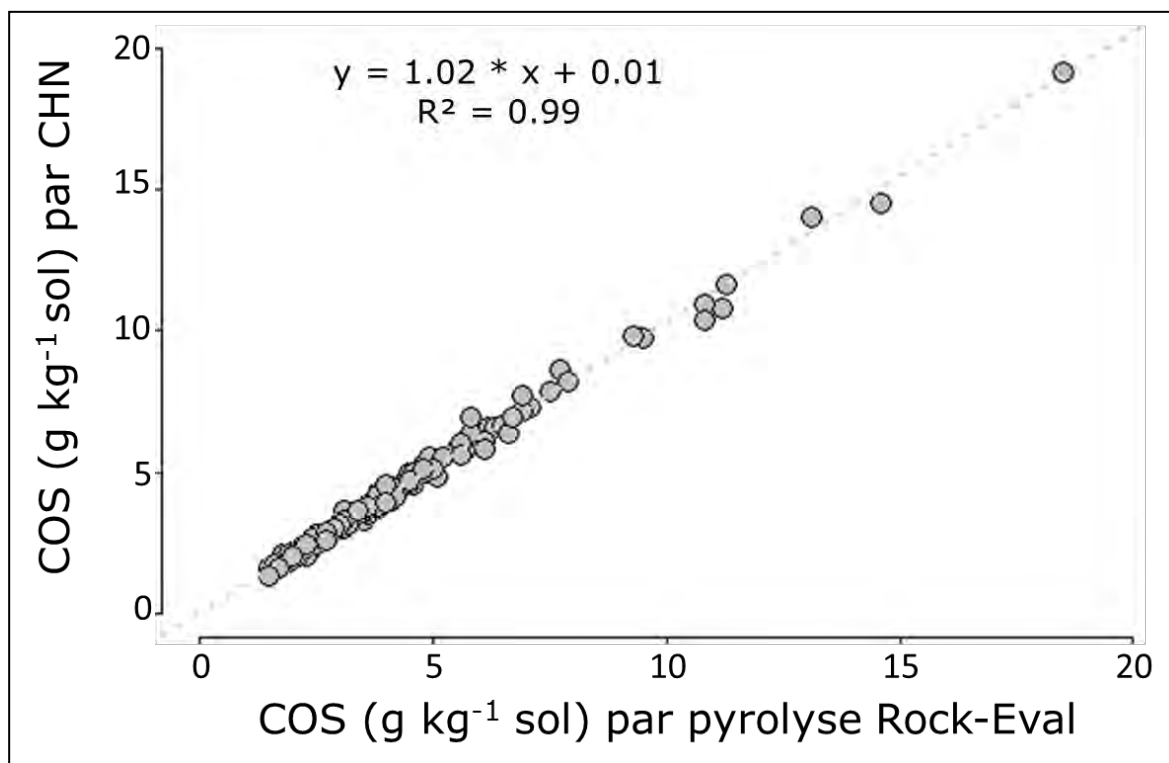


Annexe 11: Carte des parcelles et localisation des champs de case et des champs de brousse à Sob. *Les parties blanches sont soit des endroits peuplés (en particulier à proximité des champs de maisons), soit des pâturages ou des zones non cultivées.*

Annexe 12: Facteurs de conversion utilisés pour calculer les quantités de de différents types de produits organiques exogènes.

Apport organique	MF* en MS*		MS* en C	
	kg DM/kg FM	Référence	kg C/kg DM	Référence
Fumier pailleux	0.45	(Ganry and Badiane, 1998)	0.25	(van Duivenbooden and Cissé, 1989)
Fumier compact	0.45	(Ganry and Badiane, 1998)	0.25	(van Duivenbooden and Cissé, 1989)
Fumier sec d'enclos	0.45	(Ganry and Badiane, 1998)	0.21	(Pieri, 1989)
Résidus de cultures pour le fourrage	0.88	(Le Thiec 1996)	0.40	(van Duivenbooden and Cissé, 1989)
Déchets organiques ménagers	0.50	(Alvarez et al. 2014)	0.21	(Bontkes, 1999)
Bouses de vache	0.40	(Wade 2016)	0.32	(Wade 2016)

* MF: matière fraîche; MS: matière sèche



Annexe 13: Corrélation entre les teneurs de carbone organique mesurées par pyrolyse Rock-Eval et par l'analyseur élémentaire CHN.



The Rock-Eval® signature of soil organic carbon in arenosols of the Senegalese groundnut basin. How do agricultural practices matter?



Oscar Pascal Malou^{a,b,*}, David Sebag^{c,d,e}, Patricia Moulin^{a,f}, Tiphaine Chevallier^g,
Ndeye Yacine Badiane-Ndour^{a,h,i}, Abou Thiam^b, Lydie Chapuis-Lardy^{a,g}

^aLMI IESOL, ISRA-IRD Bel-Air Center, Dakar, Senegal

^bInstitute of Environmental Sciences, Cheikh Anta Diop University, Dakar, Senegal

^cUniversity of Normandy, UNIROUEN, UNICAEN, CNRS, M2C, Rouen, France

^dInstitute of Earth Surface Dynamics, Géopolis, University of Lausanne, Lausanne, Switzerland

^eIFPEN, Geosciences Dept, Rueil-Malmaison, France

^fLAMA, Imago, IRD, IRD-ISRA Bel-Air Center, Dakar, Senegal

^gEco&Sols, University of Montpellier, CIRAD, INRAE, IRD, Institut Agro, Montpellier, France

^hLNRPV, ISRA, ISRA-IRD Bel-Air Center, Dakar, Senegal

ⁱFAO, Regional Office, Dakar, Senegal

ARTICLE INFO

Keywords:

Agrosystems
Organic inputs
Thermal analysis
Rock-Eval® pyrolysis
West Africa

ABSTRACT

Soil organic carbon (SOC) ensures soil quality and productivity of cultivated systems in the Sahelian region. This study uses Rock-Eval® pyrolysis to examine how cultural practices impact the quantity of SOC and quality of SOM in cultivated sandy soils in the Senegal groundnut basin. This cost-effective method provides information on SOC thermal stability, which has been shown to be related qualitatively to biogeochemical stability of SOC. We sampled soils within two villages in agricultural plots representative of local agricultural systems, and in two local preserved areas (tree plantation and shrubby savanna). SOC concentrations ranged from 1.8–18.5 g.kg⁻¹ soil in the surface layer (0–10 cm) and from 1.5–11.3 g.kg⁻¹ soil in the 10–30 cm layer. SOC contents of cultivated soils decreased significantly (p -value < 0.0001) according to field amendment, in the following order: addition of organic wastes > addition of manure > millet residues left after harvest > no organic input. We found that the quantity and the quality of SOC are linked, and that both depend on land-use and agricultural practices, especially upon the type of organic inputs. Quantity of SOC and quality of SOM are correlated strongly in the tree plantation ($R^2 = 0.98$) and in the protected shrubby savanna ($R^2 = 0.97$). They are also correlated significantly in cultivated soils receiving organic wastes ($R^2 = 0.82$), manure (R^2 from 0.74 and 0.91), or millet residues ($R^2 = 0.91$) but not in soils that receive no organic inputs. Indexes based upon Rock-Eval® pyrolysis were represented in an I/R diagram that illustrates the level of SOC stabilization. The indexes of the studied soils were plotted against comparable results from literature. Thermal signatures of the Senegalese Arenosols show an inversion of I and the R indexes compared to data from the literature. This result highlights SOC stabilization as a function of soil depth. Indeed, the refractory pool in the studied soils (where refractory pool ranged from 7.7–21.3 % in the 0–10 cm layer, and from 12.5–24.3 % in the 10–30 cm) was more abundant than in Ferralsols in natural conditions, where refractory pool ranged from 2 to 9%. The soil organic matter in these Arenosols while positively affected by organic inputs, is dominated by more or less labile forms that mineralize quickly: a quality that is excellent for productivity of these agrosystems, but not for mitigation of climate change in the long term.

1. Introduction

Carbon (C) is the key element for the overall flow of both matter and energy in terrestrial ecosystems. It is thus involved directly or indirectly in all ecological functions of soils. Soil organic matter (SOM) constitutes

a C stock three times larger than that of the vegetation from which it comes (Schmidt et al., 2011; Scharlemann et al., 2014). This organic reservoir obviously plays an essential role in the proper functioning of ecosystems. Certain agricultural practices that improve soil organic carbon (SOC) contents could contribute to improving the quality of

Corresponding author.

E-mail address: oscar-pascal.malou@ird.fr (O.P. Malou).

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107030>

Received 17 February 2020; Received in revised form 18 May 2020; Accepted 24 May 2020
0167-8809/© 2020 Elsevier B.V. All rights reserved.

soils, and therefore to the sustainable productivity of agroecosystems (Lal, 2018, 2004), while reducing or even offsetting anthropogenic greenhouse gas emissions (Minasny et al., 2017; Soussana et al., 2017). Thus, although cropping practices are aimed primarily at improving the productivity of agrosystems, they increasingly occupy a place in national plans to combat climate change (Schlesinger and Amundson, 2018). In general, the linkage between agricultural productivity and carbon storage seems well established (Ogle et al., 2005; Howden et al., 2007; Wood et al., 2018; Oldfield et al., 2019). For example, Lal (2006) estimates that in the developing countries, an increase in the stock of SOC (by $1 \text{ Mg C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$) may increase the yield of food crops by 24–39 million Mg yr^{-1} while offsetting fossil-fuel emissions by 0.5 Pg C per year. Theoretically, it therefore seems possible to couple food security (Chabbi et al., 2017; Nath et al., 2018) and mitigation of anthropogenic carbon fluxes (Paustian et al., 2016) by identifying and promoting agricultural practices that contribute to SOC storage. Several agriculture practices, especially those based upon the organic inputs (Eden et al., 2017; Maillard et Angers, 2014; Fujisaki et al., 2018a) have been shown to increase SOC (Powelson et al., 2016). In sub-Saharan areas, agroforestry parks are also reported to increase SOC (Corbeels et al., 2018).

While the effects of agricultural practices on SOC stocks are quite well documented (Arrouays, 2008; Chenu et al., 2014; Paustian et al., 2016), the same is not true for the effects of those practices upon the forms in which SOC is stored (Fujisaki et al., 2018a; Singh et al., 2018). By analysing the distribution of C among the particle-size fractions of different soils, Fujisaki et al. (2018b) found that the SOC content in the coarse fraction ($> 50 \mu\text{m}$) of sandy soils was higher than in other soil types (specifically, Cambisols, Acrisols, Luvisols, Lixisols, Ferralsols, Nitisols, and Andosols). This fraction, which includes particulate organic matter, contained on average $41.3 \pm 15.4\%$ of SOC regardless of soil texture. Wood et al. (2016) showed that crop yields were positively related to fast-cycling, particulate organic matter but negatively linked to slower-cycling, mineral-associated organic matter, thus questioning the view that stabilization of organic matter improves food security. A key issue regarding the linkage between food security and carbon storage concerns the biogeochemical stability of SOM: C sequestration involves increasing the stocks of SOC preferentially in pools with slow turnover, while improvement of agricultural productivity requires that SOC be in quickly mineralizable organic forms that can release nutrients that are essential for plant growth (Janzen, 2006). The labile forms are particularly important in sandy soils, which by nature have a limited capacity for SOC storage (Yost and Hartemink, 2019).

Meeting these two challenges (productivity and mitigation) simultaneously requires documentation of both the quantity and the quality of SOC so that the practices leading to the best possible trade-off may be identified. It is from this perspective that we focus on the agro-sylvo-pastoral systems of West Africa. In this region, the integration of agriculture and livestock plays an important role in agricultural productivity and soil fertility. Indeed, the sustainability of agriculture in this area is based upon a strong complementarity between agriculture and livestock—specifically millet and cattle (Lericollais, 1999). Live-stock practices (overnight parking, cattle fattening, range pasturing, etc.) impact agricultural practices, particularly organic manuring, that are essential to supporting the fertility of these low-OM-content soils (Ganry and Badiane, 1998; Guérin and Roose, 2017; Harris, 2002; Tschakert, 2004). Manlay et al. (2004) estimate that in these agro-sylvo pastoral systems, animal-husbandry practices contribute up to 80% of the carbon, nitrogen, and phosphorus inputs. Night parking of ruminant livestock is one of the main sources of OM, in the form of animal faeces and urine (De Rouw, 1999; Grillot, 2018). Cattle fattening is another local practice that generates OM for improving soil fertility (Grillot, 2018). The OM from animal husbandry and other practices is not applied homogeneously in these agro-sylvo-pastoral systems; instead, the landscape is organized in halos around villages (Manlay et al., 2004; Ramisch, 2005). A compound ring of fields adjoining the houses

receives regular inputs derived from organic resources (manure or household wastes), while a bush ring of distant fields generally receives smaller amounts of exogenous organic inputs. Usually, the only organic inputs to that ring are crop residues left on the soil surface.

The Rock-Eval® pyrolysis, developed by IFPEN for petroleum industry (Espitalie et al., 1986; Lafargue et al., 1998), is a simple, fast, cost-effective method for obtaining information on the carbon content, composition, and thermal stability of OM. In the context of soil science, it is recommended for quantitative and qualitative characterization of SOM (Derenne and Quenea, 2015; Disnar et al., 2003; Feller et al., 2010). The literature has shown that the thermal status of SOM during Rock-Eval® pyrolysis provides an overall approximation of its biogeochemical stability (Barré et al., 2016; Fernández et al., 2011; Gregorich et al., 2015; Plante et al., 2011).

This study aims at identifying how agricultural practices influence SOC quantitatively and qualitatively in Sahelian agroecosystems. Management practices that increase C inputs in soil may be relevant for meeting food security and climate change challenges. However, the balance for OM decomposition that would provide soil nutrients and OM stabilization that would increase long-term carbon storage depends on the stability of the carbon fraction where the C is stored. We anticipated that SOC would be increased after organic inputs on farmers' field. More interestingly, we also expected that organic inputs would be an important control on SOM thermal status in these systems. We hypothesized that SOC is dominated by thermally labile forms in link with the sandy nature of the soils. Then we expected that the carbon stored in the sandy soils of these agro-ecosystems responds more to productivity needs than to the challenge of climate-change mitigation.

2. Material

2.1. Study area

The study area is in the Senegal groundnut basin, which is the country's main growing region. In this agricultural landscape, woody vegetation is dominated by *Faidherbia albida* distributed in parkland. The geological substratum consists of tertiary sandstones. The soils that developed upon this substratum have incorporated materials from aeolian deposits. They are classified as Arenosols (IUSS Working Group WRB, 2015), and are mostly low in clay (less than 5%, mainly kaolinite). Fertility is low due to low buffering and ion-exchange capacity. The climate is Sudano-Sahelian (average annual temperature: $30 \text{ }^\circ\text{C}$; average annual rainfall: 530 mm), marked by a very strong seasonal contrast. The short rainy season (from July to October) is suitable for crops. Soils are not exploited during the long dry season.

As our study area, we selected two villages (Diohine Sasse: $14^\circ 29' 51'' \text{N}$ and $16^\circ 30' 36'' \text{W}$; Sob: $14^\circ 29' 16'' \text{N}$ and $16^\circ 26' 3'' \text{W}$) in the Niakhar Population-Environment-Health Observatory. Lands around the villages are organized in halos. Plots in the home-fields (i.e., those closest to the concession) receive larger amounts of inputs than the distant plots, which are referred to as the out-fields (Ramisch, 2005). Specifically, home-fields in our study area received between 5 and $8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (dry weight) of organic inputs, vs. $\leq 1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ for the out-fields (Toukara et al., 2020). However, the quantity and quality of organic inputs vary even among the plots within a given ring.

2.2. Selection of the cultivated situations

Agricultural plots were mapped in the area by previous research projects. Together, the sets of soil samples from each field constitute a pedological library of ca. 1800 fields, from which we selected those of interest according to several criteria (Table 1). The first criterion is the type of organic inputs received by the agricultural plots in the previous year: (1) millet residues left at soil surface after harvest (denoted “+Millet residues”; $n = 10$ out-fields; Table 1), (2) manure, consisting of uneaten plant residues plus ruminant faeces and urine (denoted

Table 1

Selection criteria for the 120 plots chosen among the ca 1800 cultivated situations composing the agricultural mapping of the area.

Selected situations	N	Place of collection		Land-use		Time of collection	
		Home-fields	Out-fields	Annual Fallow	Under cultivation	Cropping season	Off-crop cycle
		(n)	(n)				
No input	60	+ (20)	+ (40)	+	+	+	+
+Millet residues	10	-	+ (10)	n.a.	+	+	-
+Manure	40	+ (20)	+ (20)	n.a.	+	+	+
+Organic wastes	10	+ (10)	n.a.	n.a.	+	-	+

The plus (+) sign means that the situation was collected in the existing sample set and selected in the studied set as representative of the agriculture systems; The minus (-) sign means that the situation was considered uncommon, and wasn't collected in the existing sample set; n.a., non-applicable, refers to situations that do not exist in the agricultural systems of the studied area.

"Manure"; n = 20 home-fields + 20 out-fields; Table 1), and (3) organic residual products consisting of crop residues, organic wastes from the households, and ashes ("Organic wastes"; n = 10 home-fields). In this study, the term "exogenous inputs" refers to situations in which organic products were applied by farmers as manure or organic wastes. We also included "No-input" situations (n = 20 home-fields + 40 out-fields), which were cultivated plots that received either no organic amendments during the previous year, or only the annual fallow. The latter case was included because farmers practice a biennial crop rotation—especially in the territory of Diohine Sassem.

The soil samples analysed in this study were collected during either the cropping cycle (corresponding to the rainy season) or the non-cropping period (dry season). Samples of topsoil were taken from a 1-m square at the centroid of each plot. Two layers were sampled: 0–10 cm and 10–30 cm. Both layers have, potentially, been impacted by agricultural activities (FAO, 2003). In addition, the 30-cm depth is the minimum recommended for studying carbon storage in soils (IPCC, 2006). For each layer in each plot, a composite sample was prepared by mixing five separate samples: one from the square's centre, plus one from each of the corners.

2.3. Local unexploited situations

As reference samples of local soils in the study area, we sampled unexploited soils from two "preserved" situations that had gone decades without anthropogenic impacts: (i) a savanna area protected against human activities and cattle for more than 30 years in Mbadane (the neighbouring village of Diohine Sassem, 14°29'23"N and 16°35'36"W), with the shrub *Guiera senegalensis* as the main species; and (ii) a tree plantation established in 1976, and not exploited since (Bandia, 14°34'19"N and 17°00'54"W). Because the profiles of the un-exploited soils are a valuable local reference for characteristics of pre-served soils, we sampled them at five depth intervals (0–10, 10–20, 20–30, 30–40, and 40–50 cm) rather than (as in the case of cultivated soils) only two. For each depth interval in each plot, we took samples from the corners and centre of a 1-m square at the plot's centroid, then blended them to make a composite sample. Therefore, the resulting dataset included a total of 10 composite samples.

2.4. External reference dataset

As a basis for comparing the studied Arenosols to other situations, we used data published by Sebag et al. (2016) on Ferralsols (≤0–15 cm deep) from profiles of soils in Gabonese forests and savannahs that had not been disturbed by human activities. The Rock-Eval® signatures of the selected 87 samples, corresponding to organic layers (OL, OF, OH and Op, n = 25) and organo-mineral layers (A, Ah; n = 62), are re-representative of the diverse undisturbed situations reported in Sebag et al.'s (2016) worldwide dataset. The signatures of these 87 samples were referred to as the "Humic trend" by Sebag et al. (2016), as described in more details in the following section.

3. Methods

3.1. Rock-Eval® pyrolysis

Samples of soil (< 200 µm, mass = 55–73 mg) were analysed at the University of Lausanne using a Rock-Eval 6 pyrolyser manufactured by Vinci Technologies. The analytical protocol consisted of two phases: (i) pyrolysis by heating from 200 °C to 650 °C at 25 °C/min in an inert atmosphere (N₂); and (ii) oxidation of residual carbon in an artificial atmosphere (N₂/O₂: 80/20, starting at 400 °C and ending at 850 °C with a heating rate at 20 °C/min (Behar et al., 2001; Lafargue et al., 1998). Gases released were monitored by a flame ionisation detector (FID) for hydrocarbon compounds (HC), and by infrared detectors (IR) for CO and CO₂. Total Organic Carbon (TOC in wt%) and Mineral Carbon (MINC in wt%) were calculated by integrating the amounts of HC, CO, and CO₂ produced during thermal cracking of OM between defined temperature limits (Behar et al., 2001; Lafargue et al., 1998). Because carbonates are not present in our Arenosols, the SOC values found via Rock-Eval® measurements are equal to the sum TOC + MINC. Those values were strongly and positively correlated (R² = 0.99) to the TOC contents that were measured with a CHN analyser (Supplementary material S1).

In this study, thermal status of SOM was characterized by combining two indexes (denoted R and I) calculated from five subdivided areas of the S2 thermograms related to HC (Disnar et al., 2003; Sebag et al., 2006, 2016). Areas were calculated between the following bounds (or nodes): 200–340 °C for A1, 340–400 °C for A2, 400–460 °C for A3, 460–520 °C for A4, and 520–650 °C for A5. The forms of S2 thermograms depend upon the OM cracking temperature, as expressed through five pools corresponding to the sections of the thermograms: highly labile (A1), labile (A2), resistant (A3), refractory (A4) and highly refractory (A5) (Disnar et al., 2003; Sebag et al., 2016, 2006).

By construction, the R-index ($R = [A3+A4+A5]/100$) relates to the most thermally resistant and refractory pools of organic matter, while the I-index ($I = \log_{10}[(A1 + A2)/A3]$) is related to the most thermally labile pools (details in Sebag et al., 2016). As derived from a mathematical construct, these two indexes may be heavily inversely correlated to each other when OM stabilization results from progressive decomposition of organic components according to their biogeochemical stability (Lehmann and Kleber, 2015). Then, a decrease in labile (A1 and A2) pools result in a concomitant increase in more thermally stable pools (A3 to A5), as observed in compost samples by Albrecht et al. (2015). In other words, the stable pools increase at the expense of the labile pools during the decomposition of OM. Thus, SOM thermal stabilization can be followed on a I-index vs R-index diagram (called thereafter I/R diagram) along a strong linear relationship, described as "Humic trend" in Sebag et al. (2016), as a continuum of decomposing organic materials in soil profile from biological tissues to a mixture of organic constituents derived from SOM humification (Lehmann and Kleber, 2015). Therefore, the "Humic trend" reflects the linear relationship between decaying processes of labile organic pools and OM

stabilization in undisturbed (non-agricultural or non-human impacted) soils. However, situations with OM mixture from different sources or where decomposition is so intense that it even affects the more thermally stable pools (A3 to A5) may generate a distribution in the I/R diagram aside the "Humic trend", i.e. a poorly related I-R indexes. Such situations were observed for instance in Fluvisols (Sebag et al., 2016), in Arenosols (Romanens et al., 2019; Sebag et al., 2016), in the B horizons of alpine soils derived from calcareous lithologies containing inherited (or « petrogenic ») OM (Matteodo et al., 2018), and in artificial substrates mixing minerals and fresh plant tissues (Schomburg et al., 2019, 2018). In this work, we use the "Humic trend" as a reference model and we focused on Delta-R (ΔR) calculated as the distance (or residual) from the "Humic trend" line ($\Delta R = R_{\text{measured}} - R_{\text{model}}$).

The synthesis conducted by Sebag et al. (2016) on a worldwide panel of soils representative of contrasting situations shows a continuous evolution of these thermal parameters in the main horizons of soil: decrease of labile pools (A1 and A2) and I-index, and increase of stable pools (A3, A4 and A5) and R-index. Nevertheless, as pointed out by Sebag et al. (2016), "in order to avoid any misinterpretation, it is necessary to emphasize that [...] this approach based on the new Rock-Eval I- and R-indices does neither identify nor quantify the elementary chemical compounds because four basic components (A1 to A4) cannot accurately describe the diversity of biological compounds and their soil derivatives". However, a few studies make it possible to relate the thermal status to the chemical composition (Barré et al., 2016; Carrie et al., 2012; Soucémariadin et al., 2018). Albrecht et al. (2015) show, for example, that Alkyl C is significantly and positively correlated with the most labile pool (A1), O-alkyl C and alkyl C are together significantly and positively correlated with labile pools (A1 and A2), phenolic C is significantly and positively correlated with thermally stable pools (A3, A4 and A5), and aromatic C significantly and positively correlates with the most refractory pools (A4 and A5). Similar results are also obtained using the same methodology (^{13}C MNR spectroscopy) in a new recent publication (Le Mer et al., 2020). With another approach, Sanderman and Grandy (2020) recently indicated that the thermal fractions are, except for the most stable fraction, heterogeneous mixtures of fast- and slow-cycling SOM. Moreover detailed composition of different thermal fractions analysed using stepped pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry (Py-GC/MS) show a reproducible shift in the chemistry of pyrolysis products across the temperature gradient (between 330–735 °C) trending from mainly polysaccharides and lipids at low temperature to lignin- and biological-derived compounds at middle temperatures and dominant phenol, aromatic and unknown compounds at the highest temperatures (Sanderman and Grandy, 2020).

3.2. Statistical analyses

We used R software (R Development Core Team, 2013) for all statistical analyses. Analyses of variance (ANOVA) employed the Tukey test (HSD) at probability level $p = 0.05$. Linear, logarithmic, and power-law regressions used the ggplot2 package's *lm* function. Student's t-tests were carried out to determine the significance of the regressions. To display the distributions of data, we constructed box plots that show the minimums, the first quartiles, the median values, the third quartiles, and the maximum values, as well as the outliers when appropriate.

4. Results

4.1. Soil organic carbon content

SOC contents of Arenosols in preserved situations decreased gradually with depth (Fig. 1a). The average SOC in those soils was 4.5 g.kg⁻¹ soil in the 0–10 cm layer, versus 2.1 g.kg⁻¹ in the 40–50 cm layer.

SOC contents in cultivated plots differed significantly, at both

sampled depths, from those in "preserved" soils (p -value < 0.0001 for the 0–10 cm depth; p -value = 0.03 for the 10–30 cm depth). The magnitude of the difference depended upon the soil amendments. SOC contents were highest in situations where organic wastes were applied (Fig. 1b). SOC contents in situations without exogenous organic inputs (No input; $n = 60$; Fig. 1b) were significantly higher at the surface than at depth ($p = 0.01$). In situations with millet residues left on field (+Millet residues; $n = 10$; Fig. 1b), the SOC content measured at the surface was not significantly different ($p = 0.05$) from the content at depth. In cultivated situations with manure inputs (+Manure; $n = 40$; Fig. 1b), SOC was significantly higher in the upper soil layer than below ($p = 0.002$). In cultivated situations with organic-waste inputs (+Organic wastes; $n = 10$; Fig. 1b), SOC was also significantly higher at the surface than at depth (p -value = 0.01).

The location of the fields also seemed to impact SOC contents. Home-fields had significantly higher SOC contents than out-fields (p -value < 0.0001). The SOC in fields that received manure was significantly higher in home-fields than in out-fields (p -value = 0.02; Supplementary material 2a). In the plots that did not receive exogenous organic inputs, SOC was significantly higher in home-fields than in out-fields (p -value < 0.03; Supplementary material 2b). In contrast, the season (i.e. rainy or dry) does not seem to affect SOC contents significantly at any depth (p -value = 0.64; Supplementary material 2c).

4.2. Measurement of thermal stability by the Rock-Eval® pyrolysis

4.2.1. R-index

For the studied Senegalese Arenosols, average R-index values were between 0.4 and 0.6 at all depths and in all situations. The average R value was 0.5 ± 0.003 (Fig. 2). In Arenosols of preserved situations, the R-index decreased with depth (Fig. 2a). In 0–10 cm layer, the average R-index was 0.54, versus 0.5 in the 40–50 cm layer. In the surface layers (0–10 cm) of cultivated situations, the R-index did not differ significantly upon the soil amendments (p -value = 0.09). However, the R-index differed significantly according to soil amendments in the 10–30 cm layer (p -value < 0.01).

In situations without any exogenous organic input, the R-index was significantly higher at the surface than at depth (p -value < 0.02). This trend (surface R-index > R-index at depth) was also observed in situations with millet residue left in the field (p -value < 0.03) and in situations where organic wastes were applied (p -value < 0.002). In contrast, in situations with manure the R-index was not significantly different in the 0–10 cm layer than in the 10–30 cm layer (p -value < 0.09). It should also be noted that in the 0–10 cm depth, the R-index in preserved situations was not significantly different from that in the cultivated situations (p -value = 0.6).

4.2.2. I-index

For the studied Senegalese Arenosols, average values of the I-index varied between 0.14 and 0.6 in all depths, with an average value of 0.34 ± 0.01 (Fig. 3). In preserved situations, the I-index increased with depth (Fig. 3a). The average I-index was 0.3 in the 0–10 cm layer and 0.5 in the 10–30 cm layer.

In cultivated situations, the I-index did not differ significantly between the soil amendments at any depth (p -value > 0.4). In situations with no exogenous organic inputs, the I-index was significantly lower in the surface layer than in the 10–30 cm layer (p -value < 0.0001). This trend (I-index in surface layer < I-index at depth) was also observed in situations with millet residue left in the field (p -value < 0.01) and in situations with manure (p -value < 0.004). On the other hand, in situations with organic wastes the I-index did not vary significantly with depth (p -value = 0.1). Moreover, the measured I-index in the 0–10 cm depth was not significantly different in preserved situations than in cultivated situations (p -value = 0.9).

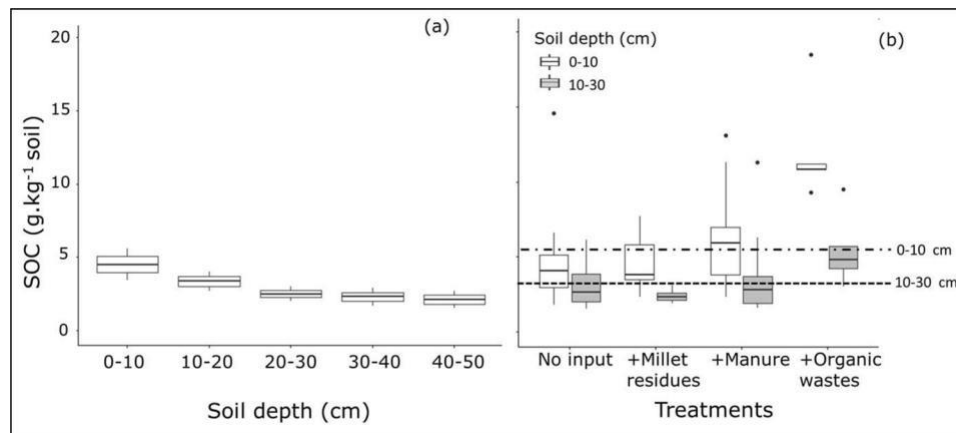


Fig. 1. Soil organic carbon (SOC) contents (a) along the soil profile in the unexploited situations (tree plantation and preserved shrubby savanna), (b) at 0–10 and 10–30 cm depths in the different agricultural situations. Lines corresponded to average values, by depth, of all situations being considered.

4.2.3. R versus I

For all situations, the correlation between R and I indexes of the studied Senegalese Arenosols is strong and linear (Fig. 4). However, the slope of the regression line derived from the Senegalese Arenosols was larger (more negative) than that of the "Humic trend" derived from the Ferralsols studied by Sebag et al. (2016). This "Humic trend" is a satisfactory external reference set for our samples because according to the literature, organic compounds (such as composts) and the main soil classes studied thus far by the Rock-Eval® pyrolysis fall along or close to the "Humic trend" line (Albrecht et al., 2015; Sebag et al., 2016; Matteodo et al., 2018; Schomburg et al., 2018, 2019).

Signatures of soils from preserved situations and plots that received the "+Millet residues" situation are fairly similar (Fig. 4). R-index values for those soils are lower than for other cultivated soils, and their regression-line slopes are larger. Signatures are fairly comparable for cultivated soils amended with manure or with no exogenous organic inputs, although some samples of soil amended with manure fall along the "Humic trend". Signatures of soils that received organic wastes vary with depth: data points for the 0–10 cm layer fall along the "Humic trend", while signatures for samples from the 10–30 cm layer are comparable to those of the surface horizon of Senegalese Arenosols that either received no inputs, or were amended with manure.

4.2.4. S2 thermograms

The average S2 thermograms and associated standard deviations in cultivated situations are shown in Figs. 5a (for the 0–10 cm layer) and 5b (for the 10–30 cm layer). The area below each curve corresponds to the total HC amount (with respect to an equivalent sample weight) released during the pyrolysis phase. Those amounts are directly correlated to the amounts of organic carbon ($R^2 = 0.81$; p -value < 0.0001).

For each situation, HC contents were significantly larger in surface samples than in deeper layers, in agreement with results obtained for SOC contents (Fig. 1). Moreover, S2 thermograms of surface-layer soils are qualitatively different from those from deeper layers (Figure 5ab): S2 thermograms of surface soils tend to be bimodal, but S2 thermograms for deeper soils tend to be unimodal.

S2 thermograms for the 0–10 cm layer of preserved soils (savanna and tree plantation) are fairly comparable to those of cultivated soils that received either millet residues or no exogenous organic inputs. These S2 thermograms are different from those obtained for cultivated situations that received manure or organic-waste amendments. Indeed, the S2 thermograms for situations with exogenous organic inputs (+Manure and +Organic wastes) have a bimodal distribution. The first mode corresponds to a relative enrichment of labile pools, mainly A2. The second mode corresponds mainly to an enrichment of more resistant or refractory pools, primarily A3 and A4.

Shapes of S2 thermograms for soils at lower depths in preserved

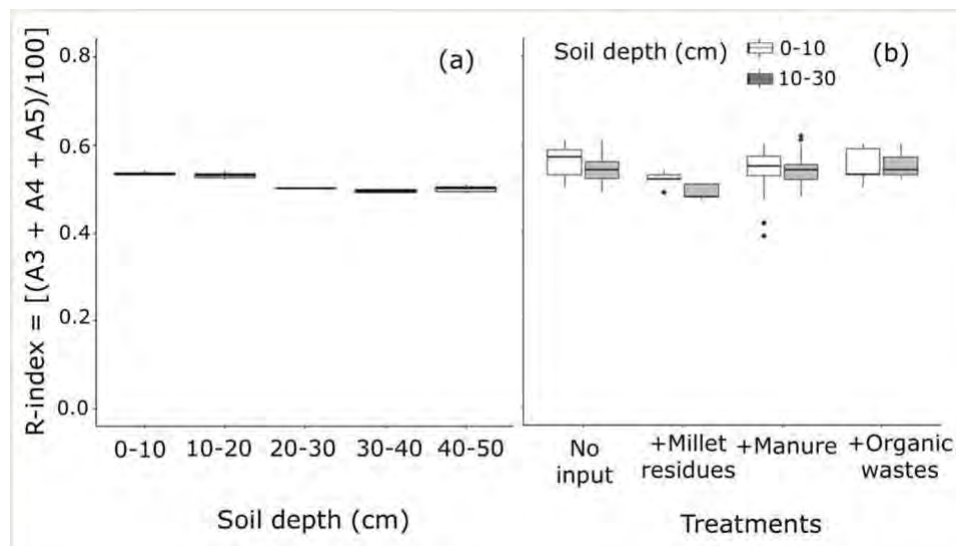


Fig. 2. R-index in (a) preserved situations according to soil depth, and (b) agricultural systems according to amendment application and soil depth.

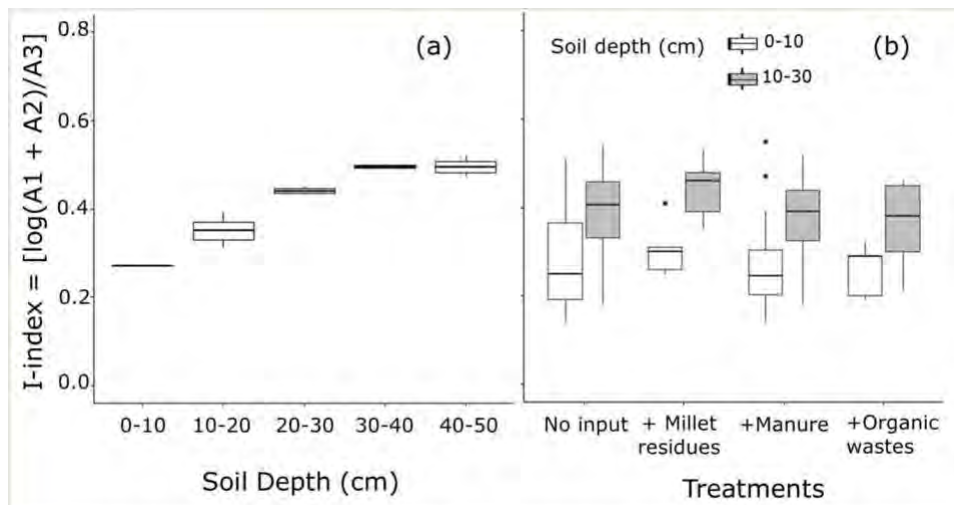


Fig. 3. I-indexes in (a) preserved situations according to soil depth, and (b) agricultural systems according to amendment application and soil depth.

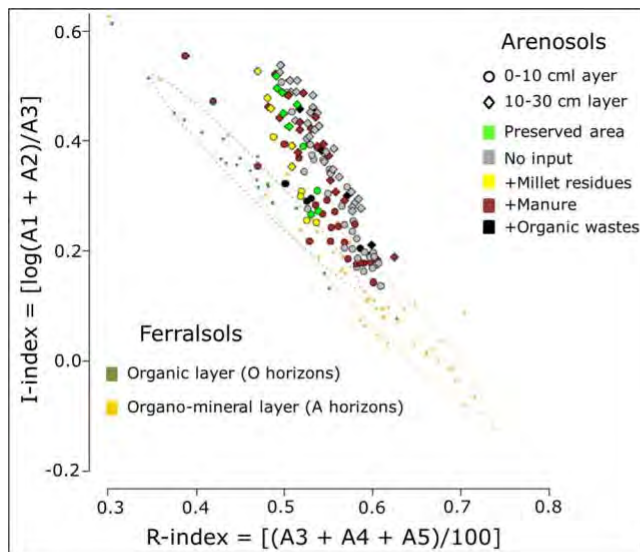


Fig. 4. R vs I indexes derived from the Rock-Eval® pyrolysis performed on the Senegalese Arenosols (the present study), and compared to the model derived from Gabonese Ferralsols used as an external reference (Sebag et al., 2016).

situations are quite similar to those of cultivated soils that received either no exogenous organic inputs, or only the millet residues left on the field after harvest. The S2 thermograms for these situations are dominated significantly by A2, A3, and A4. In addition, their pool sizes show very little variance. The S2 thermograms obtained from soils at depth in situations with no inputs are unimodal. The peak corresponds to a relative enrichment of the resistant or refractory pools, mainly A3 and A4. In addition, the variability of pool sizes was quite large in S2 thermograms of soils collected at depth in the preserved situations, and in cultivated soils without any exogenous organic inputs. Specifically, the pools for no-input fields were distinct from those where millet re-sidues were left on the soil surface after harvesting the crop.

5. Discussion

5.1. SOC contents

The SOC contents measured in preserved unexploited situations, in situations without any exogenous organic inputs, and in situations with millet residues left on field after harvest are comparable to those

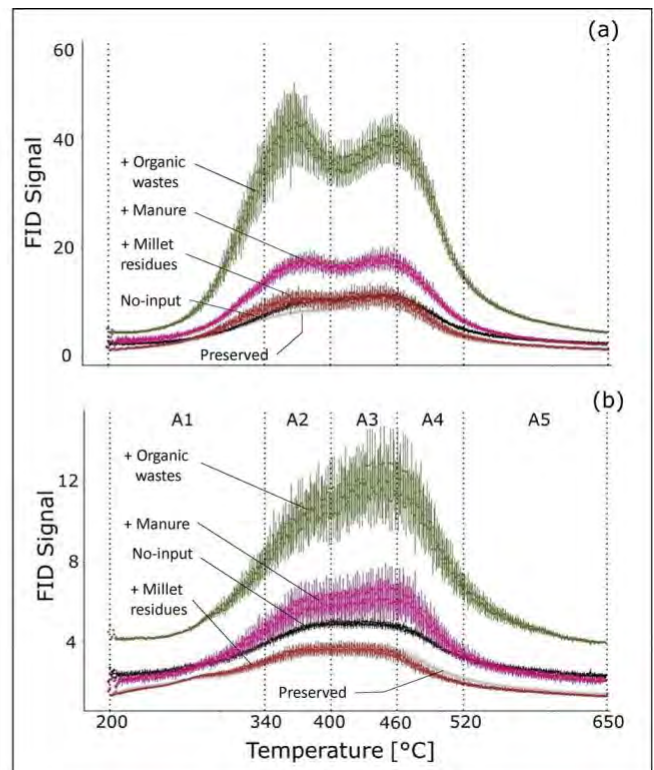


Fig. 5. S2 thermograms obtained by Rock-Eval® pyrolysis of (a) the surface layer, and (b) the deep layer for the different situations: preserved (grey), no input (black), +millet residues (brown), +manure (deep pink), and + organic wastes (dark green). Note that the vertical-axis scales are not the same for (a) and (b) (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article).

reported in the literature for sandy soils. Indeed, the meta-analysis by Yost and Hartemink (2019) has shown that in sandy soils in arid zones, the average levels of SOC are less than 5 g.kg⁻¹ soil. Feller (1979) reported SOC values ranging between 3 and 5 g.kg⁻¹ soil for sandy soils in Senegal. Bationo and Buerkert (2001) have reported SOC contents ranging between 1 and 8 g.kg⁻¹ soil in the Sudano-Sahelian zone of West Africa. Those results confirm that sandy soils are naturally poor in OM (Osman, 2018; McClintock and Diop, 2005). The SOC contents in our situations with millet residues left on fields are comparable to values found in Niger by Bationo and Buerkert (2001) during a long-term

experiment (between 1984 and 1996) that applied 4 T of crop residue ha⁻¹ along with mineral fertilisers (SOC between 1.7 and 3.3 g.kg⁻¹ soil). However, Yost and Hartemink (2019) and Bationo and Buerkert (2001) have both shown that organic inputs increase SOC in sandy soils. The SOC contents in our situations with exogenous organic inputs (+Manure or +Organic wastes) were higher than those measured in other situations; i.e. in preserved sites, or in agricultural systems with either no inputs, or the “+Millet residues” application. These SOC contents were of the same order of magnitude as those measured by Šimanský et al. (2019) during 25 years of experiments on sandy soils with inputs of manure (6.07 g.kg⁻¹ soil), or of manure + NPK (8.38 g.kg⁻¹ soil).

In preserved soils, the SOC was low despite regular additions of OM through litterfall from trees or shrubs. Arenosols are poor in SOC due to a fairly low primary production (Bationo et al., 2007; Blanchart et al., 2007), and to the sandy texture, which favours decomposition of OM and mineralization of SOC (Feller et al., 1991; Don et al., 2009).

In cultivated soils that received no exogenous organic inputs, or only the millet residues left in the field, SOC contents were fairly comparable on the whole to those for preserved soils. This result corroborates findings of Blanchart et al. (2007). Those authors have shown that in sandy soils, the content of SOC under perennial vegetation is comparable to that of soils in annual cultivation because sandy soils have a very low potential for carbon storage, given the quick decay of plant debris and soil OM. On the other hand, SOC content is significantly higher in situations with manure or organic wastes. This re-lative enrichment is particularly marked in samples taken from the 0–10 cm layer, because OM inputs constitute the most important lever for increasing SOC levels in tropical soils (Blanchart et al., 2007; Fujisaki et al., 2018a) as well as in temperate soils (Chenu et al., 2014). Numerous studies have shown that manure additions increase the organic carbon content of the soil (Haynes and Naidu, 1998; Li et al., 2018; Liu et al., 2013). Long-term treatment of soils with organic inputs can increase organic carbon contents in the topsoil by +24 to +92 % depending on the type of organic amendment (Diacono and Montemurro, 2010). Daouk et al. (2015) showed that organic amend-ments contribute to increasing SOC significantly in sandy soils north-west of Dakar, particularly in the 0–10 cm layer. Liu et al. (2013) have also shown that improving soils with manure has positive effects on SOC stocks. Li et al. (2018) estimate that the composition of manures rich in recalcitrant organic compounds contributes to high levels of organic carbon in soils treated with manure.

It also appears that SOC contents are affected by differences in management practices and inputs, which are in turn related to the “halo” arrangement of the village landscape: SOC contents are generally higher in home-fields than in out-fields. Because plot productivity relies upon the organic inputs, farmers concentrate organic amendments upon the home-fields in order to maximize agricultural yields near the compounds. This result agrees with findings obtained by Manlay et al. (2004) in Southern Senegal; by Corbeels et al. (2018) in East Africa; by Tittonell et al. (2013) in Kenya and Uganda; and by Zingore et al. (2011) in Zimbabwe. All of these authors reported finding organic-carbon gradients in connection with an unequal allocation of organic resources between the fields closest to the compounds (home-fields) and the most distant (out-fields).

5.2. Thermal stability as an indicator of SOC quality

Calculated R-index values of the Senegalese Arenosol topsoils were significantly lower (p-value < 0.0001) than those of the Gabonese Ferralsols (Sebag et al., 2016) that we used as a reference for general undisturbed situations (Fig. 6a). However, Fig. 6a shows that the R-index values for Arenosol topsoils with SOC < 5 g.kg⁻¹ soil are comparable to those of the Ah horizons of soils in the reference set (with SOC between 15.5 and 57.2 g.kg⁻¹ soil). Those values for the two soils are comparable even though the R-index values of the Arenosol topsoils

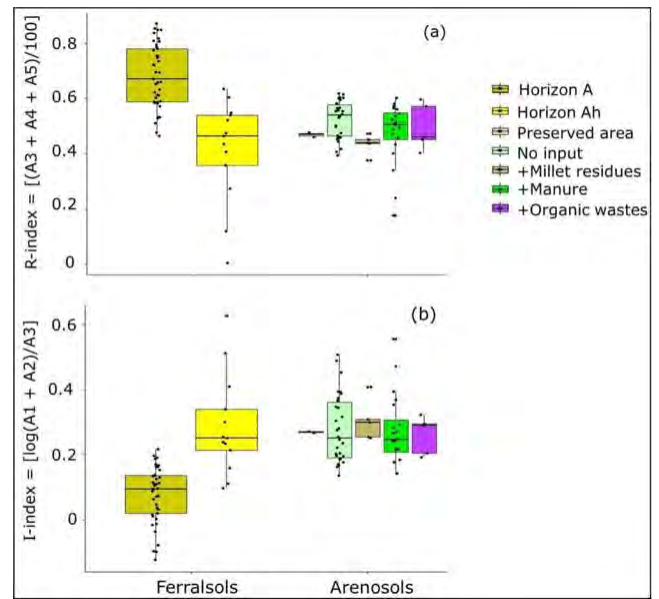


Fig. 6. R-indexes (a) and I-indexes (b) in the surface layers (0–10 cm) of Senegalese Arenosols (this study) compared to the same indexes in the A or Ah horizons (depth ≤ 15 cm) of Gabonese Ferralsols used as the external reference set (Sebag et al., 2016).

were lower than those of the A horizons in the reference set that had SOC contents between 3 and 73.2 g.kg⁻¹ soil.

Similarly, the I-indexes derived from Senegalese Arenosols were similar to those of the reference set's Ah horizons, and significantly higher than those of that set's A horizons (Fig. 6b).

In summary, I/R signatures of the Arenosols' surface layers are close to the “Humic trend” (Fig. 4) defined by Sebag et al. (2016), but the signatures of the 10–30 cm layer in the Arenosols deviate from this model.

5.3. OM quality as a function of depth

The surface layers of Senegalese Arenosols have higher R-index values and lower I-index values than the deeper layers. These signatures are contrary to those documented in other situations by Sebag et al. (2016) and Matteodo et al. (2018), who found that I-indexes decrease with depth, and that R-indexes increase. This inversion can be understood by examining the S2 thermograms from which we extracted the data (i.e., the contributions of A1 to A5) used to calculate the two in-dexes.

The bimodal pattern of topsoil S2 thermograms reflects a relative enrichment of the labile (A2) and refractory (A4) C pools, and a corresponding impoverishment of the resistant C pool (A3). S2 thermograms of deeper soils have a unimodal pattern in which the resistant C pool (A3) predominates.

These characteristics provide an explanation for the differences between I/R signatures of the Senegalese Arenosols and those of the A horizons of the reference Gabonese Ferralsols, which are from natural situations but have similar contents of SOC. The A1 contributions are slightly larger in the Arenosols (Supplementary material S3), than in the Ferralsols, but the A3 contributions are significantly smaller (Supplementary material S5). In both soils, the A2 contributions are broadly comparable (Supplementary material S4). Therefore, the I-index ($I = \log_{10}[(A1 + A2)/A3]$) in Arenosols is lower at the surface and higher at depth than in the Gabonese Ferralsols.

The inversion of the R-index trend may be explained by differences between the A3, A4, and A5 contributions. The A3 and A4 contributions are slightly smaller in the Arenosols (Supplementary materials S5 and S6), but the A5 contributions is two to three times larger (Fig. 7).

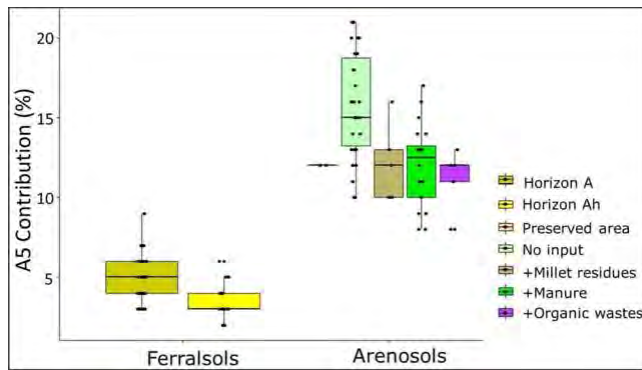


Fig. 7. A5 contribution (%) in the surface layers (0–10 cm) of Senegalese Arenosols (this study) compared to the contributions of A5 in the A or Ah horizons (depth \leq 15 cm) of Gabonese Ferralsols (serving as the external reference set; [Sebag et al., 2016](#)).

Therefore, the R-index ($R=[A3+A4+A5]/100$), in the Senegalese Arenosols is higher at the surface than at depth, while the reverse is true in the Gabonese Ferralsols that were used as references for plotting the I/R diagram (Fig. 4). The higher values of A5 in our study, compared to those reported by [Sebag et al. \(2016\)](#), reveal an extreme decomposition of OM in the sandy Arenosols: residual carbon generated by mineralization of C in pools A1 to A4 accumulates in the most-refractory pool (A5).

5.4. Quality of the OM according to the situations

Analyses of the S2 thermograms highlight how the different situations affect the quality of OM.

The forms of the S2 thermograms of soils from preserved situations indicate small labile C pools, but larger pools of resistant and refractory C. The small size of labile C pools can be explained by high decomposition of OM in sandy soils ([Feller et al., 1991](#)). In the studied region, the combination of a long dry season and year-long high temperatures favours mineralization of labile C pools that are not physically protected ([Badiane et al., 2000](#); [Bationo et al., 2007](#)). Therefore, both the resistant pool (A3) and the refractory (A4) pools increase, and become dominant over the more labile A1 and A2 pools. [Albrecht et al. \(2015\)](#), who considered composts an excellent material for studying the evolution of organic products, observed that Rock-Eval® signatures change during the composting process: the A1 labile pool decreased from 32 to 23 % between the 4th day and the 128th day of composting, while the A2 labile pool decreased from 33 to 26 % during the same period. The more stable pool (A3 + A4 + A5) increased correspondingly. Our results are comparable: the resistant pool (A3) and the refractory pool (A4) decreased, leading to a relative increase in the most-refractory pool (A5).

S2 thermograms of soils in cultivated situations that received no exogenous organic inputs are similar to those that received only some millet residues: the labile pools are larger than those of soils in preserved situations. This labile C pool favours the growth of crops that produce more biomass (fine roots and future litter) capable of enriching soils with fast-cycling carbon ([Balesdent et al., 2013](#)). In contrast, vegetation in soils of preserved areas consists of woody species with larger roots. [Balesdent et al. \(2013\)](#) have shown, for example, that the carbon transferred by roots of wheat plants consists largely of sugars which decay very quickly, thereby contributing to increasing the labile C pools. The increase of that pool is also favoured by tillage and coarse soils, both of which increase soil aeration, and thereby provide aerobic conditions that speed the decay of organic compounds.

Compared to other cultivated situations, those that received organic wastes or manure had larger labile, resistant, and refractory pools. The literature reports that manure applications increase slow-cycling C

pools while contributing, as well, to growth of labile C pools ([Majumder et al., 2008](#); [Liu et al., 2018](#); [Liang et al., 2012](#)). Indeed, the bimodal shape of the S2 thermograms for situations that received organic wastes or manure shows that the thermal C pools were not increased equally. Organic inputs increased the size of the most labile C pools (A1 and A2, grouped in the first peak of the thermograms), which mineralize very quickly because they are more sensitive to land management ([Bongiorno et al., 2019](#); [Awale et al., 2017](#)) and to activity of soil microorganisms ([Pansu, 1991](#); [von Lütow et al., 2007](#)). The greater variability of the labile pool size in soils receiving manure or organic wastes could be explained by differences in the quantity and the frequencies of inputs, the methods of application and the quality of the amendments ([Bhogal et al., 2018](#)), which all differ among households. In contrast, the size of more refractory C pool can be explained by [Dragon and Icard \(2010\)](#)'s finding that OM which has not decomposed became more complex and stabilized. The burning of some components collected from households generates ashes, the presence of which in household wastes (which are applied mainly to home-fields) could explain the size of the refractory C pool. [Lutfalla et al. \(2017\)](#) reported that combustion of organic products has such an effect on refractory-C pools in temperate soils. [Sandermann and Grandy \(2019\)](#) also reported that stable aromatics and phenols that may compose the most thermal refractory pool can be attributed to the fire events.

In summary, results from the Rock-Eval® pyrolysis highlighted the presence of (i) a significant refractory C pool that is quite comparable in size for all situations in the studied agrosystem, and (ii) the dominance of a thermally labile C pool that does vary among situations. Specifically, the size of that pool increases as follows: preserved < No-input < +Millet residues < +Manure < +Organic wastes. [Le Mer et al. \(2020\)](#) recently showed that OM stabilization through the formation of aggregates and/or organo-mineral associations resulted in an increase of the most stable pools. However, as the Arenosols are poor in clay, it can be assumed that beside A1 and A2 pools the A3 and even A4 pools could also be mineralized because they were not protected from degradation by organo-mineral complexation, or by formation of aggregates (as a consequence of dominance of quartz particles in sandy soils; [Lehmann and Kleber, 2015](#); [Osman, 2018](#)). The lack of OM protection, associated with a low SOC content, suggest an easy access to, and a rapid turnover of SOC in Arenosols. This extreme mineralization impedes renewal of the A3 and A4 pools, thereby leading to a relative accumulation of organic C in the most-refractory pool (A5). Nevertheless, this slow-cycling C pool is also limited in size by the sandy nature of soils ([Yost and Hartemink, 2019](#)). This mineralization of relatively stable C pool (i.e. A3 and A4) would also explain the particular signature of the studied soils in the I/R diagram (i.e. above the "Humic trend"). The decrease in the relative contributions of A3 and A4 is counterbalanced by the corresponding increase of A5 in the calculation of the R-index ($R=[A3+A4+A5]/100$), but the decrease in A3 results in a relative increase in the I-index ($I = \log_{10}[(A1 + A2)/A3]$) compared to soils with an equivalent R-index. This hypothesis appears to be consistent with the results recently published by [Sanderman and Grandy \(2020\)](#) which confirm that the most abundant compounds at middle pyrolysis temperatures (between 400 and 500 °C) are still mineralizable, especially those corresponding to A3 which are still rich in polysaccharides. It would then be logical to generalize this hypothesis to all sandy soils, which is consistent with previous results showing that other Arenosols (in Niger, North Cameroon and Bolivia; in Fig. 3D from [Sebag et al., 2016](#)) or sandy soils (Botswana, in Fig. 4 from [Romanens et al., 2019](#)) have a specific signature above the "Humic trend".

Some researchers have argued strongly that the long-term build-up of SOM will have co-benefits for both food security and climate change mitigation ([Lal, 2004](#)). Arenosols have low SOC that mainly relied on the thermal labile C pools which are affected by short-term organic inputs, confirming reports from literature on low biogeochemical stability of SOM in sandy soils (e.g., [Fujisaki et al., 2018](#); [Yost and Hartemink, 2019](#)). Previous studies reported the relationship between the

thermally labile SOC pool obtained from Rock-Eval® pyrolysis and C derived from a SOM fractionation scheme isolating particulate organic matter (POM; Saenger et al., 2015; Soucémariadin et al., 2018). POM represents a fast-cycling SOC pool with a residence time of ca. a couple decades that is meaningful regarding SOC stock changes. However, fast SOM decomposition in the studied Arenosols seems to also affect SOC pools that would be considered as more thermally stable in other environments. Then, organic annual inputs would therefore be necessary to keep SOM at an adequate level for soil fertility, to ensure stability of yields and contribute to food security. But, especially within the context of high competition for organic resources in sub-Saharan Africa, these organic inputs could be insufficient to replenish mineralized labile C at a level that would allow on the long term accumulation of SOC in soils serving SOC sequestration and climate change mitigation purpose.

5.5. SOC quantity versus SOM quality depending upon the situations

As described in Section 3.1, the value of Delta-R (ΔR) for each soil sample was calculated as the deviation of that sample's R-index from the reference model obtained for Gabonese Ferralsols, which we considered representative of general undisturbed situations (Sebag et al., 2016). By construction, positive Delta-R values reflect an excess of more thermally stable C pools (A3+A4+A5) compared to soils in the reference set. Interpretation of the ΔR values is aided by a study of the relative sizes of the resistant, refractory, and highly refractory pools (A3, A4, and A5 respectively) involved in the calculation of the R-index. Linear regressions between ΔR and each of these pools (Table 2) reveal that the A5 pool is strongly and positively correlated to ΔR ($R^2 = 0.92$; p-value < 0.0001). On the other hand, ΔR is strongly and negatively correlated with A3 ($R^2 = 0.88$; p-value < 0.0001) and more weakly with A4 ($R^2 = 0.46$; p-value < 0.0001).

Moreover, ΔR is linearly and strongly correlated with SOC content in the two preserved situations ($R^2 = 0.96$ in both the tree plantation and the protected savanna area; Fig. 8a). At these two sites, the ΔR value is low at the surface and higher at depth (Fig. 8a). The surface layers in these unexploited soils are enriched in carbon by biological contributions from woody vegetation. The strong linear correlation between SOC and ΔR , together with an increase in the refractory C pool and the gradual decrease in SOC, suggest that the labile biological contribution in these soils is being diluted by stabilized refractory SOC from surface to depth.

In the No-input situations, the correlations between SOC and ΔR are generally weak with coefficients of determination ranging from 0.15 to 0.54 and not significant (Fig. 8bcd). The absence of relationship between the two terms means that in the absence of significant biological contributions, SOC levels are generally low, and the processes of OM decomposition and SOC mineralization that can be variable in time and space lead to the quality of OM being independent of the quantity of SOC.

In situations with organic inputs (+Millet residues, +Manure and + Organic wastes) the deterministic (logarithmic-type) and significant relationships between SOC content and ΔR (R^2 ranging from 0.74 to 0.91; p < 0.001) would suggest that organic inputs and their stability constitute in cultivated Arenosols a key factor, linking quality of SOM

Table 2

Correlation matrix between Delta-R and the resistant pool (A3%), the refractory pool (A4%), and the highly refractory pool (A5%) in all situations studied.

	Delta-R vs. Resistant pool (A3 %)	Refractory pool (A4 %)	Highly refractory pool (A5%)
Equation	$y = -0.009x + 0.28$	$y = -0.012x + 0.26$	$y = 0.009x + 0.08$
R^2 value	0.88	0.49	0.92
p-value ^a	***	***	***

^a ***indicates that the difference was significant at p < 0.001.

and quantity of SOC (Fig. 8efg). Indeed, as previously discussed the thermal A3 pool in these soils may be subjected to relatively fast de-composing processes so that a decrease in its relative contribution benefits to the A5 pool into the calculation of the R-index ($R = [A3+A4+A5]/100$), affecting in turn the deviation of that R-index from the "Humic trend". In the reference model obtained from Ferral-sols, the A3 pool is considered as a thermally resistant C pool being relatively protected from degradation by association with minerals (Sebag et al., 2016). In addition, the logarithmic type of the relationship between SOC content and ΔR in cultivated situations compared to the linear one in preserved situations suggests that these anthropogenic inputs are more efficient in terms of C storage in soils than natural inputs since, for equivalent quality, the lower ΔR , the higher SOC contents. This result is in agreement with studies which have shown that in tropical sandy soils, the organic inputs, especially those exo-genous, are essential for their fertility and influences the forms of SOC, especially the fast-cycling ones (Feller and Beare, 1997; Fujisaki et al., 2018a).

5.6. Limitations of the study

SOC contents are known to be affected by soil management, and may change quickly due to high decomposition of SOM and mineralization of SOC. The sample set used in the study was derived from an existing soil collection that didn't allow us to investigate the possibility that decomposition and mineralization processes vary seasonally. Although most of the management practices employed in the region's cultivated systems are consistent over the years, only the management used on each plot during the previous year was used as a criterion for sorting soil samples into categories. Moreover, amounts of organic inputs applied on soil were not recorded. Additionally, the dominance of the labile C pools in surface layers of cultivated soils that received manure or organic wastes may reflect a phenomenon known as 'priming', in which these inputs cause changes to the dynamics of SOC. Either a more-oriented sampling or an experiment design with controlled applications of organic products would address current limitations, and improve the understanding of the link between SOC quantity and SOM quality in these Arenosols.

6. Conclusion

Rock-Eval® signatures of these sandy soils reveal an inversion of I and R indexes compared to those reported in the literature for other classes of soils and then a specific I/R signature for Arenosols. In cultivated soils of the Senegal groundnut basin, SOC storage is highly dependent upon the type of farming practices. Cultivation practices based upon the organic amendments like manure or organic wastes influence the quantity of SOC and quality of SOM, which are closely linked. Indeed, this study made it possible to show that the nature of organic inputs, which affects the forms in which SOC will be stored, is an important driver in conditioning SOM thermal stability. In these Arenosols of Sahelian agrosystems, the thermally highly-refractory pool that is probably generated by high SOM decomposition and SOC mineralization is relatively more important in these soils than in Ferralsols but not affected by agricultural practices. Thus SOC variations in Arenosols are governed by organic inputs that generates thermally labile OM forms which would decompose quickly, supplying nutrients to the crops. In other words, the SOM in these agrosystems contributes to soil fertility, and thus responds more to the needs of agricultural production than to climate change mitigation, which requires long-term C storage. Even if Arenosols cannot store large amounts of C and thus cannot contribute significantly to climate change mitigation, regular applications of exogenous organic matter in these cultivated systems is essential for improving productivity and for adaptation to climate change. Enhancing food production is still the major goal in many tropical countries, especially in sub-arid Western Africa but competition.

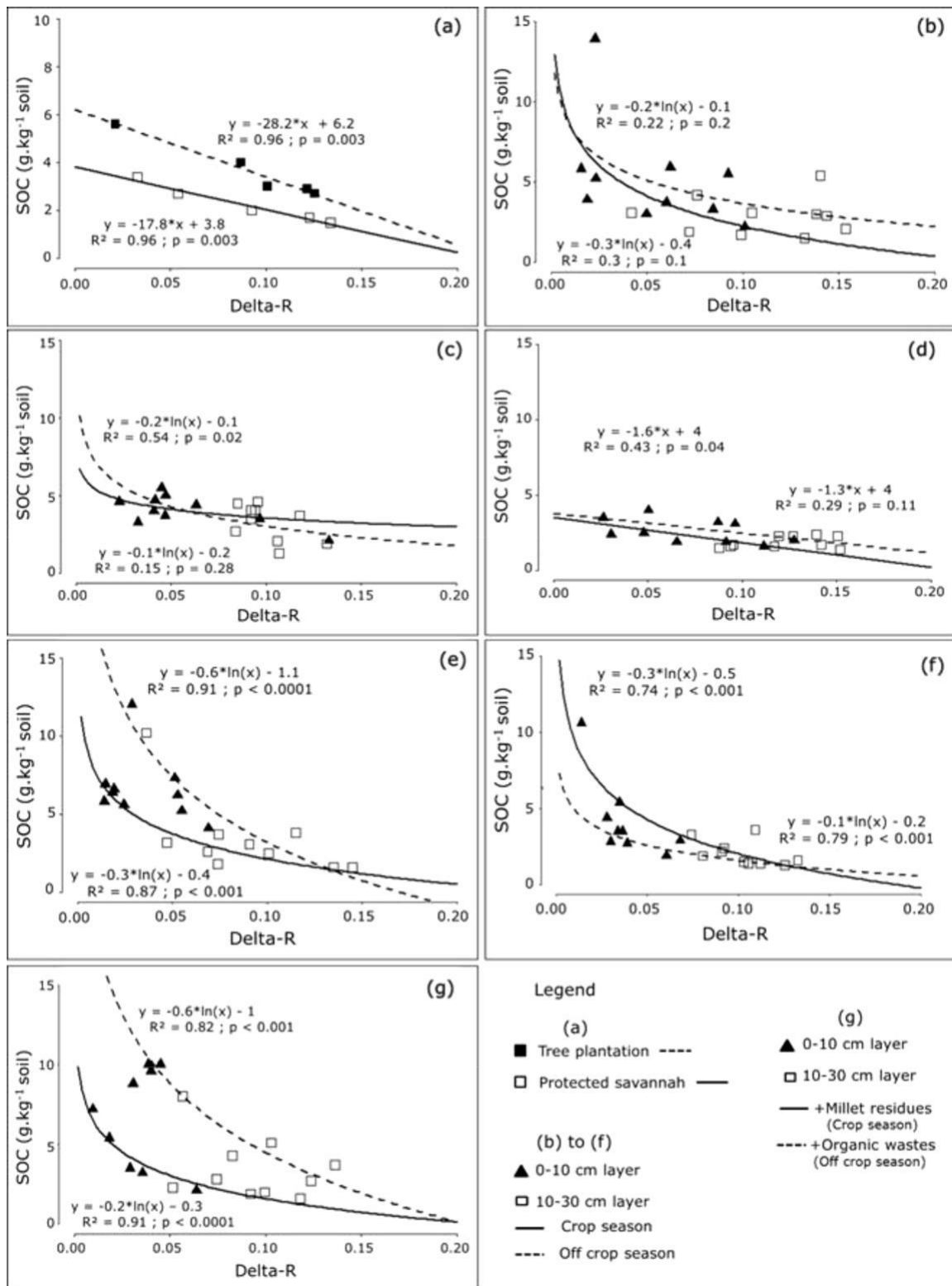


Fig. 8. Correlations between SOC (g.kg^{-1} soil) and Delta-R: (a) for all analysed soil depths in the two preserved situations; (b) for cultivated situations (collected during or outside of the crop cycle) in home-fields that received no organic inputs, at soil depths 0-10 and 10-30 cm; (c) same as (b), but in out-fields; (d) in annual fallows; (e), with manure application in home-fields; (f) with manure application in out-fields; and (g), in out-fields with millet residues or home-fields receiving organic wastes.

for organic resources is high in local agro-pastoral systems and organic inputs may not be available enough to farm smallholders.

The findings from this study add to the growing body of literature using Rock-Eval® pyrolysis as a tool to understand the thermal status of

SOM when managing agricultural systems but still need clarification on the mechanisms behind and real impact on crop yields. Future work should rely on *in-situ* experimental design testing amounts and type of organic inputs in cropping systems and push forward with studies

connecting thermal approach to SOM cycling concept to avoid misinterpretations on the biogeochemical stability, especially in the par-ticulate context of Arenosols.

Declaration of interests

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.

Acknowledgements

This work was supported by the CERAO and the SOCA projects, which were funded by the French National Research Agency (ANR) and the BNP Paribas foundation, respectively. The French National Research Institute for Sustainable Development (IRD) granted a three-year doctoral fellowship to Oscar Pascal Malou. The authors are deeply grateful for additional support from the DSCATT project, and also from the Animal Change project that provides complete plot mapping of the area, and makes information available for plot selection. Rock-Eval® is a trademark registered by IFP Energies nouvelles. We thank the staff at the University of Lausanne (Switzerland) for completing the Rock-Eval® pyrolysis, and for their technical and scientific supports; we are particularly grateful to Thierry Adatte (Institute of Earth Sciences), Eric Verrecchia and Stéphanie Grand (Institute of Earth Surface Dynamics). We thank Alyssa Fischer (University of Neuchâtel) for the R script used in drawing the S2 thermograms. We would like to thank Dominique Masse (IRD) and Jonathan Vayssières (CIRAD) for their scientific support and guidance, and the staff of the LMI IESOL (Dakar) for their assistance. Lastly, we sincerely thank the Senegalese villagers and farmers for making this study possible. English Language editing and review services supplied by James Smith (nitac14b@yahoo.com). The authors acknowledge two anonymous reviewers for their time and valuable comments on the original manuscript.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary material related to this article can be found, in the online version, at doi:<https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107030>.

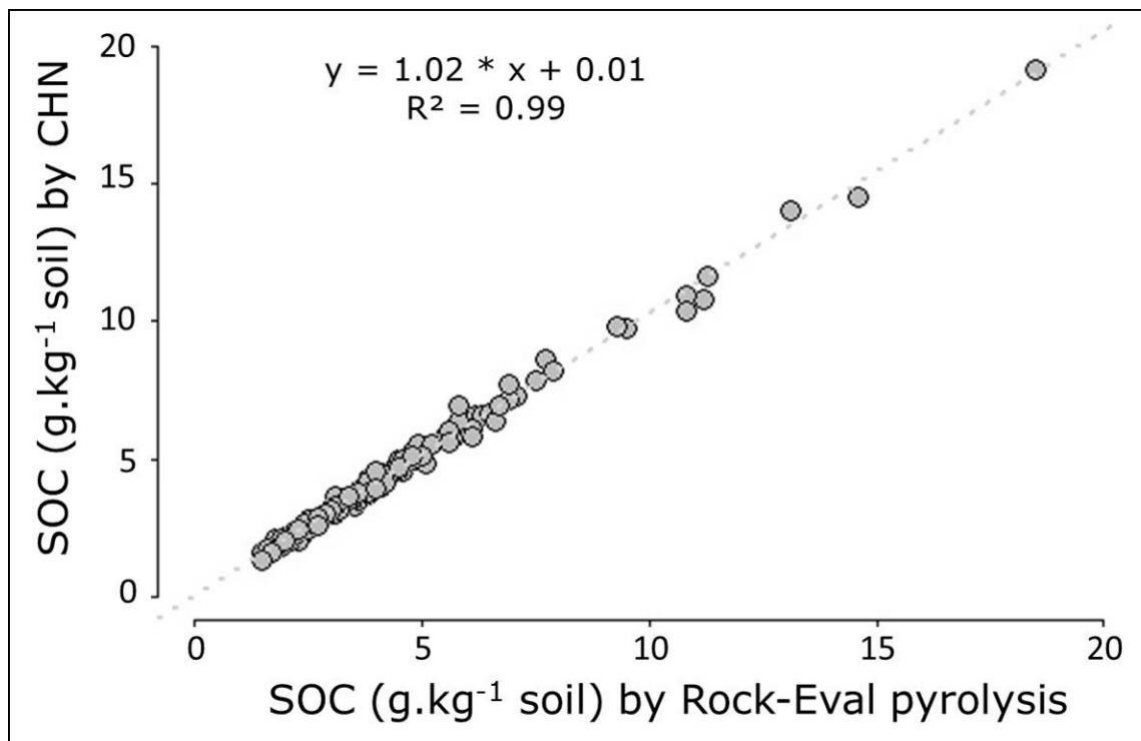
References

- Albrecht, R., Sebag, D., Verrecchia, E., 2015. Organic matter decomposition: bridging the gap between Rock–eval pyrolysis and chemical characterization (CPMAS 13C NMR). *Biogeochemistry* 122, 101–111. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0033-8>.
- Arrouays, D., 2008. Changement climatique et évolution du stockage de carbone dans les sols-Enjeux et incertitudes. *Ol. Corps Gras Lipides* 15, 314–316. <https://doi.org/10.1051/ocl.2008.0223>.
- Awale, R., Emeson, M.A., Machado, S., 2017. Soil organic carbon pools as early indicators for soil organic matter stock changes under different tillage practices in Inland Pacific Northwest. *Front. Ecol. Evol.* 5. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00096>.
- Badiane, A.N., Khouma, M., Sène, M., 2000. *Gestion Et Transformation De La Matière Organique (Synthèse Des Travaux De Recherches Menés Au Sénégal Depuis 1945)*, Edition ISRA. Institut Sénégalais De Recherches Agricoles.
- Balesdent, J., Derrien, D., Fontaine, S., Klumpp, K., Loiseau, P., Marol, C., Nguyen, C., Péan, M., Personeni, E., 2013. Contribution de la rhizodéposition aux matières organiques du sol, quelques implications pour la modélisation de la dynamique du carbone. *Etude Gest. Sols* 18, 201–216.
- Barré, P., Plante, A.F., Céillon, L., Lutfalla, S., Baudin, F., Bernard, S., Christensen, B.T., Eglin, T., Fernandez, J.M., Houot, S., Kätterer, T., Le Guillou, C., Macdonald, A., van Oort, F., Chenu, C., 2016. The energetic and chemical signatures of persistent soil organic matter. *Biogeochemistry* 130, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0246-0>.
- Bationo, A., Buerkert, A., 2001. Soil organic carbon management for sustainable land use in sudano-sahelian West Africa. In: Martius, C., Tiessen, H., Vlek, P.L.G. (Eds.), *Managing Organic Matter in Tropical Soils: Scope and Limitations*. Springer, Netherlands, Dordrecht, pp. 131–142. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2172-1_13.
- Bationo, A., Kihara, J., Vanlauwe, B., Waswa, B., Kimetu, J., 2007. Soil organic carbon dynamics, functions and management in West African agro-ecosystems. *Agric. Syst., Making Carbon Sequestration Work for Africa's Rural Poor* 94, 13–25. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2005.08.011>.
- Behar, F., Beaumont, V., Pentead, H.D.B., 2001. Rock-Eval 6 technology: performances and developments. *Oil Gas Sci. Technol.* 56, 111–134. <https://doi.org/10.2516/ogst:2001013>.
- Blanchart, E., Alain, A., Bernoux, M., Brauman, A., Chotte, J.-L., et al., 2007. Organic matter and biofunctioning in tropical sandy soils and implications for its management. *Khon Kaen Thai* 224–241. <https://doi.org/hal-01420428>.
- Bongiorno, G., Bünemann, E.K., Oguejiofor, C.U., Meier, J., Gort, G., Comans, R., Mäder, P., Brussaard, L., de Goede, R., 2019. Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. *Ecol. Indic.* 99, 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.008>.
- Carrie, J., Sanei, H., Stern, G., 2012. Standardisation of Rock–Eval pyrolysis for the analysis of recent sediments and soils. *Org. Geochem.* 46, 38–53. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2012.01.011>.
- Chabbi, A., Lehmann, J., Ciais, P., Loescher, H.W., Cotrufo, M.F., Don, A., SanClements, M., Schipper, L., Six, J., Smith, P., 2017. Aligning agriculture and climate policy. *Nat. Clim. Change* 7, 307.
- Chenu, C., Klumpp, K., Bispo, A., Angers, D., Colenne, C., et al., 2014. Stocker du car-bone dans les sols agricoles : évaluation de leviers d'action pour la France. *Innov. Agron* 23–37. <https://doi.org/hal-01173319>.
- Corbeels, M., Cardinael, R., Naudin, K., Guibert, H., Torquebiau, E., 2018. The 4 per 1000 goal and soil carbon storage under agroforestry and conservation agriculture systems in sub-Saharan Africa. *Soil Tillage Res.* <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.02.015>.
- Daouk, S., Hassouna, M., Gueye-girardet, A., Niang, S., Pfeifer, H.-R., 2015. UV/Vis characterization and fate of organic amendment fractions in a dune soil in Dakar. *Senegal. Pedosphere* 25, 372–385. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30005-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30005-9).
- De Rouw, A., 1999. *Comment Assurer La Production De Mil : Jachère Ou Parcage? Presented at the Atelier Jachère Et Systèmes Agraires, Floret & Pontanier (éd, 1999), Niamey, pp. 139–152.*
- Derenne, S., Quenea, K., 2015. Analytical pyrolysis as a tool to probe soil organic matter. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 111, 108–120. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2014.12.001>.
- Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 401–422. <https://doi.org/10.1051/agro/2009040>.
- Disnar, J.-R., Guillet, B., Kéraviss, D., Di-Giovanni, C., Sebag, D., 2003. Soil organic matter (SOM) characterization by Rock–Eval pyrolysis: scope and limitations. *Org. Geochem.* 34, 327–343. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00239-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00239-5).
- Don, A., Scholten, T., Schulze, E.-D., 2009. Conversion of cropland into grassland: implications for soil organic-carbon stocks in two soils with different texture. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* (1999) 172, 53–62. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700158>.
- Eden, M., Gerke, H.H., Houot, S., 2017. Organic waste recycling in agriculture and related effects on soil water retention and plant available water: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 37, 11. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0419-9>.
- Espitalie, J., Deroo, G., Marquis, F., 1986. La pyrolyse Rock-Eval et ses applications. Troisième partie. *Rev. Inst. Fr. Pétrole* 41, 73–89. <https://doi.org/10.2516/ogst:1986003>.
- FAO, 2003. *Gestion De La Fertilité Des Sols Pour La Sécurité Alimentaire En Afrique Subsaharienne*. FAO, Rome.
- Feller, C., 1979. Une méthode de fractionnement granulométrique de la matière organique des sols. *Cah. ORSTOM Sér. Pédologie* 17, 339–346.
- Feller, C., Fritsch, E., Poss, R., Valentin, C., 1991. Effet de la texture sur le stockage et la dynamique des matières organiques dans quelques sols ferrugineux et ferrallitiques (Afrique de l'Ouest, en particulier). *Cah ORSTOM Sér Pédol* 26, 25–36.
- Feller, C., Brossard, M., Chen, Y., Landa, E.R., Trichet, J., 2010. Selected pioneering works on humus in soils and sediments during the 20th century: a retrospective look from the International Humic Substances Society view. *Phys. Chem. Earth Parts ABC, Studies from the History of Soil Science and Geology* 35, 903–912. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2010.10.004>.
- Fernández, J.M., Plante, A.F., Leifeld, J., Rasmussen, C., 2011. Methodological considerations for using thermal analysis in the characterization of soil organic matter. *J. Therm. Anal. Calorim.* 104, 389–398. <https://doi.org/10.1007/s10973-010-1145-6>.
- Fujisaki, K., Chevallier, T., Chapuis-Lardy, L., Albrecht, A., Razafimbelo, T., Masse, D., Ndour, Y.B., Chotte, J.-L., 2018a. Soil carbon stock changes in tropical croplands are mainly driven by carbon inputs: a synthesis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 259, 147–158. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.008>.
- Fujisaki, K., Chapuis-Lardy, L., Albrecht, A., Razafimbelo, T., Chotte, J.-L., Chevallier, T., 2018b. Data synthesis of carbon distribution in particle size fractions of tropical soils: implications for soil carbon storage potential in croplands. *Geoderma* 313, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.010>.
- Ganry, F., Badiane, A., 1998. La Valorisation Agricole Des Fumiers Et Des Composts En Afrique Soudano-sahélienne. *Diagnostic Et Perspectives. Agric. Dév.* 73–80. <https://agritrop.cirad.fr/390389/>.
- Gregorich, E.G., Gillespie, A.W., Beare, M.H., Curtin, D., Sanei, H., Yanni, S.F., 2015. Evaluating biodegradability of soil organic matter by its thermal stability and chemical composition. *Soil Biol. Biochem.* 91, 182–191. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.032>.
- Grillot, M., 2018. *Modélisation Multi-agents Et Pluri-niveaux De La Réorganisation Du Cycle De L'azote Dans Des Systèmes Agro-sylvo-pastoraux En Transition : Le Cas Du Bassin Arachidier Au Sénégal (thesis)*. Montpellier, SupAgro.
- Guérin, H., Roose, E., 2017. *Ingestion, Restitution Et Transfert d'éléments Fertilisants Aux Agrosystèmes Par Les Ruminants Domestiques En Régions Semi-arides d'Afrique Occidentale : Points De Vue d'un Zootechnicien Et d'un Agro-pédologue*. Marseille IRD Éditions. pp. 161–178.
- Harris, F., 2002. Management of manure in farming systems in semi-arid West Africa. *Exp. Agric* 38. <https://doi.org/10.1017/S0014479702000212>.
- Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil

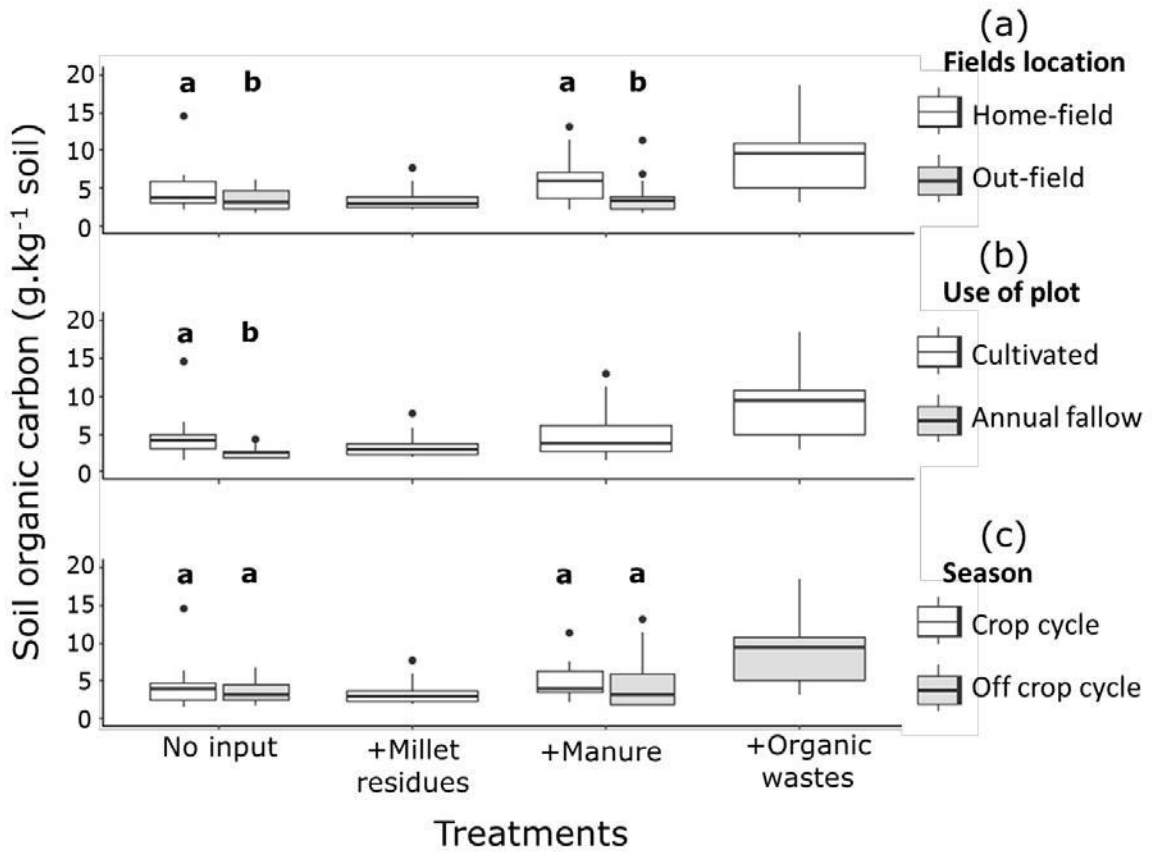
- organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 51, 123–137. <https://doi.org/10.1023/A:1009738307837>.
- Howden, S.M., Soussana, J.-F., Tubiello, F.N., Chhetri, N., Dunlop, M., Meinke, H., 2007. Adapting agriculture to climate change. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104, 19691–19696. <https://doi.org/10.1073/pnas.0701890104>.
- IUSS Working Group WRB, 2015. *World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015 International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps.* (World Soil Resources Reports No. 106). FAO, Rome.
- Janzen, H.H., 2006. The soil carbon dilemma: shall we hoard it or use it? *Soil Biol. Biochem.* 38, 419–424. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.008>.
- Lafargue, E., Marquis, F., Pillot, D., 1998. Rock-Eval 6 applications in hydrocarbon exploration, production, and soil contamination studies. *Rev. Inst. Fr. Pétrole* 53, 421–437. <https://doi.org/10.2516/ogst.1998036>.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304, 1623–1627.
- Lal, R., 2006. Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. *Land Degrad. Dev.* 17, 197–209. <https://doi.org/10.1002/ldr.696>.
- Lal, R., 2018. Promoting “4 per Thousand” and “Adapting African Agriculture” by south-south cooperation: conservation agriculture and sustainable intensification. *Soil Tillage Res.* <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.12.015>.
- Le Mer, G., Barthod, J., Dignac, M.-F., Barré, P., Baudin, F., Rumpel, C., 2020. Inferring earthworms’ impact on the stability of organo-mineral associations by Rock-Eval pyrolysis and ¹³C NMR spectroscopy. *Org. Geochem.* 104016. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2020.104016>.
- Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature.* <https://doi.org/10.1038/nature16069>.
- Lericollais, A., 1999. *Institut De Recherche Pour Le Développement (Eds.). Paysans se-reer: dynamiques agraires et mobilités au Sénégal, À travers champs.* Éd. de l’IRD, Paris.
- Li, J., Wen, Y., Li, X., Li, Y., Yang, X., Lin, Z., Song, Z., Cooper, J.M., Zhao, B., 2018. Soil labile organic carbon fractions and soil organic carbon stocks as affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *Soil Tillage Res.* 175, 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.08.008>.
- Liu, E., Yan, C., Mei, X., Zhang, Y., Fan, T., 2013. Long-term effect of manure and fertilizer on soil organic carbon pools in dryland farming in Northwest China. *PLoS One* 8, e56536. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056536>.
- Maillard, E., Angers, D.A., 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Glob. Change Biol. Bioenergy* 20, 666–679. <https://doi.org/10.1111/gcb.12438>.
- Majumder, B., Mandal, B., Bandyopadhyay, P.K., Gangopadhyay, A., Mani, P., Kundu, A., Mazumdar, D., 2008. Organic amendments influence soil organic carbon pools and rice-Wheat productivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 775–785. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0378>.
- Manlay, R.J., Ickowicz, A., Masse, D., Feller, C., Richard, D., 2004. Spatial carbon, nitrogen and phosphorus budget in a village of the West African savanna—II. Element flows and functioning of a mixed-farming system. *Agric. Syst.* 79, 83–107. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(03\)00054-4](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(03)00054-4).
- Matteodo, M., Grand, S., Sebago, D., Rowley, M.C., Vittoz, P., Verrecchia, E.P., 2018. Decoupling of topsoil and subsoil controls on organic matter dynamics in the Swiss Alps. *Geoderma* 330, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.05.011>.
- McClintock, N.C., Diop, A.M., 2005. Soil fertility management and compost use in Senegal's peanut basin. *Int. J. Agric. Sustain.* 3, 79–91. <https://doi.org/10.1080/14735903.2005.9684746>.
- 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., Padian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovov, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vágen, 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>.
- Nath, A.J., Lal, R., Sileshi, G.W., Das, A.K., 2018. Managing India's small landholder farms for food security and achieving the “4 per Thousand” target. *Sci. Total Environ.* 634, 1024–1033.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J., Paustian, K., 2005. Agricultural Management Impacts on Soil Organic Carbon Storage Under Moist and Dry Climatic Conditions of Temperate and Tropical Regions 35. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0360-2>.
- Oldfield, E.E., Bradford, M.A., Wood, S.A., 2019. Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields. *SOIL* 5, 15–32. <https://doi.org/10.5194/soil-5-15-2019>.
- Osman, K.T., 2018. *Management of Soil Problems.* Springer International Publishing, Cham <https://doi.org/10.1007/978-3-319-75527-4>.
- Pansu, M., 1991. Détermination de quelques paramètres caractéristiques de la cinétique d'humification et de minéralisation des amendements organiques dans les sols. *Cah ORSTOM Sér Pédol* 26, 131–144.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P., Smith, P., 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532, 49–57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>.
- Plante, A.F., Fernández, J.M., Haddix, M.L., Steinweg, J.M., Conant, R.T., 2011. Biological, chemical and thermal indices of soil organic matter stability in four grassland soils. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1051–1058. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.024>.
- Powlson, D.S., Stirling, C.M., Thierfelder, C., White, R.P., Jat, M.L., 2016. Does conservation agriculture deliver climate change mitigation through soil carbon sequestration in tropical agro-ecosystems? *Agric. Ecosyst. Environ.* 220, 164–174. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.005>.
- Ramisch, J.J., 2005. Inequality, agro-pastoral exchanges, and soil fertility gradients in southern Mali. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 353–372. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.02.001>.
- Romanens, R., Pellacani, F., Mainga, A., Fynn, R., Vittoz, P., Verrecchia, E.P., 2019. Soil diversity and major soil processes in the Kalahari basin. *Botswana. Geoderma Reg.* 19, e00236. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00236>.
- Sanderman, J., Grandy, A.S., 2020. Ramped thermal analysis for isolating biologically meaningful soil organic matter fractions with distinct residence times. *SOIL* 6, 131–144. <https://doi.org/10.5194/soil-6-131-2020>.
- Scharlemann, J.P., Tanner, E.V., Hiederer, R., Kapos, V., 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Manag.* 5, 81–91. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>.
- Schlesinger, W.H., Amundson, R., 2018. Managing for soil carbon sequestration: let's get realistic. *Glob. Change Biol. Bioenergy.* <https://doi.org/10.1111/gcb.14478>.
- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an eco-system property. *Nature* 478, 49–56. <https://doi.org/10.1038/nature10386>.
- Schomburg, A., Verrecchia, E.P., Guenat, C., Brunner, P., Sebago, D., Le Bayon, R.C., 2018. Rock-Eval pyrolysis discriminates soil macro-aggregates formed by plants and earthworms. *Soil Biol. Biochem.* 117, 117–124. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.010>.
- Schomburg, A., Sebago, D., Turberg, P., Verrecchia, E.P., Guenat, C., Brunner, P., Adatte, T., Schlaepfer, R., Le Bayon, R.C., 2019. Composition and superposition of alluvial deposits drive macro-biological soil engineering and organic matter dynamics in floodplains. *Geoderma* 355, 113899. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113899>.
- Sebago, D., Disnar, J.R., Guillet, B., Giovannini, C.D., Verrecchia, E.P., Durand, A., 2006. Monitoring organic matter dynamics in soil profiles by ‘Rock-Eval pyrolysis’: bulk characterization and quantification of degradation. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 344–355. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00745.x>.
- Sebago, 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>.
- Šimanský, V., Juriga, M., Jonczak, J., Uzarowicz, Ł., Stepien, W., 2019. How relationships between soil organic matter parameters and soil structure characteristics are affected by the long-term fertilization of a sandy soil. *Geoderma* 342, 75–84. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.020>.
- Singh, B.P., Setia, R., Wiesmeier, M., Kunhikrishnan, A., 2018. Agricultural management practices and soil organic carbon storage. *Soil Carbon Storage.* Elsevier, pp. 207–244. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812766-7.00007-X>.
- Soucémariadin, L., Cécillon, L., Chenu, C., Baudin, F., Nicolas, M., Girardin, C., Barré, P., 2018. Is Rock-Eval 6 thermal analysis a good indicator of soil organic carbon lability? – a method-comparison study in forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 117, 108–116. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.025>.
- Soussana, J.-F., Lutfalla, S., Ehrhardt, F., Rosenstock, T., Lamanna, C., Havlík, P., Richards, M., Wollenberg, E.(Lini), Chotte, J.-L., Torquebiau, E., Ciais, P., Smith, P., Lal, R., 2017. Matching policy and science: rationale for the ‘4 per 1000 - soils for food security and climate’ initiative. *Soil Tillage Res.* <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.12.002>.
- Tittonell, P., Muriuki, A., Klapwijk, C.J., Shepherd, K.D., Coe, R., Vanlauwe, B., 2013. Soil Heterogeneity and Soil Fertility Gradients in Smallholder Farms of the East African Highlands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77, 525. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0250>.
- Tounkara, A., Clermont-Dauphin, C., Affholder, F., Ndiaye, S., Masse, D., Cournac, L., 2020. Inorganic fertilizer use efficiency of millet crop increased with organic fertilizer application in rainfed agriculture on smallholdings in central Senegal. *Agric. Ecosyst. Environ.* 294, 106878. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106878>.
- Tschakert, P., 2004. Carbon for farmers: assessing the potential for soil carbon sequestration in the old peanut basin of Senegal. *Clim. Change* 67, 273–290. <https://doi.org/10.1007/s10584-004-1821-2>.
- von Lütow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., 2007. SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biol. Biochem.* 39, 2183–2207. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007>.
- Wood, S.A., Sokol, N., Bell, C.W., Bradford, M.A., Naem, S., Wallenstein, M.D., Palm, C.A., 2016. Opposing effects of different soil organic matter fractions on crop yields. *Ecol. Appl.* 26, 2072–2085. <https://doi.org/10.1890/16-0024.1>.
- Wood, S.A., Smith, M.R., Fanzo, J., Remans, R., DeFries, R.S., 2018. Trade and the equitability of global food nutrient distribution. *Nat. Sustain.* 1, 34–37. <https://doi.org/10.1038/s41893-017-0008-6>.
- Yost, J.L., Hartemink, A.E., 2019. Soil organic carbon in sandy soils: a review. *Advances in Agronomy.* Elsevier, pp. 217–310. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.07.004>.
- Zingore, S., Tittonell, P., Corbeels, M., van Wijk, M.T., Giller, K.E., 2011. Managing soil fertility diversity to enhance resource use efficiencies in smallholder farming systems: a case from Murewa District, Zimbabwe. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 90, 87–103. <https://doi.org/10.1007/s10705-010-9414-0>.

Annexe 14 (suite): Malou et al. 2020

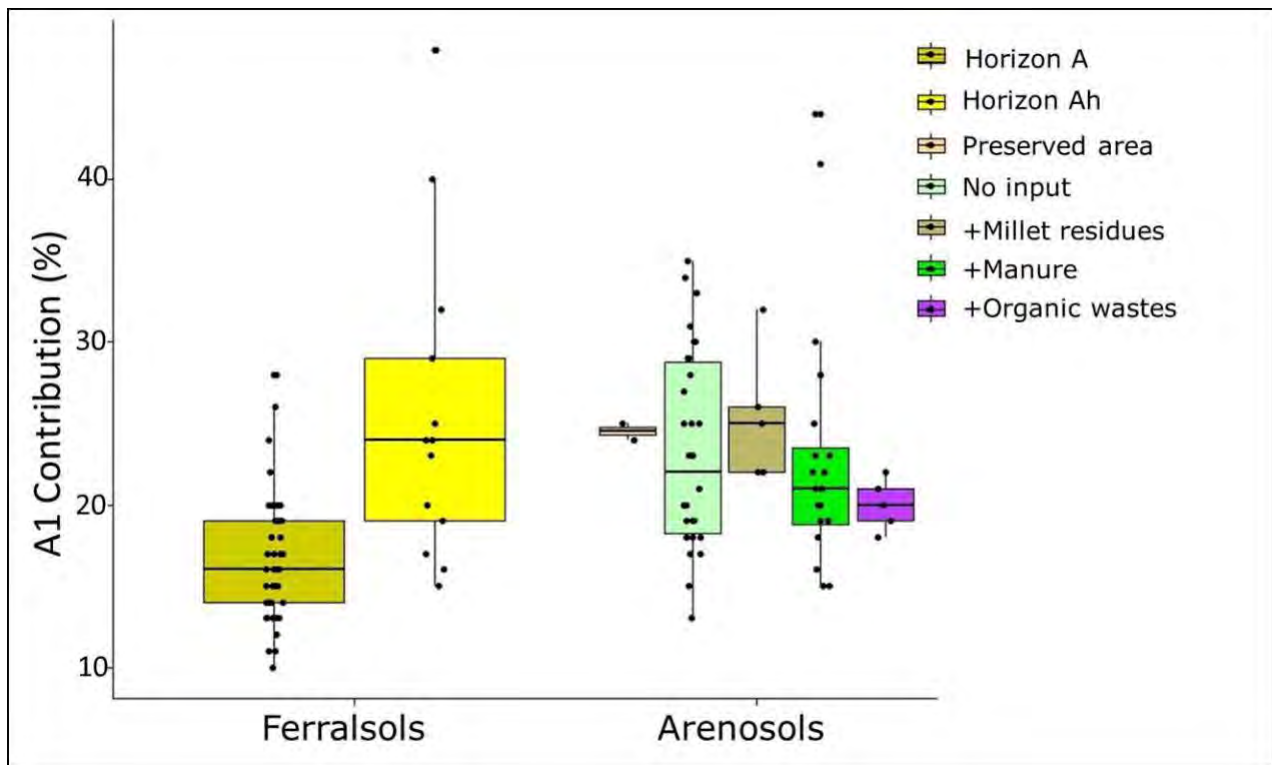
Supplementary Material S1. Correlation between SOC contents (g.kg⁻¹ soil) measured by Rock-Eval® pyrolysis and by dry combustion with a CHN analyser.



Supplementary material 2: SOC (g.kg^{-1} soil) in the different situations, according to (a) the field location, (b) the use of the plot, and (c) the season.

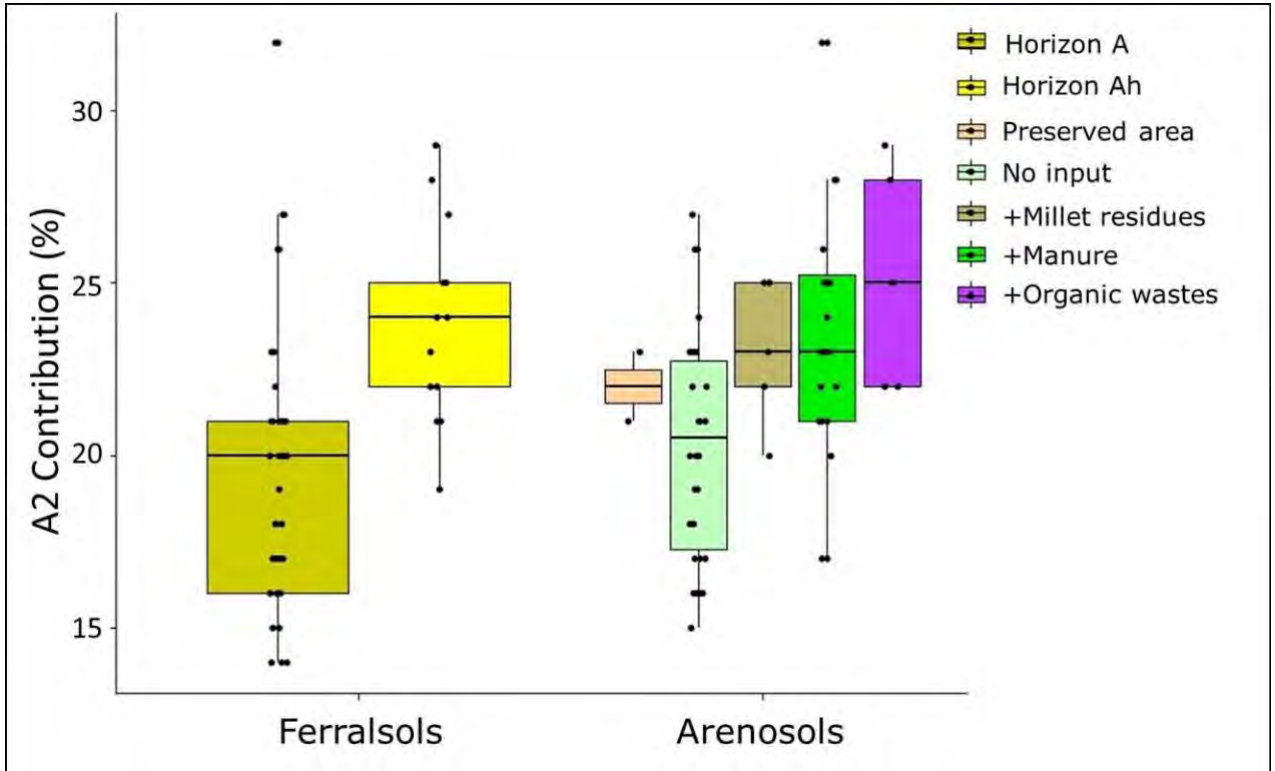


Supplementary material 3: A1 contributions (%) in the S2 thermograms obtained by Rock-Eval® pyrolysis of the surface layers (0-10 cm) of Senegalese Arenosols (this study) compared to values in the A or Ah horizons (depth ≤ 15 cm) of Gabonese Ferralsols (serving as the external reference set; Sebag et al., 2016).



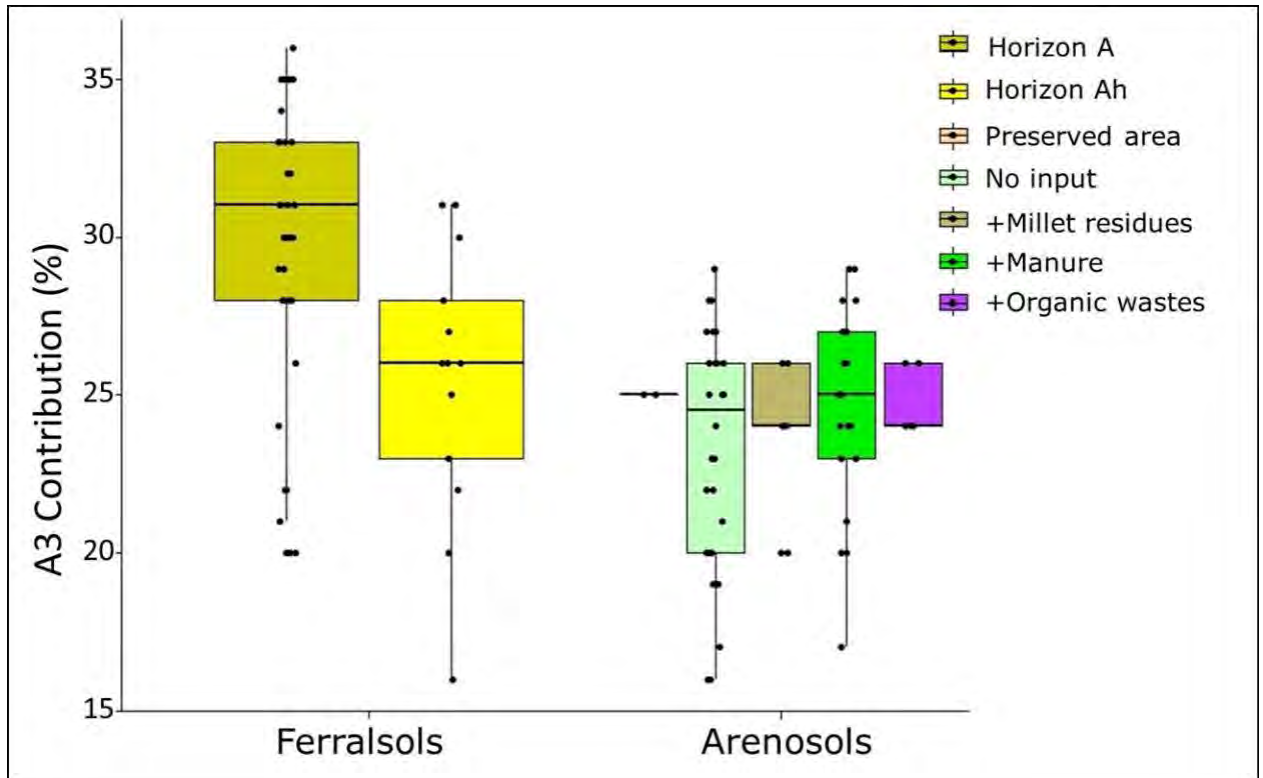
Annexe 14 (suite): Malou et al. 2020

Supplementary material 4: A2 contributions (%) in the S2 thermograms obtained by Rock-Eval® pyrolysis of the surface layers (0-10 cm) of Senegalese Arenosols (this study) compared to values in the A or Ah horizons (depth ≤ 15 cm) of Gabonese Ferralsols (serving as the external reference set; Sebag et al., 2016).

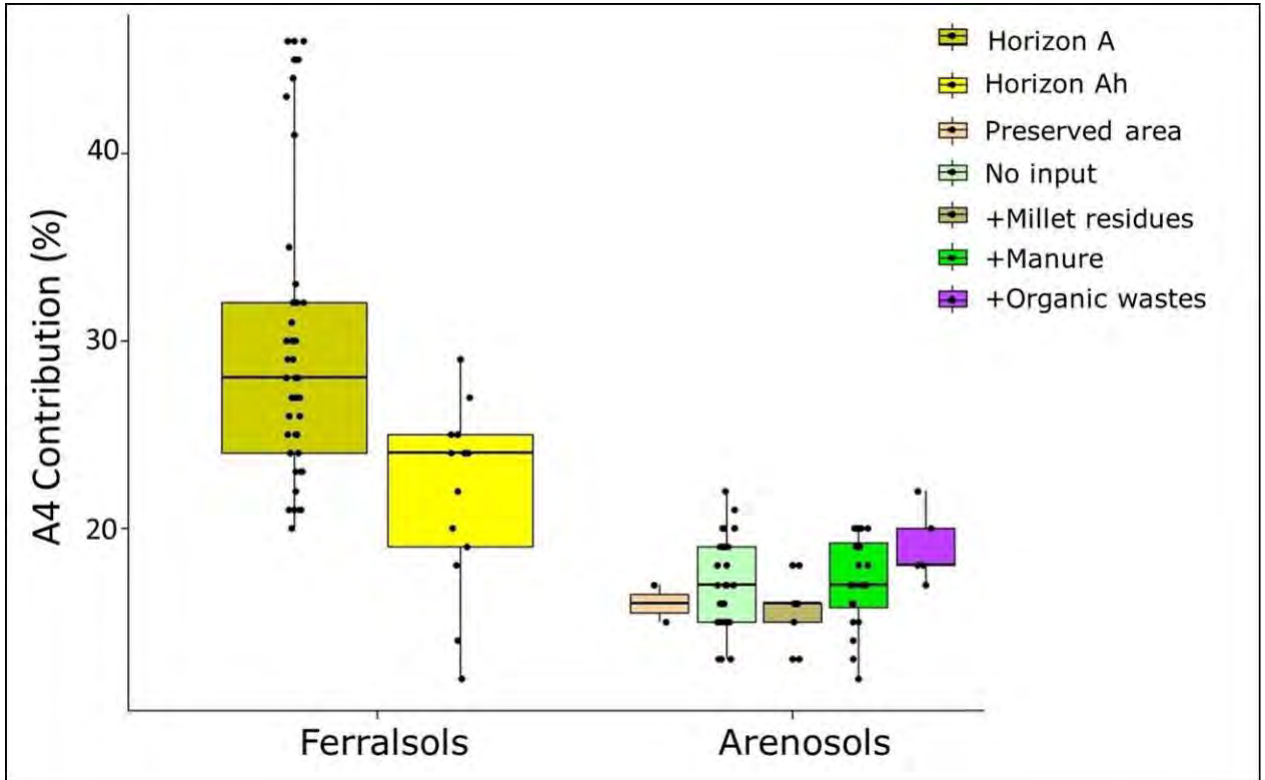


Annexe 14 (suite): Malou et al. 2020

Supplementary material 5: A3 contributions (%) in the S2 thermograms obtained by Rock-Eval® pyrolysis of the surface layers (0-10 cm) of Senegalese Arenosols (this study) compared to values in the A or Ah horizons (depth ≤ 15 cm) of Gabonese Ferralsols (serving as the external reference set; Sebag et al., 2016).



Supplementary material 6: A4 contributions (%) in the S2 thermograms obtained by Rock-Eval® pyrolysis of the surface layers (0-10 cm) of Senegalese Arenosols (this study) compared to values in the A or Ah horizons (depth ≤ 15 cm) of Gabonese Ferralsols (serving as the external reference set; Sebag et al., 2016).



Annexe 15: Statistiques descriptives (moyennes et écart-type de la moyenne) pour le COS et pour les différents pools de C du sol selon les situations, c'est-à-dire l'application d'intrants organiques ou la localisation du champ, dans les profondeurs 0-10 cm et 10-30 cm.

Situations	COS (g C.kg ⁻¹ sol)		POM-C (g C.kg ⁻¹ sol)		FF-C (g C.kg ⁻¹ sol)		POX-C (mg C.kg ⁻¹ sol)		Min-C (mg C.kg ⁻¹ sol)	
	0-10	0-30	0-10	10-30	0-10	10-30	0-10	0-30	0-10	0-30
Toutes	5.7 (0.4)	3.4 (0.2)	2.6 (0.3)	0.8 (0.1)	3.2 (0.2)	2.6 (0.2)	254 (14)	133 (11)	10.7 (1.2)	3.4 (0.3)
Sans apport	4.6 (0.4)	3.2 (0.2)	1.7 (0.2)	0.6 (0.1)	2.9 (0.2)	2.5 (0.2)	223 (18)	129 (13)	7.8 (0.8)	2.8 (0.2)
+Résidus de mil	5.1 (1.2)	2.3 (0.2)	2.7 (0.8)	0.6 (0.2)	2.4 (0.4)	1.7 (0.1)	224 (52)	96 (15)	8.6 (2)	3.2 (0.5)
+Fumier	6.3 (0.6)	3.4 (0.5)	2.8 (0.3)	0.8 (0.2)	3.5 (0.3)	2.6 (0.3)	274 (22)	117 (16)	11.1 (1.1)	3.6 (0.5)
+PRO	12.2 (1.7)	5.6 (1.1)	7 (1.5)	1.9 (0.6)	5.3 (0.4)	3.7 (0.5)	388 (38)	254 (66)	29.2 (9.6)	6 (2.3)
Champ de case	7.8 (0.8)	4.2 (0.5)	3.7 (0.5)	1.2 (0.2)	3.9 (0.3)	3 (0.3)	299 (22)	158 (20)	14.8 (2.4)	4.4 (0.6)
Champ de brousse	4.5 (0.3)	2.8 (0.2)	1.8 (0.2)	0.6 (0.05)	2.7 (0.2)	2.3 (0.2)	221 (16)	114 (11)	7.9 (0.8)	2.7 (0.2)