

Etude de la cartographie de la distribution 3D du carbone organique du sol par modélisation de l'érosion hydrique et aratoire à l'échelle d'un bassin versant (92ha) en région limoneuse belge (Fleurus).

Auteur : Maindiaux, Matthias

Promoteur(s) : Meersmans, Jeroen; Baert, Pierre

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : sciences et technologies de l'environnement, à finalité spécialisée

Année académique : 2024-2025

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/24115>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

**Etude de la cartographie de la distribution 3D du
carbone organique du sol par modélisation de
l'érosion hydrique et aratoire à l'échelle d'un bassin
versant (92ha) en région limoneuse belge (Fleurus)**

MATTHIAS MAINDIAUX

Travail de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme
de master bioingénieur en sciences et technologies de
l'environnement

Année académique 2024-2025

Co-promoteurs : Pr. Jeroen Meersmans, Pierre Baert

© Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur, du Pr Jeroen Meersmans et de Pierre Baert. Le présent document n'engage que son auteur.

© This document may only be reproduced by any means with the permission of the author, Pr. Jeroen Meersmans and Pierre Baert. This document is the sole responsibility of its author.

**Etude de la cartographie de la distribution 3D du
carbone organique du sol par modélisation de
l'érosion hydrique et aratoire à l'échelle d'un bassin
versant (92ha) en région limoneuse belge (Fleurus)**

MATTHIAS MAINDIAUX

Travail de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme
de master bioingénieur en sciences et technologies de
l'environnement

Année académique 2024-2025

Co-promoteurs : Pr. Jeroen Meersmans, Pierre Baert

Institutions d'accueil

Ce travail de fin d'étude a été réalisé à la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech de l'Université de Liège, au sein du Département des Échanges Eau-Sol-Plantes. L'organisme d'accueil externe pour les analyses des échantillons de sol a été le laboratoire du CRA-W (bâtiment Maurice Henseval) à Gembloux.



Remerciements

Tout d'abord, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mes deux co-promoteurs, Jeroen Meersmans et Pierre Baert, pour leur accompagnement tout au long de l'élaboration de ce travail.

Je remercie particulièrement Pierre Baert pour son aide précieuse dans l'apprentissage et l'utilisation du logiciel WaTEM/SEDEM. Sa disponibilité et ses explications m'ont permis de gagner un temps considérable et de progresser rapidement dans cette étape essentielle de mon travail.

Je souhaite également remercier chaleureusement Jeroen Meersmans pour son suivi attentif, ses conseils avisés, ses remarques constructives, ainsi que pour son aide sur le terrain. Son enthousiasme, ses idées et son exigence scientifique ont largement contribué à enrichir et à renforcer la qualité de ce travail.

Ma reconnaissance va aussi à Xin Li, dont l'aide précieuse lors du premier jour de la campagne d'échantillonnage a été déterminante pour bien lancer le travail de terrain.

Je remercie l'ensemble des exploitants agricoles qui m'ont autorisé l'accès à leurs parcelles afin que je puisse réaliser les prélèvements nécessaires à ce travail.

Mes remerciements s'adressent aussi à l'ensemble des membres du laboratoire du CRA-W, qui m'ont accueilli avec bienveillance et formé à l'utilisation des machines d'analyse. Leur soutien m'a permis de collecter l'ensemble des données indispensables à la réalisation de ce travail.

Je remercie également Stéphane Becquevort pour le prêt du matériel de laboratoire, qui a joué un rôle essentiel dans le bon déroulement de mes analyses.

Je remercie par ailleurs tous les membres de mon jury pour l'intérêt qu'ils portent à ce travail.

Enfin, je tiens également à remercier ma copine Justine, qui m'a aidé tout au long de la campagne d'échantillonnage, dans le broyage et le tamisage des 450 échantillons de sol nécessaires à cette étude, mais aussi dans de nombreuses autres étapes de ce travail. Sa présence et son aide m'ont été d'un grand réconfort.

Je souhaite également exprimer une gratitude particulière à mes parents pour leur aide, leur présence, leur patience et leur soutien indéfectible tout au long de cette aventure. Je leur en suis infiniment reconnaissant.

À toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce travail, je vous adresse mes plus sincères remerciements.

Résumé

Le carbone organique du sol (COS) joue un rôle central dans la fertilité des sols, la séquestration du carbone et la régulation des flux de gaz à effet de serre. Dans les paysages agricoles, les processus d'érosion hydrique et aratoire modifient la distribution spatiale et verticale du COS, pouvant entraîner des pertes significatives dans les zones érodées et des accumulations dans les zones de dépôt. Comprendre et quantifier ces effets est essentiel pour gérer durablement les sols et leur stock de carbone. Cette étude vise à quantifier et modéliser ces effets dans un bassin versant (BV) agricole belge, en comparant deux approches de modélisation : un modèle simple à stock de COS fixe et un modèle 3D intégré permettant de représenter la distribution verticale du COS.

L'étude a combiné l'utilisation du logiciel WaTEM/SEDEM avec le prélèvement de 45 profils pédologiques répartis selon différents contextes topographiques (zones d'érosion, zones de dépôt, plateaux et zones opposées), qui ont été analysés pour déterminer la concentration en COS à plusieurs profondeurs.

Le modèle à stock de COS fixe a permis d'estimer les stocks totaux, montrant que les zones de dépôt contiennent significativement plus de COS que les zones érodées. Il met également en évidence que l'érosion aratoire affecte principalement les stocks de surface, tandis que l'érosion hydrique impacte davantage les stocks en profondeur. L'importance des pratiques agricoles sur la variation du COS a également été prouvée.

Le modèle 3D intégré a utilisé un ajustement théorique du profil vertical pour estimer des paramètres spécifiques (COS en surface et en profondeur, profondeur de labour, ...) et simuler la distribution verticale du COS en fonction des processus érosifs. Les résultats indiquent que l'érosion aratoire, et plus précisément la profondeur de labour, constituent les principaux facteurs influençant le stock de COS en surface. De plus, le modèle 3D intégré offre une représentation plus précise de la variabilité verticale du COS.

Cette étude met en évidence l'importance des processus érosifs dans la redistribution verticale et spatiale du COS et confirme que le modèle 3D intégré constitue un outil prometteur pour affiner la quantification des stocks de carbone dans les sols agricoles.

Abstract

Soil organic carbon (SOC) plays a central role in soil fertility, carbon sequestration, and greenhouse gas flux regulation. In agricultural landscapes, water and tillage erosion processes alter the spatial and vertical distribution of SOC, potentially leading to significant losses in eroded areas and accumulations in deposition areas. Understanding and quantifying these effects is essential for the sustainable management of soils and their carbon stocks. This study aims to quantify and model these effects in a Belgian agricultural watershed (WS) by comparing two modelling approaches: a simple model with a fixed SOC stock and an integrated 3D model that can represent the vertical distribution of SOC.

The study combined the use of WaTEM/SEDEM software with the sampling of 45 soil profiles distributed according to different topographic contexts (erosion zones, deposition zones, plateaus, and opposite zones), which were analyzed to determine the SOC concentration at several depths.

The fixed COS stock model enabled total stocks to be estimated, showing that deposit areas contain significantly more COS than eroded areas. It also highlights that till erosion mainly affects surface stocks, while water erosion has a greater impact on deeper stocks. The importance of agricultural practices on the variation in the COS has also been proven.

The integrated 3D model used a theoretical adjustment of the vertical profile to estimate specific parameters (SOC_{surf}, SOC_{inf}, t_d , and α) and simulate the vertical distribution. The results indicate that tillage erosion and plowing depth are the main factors influencing the surface SOC stock. In addition, the integrated 3D model provides a more accurate representation of the vertical variability of the COS.

This study highlights the importance of erosion processes in the vertical and spatial redistribution of COS and confirms that the integrated 3D model is a promising tool for refining the quantification of carbon stocks in agricultural soils. There is still room for improvement, particularly in terms of integrating a COS input parameter linked to farming practices, implementing LOOCV validation of the integrated 3D model, and testing the transferability of the models to other watersheds.

Table des matières

REMERCIEMENTS	i
RÉSUMÉ	ii
ABSTRACT	iii
TABLE DES MATIÈRES	iv
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES TABLEAUX	viii
ACRONYMES	ix
1. INTRODUCTION	1
1.1. CONTEXTE	1
1.2. MODÉLISATION ET MESURES DU CARBONE ORGANIQUE DU SOL	2
1.3. LES PROCESSUS D'ÉROSION DES SOLS AGRICOLES	3
1.4. IMPACT DE L'ÉROSION SUR LE CARBONE ORGANIQUE DU SOL	4
1.5. OBJECTIFS DU TRAVAIL	5
2. MATÉRIEL ET MÉTHODE	7
2.1. DESCRIPTION ET SÉLECTION DE LA ZONE D'ÉTUDE	7
2.2. ORGANIGRAMME	9
2.3. MODÉLISATION DE L'ÉROSION HYDRIQUE ET ARATOIRE (WATEM/SEDEM)	10
THÉORIE	10
PRATIQUE	11
2.4. PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE	14
2.5. PRÉLÈVEMENT ET PRÉPARATION DES ÉCHANTILLONS	17
2.6. ANALYSE DES ÉCHANTILLONS	17
2.7. CALCUL DE LA DENSITÉ DE COS	19
2.8. MODÈLES DE DISTRIBUTION SPATIALE DU COS	20
MODÈLE À STOCK DE COS FIXE	20
MODÈLE 3D INTÉGRÉ	21
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	22
3.1. ANALYSE DES RÉSULTATS DU COS	22
3.2. MODÈLES DE DISTRIBUTION SPATIALE DU COS	23
MODÈLE À STOCK DE COS FIXE	23
MODÈLE 3D INTÉGRÉ	29
3.3. COMPARAISON DES DEUX MODÈLES	35
4. CONCLUSION ET PERSPECTIVES	38
4.1. CONCLUSION	38
4.2. PERSPECTIVES	39

5. CONTRIBUTION	40
6. BIBLIOGRAPHIE	41
7. ANNEXES	46
ANNEXE 1 : CHEMIN DE REMEMBREMENT INONDÉ (30 JANVIER 2025)	46
ANNEXE 2 : QUANTITÉ DE SÉDIMENTS PRODUITS, DÉPOSÉS ET EXPORTÉS EN FONCTION DE DIFFÉRENTES MÉTHODES D'AGGRÉGATION	46
ANNEXE 3 : QUANTITÉ DE SÉDIMENTS PRODUITS, DÉPOSÉS ET EXPORTÉS POUR L'AGGRÉGATION CUBIQUE AVEC UN KTC 250 ; 75	46
ANNEXE 4 : DISTRIBUTION LOGARITHMIQUE DE L'ÉROSION ARATOIRE EN FONCTION DE L'ÉROSION HYDRIQUE À 10, 15 ET 20 MÈTRES DE RÉOLUTION	47
ANNEXE 5 : VARIATION DE L'ÉROSION HYDRIQUE ET ARATOIRE SELON LA FORME DE LA PENTE (VERJANS, 2023)	48
ANNEXE 6 : PRÉLÈVEMENT DES 45 POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE	49
ANNEXE 7 : SÉCHAGE ET TAMISAGE DES ÉCHANTILLONS	57
ANNEXE 8 : SPECTROMÈTRE XDS RAPID CONTENT ANALYSER FOSS (MODÈLE XM-1000)	58
ANNEXE 9 : CELLULE D'ANALYSE SPECTRALE	59
ANNEXE 10 : DONNÉES BRUTES DE L'ANALYSE PAR COMBUSTION SÈCHE DU COS (N=99)	60
ANNEXE 11 : DONNÉES BRUTES DE L'ANALYSE SPECTRALE DU COS (N=450)	63
ANNEXE 12 : INTERVALLE DE CONFIANCE DE LA MOYENNE DU COS POUR CHAQUE ZONE D'ÉROSION À 0.0-0.3M ET 0.0-1.0M	69
ANNEXE 13 : ENSEMBLE DES COMBINAISONS DE ET ET EW POSSIBLES POUR PRÉDIRE LE COS À DIFFÉRENTES PROFONDEURS DANS LE MODÈLE À STOCK DE COS FIXE	70
ANNEXE 14 : STOCK DE COS (0.3-0.5M)	72
ANNEXE 15 : STOCK DE COS (0.5-1.0M)	72
ANNEXE 16 : ENSEMBLE DES 45 PROFILS D'AJUSTEMENT DU COS	73
ANNEXE 17 : ENSEMBLE DES COMBINAISONS DE ET ET EW POSSIBLES POUR PRÉDIRE LES PARAMÈTRES DU MODÈLE 3D INTÉGRÉ	81
ANNEXE 18 : COMPARAISON ENTRE LES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES CALCULÉS ET PRÉDITS DU MODÈLE 3D INTÉGRÉ	83
ANNEXE 19 : COMPARAISON ENTRE LA DENSITÉ DE COS OBSERVÉE ET PRÉDITE SELON LES DIFFÉRENTES ZONES D'ÉROSION	84
ANNEXE 20 : DIFFÉRENCE SPATIALE DU COS ENTRE LE MODÈLE 3D INTÉGRÉ ET LE MODÈLE À STOCK DE COS FIXE	85

Liste des figures

FIGURE 1 : DISTRIBUTION EN PROFONDEUR DU COS POUR DIFFÉRENTES OCCUPATIONS DE SOL ET TYPE DE DRAINAGE POUR DES CLASSES DE SOL E (ARGILE), A (LIMON) ET Z (SABLE) (MEERSMANS ET AL., 2009)	3
FIGURE 2: ALTITUDE (M), AXES PRINCIPAUX DE RUISSELLEMENT CONCENTRÉS ET CHEMINS DE REMEMBREMENT DU BV	8
FIGURE 3: ORGANIGRAMME MÉTHODOLOGIQUE	9
FIGURE 4: CARTOGRAPHIE DE L'ÉROSION HYDRIQUE À 10 M DE RÉOLUTION ET EMBACEMENTS DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE	13
FIGURE 5: CARTOGRAPHIE DE L'ÉROSION ARATOIRE À 10 M DE RÉOLUTION ET EMBACEMENTS DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE	13
FIGURE 6: CARTOGRAPHIE DE L'ÉROSION HYDRIQUE À 15 M DE RÉOLUTION ET EMBACEMENTS DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE	13
FIGURE 7: CARTOGRAPHIE DE L'ÉROSION ARATOIRE À 15 M DE RÉOLUTION ET EMBACEMENTS DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE	13
FIGURE 8: CARTOGRAPHIE DE L'ÉROSION HYDRIQUE À 20 M DE RÉOLUTION ET EMBACEMENTS DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE	13
FIGURE 9: CARTOGRAPHIE DE L'ÉROSION ARATOIRE À 20 M DE RÉOLUTION ET EMBACEMENTS DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE	13
FIGURE 10: DISTRIBUTION DE L'ÉROSION ARATOIRE EN FONCTION DE L'ÉROSION HYDRIQUE À UNE RÉOLUTION DE 10 M AVEC LES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE (ROUGE)	15
FIGURE 11: DISTRIBUTION DE L'ÉROSION ARATOIRE EN FONCTION DE L'ÉROSION HYDRIQUE À UNE RÉOLUTION DE 15 M AVEC LES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE (ROUGE)	15
FIGURE 12: DISTRIBUTION DE L'ÉROSION ARATOIRE EN FONCTION DE L'ÉROSION HYDRIQUE À UNE RÉOLUTION DE 20 M AVEC LES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE (ROUGE)	16
FIGURE 13: PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE DU BV	17
FIGURE 14: COS MESURÉ PAR LE LABORATOIRE DE LA HULPE EN FONCTION DU COS PRÉDIT PAR SPECTROSCOPIE	19
FIGURE 15: STOCK DE COS À DIFFÉRENTES PROFONDEURS	22
FIGURE 16: IMPACT DES PROCESSUS D'ÉROSION, DE TRANSPORT ET DE DÉPOSITION DÛ À L'ÉROSION ARATOIRE (DOETTERL ET AL., 2016)	25
FIGURE 17: DIFFÉRENCE ENTRE LE COS OBSERVÉ ET PRÉDIT POUR CHAQUE POINT ÉCHANTILLONNÉ (0.0-0.3M)	27
FIGURE 18: DIFFÉRENCE ENTRE LE COS OBSERVÉ ET PRÉDIT POUR CHAQUE POINT ÉCHANTILLONNÉ (0.3-0.5M)	27

FIGURE 19: DIFFÉRENCE ENTRE LE COS OBSERVÉ ET PRÉDIT POUR CHAQUE POINT ÉCHANTILLONNÉ (0.5-1.0M)	27
FIGURE 20: DIFFÉRENCE ENTRE LE COS OBSERVÉ ET PRÉDIT POUR CHAQUE POINT ÉCHANTILLONNÉ (0.0-1.0M)	27
FIGURE 21: STOCK DE COS POUR LA PARTIE ARABLE DU SOL (0.0 - 0.3M) AVEC L'ERREUR DE PRÉDICTION DU MODÈLE POUR LES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE	28
FIGURE 22: STOCK DE COS POUR L'ENSEMBLE DU PROFIL DU SOL (0.0 – 1.0M) AVEC L'ERREUR DE PRÉDICTION DU MODÈLE POUR LES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE	28
FIGURE 23: DISTRIBUTION THÉORIQUE DU COS EN PROFONDEUR (POINT 17 – ZONE DE DÉPOSITION, POINT 27 – ZONE D'ÉROSION, POINT 31 – ZONE OPPOSÉE, POINT 35 – ZONE DE PLATEAU)	30
FIGURE 24: COMPARAISON ENTRE LA DENSITÉ DE COS OBSERVÉ ET PRÉDITE	32
FIGURE 25: STOCK DE COS POUR LA PARTIE ARABLE DU SOL (0.0 - 0.3M) AVEC L'ERREUR DE PRÉDICTION DU MODÈLE 3D INTÉGRÉ POUR LES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE	33
FIGURE 26: STOCK DE COS POUR L'ENSEMBLE DU PROFIL DU SOL (0.0 – 1.0M) AVEC L'ERREUR DE PRÉDICTION DU MODÈLE 3D INTÉGRÉ POUR LES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE	34
FIGURE 27: DISTRIBUTION RELATIVE DES ERREURS DE PRÉDICTION DU MODÈLE À STOCK DE COS FIXE ET DU MODÈLE 3D INTÉGRÉ DANS LA COUCHE ARABLE (0.0-0.3M)	35
FIGURE 28: DISTRIBUTION RELATIVE DES ERREURS DE PRÉDICTION DU MODÈLE À STOCK DE COS FIXE ET DU MODÈLE 3D INTÉGRÉ DANS L'ENTIÈRETÉ DU PROFIL (0.0-1.0M)	36
FIGURE 29: COMPARAISON DE LA MOYENNE DU STOCK DE COS PRÉDIT PAR LES DEUX MODÈLES DANS LA COUCHE ARABLE (0.0-0.3M)	37
FIGURE 30: COMPARAISON DE LA MOYENNE DU STOCK DE COS PRÉDIT PAR LES DEUX MODÈLES DANS L'ENTIÈRETÉ DU PROFIL (0.0-1.0M)	37

Liste des tableaux

TABLEAU 1: MOYENNE (+/- ERREUR TYPE) DU STOCK DE COS DANS LES DIFFÉRENTES ZONES D'ÉROSION	23
TABLEAU 2: TOP 6 DES MEILLEURES CORRÉLATIONS DES DIFFÉRENTES COMBINAISONS D'ÉROSION ET LE DEGRÉ DE SIGNIFICATIVITÉ DE L'ÉROSION ARATOIRE (ET) ET HYDRIQUE (EW) DANS LA RELATION	24
TABLEAU 3: ANOVA DES RÉSIDUS DU MODÈLE DE PRÉDICTION DU COS POUR LES DIFFÉRENTES PROFONDEURS (P < 0.05 : *, P < 0.01 : **, P < 0.001 : ***)	29
TABLEAU 4: TOP 6 DES MEILLEURES CORRÉLATIONS DES DIFFÉRENTES COMBINAISONS D'ÉROSION ET LE DEGRÉ DE SIGNIFICATIVITÉ DE L'ÉROSION ARATOIRE (ET) ET HYDRIQUE (EW) DANS LA RELATION	31

Acronymes

BV = bassin versant

C = carbone

CO₂ = dioxyde de carbone

COS = carbone organique du sol

Et = érosion aratoire

Ew = érosion hydrique

LOOCV = leave-one-out cross validation

MNT = modèle numérique de terrain

MOS = matière organique stable

PMO = particule de matière organique

SOCinf = densité de carbone organique en profondeur (kg C m⁻³)

SOCsurf = densité de carbone organique en surface (kg C m⁻³)

td = profondeur de labour (m)

1. Introduction

1.1. Contexte

Les sols agricoles constituent un pilier fondamental de la sécurité alimentaire et jouent un rôle central dans le fonctionnement des écosystèmes. Ils ne se limitent pas à un simple support de production végétale : leur structure, leur activité biologique et leur composition influencent directement la fertilité, la disponibilité en eau, la biodiversité souterraine et, plus largement, le climat global (Tilman et al., 2002 ; Lal, 2016). Parmi les composantes essentielles du sol, le carbone organique du sol (COS) représente à la fois un indicateur de qualité et un levier d'action majeur. À l'échelle mondiale, les premiers mètres de sol renferment entre 1 500 et 2 400 pétagrammes de carbone (Smith et al., 2020), soit davantage que l'atmosphère ou la biomasse végétale terrestre. Cette capacité de stockage, toutefois, est double : selon les conditions pédoclimatiques et les pratiques agricoles, le sol peut fonctionner comme puits ou comme source de carbone (Martin et al., 2011).

La conversion massive des écosystèmes naturels en terres cultivées a fortement perturbé ces équilibres, contribuant à près d'un tiers des émissions anthropiques de CO₂ entre 1870 et 1980 (Harden et al., 1999). En Belgique, les terres arables ont connu un appauvrissement notable en carbone organique au cours du XXe siècle, avec des pertes de l'ordre de 20 % entre 1949 et 1972 (Meersmans et al., 2011), reflétant les conséquences à long terme des systèmes agricoles intensifs (Goidts & Van Wesemael, 2007). Ce déclin est préoccupant, car le COS influence de nombreux processus écologiques : il améliore la structure du sol, accroît la capacité de rétention en eau, diminue la susceptibilité à l'érosion, et joue un rôle déterminant dans la disponibilité en nutriments (Balesdent, 1996 ; Gerke, 2022). Le COS intervient également dans la qualité des eaux, en retenant certains contaminants comme les pesticides ou les nitrates lors de leur transit vers les nappes phréatiques (Poissant et al., 2008 ; Hakoun et al., 2017).

Le COS est en perpétuelle transformation, via un cycle dynamique nourri par les résidus végétaux, les amendements organiques et l'activité biologique. Après leur dépôt, les matières organiques fraîches (ou particules de matière organique, PMO) sont dégradées par les micro-organismes en matière organique plus stable (ou matière organique stable, MOS) pouvant s'associer aux particules minérales du sol (Stockmann et al., 2012 ; Dynarski et al., 2020). Néanmoins, ce processus de stabilisation n'est pas synonyme d'immobilité. Les matières organiques peuvent être minéralisées, transportées en profondeur ou remobilisées, en fonction des conditions environnementales (Stockmann et al., 2013).

La stabilité du COS, autrement dit sa résistance à la dégradation biologique, dépend de plusieurs mécanismes. Le modèle de Six et al. (2002) distingue trois formes de stabilisation : chimique, physique et biochimique. La stabilisation chimique repose sur la formation de complexes organo-minéraux avec les argiles et les oxydes métalliques (Zhao et al., 2006 ; Doetterl et al., 2015), tandis que la stabilisation physique s'appuie sur

la protection mécanique offerte par les agrégats (macro- et microagrégats). Quant à la stabilisation biochimique, elle est liée à la composition moléculaire des matières organiques, certaines étant plus résistantes que d'autres à la décomposition, bien que cette notion de "récalcitrance intrinsèque" reste débattue (Kleber, 2010 ; Schmidt et al., 2011). Des composés comme le charbon (char) semblent néanmoins montrer une stabilité remarquable (Knicker, 2007 ; Brodowski et al., 2006).

Dans ce contexte, il apparaît essentiel d'étudier avec précision la relation qui lie le COS aux processus érosifs, afin de mieux comprendre les mécanismes de redistribution du carbone dans les sols agricoles. Le développement de modèles de prédiction du COS constitue à cet égard un outil clé, car il permet non seulement d'affiner l'estimation des stocks, mais aussi d'identifier les zones les plus vulnérables à l'érosion et, par conséquent, d'orienter les pratiques de gestion vers une meilleure préservation du COS.

1.2. Modélisation et mesures du carbone organique du sol

Pour étudier et prédire la quantité de COS, divers modèles ont été développés, tels que le Rothamsted Carbon Model et le modèle Denitrification-Decomposition (DNDC), qui prennent en compte des paramètres pédoclimatiques et d'usage du sol (Byrne & Kiely, 2009). Toutefois, ces modèles présentent des limites, notamment dans leur prise en compte imparfaite du relief et de l'érosion, pouvant conduire à des erreurs dans l'attribution des pertes de COS (Chappell et al., 2016). De plus, des études montrent que les modèles atteignent une bonne concordance avec les mesures sur le terrain seulement après environ vingt ans, traduisant la complexité du cycle du carbone et des données initiales souvent indirectes (Xu et al., 2011). Les modèles les plus avancés s'appuient désormais sur des données de terrain, avec des prélèvements à plusieurs profondeurs (10 cm, 30 cm, 1 m) réalisés selon des grilles régulières sur des territoires aux occupations du sol variées (Meersmans et al., 2009 ; Meersmans et al., 2013). Ces études ont montré que la distribution verticale du COS dans les champs cultivés est caractérisée par une teneur constante dans la couche arable, suivie d'une décroissance exponentielle en profondeur (voir figure 1).

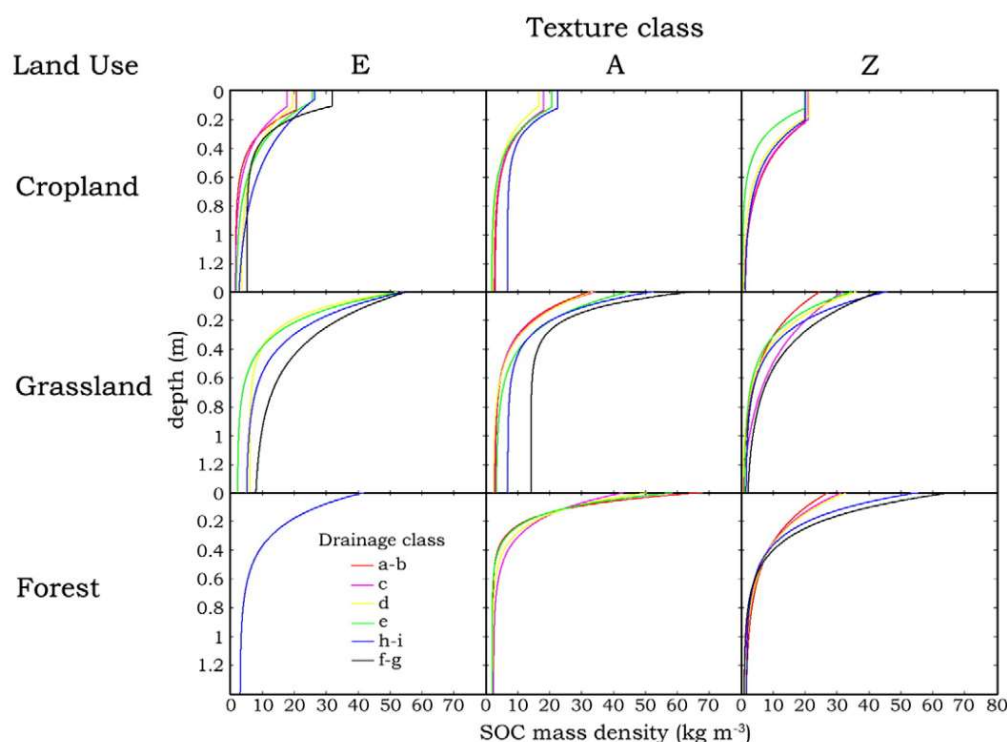


Figure 1 : Distribution en profondeur du COS pour différentes occupations de sol et type de drainage pour des classes de sol E (Argile), A (limon) et Z (sable) (Meersmans et al., 2009)

L'influence du relief a également été étudiée en deux dimensions, révélant que les zones en pente convexe subissent une érosion active, que les zones concaves sont des zones de dépôt, et que les plateaux sont relativement stables (Doetterl et al., 2013). Ces observations permettent de mieux comprendre la variabilité spatiale du COS en fonction du type de sol, de sa gestion, et des conditions climatiques, en se focalisant davantage sur la distribution spatiale que sur l'évolution temporelle.

Par ailleurs, il existe actuellement des cartes globales prédictives du COS à moyenne échelle, telles que celles produites par la World Soil Information à 250 m de résolution (ISRIC, 2020), qui fournissent une estimation spatialisée de la teneur en carbone organique du sol à différentes profondeurs (jusqu'à 2 m). Ces cartes, générées par apprentissage automatique à partir de centaines de milliers de profils pédologiques, complètent les données de terrain et offrent un support utile pour l'analyse spatiale et la modélisation à l'échelle régionale ou mondiale.

1.3. Les processus d'érosion des sols agricoles

L'érosion est un facteur majeur de dégradation des sols cultivés, combinant des mécanismes naturels et anthropiques (Gillijns et al., 2005). En Belgique, les principales formes d'érosion sont :

- **L'érosion hydrique (Ew)** : elle est provoquée par l'impact des gouttes de pluie qui détachent les particules du sol (effet splash) et leur transport par le ruissellement. Cette érosion peut être diffuse (inter-rigoles) ou localisée dans des rigoles et ravines, ces dernières suivant les chemins d'écoulement naturel et changeant

morphologiquement selon la saison. Une grande partie des sédiments produits reste toutefois piégée avant d'atteindre les cours d'eau (80 à 90 %) (Poesen, 1993).

- **L'érosion aratoire (Et)** : lors des opérations agricoles, le déplacement du sol se fait principalement vers l'aval, avec une intensité dépendante de la pente, de l'outil, de la vitesse et de la profondeur de travail (Govers et al., 1994 ; Van Muysen et al., 2002). Ce phénomène génère une redistribution locale des éléments nutritifs et de la matière organique et favorise la formation de talus aux limites de parcelles.
- **L'érosion éolienne** : historiquement un processus naturel, elle devient problématique dans certains contextes agricoles, notamment sur sols sableux ou limoneux lors de printemps secs, en l'absence de couverture végétale (Girard, 2017 ; Poesen et al., 1996). L'érosion éolienne cause une perte de terre principalement à l'intérieur des parcelles, avec une faible dispersion de poussières hors champ. Toutefois, dans le cadre de cette étude, l'érosion éolienne ne sera pas prise en compte. En effet, l'érosion hydrique et celle liée au travail du sol (aratoire) y sont largement prépondérantes. Par ailleurs, l'érosion éolienne se manifeste essentiellement dans les zones sableuses, qui ne font pas partie de la région étudiée. Ces deux raisons justifient que ce type d'érosion soit considéré comme négligeable dans ce travail.
- **La perte de terre par arrachage des cultures à tubercules** : liée à la terre collée aux racines lors de la récolte, cette forme d'érosion conduit à une perte estimée à environ 0,15 mm de sol par an (Poesen et al., 2001). Cette forme d'érosion ne sera pas non plus prise en compte ici, car elle est indépendante du relief, uniforme sur l'ensemble de la parcelle, et difficile à quantifier précisément.

1.4. Impact de l'érosion sur le carbone organique du sol

Les phénomènes érosifs modifient la distribution et la quantité de COS dans les sols agricoles, impactant directement la fertilité et la capacité productive des sols (Wang et al., 2021). L'érosion provoque la redistribution ou la perte de matière organique, ce qui peut entraîner une diminution de la capacité de stockage en eau et une réduction de la disponibilité des éléments nutritifs. Ces impacts sont souvent locaux, notamment dans le cas de l'érosion par le travail du sol, mais leurs effets cumulatifs peuvent être significatifs à plus grande échelle (Bakker et al., 2007). Comprendre ces mécanismes est essentiel pour développer des pratiques agricoles durables capables de préserver la qualité des sols tout en assurant la production agricole.

Une étude récente menée par Baert et al. (2024) a adopté une approche spécifique en intégrant les prédictions d'érosion hydrique et aratoire dans une modélisation tridimensionnelle de la distribution du COS sur des sols limoneux en Belgique. Cette recherche a mis en évidence l'importance des processus d'érosion dans la redistribution spatiale et verticale du COS, en particulier en fonction des formes topographiques.

Cependant, plusieurs points d'amélioration ont été identifiés et pris en compte dans ce travail. D'une part, un effort accru a été porté sur le prélèvement d'échantillons dans les formes de relief de déposition (zones concaves et thalwegs) afin de mieux comprendre la relation entre les taux de sédimentation et les stocks et distributions spatiales de COS dans ces zones spécifiques. D'autre part, la stratégie d'échantillonnage a été optimisée en réduisant le nombre de répliques par point d'échantillonnage, permettant ainsi d'augmenter le nombre total d'échantillons et de mieux couvrir la variabilité spatiale.

Par ailleurs, l'étendue spatiale de l'étude a été élargie en incluant plusieurs parcelles agricoles caractérisées par des configurations topographiques et des pratiques agricoles variées, dans l'objectif d'appliquer cette approche à l'échelle d'un bassin versant (BV) de premier ordre (une centaine d'hectares).

Enfin, la modélisation tridimensionnelle a été affinée en s'appuyant sur le modèle de distribution verticale du COS proposé par Meersmans et al. (2009), ce qui a permis de modéliser les paramètres associés (COS en surface, SOCsurf ; COS en profondeur, SOCinf ; profondeur de labour, td et la forme de la distribution, α) en fonction des érosions hydrique et aratoire, et ainsi d'obtenir un modèle 3D complet non linéaire, en remplacement des modèles de régressions linéaires par incréments de profondeur employés précédemment.

Ces améliorations du travail de Baert et al. (2024) visent à mieux représenter la variabilité locale et la complexité des interactions entre érosion, pratiques agricoles et dynamique du COS, afin d'apporter des contributions plus précises et applicables à la gestion durable des sols agricoles.

1.5. Objectifs du travail

Ce travail s'inscrit dans une démarche visant à approfondir la compréhension des interactions complexes entre l'érosion des sols agricoles et la dynamique du COS en contexte agricole belge.

Plus précisément, les objectifs principaux sont les suivants :

- Mieux caractériser la distribution spatiale et verticale du COS dans des zones de relief variées, en portant une attention particulière aux formes topographiques de déposition (zones concaves, thalwegs).
- Travailler à une résolution spatiale plus fine que les cartes globales existantes, ce qui permet de capter avec une meilleure précision les dynamiques intra-champ de distribution du COS : cette finesse spatiale est essentielle pour comprendre les variations locales du COS liées aux processus d'érosion et aux pratiques agricoles, là où les cartes à moyenne échelle ne rendent compte que des tendances régionales ou globales.
- Optimiser la stratégie d'échantillonnage afin d'augmenter la couverture spatiale et la représentativité des données tout en tenant compte des contraintes pratiques

sur le terrain : cette approche vise à réduire les biais liés à la variabilité locale et à améliorer la fiabilité des estimations des stocks de COS.

- Étendre l'analyse à une échelle de BV de premier ordre, intégrant plusieurs parcelles aux configurations topographiques et aux pratiques agricoles diverses, pour mieux appréhender la variabilité spatiale du COS dans un contexte réaliste de gestion territoriale.
- Affiner la modélisation tridimensionnelle de la distribution du COS, en adaptant et complétant le modèle proposé par Meersmans et al. (2009) par l'intégration des effets combinés des érosions hydrique et aratoire : cette modélisation non linéaire vise à améliorer la représentation des mécanismes de redistribution et de stockage du carbone dans le sol, en lien avec les processus d'érosion et les caractéristiques topographiques.
- Apporter des connaissances et outils améliorés pour la gestion durable des sols agricoles, en mettant en évidence les zones à fort enjeu pour la préservation du COS et en soutenant le développement de pratiques agricoles adaptées aux contraintes pédologiques et morphologiques locales.

Ces objectifs s'inscrivent dans une volonté d'intégrer à la fois la complexité des processus naturels et les réalités de la gestion agricole, afin de contribuer à la durabilité et à la résilience des sols dans un contexte environnemental et socio-économique en évolution.

2. Matériel et méthode

2.1. Description et sélection de la zone d'étude

La sélection de la zone d'étude a débuté par une phase exploratoire réalisée à l'aide du Géoportail de la Wallonie (WalOnMap). Cet outil d'information géographique a permis d'identifier des BV cultivés répondant à plusieurs critères : un sol de nature limoneuse, l'absence de biochar lié à la production de charbon de bois, une superficie d'environ 100 hectares, ainsi que des caractéristiques topographiques marquées (présence de plateaux, de zones convexes et de zones concaves). Le choix de cette échelle spatiale s'appuie sur les recommandations de Baert et al. (2024) qui, bien que leur étude ait porté sur un champ de 15.5 ha, suggèrent d'élargir la zone d'étude afin d'appliquer leur méthodologie à un BV de premier ordre, intégrant plusieurs parcelles agricoles aux caractéristiques topographiques et pratiques culturelles variées. Cette approche permet une meilleure représentativité des dynamiques érosives à l'échelle du paysage.

Au terme de cette phase exploratoire, un BV répondant à l'ensemble de ces critères a été retenu. Il s'agit d'un BV de 92 hectares situé entre les communes de Fleurus et Les-Bons-Villiers, dans la province du Hainaut, aux coordonnées WGS84 (DMS) : 50°30'2" N, 4°30'13" E. Ce BV présente une topographie marquée et fait l'objet d'une exploitation agricole conventionnelle, avec une rotation culturale représentative des pratiques régionales, comprenant notamment la pomme de terre, le blé, la betterave et des légumineuses (SIGEC, 2023).

Le BV (voir figure 2) est traversé par deux chemins de remembrement bétonnés, situés respectivement au Nord-Est et au Sud-Ouest. L'exutoire principal se trouve à la pointe Nord-Est du BV et est alimenté par un axe de ruissellement concentré, lui-même formé par la convergence de deux flux : l'un longeant le flanc Sud-Ouest, l'autre suivant le flanc Nord-Est. La parcelle agricole située au point de jonction de ces deux axes est fréquemment sujette à des inondations. De même, le chemin de remembrement au Sud-Ouest est régulièrement submergé à l'endroit où il croise l'axe de ruissellement (voir annexe 1). Ces deux zones constituent des points d'accumulation privilégiés pour les sédiments transportés par les processus érosifs.

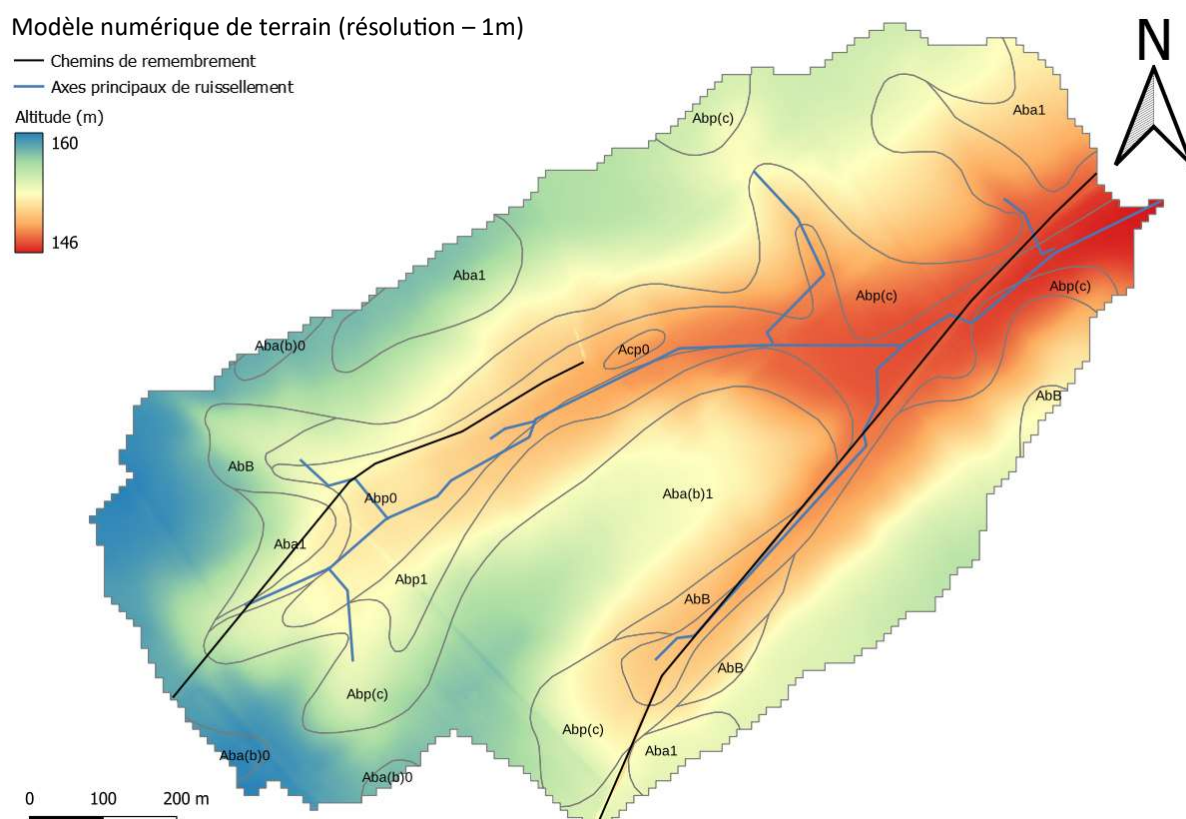


Figure 2: Altitude (m), axes principaux de ruissellement concentrés et chemins de remembrement du BV

Sur le plan topographique, le BV se structure autour de deux talwegs principaux (zones rouges sur la figure 2), qui constituent les axes majeurs de concentration du ruissellement de surface. Ces talwegs drainent les eaux provenant des versants adjacents et jouent un rôle central dans les dynamiques érosives du site. Les zones environnantes présentent une diversité de formes topographiques bien marquées : des zones concaves (rouge à orange) ; des versants à pentes linéaires parfois supérieures à 5 % (jaune à vert clair) ; des zones convexes (vert clair à vert) ; ainsi que des zones de plateaux (vert). Cette diversité morphologique confère au BV une grande hétérogénéité spatiale en matière de redistribution des flux hydriques et sédimentaires.

Selon la carte numérique des sols de Wallonie (voir figure 2), les sols du BV sont homogènes avec une texture limoneuse et un drainage naturel favorable. Le BV présente une diversité pédologique étroitement liée à sa morphologie topographique. Quatre types de sols principaux y sont identifiés : Aba, AbB, Abp et Acp. Les sols de type Aba (luvisols) occupent majoritairement les plateaux (zones bleues sur la figure 2), tandis que les sols AbB (cambisols) se situent principalement sur certaines pentes (zones vertes à jaunes). Les sols Abp et Acp (regosols colluviaux), quant à eux, sont localisés dans les zones concaves de déposition, le long des axes de ruissellement concentré, où les processus de dépôt des sédiments sont les plus actifs (zones rouges).

2.2. Organigramme

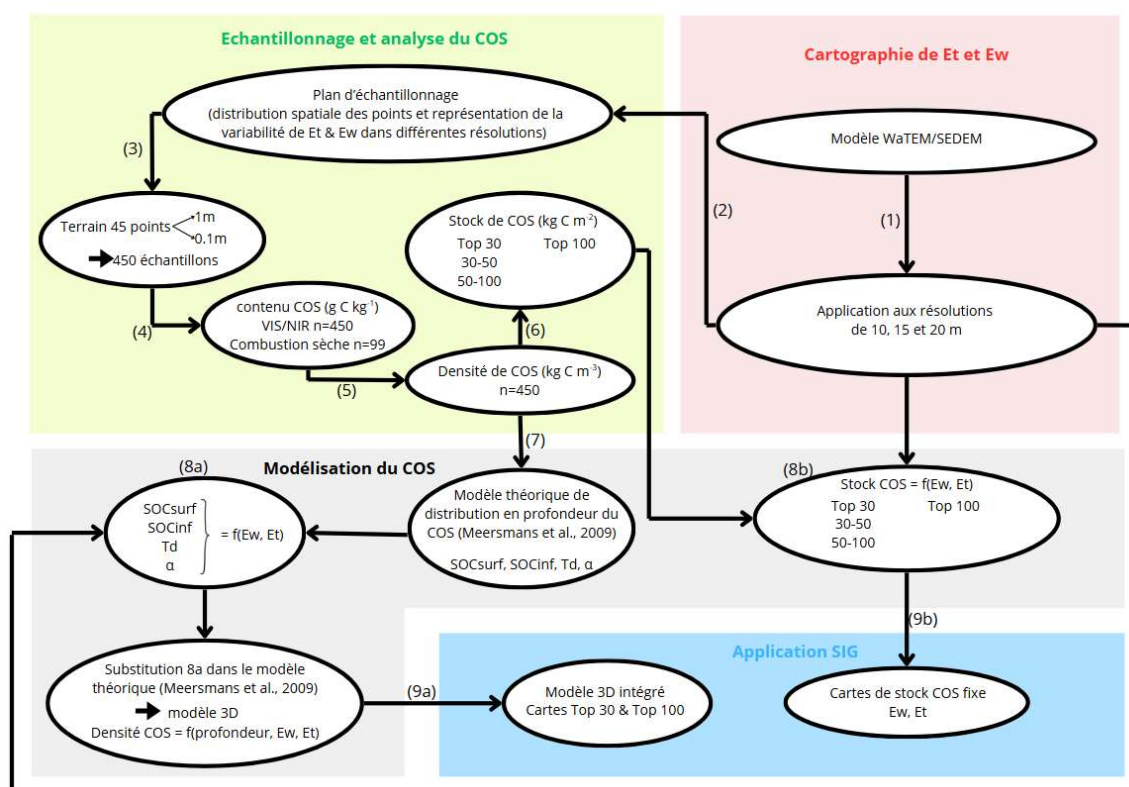


Figure 3: Organigramme méthodologique

La figure 3 synthétise la méthodologie adoptée dans la suite de cette étude. Elle comporte plusieurs étapes clés visant à analyser l'impact des processus érosifs sur la distribution et le stock de COS.

Tout d'abord, la modélisation de l'érosion hydrique (Ew) et de l'érosion aratoire (Et) a été réalisée à différentes résolutions spatiales (10, 15 et 20 m) à l'aide du logiciel WaTEM/SEDEM (1). Sur cette base, un plan d'échantillonnage a été conçu afin d'assurer une bonne distribution spatiale des points et de représenter la variabilité de Ew et Et aux différentes résolutions (2). Ainsi, 45 points d'échantillonnage ont été prélevés jusqu'à une profondeur d'un mètre, avec un échantillon tous les 10 centimètres, ce qui représente un total de 450 échantillons (3). Ces derniers ont été préparés puis analysés au laboratoire du CRA-W à Gembloux pour déterminer leur contenu en COS (exprimé en g C kg⁻¹) par spectroscopie VIS/NIR. En parallèle, 99 échantillons de référence ont été envoyés au laboratoire de La Hulpe pour une analyse par combustion sèche, afin de calibrer le modèle de prédiction basé sur les analyses spectrales (4). Le contenu en COS ainsi obtenu a ensuite été converti en densité volumique (kg C m⁻³) en utilisant une estimation de la densité apparente du sol (5). Les stocks de COS ont été calculés à différentes profondeurs correspondant à la zone arable (0.0–0.3 m), la zone intermédiaire (0.3–0.5 m), le sous-sol (0.5–1.0 m) et sur l'ensemble du profil (0.0–1.0 m) (6). Un modèle théorique décrivant la distribution verticale du COS (Meersmans et al., 2009) a été ajusté aux observations, permettant d'estimer les paramètres clés de ce modèle théorique

(SOCsurf, SOCinf, t_d et α) (7). À partir des valeurs de E_w et E_t , ces paramètres ont ensuite été prédits et substitués dans le modèle théorique (8a), tandis que parallèlement les stocks de COS ont été directement prédits à différentes profondeurs à partir des mêmes variables (8b). Enfin, deux approches ont été mises en œuvre pour construire des cartes spatiales des stocks de COS : d'une part, l'intégration du modèle théorique avec les paramètres prédits jusqu'à 0.3 m et 1.0 m (9a), et d'autre part, la cartographie des stocks de COS prédits directement aux différentes profondeurs (9b).

2.3. Modélisation de l'érosion hydrique et aratoire (WaTEM/SEDEM)

Théorie

Le modèle WaTEM/SEDEM a été conçu pour simuler les pertes de sol liées à l'érosion, ainsi que le déplacement et la déposition des sédiments dans un BV, en fonction de paramètres préalablement définis. Une particularité importante du modèle est sa capacité à intégrer les phénomènes de déposition, ce qui le distingue d'approches plus classiques comme l'USLE, en offrant une évaluation plus réaliste de la redistribution des sédiments et de la dégradation effective des sols. Il permet ainsi de quantifier non seulement les pertes de sol mais aussi les flux sédimentaires exportés hors du BV. Par convention, les pertes de sol apparaissent sous forme de valeurs négatives, tandis que les dépôts sédimentaires sont représentés par des valeurs positives (Notebaert et al., 2006).

WaTEM/SEDEM s'articule autour de trois modules principaux : le calcul de l'érosion hydrique basé sur l'équation RUSLE (équation 1), la modélisation du transport sédimentaire (équation 2), et l'évaluation des effets de l'érosion aratoire (équation 3).

$$A = R * K * LS * C * P \quad (1)$$

Avec

- A : Perte de sol par unité de surface ($t \text{ ha.an}^{-1}$)
- R : Indice d'érosivité de la pluie (MJ.mm ha.an^{-1})
- K : Indice de sensibilité à l'érosion du sol ($t.h \text{ MJ.mm}^{-1}$)
- LS : Indice topographique (pente et longueur)
- C : Effet du couvert végétal (facteur culture et exploitation)
- P : Facteur de conversion du sol ou de maîtrise de l'érosion

$$Tc = Ktc * Eprg = Ktc * R * K * (LS - 4.12 * Sg * 0.8) \quad (2)$$

Avec

- Tc : Capacité de transport
- Ktc : Coefficient de capacité de transport
- Eprg : Erosion potentielle des ravines
- Sg : Pente locale ($m \text{ m}^{-1}$)
- R, K et LS : Facteurs utilisés dans l'équation de RUSLE

$$Q_{s,t} = K_{till} * S = -K_{till} * \frac{dh}{dx} \quad (3)$$

Avec

- $Q_{s,t}$: Flux net vers le bas de la pente dû au transfert de sol par le labour (kg m^{-1})
- K_{till} : Constante de diffusion (kg m^{-1})
- S : Gradient de la pente locale (m m^{-1})
- h : Hauteur en un point donné de la pente (m)
- x : Distance dans la direction horizontale (m)

Il est bon de noter que dans le modèle WaTEM/SEDEM, les processus d'érosion liés à l'eau et ceux dus au travail du sol sont évalués de manière indépendante, sans interaction entre eux. La calibration du modèle s'est appuyée sur des données empiriques issues de la quantification des sédiments exportés à l'aval de 21 BV localisés en Flandre, en utilisant une résolution spatiale de 20 mètres (Notebaert et al., 2006).

Pratique

Ce modèle exige plusieurs données d'entrée précises, telles que décrites dans le manuel méthodologique de Notebaert et al. (2006), incluant notamment un modèle numérique de terrain (MNT), un parcellaire agricole, des paramètres liés aux précipitations (facteur R), à la couverture végétale et aux pratiques culturales (facteur C) et à la nature du sol (facteur K, constante de diffusion et densité apparente).

Par défaut, le modèle utilise donc une résolution de 20 mètres. Dès lors, la résolution spatiale du MNT constitue un paramètre crucial dans la précision des résultats. Toutefois, afin d'évaluer l'influence de la résolution des données topographiques sur les estimations d'érosion, des MNT de 10, 15 et 20 mètres ont été testés. Cette approche s'inspire des conclusions de Baert et al. (2024), qui ont observé une meilleure corrélation entre les stocks de COS et les taux d'érosion estimés à partir d'un MNT de 10 m. La résolution intermédiaire de 15 mètres a été introduite afin d'explorer un compromis possible entre la résolution par défaut de 20 mètres et la résolution plus fine de 10 m.

En amont de l'utilisation de ces MNT à plus haute résolution, plusieurs méthodes d'agrégation ont été testées pour passer du MNT d'origine à 1 mètre vers la résolution de 10 mètres. Cette étape est cruciale, car la méthode d'agrégation influence significativement les résultats du modèle, notamment au niveau de la quantité de sédiment exporté en dehors du BV (voir annexe 2). La méthode d'agrégation cubique a été privilégiée pour sa capacité à lisser les transitions topographiques tout en préservant les structures du relief. Cette même méthode d'agrégation sera utilisée pour les résolutions de 15 et 20 mètres.

Selon le manuel méthodologique de Notebaert et al. (2006), un changement de résolution spatiale devrait s'accompagner d'un ajustement des coefficients de capacité de transport (K_{Tc}), afin de maintenir la cohérence du modèle avec l'échelle utilisée. Toutefois, dans cette étude, les coefficients utilisés sont ceux proposés par défaut pour

une résolution de 20 mètres (KTc low = 75 ; KTc high = 250). Ils ont été conservés pour toutes les résolutions testées, car des vérifications ont montré que les volumes de sédiments transportés restaient dans le même ordre de grandeur (voir annexe 3), ce qui justifie leur maintien sans recalibrage spécifique.

Une fonctionnalité importante du modèle est la possibilité d'intégrer un parcellaire agricole, afin de mieux représenter la dynamique des écoulements en prenant en compte les bordures de parcelles cultivées. Cette option a été exploitée dans le cadre de cette étude, en s'appuyant sur les données du SIGEC 2023 pour délimiter les contours des parcelles agricoles.

Le facteur R (érosivité de la pluie) a été estimé à partir de la formulation (équation 4) développée par Verstraeten (2006), qui tient compte de l'évolution récente de l'intensité des précipitations dans le centre de la Belgique. Un facteur R de 753 MJ.mm ha⁻¹h⁻¹.an sera utilisé.

$$R = E * I30 = 0.07 * P^{1.4} \quad (4)$$

Avec

- E = Energie cinétique de la pluie
- I30 = Intensité maximale de la pluie en 30 minutes
- P = Précipitations moyennes annuelles

Le facteur K (érodibilité du sol), d'une valeur de 0.45 t.h MJ⁻¹mm⁻¹, repose sur des données expérimentales recueillies dans les sols limoneux de Belgique (Bollinne et al., 1979), tandis que le facteur C (couverture végétale) correspond à une moyenne annuelle des pratiques culturales observées sur ces types de sols (C = 0.37), telles que décrites dans Notebaert et al. (2006).

Les paramètres liés à l'érosion aratoire à savoir la constante de diffusion (Ktill) et la densité apparente du sol (BD) sont issus des travaux de Van Oost et al. (2006), qui ont proposé des valeurs adaptées au contexte agricole belge (Ktill = 600 kg m⁻¹ ; BD = 1350 kg m⁻³).

En s'appuyant sur un MNT décliné en plusieurs résolutions (10, 15 et 20 mètres) ainsi que sur un parcellaire agricole dérivé du SIGEC 2023, le modèle WaTEM/SEDEM permet de représenter spatialement les processus d'érosion. Pour chaque résolution testée, il génère deux cartes distinctes : l'une illustrant l'érosion hydrique (voir figures 4, 6 et 8), l'autre l'érosion aratoire (voir figures 5, 7 et 9). Chaque pixel est associé à des coordonnées géographiques et aux valeurs modélisées d'érosion pour chacun des processus.

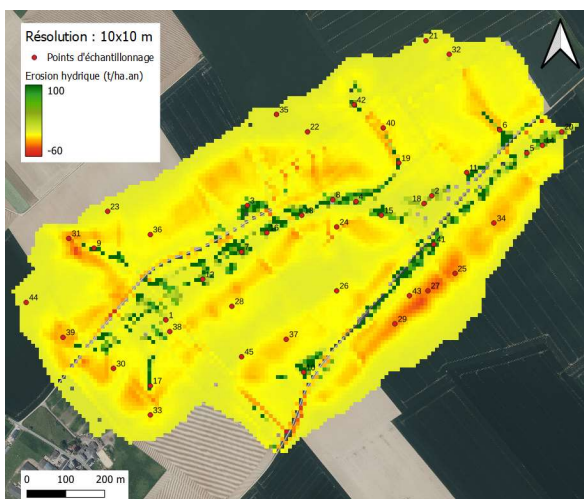


Figure 4: Cartographie de l'érosion hydrique à 10 m de résolution et emplacements des points d'échantillonnage

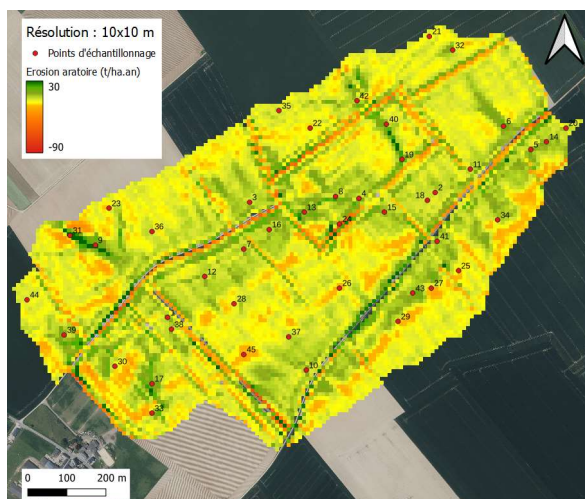


Figure 5: Cartographie de l'érosion aratoire à 10 m de résolution et emplacements des points d'échantillonnage

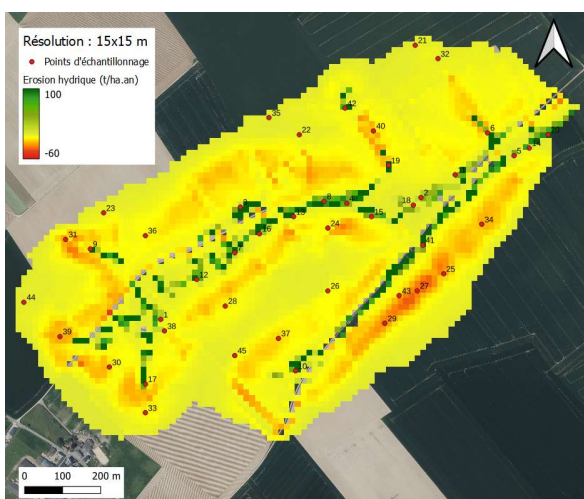


Figure 6: Cartographie de l'érosion hydrique à 15 m de résolution et emplacements des points d'échantillonnage



Figure 7: Cartographie de l'érosion aratoire à 15 m de résolution et emplacements des points d'échantillonnage

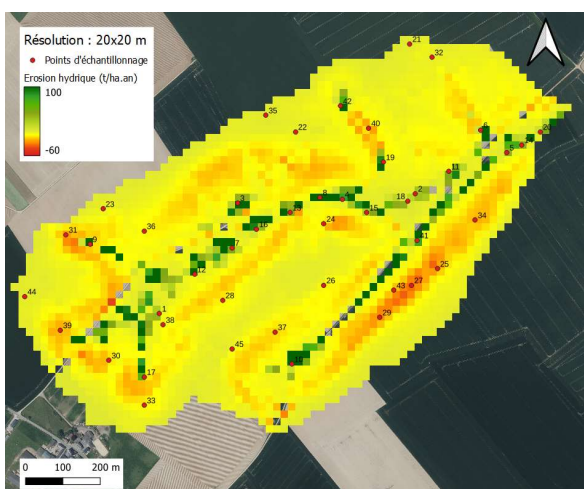


Figure 8: Cartographie de l'érosion hydrique à 20 m de résolution et emplacements des points d'échantillonnage

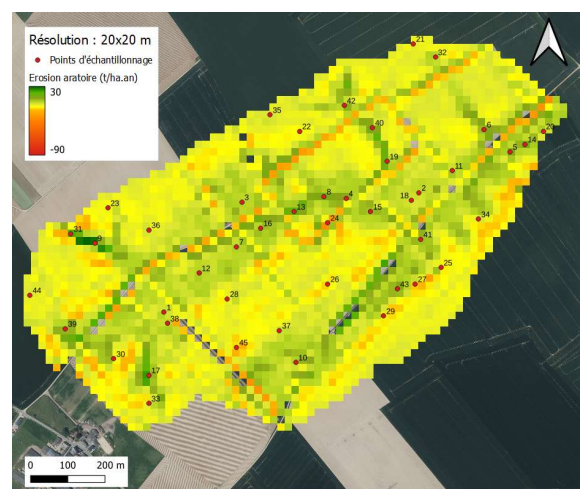


Figure 9: Cartographie de l'érosion aratoire à 20 m de résolution et emplacements des points d'échantillonnage

2.4. Plan d'échantillonnage

L'objectif de la campagne d'échantillonnage dans cette étude est de quantifier, à un moment donné, la teneur en COS jusqu'à 1 mètre de profondeur, par tranches de 10 cm. Les prélèvements sont réalisés en des points choisis pour refléter la diversité topographique du BV agricole étudié. Comme spécifié dans la méthodologie de Baert et al. (2024), les points ont été sélectionnés en fonction des niveaux d'érosion hydrique et d'érosion de labour estimés par le modèle WaTEM/SEDEM.

Les figures 10, 11 et 12 représentent la distribution de l'érosion aratoire en fonction de l'érosion hydrique de chaque pixel du BV, et ce pour les résolutions de 10, 15 et 20 mètres. Des représentations graphiques en logarithme de ces distributions sont également disponibles en annexe 4. L'analyse conjointe des valeurs d'érosion hydrique et d'érosion aratoire permet de distinguer trois grands groupes de pixels. Le premier regroupe les zones où les deux types d'érosion entraînent un dépôt de sédiments (valeurs positives), localisées dans le quadrant supérieur droit. Le second correspond aux zones soumises simultanément à une perte de sol par érosion hydrique et aratoire (valeurs négatives), situées dans le quadrant inférieur gauche. Enfin, un troisième groupe, visible dans le quadrant supérieur gauche, rassemble les pixels qui présentent une accumulation de sédiments liée au travail du sol mais qui restent exposés à l'érosion hydrique.

Les différentes combinaisons d'érosion observées dans le BV dépendent étroitement de la morphologie de la pente. Sur les zones de plateau, les processus d'érosion sont généralement faibles, avec des valeurs proches de zéro. Les segments convexes et linéaires des pentes sont davantage soumis à des pertes de sol, tant par érosion hydrique qu'aratoire. À l'amorce des zones concaves, apparaissent ce que l'on appelle les zones « opposées », caractérisées par une accumulation de sédiments liée au travail du sol et une érosion due au ruissellement. Enfin, les portions profondément concaves du BV constituent les principales zones de déposition. Une représentation graphique de la variation des valeurs d'érosion hydrique et aratoire en fonction des formes de pente est disponible en annexe 5 (Verjans, 2023).

Notons qu'une quatrième configuration, théoriquement impossible, apparaît à toutes les résolutions, mais de manière plus marquée à 10 mètres : certains pixels présentent une accumulation de sédiments liée à l'érosion hydrique (valeurs positives), tout en subissant une perte de sol par le travail du sol (valeurs négatives), ce qui les positionne dans le quadrant inférieur droit. Cette configuration rare suggère qu'une résolution plus fine permet de capter des dynamiques locales particulières, autrement lissées à des mailles plus larges.

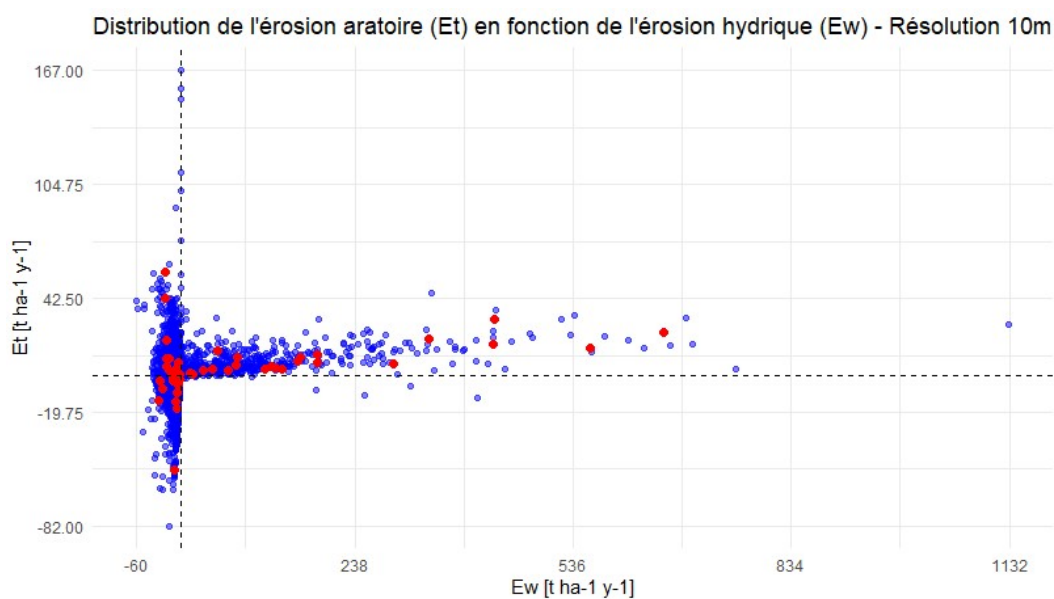


Figure 10: Distribution de l'érosion aratoire en fonction de l'érosion hydrique à une résolution de 10 m avec les points d'échantillonnage (rouge)

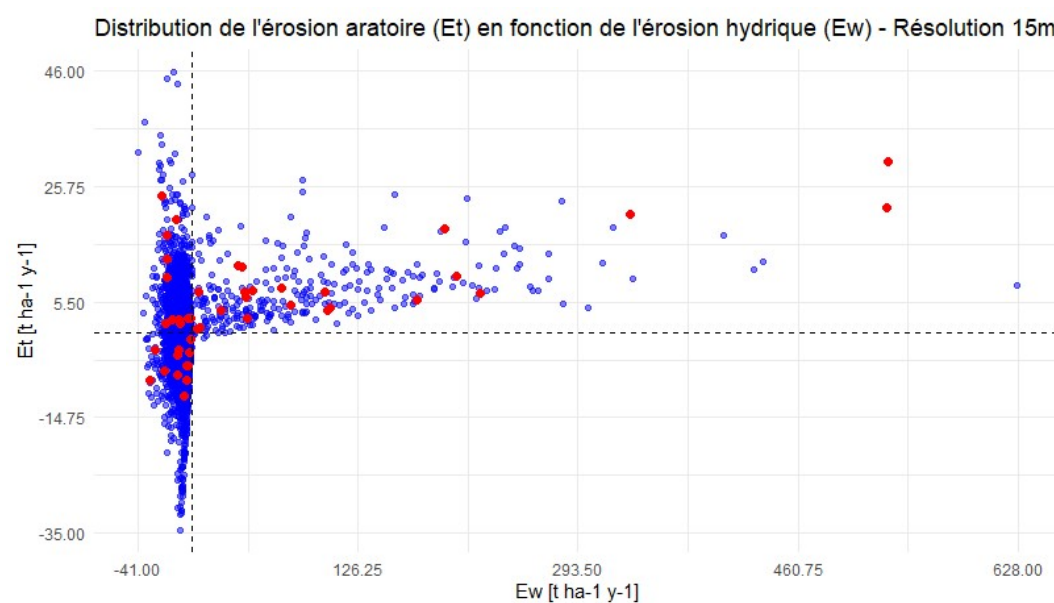


Figure 11: Distribution de l'érosion aratoire en fonction de l'érosion hydrique à une résolution de 15 m avec les points d'échantillonnage (rouge)

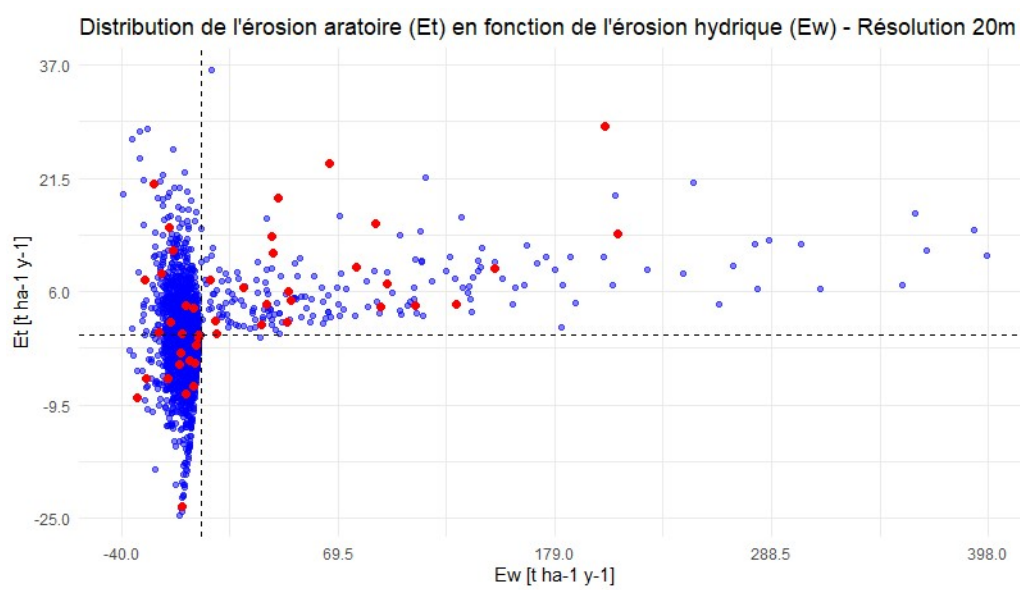


Figure 12: Distribution de l'érosion aratoire en fonction de l'érosion hydrique à une résolution de 20 m avec les points d'échantillonnage (rouge)

Les points d'échantillonnage ont été sélectionnés de manière à représenter la variabilité spatiale des processus d'érosion simulés par le modèle WaTEM/SEDEM aux résolutions de 10, 15 et 20 mètres. L'objectif était de couvrir l'ensemble de la gamme de valeurs d'érosion hydrique et aratoire pour chaque résolution, tout en assurant une bonne représentativité des différentes dynamiques d'érosion dans le BV. Une attention particulière a été portée aux zones de déposition, dans lesquelles 22 points ont été positionnés. Ce choix s'inscrit dans une démarche d'amélioration par rapport à la méthodologie de Baert et al. (2024), qui a souligné que la relation entre le stock de COS et l'érosion y est généralement plus marquée. Dix points ont également été placés dans des zones dominées par l'érosion, dix autres dans les zones dites « opposées » (déposition aratoire mais érosion hydrique), et enfin trois sur les plateaux, zones relativement stables. Afin de garantir la cohérence entre les résolutions, chaque point a été choisi de sorte à se situer dans un même quadrant de la distribution conjointe des érosions pour les trois résolutions testées — une autre amélioration méthodologique par rapport à l'étude de Baert et al. (2024). La répartition spatiale des points a été pensée pour assurer une bonne couverture de l'ensemble du BV, tout en évitant les anciennes bordures de parcelles et les anciens chemins agricoles. Ces derniers, potentiellement influencés par des apports anthropiques passés (comme des dépôts de fumier), pourraient biaiser les analyses du stock de COS dans les horizons superficiels du sol.

La figure 13 représente le plan d'échantillonnage des 45 points qui a été construit sur base de cette méthodologie.

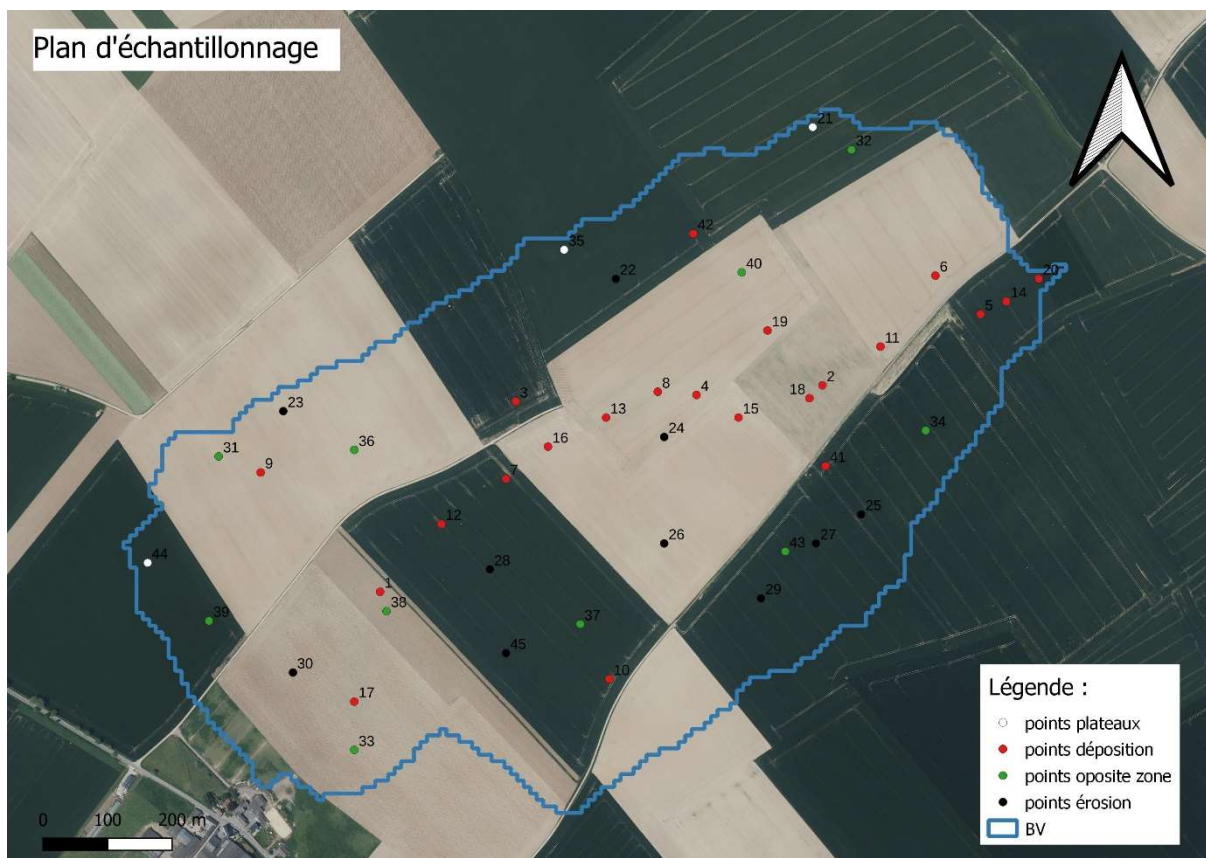


Figure 13: Plan d'échantillonnage du BV

2.5. Prélèvement et préparation des échantillons

Les opérations de prélèvement (voir annexe 6) et de préparation (voir annexe 7) des 450 échantillons ont été conduites en suivant les recommandations de la norme ISO 11074-2015. La campagne d'échantillonnage s'est déroulée sur une période de quatre jours. La première étape en laboratoire a consisté à sécher les échantillons pendant deux semaines dans une étuve maintenue à 40 °C — une température choisie pour assurer l'évaporation de l'eau sans altérer le carbone organique, sensible à la chaleur. Une fois secs, les échantillons ont été broyés à l'aide d'un pilon et d'un mortier en porcelaine, puis tamisés à travers une maille en inox de 2 mm afin de séparer la terre fine (< 2 mm) des éléments grossiers (> 2 mm). Au cours de ces étapes, des fragments de charbon (charcoal) ont été occasionnellement observés, principalement dans les échantillons issus des zones de dépôt.

2.6. Analyse des échantillons

L'analyse du COS sur les 450 échantillons a été effectuée au laboratoire du CRA-W à Gembloux, dans le bâtiment Maurice Henseval (24 Chaussée de Namur, 5030 Gembloux). Les mesures ont été réalisées par spectroscopie infrarouge à l'aide d'un spectromètre XDS Rapid Content Analyser Foss (modèle XM-1000), fonctionnant sur une plage de longueurs d'onde allant de 400 à 2500 nm (voir annexe 8). Cette méthode permet d'estimer la teneur en COS de manière rapide, non destructive et à faible coût. Une dizaine de grammes de chaque échantillon ont été conditionnés dans une cellule

transparente et analysés deux fois consécutivement afin d'assurer la fiabilité des résultats (voir annexe 9).

En complément des analyses infrarouges, 99 échantillons ont été envoyés au pôle « Laboratoires d'analyses agricoles » du centre provincial de l'agriculture et de la ruralité situé à La Hulpe en Brabant Wallon pour être analysés par combustion sèche à 1200 °C, conformément à la norme NF EN 15936-2022. Ces mesures (voir annexe 10) ont servi de base de référence pour l'élaboration d'un modèle de prédiction adapté spécifiquement à l'ensemble des échantillons de cette étude. Le développement du modèle a été réalisé par Louis Paternostre, chercheur principal au CRA-W. La démarche a consisté à moyenner les deux spectres infrarouges obtenus par échantillon, produisant un spectre unique par échantillon couvrant les longueurs d'onde de 400 à 2500 nm, avec une valeur d'absorbance tous les 2 nm. À partir des 99 échantillons de référence, un modèle global de prédiction a été construit, puis appliqué à l'ensemble des 450 échantillons. Deux approches ont été testées : l'une exploitant la totalité du spectre visible et proche infrarouge (VIS-NIR ; 400–2500 nm), et l'autre se concentrant uniquement sur la portion proche infrarouge (NIR ; 1100–2500 nm).

Dans le cadre de cette étude, les deux modèles développés ont montré des performances comparables. Toutefois, le modèle NIR a été retenu pour les prédictions finales, car le traitement d'un nombre réduit de longueurs d'onde permet de minimiser le bruit et d'accroître la stabilité du modèle. La figure 14 illustre la corrélation entre les teneurs en carbone organique mesurées en laboratoire (La Hulpe) et celles estimées par spectroscopie à l'aide du modèle NIR. L'ensemble des résultats issus de ces prédictions est présenté en annexe 11 sous forme de tableaux.

Comparaison entre le COS prédit par spectroscopie et le COS mesuré par La Hulpe

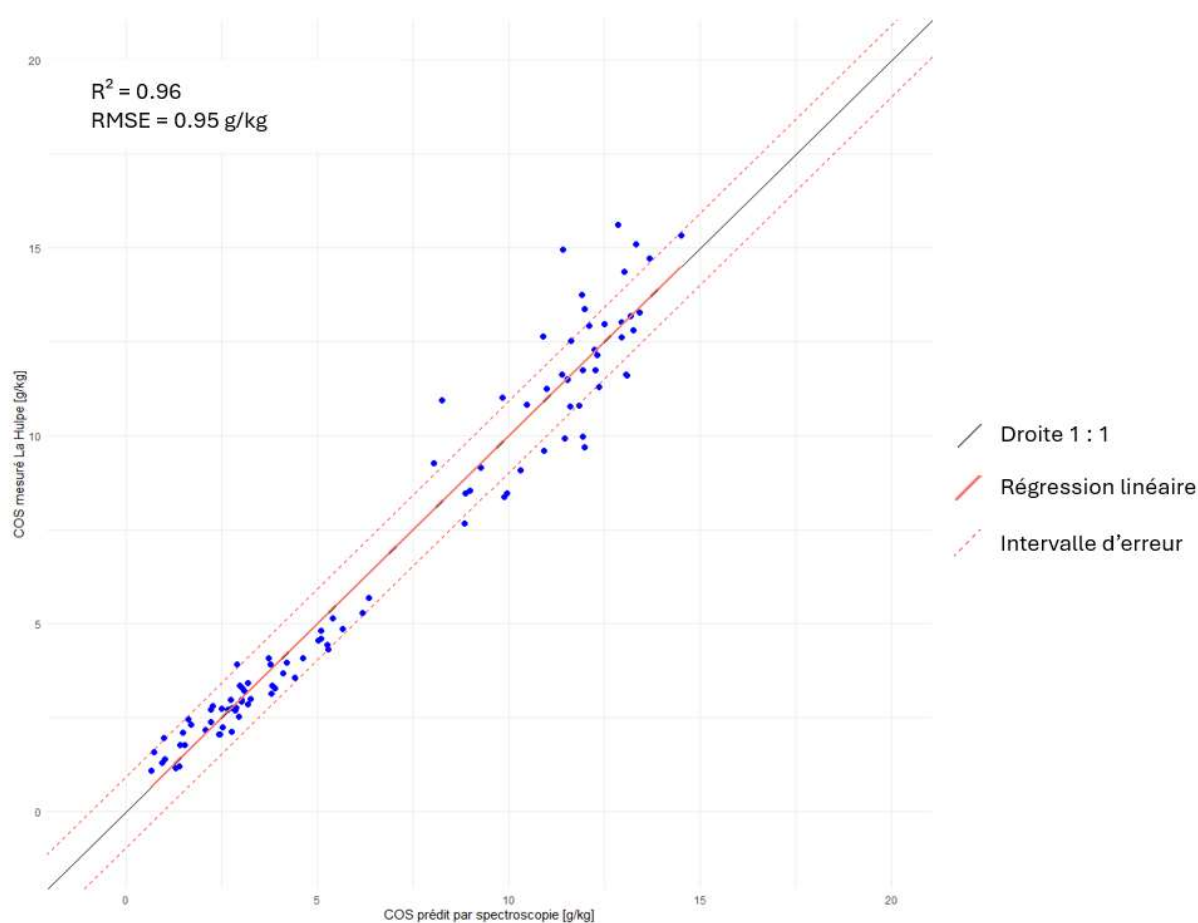


Figure 14: COS mesuré par le laboratoire de La Hulpe en fonction du COS prédit par spectroscopie

2.7. Calcul de la densité de COS

Avant toute élaboration d'un modèle de stock de COS, il est indispensable de convertir les concentrations en carbone organique (exprimées en g C kg^{-1}) en densité de carbone organique (exprimés en kg C m^{-3}).

Pour ce faire, on utilise la densité apparente du sol (ρ_s , en kg m^{-3}) afin d'estimer la masse de carbone organique contenue par unité de volume. Cette conversion est réalisée à l'aide de l'équation 5.

$$COS = \rho_s * \frac{C}{1000} \quad (5)$$

Avec

- COS : Densité de carbone organique (kg C m^{-3})
- ρ_s : Densité apparente du sol
- C : Concentration en carbone organique (g C kg^{-1})

Étant donné que la densité apparente n'a pas été directement mesurée pour chacun des échantillons, une estimation a été réalisée à l'aide d'une fonction de pédo-transfert. Pour chaque échantillon composite, c'est l'équation 6 proposée par Manrique & Jones (1991) qui a été retenue, car elle présente la meilleure concordance entre les valeurs estimées et les mesures réelles de densité apparente disponibles dans la littérature.

$$\rho_s = 1.66 - 0.318 * \sqrt{\frac{C}{10}} \quad (6)$$

Avec

- ρ_s : Densité apparente du sol
- C : Concentration en carbone organique (g C kg⁻¹)

2.8. Modèles de distribution spatiale du COS

Dans le cadre de ce travail, deux types de modèles de prédiction du COS ont été élaborés, un modèle à stock de COS fixe et un modèle 3D intégré.

Modèle à stock de COS fixe

Le premier modèle repose sur le calcul préalable du stock de COS à différentes profondeurs (kg C m⁻²) : en surface (0.0–0.3 m), en profondeur (0.5–1.0 m), en zone intermédiaire (0.3–0.5 m) et sur l'ensemble du profil (0.0–1.0 m). Ces stocks ont été estimés à partir des concentrations en carbone organique et de la densité apparente du sol. Par la suite, ils ont été comparés aux valeurs d'érosion hydrique et aratoire, dans le but de modéliser la relation entre l'érosion et le stock de COS à différentes profondeurs.

En s'appuyant sur la méthode développée par Baert et al. (2024), nous utilisons les données issues du modèle WaTEM/SEDEM, générées à partir de MNT de résolutions 10, 15 et 20 mètres. Pour chaque couche de sol, un modèle empirique et statistiquement significatif a été établi (équation 7), reliant le stock de carbone organique de chaque échantillon aux valeurs d'érosion hydrique et d'érosion aratoire.

$$COS = A + a * Et + b * Ew \quad (7)$$

Avec

- COS : Stock de carbone organique (kg C m⁻²)
- Et : Erosion aratoire (t ha.an⁻¹)
- Ew : Erosion hydrique (t ha.an⁻¹)
- A, a et b : Coefficients du modèle

Les variables Et et Ew prennent des valeurs négatives en cas d'érosion et positives en cas de dépôt. Dans le cadre de cette étude, à la fois les variables non transformées et leurs versions transformées en logarithme (log₁₀) ont été prises en compte. L'ensemble des combinaisons possibles entre ces variables ([Log_Et ; Log_Ew], [Et ; Et], [Log_Et ; Ew], [Et ; Log_Ew]), et ce pour trois résolutions spatiales différentes (10, 15 et 20 m), a été testé, soit un total de 36 combinaisons. L'objectif était d'identifier la configuration offrant la

meilleure performance du modèle, mesurée par le coefficient de détermination (R^2), dans la relation entre les indicateurs d'érosion et les stocks de carbone organique du sol (COS).

Modèle 3D intégré

Le deuxième modèle s'appuie sur une fonction théorique de distribution du COS en profondeur établi par Meersmans et al. 2009 (équation 8). Pour chacun des 45 profils étudiés, cette fonction a été ajustée sur l'ensemble des observations de COS, ce qui a permis d'estimer les différents paramètres du modèle (SOCsurf, SOCinf, td et α). Ces paramètres ont ensuite été analysés en fonction des valeurs d'érosion hydrique et aratoire afin d'établir une relation prédictive. L'intégration de cette fonction jusqu'à une profondeur donnée permet d'estimer le stock de COS entre la surface et n'importe quelle profondeur (équation 9).

$$Z < td : SOC(z) = SOC_{surf} \quad (8)$$

$$Z > td : SOC(z) = (SOC_{surf} - SOC_{inf}) * e^{\alpha*(z-td)} + SOC_{inf}$$

$$SOC_{mass} = SOC_{surf} * td + \frac{(SOC_{surf} - SOC_{inf}) * (e^{\alpha*(z-td)} - 1)}{\alpha} + SOC_{inf} \quad (9)$$

$$* (rd - td)$$

Avec

- z : profondeur (m)
- td : profondeur de travail du sol (m)
- SOC(z) : densité massique de carbone organique du sol à la profondeur z (kg C m^{-3})
- SOCsurf : densité massique de COS (kg C m^{-3}) en surface
- SOCinf : densité massique de COS (kg C m^{-3}) au bas du profil pédologique
- α : constante qui détermine la forme de la partie exponentielle de la courbe
- SOC_{mass} : stock de COS du sol entre 0 et rd (kg C m^{-2})
- rd : profondeur de référence (m)

La différence majeure entre les deux modèles réside dans leur capacité de généralisation : alors que le premier modèle fournit une estimation du stock de COS à des profondeurs fixes, le second permet une estimation continue et flexible du stock de COS à toute profondeur grâce à la fonction de distribution ajustée.

3. Résultats et discussion

3.1. Analyse des résultats du COS

Dans un premier temps, l'objectif a été de vérifier si les valeurs obtenues pour les stocks de COS sont cohérentes avec les données issues de la littérature, et si elles traduisent une distribution influencée par la topographie. Les concentrations de COS (exprimées en g kg^{-1}) ont été converties en stocks de carbone (kg C m^{-2}) à l'aide des équations 5 et 6. Les résultats sont présentés à la figure 15, qui illustre les stocks selon différentes tranches de profondeur : 0.0–0.3 m, 0.3–0.5 m, 0.5–1.0 m et 0.0–1.0 m. Il apparaît également qu'un peu moins de la moitié du stock total de COS est localisé dans la couche arable du sol.

Les valeurs obtenues dans cette étude s'avèrent supérieures à celles rapportées dans des travaux antérieurs menés sur des sols limoneux belges présentant des conditions de drainage comparables. En moyenne, un stock de 5.25 kg C m^{-2} a été observé dans la couche 0.0–0.3 m, contre 3.72 kg C m^{-2} dans l'étude de Meersmans et al. (2009). Sur l'ensemble du profil de sol (0.0–1.0 m), les stocks atteignent 9.12 kg C m^{-2} , alors que Goidts & Wesemael (2007) rapportent une valeur moyenne de 6.79 kg C m^{-2} .

Ces écarts peuvent s'expliquer par des différences de gestion agricole. Dans certains des champs étudiés, des apports réguliers de fumier sont pratiqués, contribuant ainsi à une accumulation plus importante de matière organique dans le sol. Par ailleurs, une majorité des échantillons ont été prélevés dans des zones de déposition, qui représentent les positions topographiques où les particules fines et riches en carbone organique s'accumulent le plus. Ces conditions locales favorisent donc une concentration plus élevée en COS.

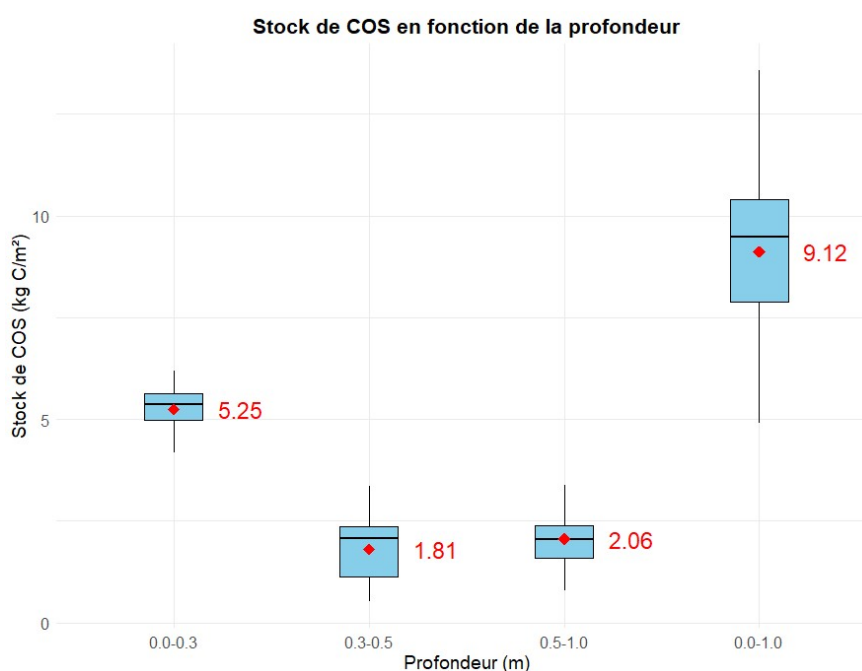


Figure 15: Stock de COS à différentes profondeurs

Enfin, le tableau 1 récapitule les moyennes de COS pour les différentes zones définies dans la stratégie d'échantillonnage selon leur degré d'érosion. Grâce à l'analyse des graphiques des intervalles de confiance (voir annexe 12), il apparaît que, dans la couche arable (0.0-0.3 m), les moyennes de COS des zones de déposition, d'érosion et opposée sont significativement différentes, tandis que les plateaux ne diffèrent pas significativement des zones de déposition et opposée. Pour la totalité du profil (0.0-1.0 m), les zones de déposition, d'érosion et opposée présentent également des moyennes distinctes, alors que les plateaux ne diffèrent pas significativement des zones opposées.

Ces différences de COS en fonction du degré d'érosion sont cohérentes avec les caractéristiques des zones étudiées : les zones de déposition, notamment les zones concaves où s'accumulent les sédiments riches en matière organique, présentent les stocks de COS les plus élevés. Les zones exposées à l'érosion, telles que les pentes, affichent les stocks de COS les plus faibles. Entre ces deux extrêmes, les zones opposées, subissant à la fois une érosion hydrique et un dépôt de labour, ainsi que les plateaux (zones stables et peu soumises à l'érosion) ont des stocks intermédiaires de carbone.

Tableau 1: Moyenne (+/- erreur type) du stock de COS dans les différentes zones d'érosion

		COS (kg C m ⁻²)		
Zone		n	Arable (0.0 – 0.3m)	Total (0.0 – 1.0m)
Déposition	■	22	5.51 +/- 0.046	10.29 +/- 0.24
Erosion	✱	10	4.58 +/- 0.25	6.93 +/- 0.50
Opposée	◆	10	5.29 +/- 0.11	8.83 +/- 0.50
Plateau	▲	3	5.37 +/- 0.28	8.81 +/- 0.67
Bassin versant	/	45	5.25 +/- 0.084	9.12 +/- 0.28

3.2. Modèles de distribution spatiale du COS

Modèle à stock de COS fixe

Le tableau 2 présente les combinaisons d'érosion les plus performantes pour prédire la distribution spatiale du COS à différentes profondeurs. L'ensemble des performances de toutes les combinaisons possibles sont présentées à l'annexe 13. Avant d'aborder la sélection des meilleurs modèles pour les tranches de profondeur 0.0–0.3 m, 0.3–0.5 m, 0.5–1.0 m et 0.0–1.0 m, il convient de souligner quelques éléments importants concernant les coefficients de détermination ainsi que le degré de significativité des variables d'érosion hydrique (Ew) et d'érosion aratoire (Et).

Tableau 2: Top 6 des meilleures corrélations des différentes combinaisons d'érosion et le degré de significativité de l'érosion aratoire (Et) et hydrique (Ew) dans la relation

0.0 – 0.3m				0.3 – 0.5m				0.5 – 1.0m				0.0 – 1.0m			
Combinaisons	R ²	Et	Ew	Combinaisons	R ²	Et	Ew	Combinaisons	R ²	Et	Ew	Combinaisons	R ²	Et	Ew
Log(Et10) ; Log(Ew20)	0.48	***		Et10 ; Ew20	0.50	***	***	Et15 ; Ew15	0.55	*	**	Et10 ; Ew20	0.52	***	***
Log(Et10) ; Log(Ew10)	0.47	***		Et10 ; Log(Ew15)	0.50	***	***	Log(Et15) ; Ew15	0.55	*	***	Et15 ; Ew20	0.51	***	*
Log(Et10) ; Log(Ew15)	0.47	***		Et15 ; Log(Ew15)	0.49	**	*	Log(Et20) ; Ew15	0.54	*	***	Et20 ; Ew15	0.51	***	*
Log(Et10) ; Ew20	0.46	***		Et10 ; Log(Ew10)	0.48	***	***	Et10 ; Ew15	0.54	*	***	Et15 ; Ew15	0.51	**	
Log(Et10) ; Ew15	0.45	***		Et15 ; Log(Ew10)	0.48	**	*	Et20 ; Ew15	0.54	*	***	Et20 ; Ew20	0.50	***	*
Log(Et10) ; Ew10	0.45	***		Et20 ; Log(Ew15)	0.47	**	*	Log(Et10) ; Ew15	0.53	*	***	Et15 ; Log(Ew15)	0.50	***	

Analyse des coefficients de détermination (R²)

Dans cette étude, les coefficients de détermination (R²) sont globalement plus faibles (autour de 0.5) que ceux observés dans le travail de Baert et al. (2024). Cette différence s'explique notamment par la diversité des pratiques agricoles dans le BV étudié, qui comprend plusieurs parcelles avec des gestions contrastées : certaines recevant des intrants (organiques ou minéraux), d'autres non. À l'inverse, l'étude de Baert et al. (2024) portait sur une seule parcelle homogène, soumise à une seule pratique agricole.

Une exception notable concerne toutefois la tranche de profondeur 0.5–1.0 m, pour laquelle les modèles présentent des R² plus élevés. Ce résultat s'explique par un échantillonnage renforcé dans les zones de déposition, ce qui a permis une meilleure représentation des dynamiques de stockage du COS en profondeur dans cette zone.

Analyse de l'impact de l'érosion hydrique et aratoire sur le profil

L'analyse du degré de significativité des variables d'érosion hydrique (Ew) et d'érosion aratoire (Et) met en évidence une variation verticale importante dans l'influence de ces processus sur la distribution du COS. Dans la couche arable (0.0–0.3 m), l'érosion aratoire domine logiquement, en lien direct avec l'intensité des pratiques agricoles de surface qui perturbent les horizons superficiels. Cette perturbation entraîne la désagrégation des agrégats et l'exposition du carbone organique à la minéralisation. Ces processus sont décrits dans la figure 16 de Doetterl et al. (2016), où les paysages érodés sont caractérisés par une altération du sol, la remontée du sous-sol en surface, et une meilleure fixation des nouveaux apports en carbone grâce à la saturation incomplète des minéraux en profondeur (phénomène de « remplacement dynamique du C érodé »).

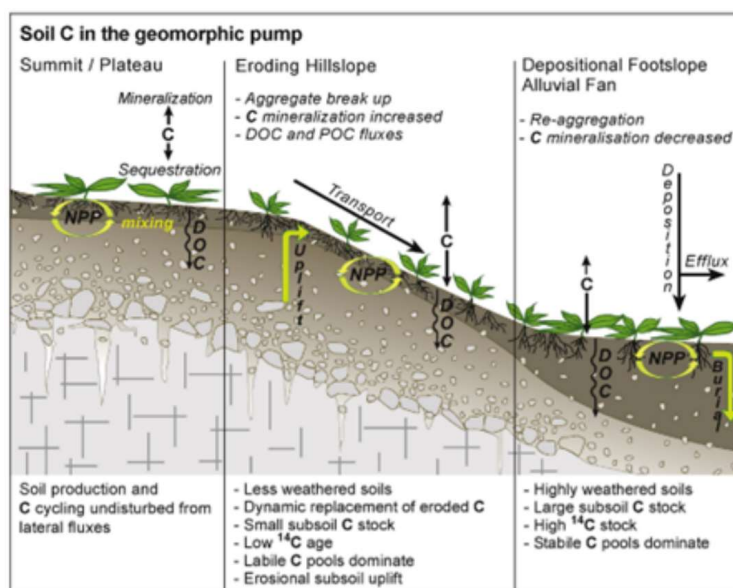


Figure 16: Impact des processus d'érosion, de transport et de déposition dû à l'érosion aratoire (Doetterl et al., 2016)

En profondeur (0.5–1.0 m), c'est l'érosion hydrique qui exerce une influence plus marquée sur la distribution du COS. Ce résultat est en cohérence avec les processus de transport et de dépôt associés à l'érosion par l'eau. Comme illustré dans la figure 16, les particules de sol enrichies en matière organique fraîche sont préférentiellement mobilisées par l'eau (Kuhn, 2007) et transportées vers les zones de dépôt, où elles sont potentiellement enfouies en profondeur. Cette redistribution verticale du COS favorise sa stabilité à long terme, car le carbone enfoui est moins exposé aux conditions environnementales favorables à la décomposition. En effet, les zones de dépôt peuvent contenir entre 70 % et 90 % du COS transporté (Doetterl et al., 2016), et l'enfouissement de ce carbone, combiné à la reformation d'agrégats stabilisants, en augmente la résistance à la minéralisation.

Enfin, la dynamique de redistribution du carbone organique du sol sur l'ensemble du profil (0.0–1.0 m) est principalement influencée par l'érosion aratoire. Cela s'explique par le fait que la majorité du COS se concentre dans la couche arable, directement affectée par les pratiques agricoles.

Analyse des prédictions de COS du modèle

Pour chaque profondeur, le modèle a subi une Leave-One-Out-Cross-Validation permettant d'évaluer sa performance. Les figures 17, 18, 19 et 20 illustrent les différences, entre le COS observé et prédit à différentes profondeurs ainsi que sur l'ensemble du profil, en se basant sur les meilleures combinaisons d'érosion hydrique et aratoire retenues pour le modèle de prédiction. L'évaluation de la fiabilité du modèle repose sur les indicateurs relatifs RRMSE et % biais, qui permettent d'apprécier la qualité des prédictions selon la profondeur.

Dans la couche arable (0.0–0.3 m), le modèle présente une excellente performance avec un RRMSE de 8.4 % et un biais de 0.1 %, traduisant une très bonne précision et une

absence quasi totale de biais systématique. Cette qualité prédictive peut s'expliquer par une meilleure capacité du modèle à capter les processus de surface influencés par les pratiques agricoles.

En profondeur, la précision diminue nettement. Pour la tranche 0.3–0.5 m, le RRMSE atteint 32 %, ce qui reflète une précision faible, tandis que le % biais reste modéré (1.3 %), indiquant une légère tendance à la surestimation. De même, entre 0.5 et 1.0 m, le RRMSE est de 26 % avec un biais de 0.2 %. Bien que le biais reste très faible, le RRMSE signale une perte notable de précision dans les prédictions du COS à ces profondeurs. Cela peut s'expliquer par la plus grande variabilité des teneurs en COS en sous-sol, moins bien captée par les variables explicatives utilisées.

Sur l'ensemble du profil (0.0–1.0 m), le modèle conserve une précision acceptable, avec un RRMSE de 16.6 % et un % biais de 0.9 %. Ces valeurs traduisent un bon équilibre entre précision et absence de dérive systématique du modèle, même si la performance globale est tirée vers le haut par la qualité des prédictions dans les horizons superficiels.

Par ailleurs, pour toutes les profondeurs en dehors de la zone arable, le modèle montre une tendance à surestimer le COS dans les zones soumises à l'érosion.

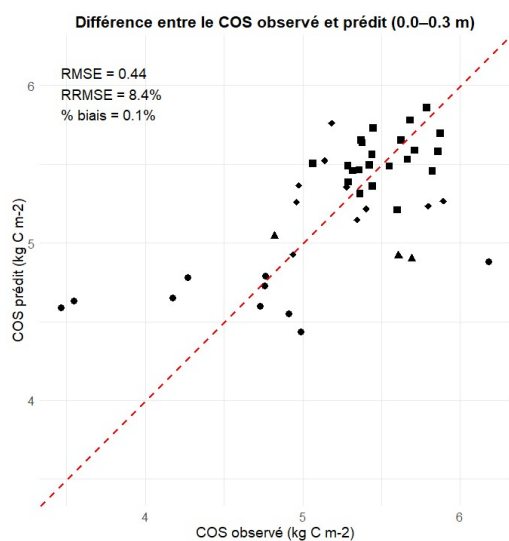


Figure 17: Différence entre le COS observé et prédit pour chaque point échantillonné (0.0-0.3m)

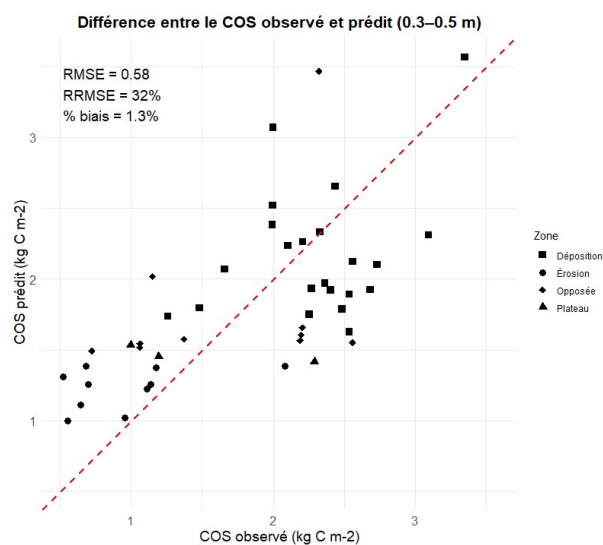


Figure 18: Différence entre le COS observé et prédit pour chaque point échantillonné (0.3-0.5m)

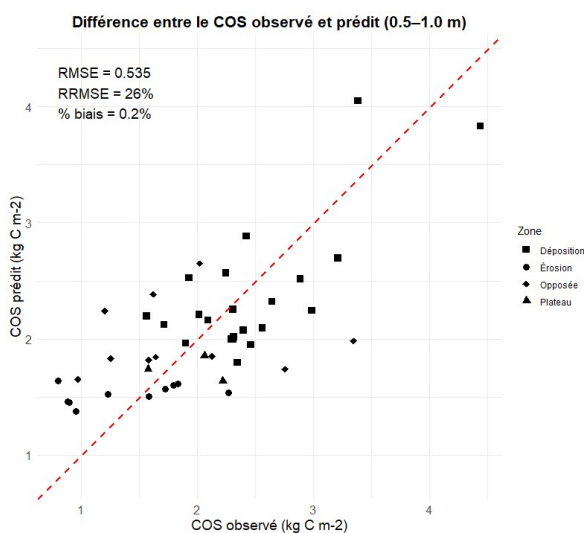


Figure 19: Différence entre le COS observé et prédit pour chaque point échantillonné (0.5-1.0m)

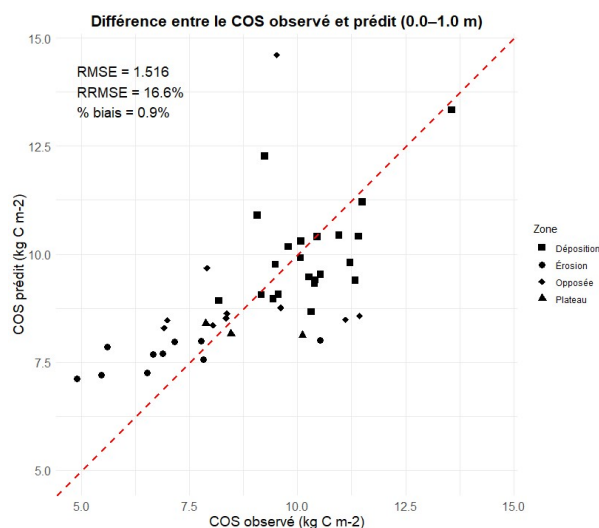


Figure 20: Différence entre le COS observé et prédit pour chaque point échantillonné (0.0-1.0m)

À partir des équations du modèle de distribution spatiale du COS et des valeurs d'érosion hydrique et aratoire sur l'ensemble du BV, des cartes de stock de COS ont pu être produites. Conformément aux approches généralement adoptées dans la littérature, deux représentations ont été réalisées : l'une pour la couche arable (voir figure 21) et l'autre pour l'ensemble du profil (voir figure 22). Comme constaté par Baert et al. (2024), ces cartes mettent en évidence l'effet des processus érosifs sur la distribution spatiale du COS, en lien avec les caractéristiques pédologiques et topographiques du terrain : les stocks de COS sont faibles sur les versants en pente, modérés sur les plateaux, et plus élevés dans les zones de dépôt. Les cartes de stock de COS pour les profondeurs 0.3-0.5m et 0.5-1.0m sont disponible en annexes 14 et 15.

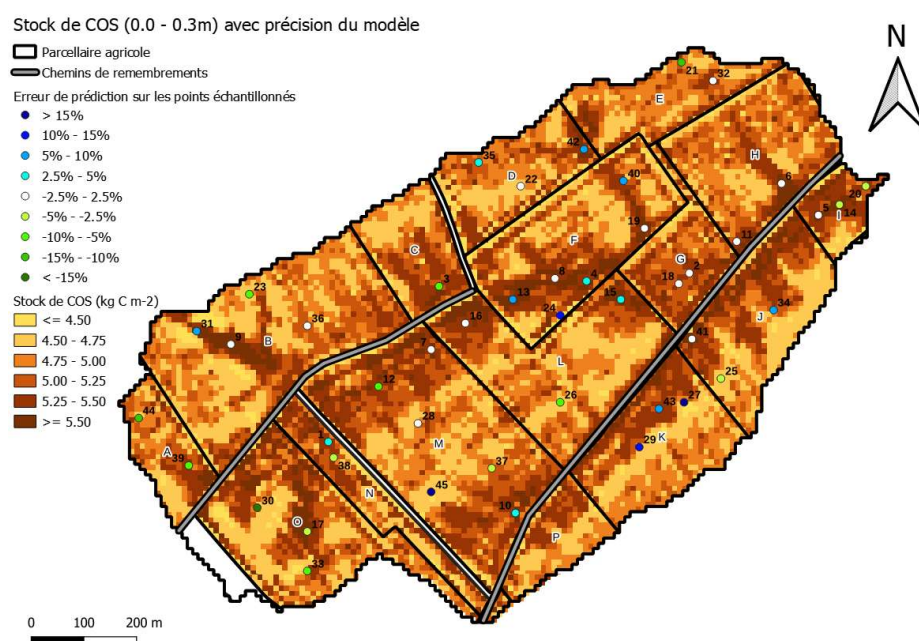


Figure 21: Stock de COS pour la partie arable du sol (0.0 - 0.3m) avec l'erreur de prédiction du modèle pour les points d'échantillonnage

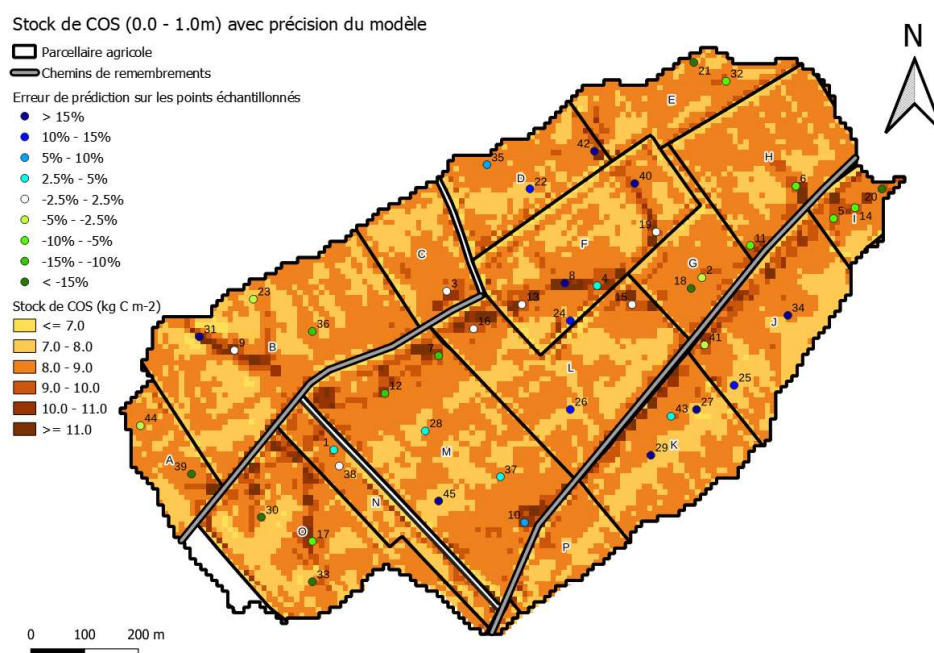


Figure 22: Stock de COS pour l'ensemble du profil du sol (0.0 - 1.0m) avec l'erreur de prédiction du modèle pour les points d'échantillonnage

Enfin, une ANOVA des résidus a été réalisée afin d'évaluer l'effet du facteur « champ », représentatif de la variabilité des pratiques agricoles. Comme le montre le tableau 3, ce facteur est hautement significatif dans la couche arable, et proche du seuil de significativité sur l'ensemble du profil. Cela reflète une influence marquée des pratiques agricoles spécifiques à chaque champ, qui affectent fortement la distribution du COS en

surface. Cette variabilité intra-champ, liée aux différences de gestion, est moins bien captée par le modèle actuel.

Tableau 3: ANOVA des résidus du modèle de prédiction du COS pour les différentes profondeurs ($p < 0.05$: *, $p < 0.01$: **, $p < 0.001$: ***)

Profondeur (m)	p-value	
0.0 - 0.3	0.00837	**
0.3 - 0.5	0.285	
0.5 - 1.0	0.13	
0.0 - 1.0	0.063	.

L'intégration explicite des pratiques agricoles constitue une piste prometteuse pour améliorer la prédiction spatiale des stocks de COS. En effet, le mode de gestion du sol influence directement les apports et pertes de matière organique, et donc la dynamique du carbone. Parmi ces pratiques, les apports réguliers d'amendements organiques tels que le fumier jouent un rôle central dans l'enrichissement en carbone des couches superficielles du sol. Van Wesemael et al. (2010) ont montré que la prise en compte d'un historique d'amendement de fumier, combinée à l'information sur les successions culturales (rotations), permettait de mieux modéliser les variations locales de COS, en intégrant des valeurs d'entrée en carbone spécifiques à chaque type de pratique. Dès lors, certains modèles intègrent explicitement ces inputs différenciés, traduisant les pratiques agricoles en flux de carbone potentiels. L'ajout de ce type de paramètre dans le cadre de la présente étude permettrait non seulement d'affiner la compréhension des mécanismes de stockage en surface, mais également de renforcer la robustesse des prédictions, notamment dans les zones soumises à des gestions contrastées.

Modèle 3D intégré

Le modèle 3D intégré de distribution du COS a été construit en s'appuyant sur le modèle théorique de la variation du COS en profondeur (équation 7). La figure 23 illustre des exemples d'ajustement de cette distribution théorique aux données observées de COS, selon différents contextes d'érosion : zones de déposition (Point 17), zones d'érosion (Point 27), zones opposées (Point 32) et plateaux (Point 35).

L'application de ce modèle aux 45 profils du BV (voir annexe 16) a permis d'estimer, pour chacun d'eux, les paramètres spécifiques du modèle : SOCsurf, SOCinf, τ_d et α , caractérisant la répartition verticale du COS.

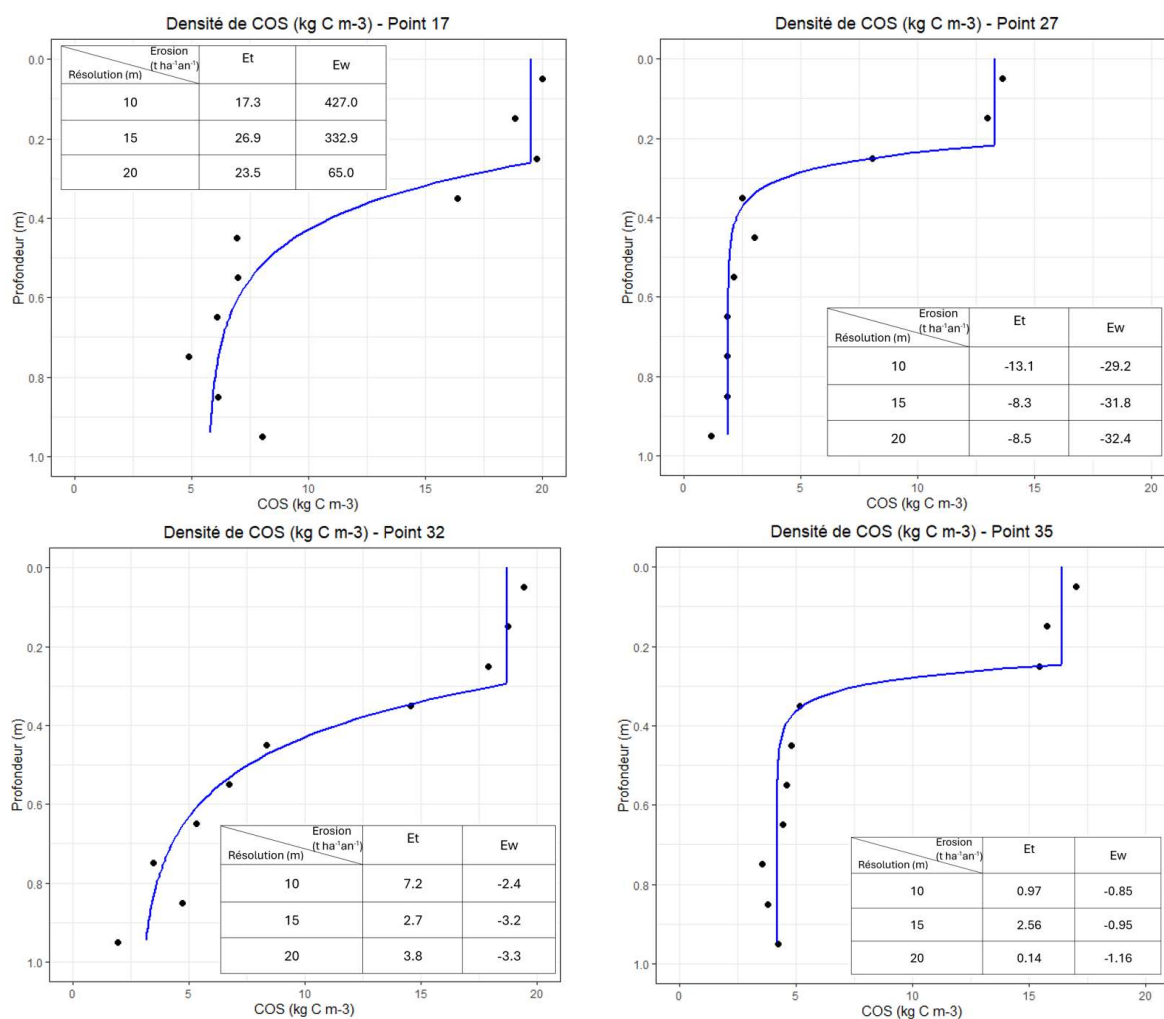


Figure 23: Distribution théorique du COS en profondeur (Point 17 – zone de déposition, Point 27 – zone d'érosion, Point 31 – zone opposée, Point 35 – zone de plateau)

Les différents paramètres issus du modèle théorique ont ensuite été mis en relation avec les combinaisons d'érosion hydrique et aratoire, selon la même approche que celle utilisée pour le modèle à stock de COS fixe. Toutefois, dans ce cas, ce n'est plus le COS observé qui est utilisé dans la relation, mais chacun des paramètres du modèle (SOCsurf, SOCinf, td et α).

Le tableau 4 présente les combinaisons d'érosion les plus performantes pour prédire chacun de ces paramètres, et ainsi modéliser la distribution verticale du COS en fonction des processus érosifs. L'ensemble des performances des 36 combinaisons possibles sont présentées à l'annexe 17.

Tableau 4: Top 6 des meilleures corrélations des différentes combinaisons d'érosion et le degré de significativité de l'érosion aratoire (Et) et hydrique (Ew) dans la relation

SOCsurf				td				SOCinf				α			
Combinaisons	R ²	Et	Ew	Combinaisons	R ²	Et	Ew	Combinaisons	R ²	Et	Ew	Combinaisons	R ²	Et	Ew
Log(Et10) ; Log(Ew20)	0.39	***		Log(Et10) ; Log(Ew15)	0.38	**		Et20 ; Ew10	0.33	*		Et10 ; Log(Ew20)	0.13		*
Log(Et10) ; Log(Ew10)	0.38	**		Log(Et10) ; Log(Ew20)	0.37	**		Et15 ; Ew10	0.32	*		Log(Et20) ; Log(Ew20)	0.13		*
Log(Et10) ; Log(Ew15)	0.38	***		Log(Et10) ; Log(Ew10)	0.36	**		Et20 ; Ew15	0.32	*		Et20 ; Log(Ew20)	0.13		*
Log(Et10) ; Ew20	0.38	***		Log(Et10) ; Ew20	0.36	***		Et15 ; Ew15	0.30			Log(Et10) ; Log(Ew20)	0.13		
Log(Et10) ; Ew15	0.36	***		Log(Et20) ; Log(Ew15)	0.34	**		Log(Et15) ; Ew10	0.30		*	Log(Et15) ; Log(Ew20)	0.13		*
Log(Et10) ; Ew10	0.36	***		Log(Et10) ; Ew15	0.34	***		Log(Et15) ; Ew15	0.29		*	Et15 ; Log(Ew20)	0.12		*

Comme attendu, l'érosion aratoire apparaît comme le principal facteur influençant la concentration de COS en surface (SOCsurf) ainsi que la profondeur de travail du sol (td). En revanche, le paramètre α , qui contrôle la forme du profil de distribution, est davantage lié à l'érosion hydrique, bien que cette influence soit moins marquée. Pour le COS en profondeur (SOCinf), il est plus difficile de trancher : l'effet de l'érosion aratoire ou hydrique varie selon les combinaisons testées, et aucune tendance claire ne se dégage.

Concernant la qualité des prédictions, les coefficients de détermination (R^2) révèlent une précision satisfaisante pour les paramètres SOCsurf, SOCinf et td, tandis que la prédiction de α reste plus incertaine, avec une performance nettement plus faible. Les graphiques présents en annexe 18 illustrent la qualité des performances de prédiction pour ces différents paramètres.

La forte imprécision observée pour le paramètre α peut s'expliquer par le nombre limité de répliques par profil de sol. En effet, dans l'étude de Meersmans et al. (2009), plusieurs répliques avaient été réalisés par profil, alors que dans la présente étude, un seul prélèvement par profil a été effectué. Cette différence dans la taille de l'échantillonnage peut expliquer la variabilité accrue et la moindre précision des estimations de α dans ce cas.

La figure 24 présente la comparaison entre les valeurs de COS prédites par le modèle 3D intégré et les valeurs observées, pour différentes profondeurs et selon les niveaux d'érosion (déposition, zone opposée, érosion et plateau). Le coefficient de détermination global (R^2) atteint 0.917, ce qui traduit une excellente concordance globale entre les données prédites et mesurées. Cette qualité se retrouve également à l'échelle de chaque zone (voir annexe 19), avec des R^2 de 0.930 pour la déposition, 0.902 pour l'érosion, 0.904 pour la zone opposée et 0.912 pour le plateau. La zone de déposition est ainsi la mieux modélisée, ce qui s'explique probablement par le nombre plus important d'échantillons collectés dans cette zone.

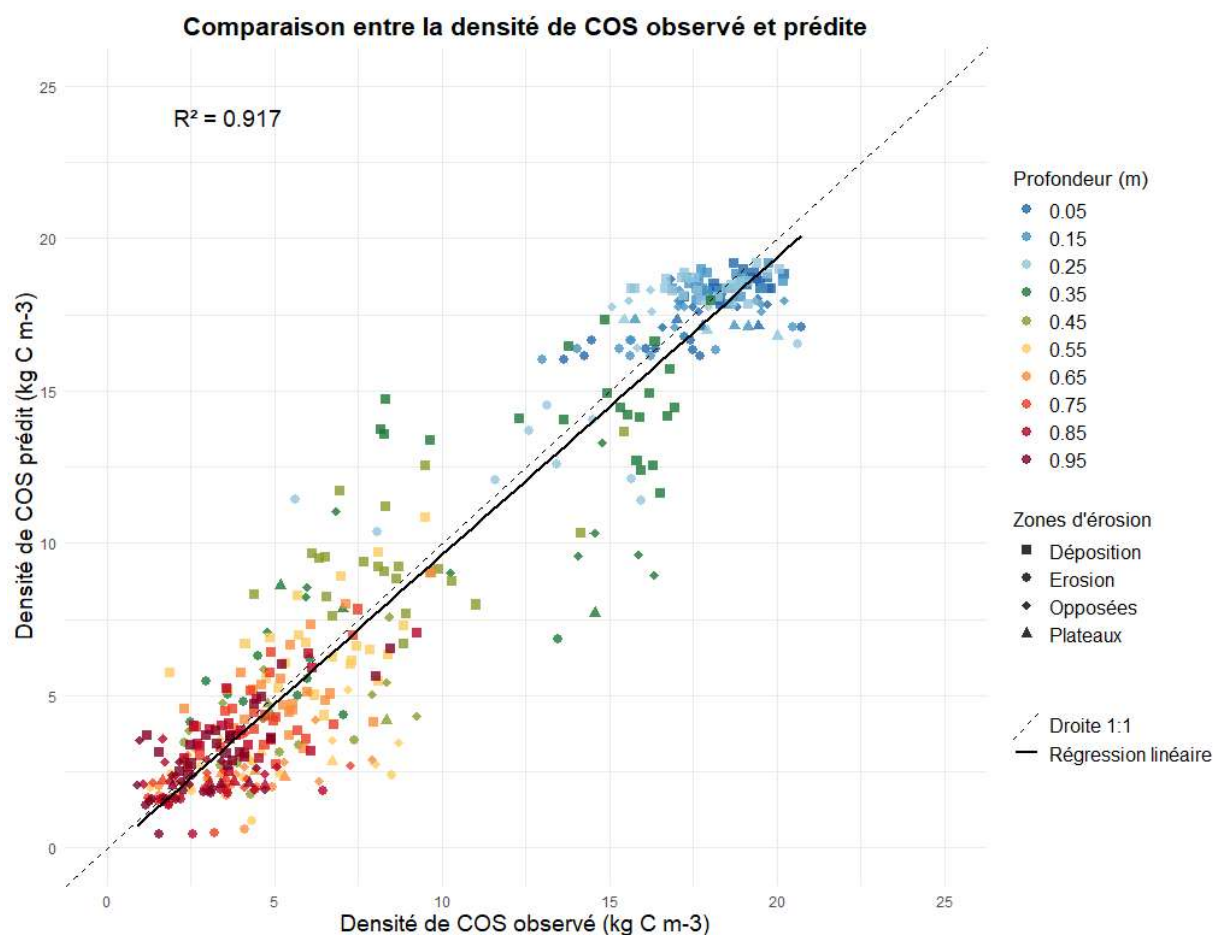


Figure 24: Comparaison entre la densité de COS observé et prédite

En surface (0.0–0.3 m) et en profondeur (>0.5 m), les valeurs modélisées sont globalement bien alignées sur la droite 1:1, ce qui témoigne d'une bonne précision du modèle à ces profondeurs. En revanche, la couche intermédiaire (0.3–0.5 m) présente une situation contrastée. Une dispersion plus marquée des points y est observée, traduisant une performance réduite du modèle à ce niveau. Cette moindre précision peut s'expliquer par une plus grande hétérogénéité du COS dans cette zone du profil, où les dynamiques de redistribution verticale et latérale du carbone sont plus complexes à capter par le modèle. Des analyses complémentaires, illustrées dans les graphiques présentés en annexe 19, permettent de mieux comprendre ce biais. Celles-ci distinguent les prédictions selon les différents niveaux d'érosion (zones d'érosion, de déposition, de plateau et opposées) et révèlent que, pour la couche 0.3–0.5 m, le modèle tend à surestimer les stocks de COS en zones de déposition et à les sous-estimer en zones opposées. Ce déséquilibre pourrait être lié à un échantillonnage insuffisant dans certaines zones, en particulier dans les zones opposées et de déposition à cette profondeur. Il serait donc judicieux, dans une perspective d'amélioration du modèle, de renforcer le nombre d'échantillons dans la tranche 0.3–0.5 m afin d'accroître la robustesse des prédictions.

À partir des densités de COS prédites aux différentes profondeurs par le modèle, il est possible d'intégrer ces valeurs jusqu'à une profondeur de référence afin d'estimer le

stock total de COS entre la surface et cette profondeur. Dans cette étude, deux profondeurs de référence sont retenues : 0.0-0.3 m et 0.0-1.0 m, correspondant aux profondeurs utilisées pour la construction des cartes de stock de COS issues du modèle à stock fixe. Ces choix permettent une comparaison directe entre les résultats du modèle 3D intégré et ceux du modèle à stock de COS fixe.

Deux représentations ont donc été réalisées : l'une pour la couche arable (voir figure 25) et l'autre pour l'ensemble du profil (voir figure 26). Comme observé avec le modèle à stock fixe, les cartes produites par le modèle 3D intégré confirment l'impact des processus érosifs sur la distribution spatiale du COS. Ces cartes illustrent que les stocks de COS sont généralement faibles sur les versants en pente, modérés sur les plateaux, et plus élevés dans les zones de dépôt, en lien avec les caractéristiques pédologiques et topographiques du terrain. Cette cohérence entre les modèles souligne la robustesse des résultats et l'importance des processus d'érosion dans la dynamique spatiale du carbone organique du sol.

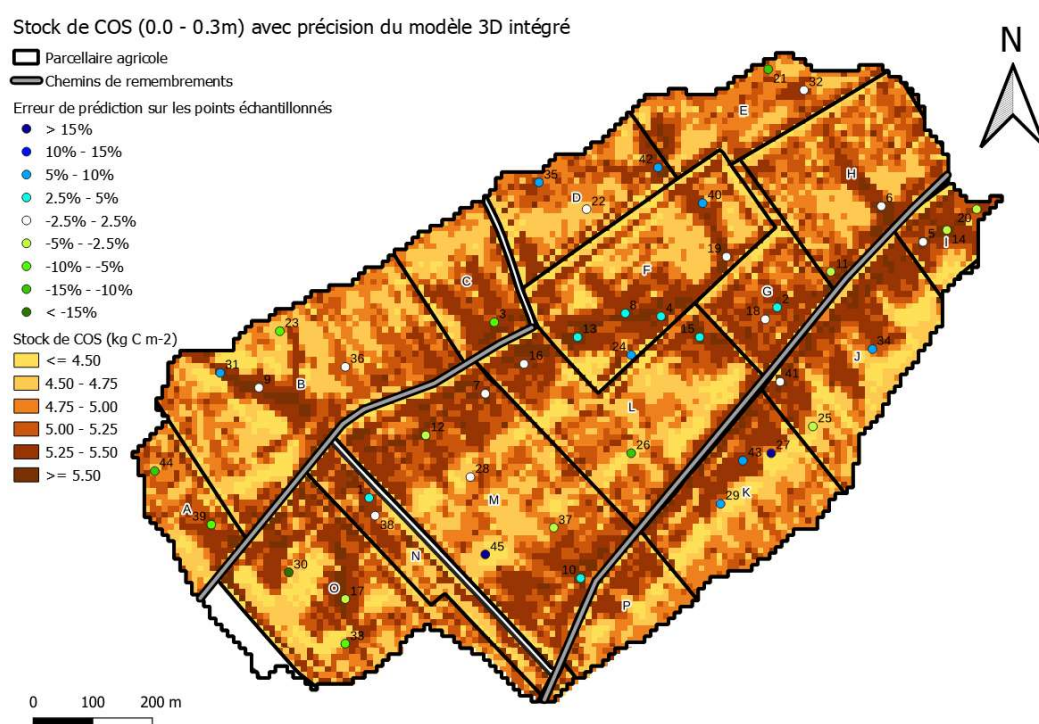


Figure 25: Stock de COS pour la partie arable du sol (0.0 - 0.3m) avec l'erreur de prédiction du modèle 3D intégré pour les points d'échantillonnage

Stock de COS (0.0 - 1.0m) avec précision du modèle 3D intégré

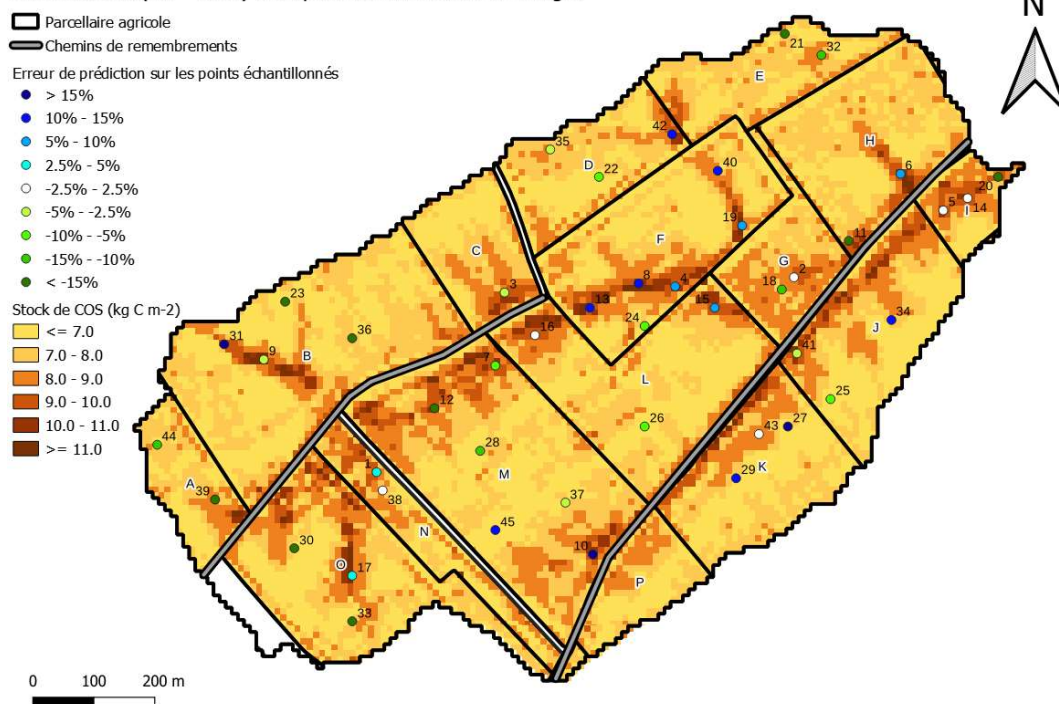


Figure 26: Stock de COS pour l'ensemble du profil du sol (0.0 – 1.0m) avec l'erreur de prédiction du modèle 3D intégré pour les points d'échantillonnage

3.3. Comparaison des deux modèles

Afin d'évaluer la performance prédictive des deux modèles développés pour estimer les stocks de COS, des histogrammes des classes d'erreur ont été réalisés pour deux profondeurs : la couche arable (0.0–0.3 m) (voir figure 27) et l'ensemble du profil (0.0–1.0 m) (voir figure 28). Ces histogrammes présentent la répartition des erreurs relatives en pourcentage, permettant d'identifier les tendances de sous- ou de surestimation propres à chaque modèle.

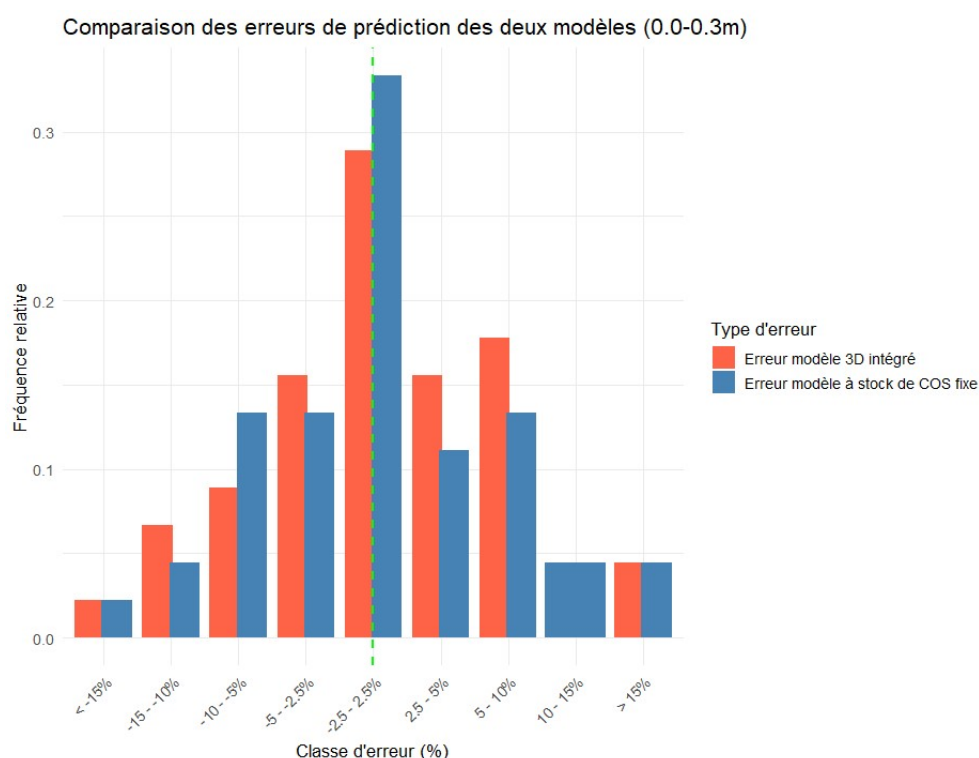


Figure 27: Distribution relative des erreurs de prédiction du modèle à stock de COS fixe et du modèle 3D intégré dans la couche arable (0.0-0.3m)

Dans la couche arable (voir figure 27), les deux modèles présentent des performances satisfaisantes, avec une forte concentration des valeurs d'erreur autour de 0 %, indiquant une bonne précision des prédictions. Toutefois, le modèle à stock de COS fixe semble légèrement plus performant : la fréquence relative des erreurs proches de zéro y est plus élevée, traduisant une estimation plus fidèle des valeurs observées.

En revanche, la situation est plus complexe lorsqu'on considère l'intégralité du profil pédologique (voir figure 28). Dans ce cas, les erreurs sont plus dispersées, traduisant une plus grande difficulté des modèles à représenter les variations verticales du COS. Le modèle à stock de COS fixe tend à surestimer les stocks de carbone, avec une fréquence relative dominante dans la classe d'erreur supérieure à 15 %. À l'inverse, le modèle intégré 3D présente une tendance à la sous-estimation, les erreurs se concentrant majoritairement dans la classe inférieure à -15 %. Cette opposition dans les biais de prédiction suggère que les deux approches modélisent différemment les dynamiques verticales du COS.

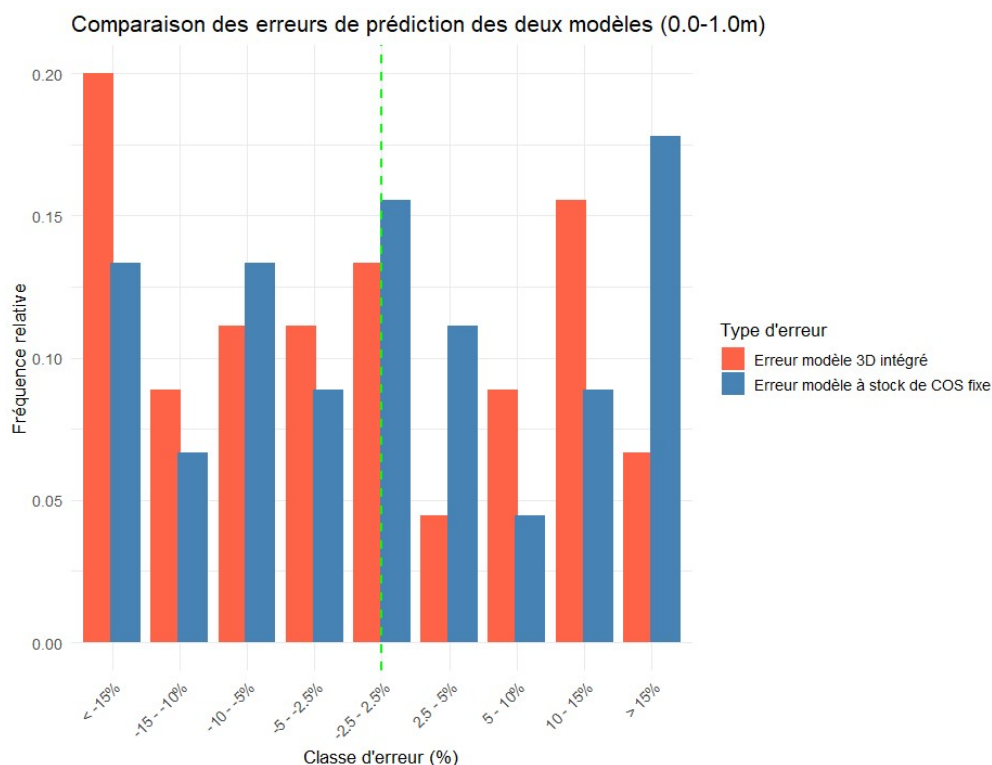


Figure 28: Distribution relative des erreurs de prédiction du modèle à stock de COS fixe et du modèle 3D intégré dans l'entière du profil (0.0-1.0m)

Les résultats présentés dans les deux boxplots comparant les moyennes globales de COS pour les deux profondeurs étudiées (voir figures 29 et 30) permettent de compléter l'analyse des performances des modèles. Pour la couche arable (0.0–0.3 m), les deux modèles montrent des performances similaires : les boxplots présentent une forme et une position presque identiques, traduisant des estimations cohérentes et proches des valeurs mesurées. Cela confirme que, dans les couches superficielles, les dynamiques du carbone sont relativement bien captées, quel que soit le modèle utilisé.

En revanche, les différences deviennent plus marquées lorsqu'on considère l'ensemble du profil (0.0–1.0 m). Le boxplot associé révèle une valeur moyenne de COS nettement plus élevée pour le modèle à stock de COS fixe que pour le modèle 3D intégré. Ce décalage confirme les tendances identifiées précédemment : une surestimation systématique dans le premier cas, et une sous-estimation dans le second. Ces divergences suggèrent que la réalité se situe probablement entre les deux, chaque modèle capturant partiellement les processus en jeu, mais avec ses propres biais. Cette hypothèse est renforcée par l'analyse de la carte de différence spatiale entre les deux modèles (voir annexe 20), qui met en lumière l'effet différencié des processus d'érosion sur le comportement de chaque modèle. Le modèle 3D intégré tend à prédire des valeurs légèrement plus élevées de COS dans les zones de déposition, avec une différence allant de 0 à $+1 \text{ kg C m}^{-2}$ par rapport au modèle à stock de COS fixe. À l'inverse, dans les zones soumises à l'érosion, il prédit généralement des stocks légèrement inférieurs (différence de -1 à 0 kg C m^{-2}). Ce contraste s'accroît dans les zones plus stables du paysage, telles que les plateaux ou les versants à faible pente, où les différences négatives deviennent plus marquées (pouvant atteindre -2 kg C m^{-2} voire davantage).

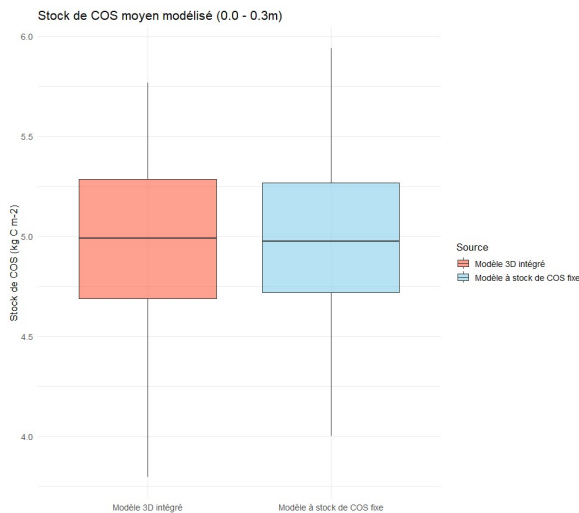


Figure 29: Comparaison de la moyenne du stock de COS prédit par les deux modèles dans la couche arable (0.0-0.3m)

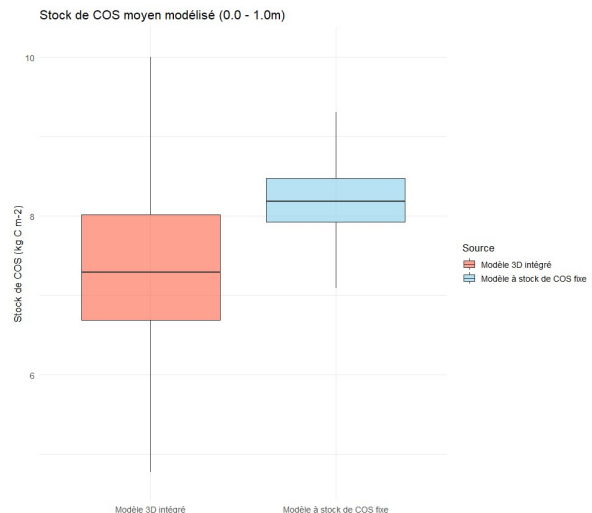


Figure 30: Comparaison de la moyenne du stock de COS prédit par les deux modèles dans l'entière du profil (0.0-1.0m)

Avant de tirer des conclusions définitives quant à la supériorité d'un modèle sur l'autre, il serait pertinent de soumettre le modèle 3D intégré à une validation rigoureuse de type Leave-One-Out Cross-Validation (LOOCV). Cette approche permettrait de mieux évaluer sa robustesse et sa capacité de généralisation, en réduisant les biais liés à l'ajustement sur l'ensemble des données. Elle offrirait également l'accès à des indicateurs complémentaires de performance, tels que le Root Relative Mean Square Error (RRMSE) et le %Biais, indispensables pour une comparaison objective et quantitative entre les modèles. Une telle validation constituerait une étape essentielle pour confirmer ou infirmer les hypothèses formulées à partir des résultats actuels et guider les futures améliorations méthodologiques.

4. Conclusion et perspectives

4.1. Conclusion

Cette étude a permis d'analyser et de modéliser la distribution verticale et spatiale du COS dans un bassin versant agricole, en mettant en évidence l'influence des processus d'érosion hydrique et aratoire. Deux approches complémentaires ont été développées : un modèle à stock de COS fixe et un modèle 3D intégré prenant en compte la variation verticale du COS.

Le modèle à stock de COS fixe a montré une bonne capacité à représenter les stocks globaux de carbone, notamment dans la couche arable, et à reproduire les tendances spatiales liées aux zones de déposition et d'érosion. Cette approche simple s'avère donc efficace pour des évaluations du COS sur l'ensemble du profil ou une partie quelconque de celui-ci, bien que ses capacités à représenter la variabilité verticale soient limitées.

Le modèle 3D intégré, quant à lui, offre une approche plus fine, capable de prédire la distribution verticale du COS et de relier ses paramètres à l'érosion hydrique et aratoire. Il a permis d'atteindre une excellente concordance globale entre valeurs observées et prédites, surtout en surface et en profondeur, tout en mettant en évidence certaines limitations dans la couche intermédiaire. Cette approche plus détaillée permet d'appréhender les mécanismes de redistribution verticale et latérale du carbone, mais reste sensible au nombre d'échantillons disponibles et présente des biais de prédiction dans certaines zones.

Globalement, la comparaison des deux modèles montre que chacun capture des aspects complémentaires de la dynamique du COS : le modèle à stock fixe fournit une estimation fiable des stocks globaux et des tendances spatiales, tandis que le modèle 3D intégré permet d'explorer les variations verticales et d'étudier les processus sous-jacents à ces distributions. Ces résultats confirment le rôle prépondérant des processus érosifs dans la structuration spatiale du COS et soulignent l'intérêt de combiner des approches globales et fines pour une meilleure compréhension des dynamiques du carbone des sols.

4.2. Perspectives

Plusieurs pistes peuvent être envisagées pour renforcer et étendre les résultats de cette étude :

1. **Validation du modèle 3D intégré** : la mise en œuvre d'une validation de type Leave-One-Out Cross-Validation (LOOCV) permettrait d'évaluer la robustesse et la capacité de généralisation du modèle, ainsi que d'obtenir des indicateurs complémentaires (RRMSE, %Biais) pour une comparaison quantitative avec le modèle à stock fixe.
2. **Renforcement de l'échantillonnage** : augmenter le nombre de prélèvements, notamment dans la couche intermédiaire (0.3–0.5 m), permettrait d'améliorer la précision de la modélisation verticale du COS dans cette tranche du profil de sol.
3. **Extension spatiale** : l'application de la méthodologie à d'autres bassins versants pourrait permettre de tester la transférabilité des modèles et enrichir la compréhension des interactions entre érosion et dynamique du COS.
4. **Intégration avec d'autres facteurs pédologiques et climatiques** : l'inclusion de paramètres tels que la texture, la structure du sol ou les pratiques culturales pourrait améliorer la précision des modèles et leur pertinence pour la planification agricole durable.
5. **Optimisation des pratiques de gestion des sols** : les cartes de distribution du COS peuvent être utilisées pour identifier les zones à risque de perte de carbone et orienter des mesures de conservation adaptées, telles que l'adaptation de la profondeur de travail du sol ou la mise en place de bandes enherbées afin de limiter l'érosion hydrique pour ainsi réduire la perte en sédiment et en COS.

Pour conclure, cette étude confirme l'importance des processus érosifs dans la redistribution verticale et spatiale du COS et démontre que le modèle 3D intégré constitue un outil prometteur pour améliorer la précision de la quantification des stocks de carbone dans les sols agricoles. Les perspectives identifiées ouvrent la voie à des améliorations méthodologiques et à des applications pratiques pour une meilleure gestion durable des sols et du carbone organique.

5. Contribution

Jeroen Meersmans, Xin Li, Justine et moi avons collecté les 450 échantillons de sol sur le terrain. Je les ai ensuite séchés, broyés et tamisés à 2 mm, avec l'aide précieuse de Justine. Une fois cette étape terminée, j'ai procédé à l'analyse spectrale des 450 échantillons au laboratoire du CRA-W à Gembloux. Ce travail de préparation et d'analyse, particulièrement répétitif, a nécessité beaucoup de temps, de rigueur et de patience.

6. Bibliographie

- Baert, P., Vanmaercke, M., & Meersmans, J. (2024). Assessing the 3D distribution of soil organic carbon by integrating predictions of water and tillage erosion into a digital soil mapping-approach: A case study for silt loam cropland (Belgium). *Geoderma*, 447, 116928. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116928>
- Bakker, M. M., Govers, G., Jones, R. A., & Rounsevell, M. D. A. (2007). *The effect of soil erosion on Europe's crop yields*. *Ecosystems*, 10 (7), 1209–1219. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9090-3>
- Balesdent, J. (1996, 24 octobre). Un point sur l'évolution des réserves organiques des sols en France. *Étude et Gestion des Sols*, 3(4), 245–260. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/04/EGS_3_4_balesdent.pdf
- Bollinne, A., Laurant, A., & Boon, W. (1979). L'érosivité des précipitations à Florennes. Révision de la carte des isohyètes et de la carte d'érosivité de la Belgique. *Bulletin de la Société géographique de Liège*, 15, 77–99. <https://popups.uliege.be/0770-7576/index.php?id=5150&file=1>
- Brodowski, S., John, B., Flessa, H., & Amelung, W. (2006). Aggregate-occluded black carbon in soil: Occluded black carbon in soil. *European Journal of Soil Science*, 57(4), 539–546. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00807.x>
- Byrne, K., & Kiely, G. (2009). Evaluation of models (PaSim, RothC, CENTURY and DNDC) for simulation of grassland carbon cycling at plot, field and regional scale. *EPA Grassland Carbon Cycling Report*, 20. https://www.researchgate.net/publication/238730877_Evaluation_of_Models_PaSim_RothC_CENTURY_and_DNDC_for_Simulation_of_Grassland_Carbon_Cycling_at_Plot_Field_and_Regional_Scale
- Chappell, A., Baldock, J., & Sanderman, J. (2016). The global significance of omitting soil erosion from soil organic carbon cycling schemes. *Nature Climate Change*, 6(2), 187–191. [Google ScholarScholarship](https://www.google.com/scholar?hl=en&as_sitemap=1)
- Doetterl, S., Six, J., Van Wesemael, B., & Van Oost, K. (2012). Carbon cycling in eroding landscapes: Geomorphic controls on soil organic C pool composition and C stabilization. *Global Change Biology*, 18(7), 2218–2232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02680.x>
- Doetterl, S., Cornelis, J.-T., Six, J., Bodé, S., Opfergelt, S., Boeckx, P., & Van Oost, K. (2015). Soil redistribution and weathering controlling the fate of geochemical and physical carbon stabilization mechanisms in soils of an eroding landscape. *Biogeosciences*, 12(5), 1357–1371. <https://doi.org/10.5194/bg-12-1357-2015>

- Dynarski, K. A., Bossio, D. A., & Scow, K. M. (2020). Dynamic stability of soil carbon: Reassessing the “permanence” of soil carbon sequestration. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 514701. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.514701>
- Gillijns, K., Poesen, J., Deckers, J. (2005). On the characteristics and origin of closed depressions in loess-derived soils in Europe—a case study from central Belgium. *Catena*, 60, pp 43–58. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2004.10.001>
- Girard, M.-C., Schwartz, C., & Jabiol, B. (2017). *Étude des sols : Description, cartographie, utilisation*. Paris : Dunod. 432 p. [https://books.google.be/books?id=5dO4EAAAQBAJ&lpg=PR5&ots=7-JVA30uzo&dq=Girard%2C%20M.-C.%2C%20Schvartz%2C%20C.%2C%20%26%20Jabiol%2C%20B.%20\(2017\).%20%C3%89tude%20des%20sols%20%3A%20Description%2C%20cartographie%2C%20utilisation.%20Dunod.&lr&hl=fr&pg=PR6#v=onepage&q&f=false](https://books.google.be/books?id=5dO4EAAAQBAJ&lpg=PR5&ots=7-JVA30uzo&dq=Girard%2C%20M.-C.%2C%20Schvartz%2C%20C.%2C%20%26%20Jabiol%2C%20B.%20(2017).%20%C3%89tude%20des%20sols%20%3A%20Description%2C%20cartographie%2C%20utilisation.%20Dunod.&lr&hl=fr&pg=PR6#v=onepage&q&f=false)
- Goidts, E., & Van Wesemael, B. (2007). Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955–2005). *Geoderma*, 141(3–4), 341–354. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.06.013>
- Govers, G., Vandaele, K., Desmet, P., Poesen, J., & Bunte, K. (1994). The role of tillage in soil redistribution on hillslopes. *European Journal of Soil Science*, 45(4), 469–478. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1994.tb00531.x>
- Hakoun, V., Orban, P., Dassargues, A., & Brouyère, S. (2017). Factors controlling spatial and temporal patterns of multiple pesticide compounds in groundwater (Hesbaye chalk aquifer, Belgium). *Environmental Pollution*, 223, 185–199. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.012>
- Harden, J. W., Sharpe, J. M., Parton, W. J., Ojima, D. S., Fries, T. L., Huntington, T. G., & Dabney, S. M. (1999). Dynamic replacement and loss of soil carbon on eroding cropland. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4), 885–901. <https://doi.org/10.1029/1999GB900061>
- ISRIC – World Soil Information. (2020). *SoilGrids250m 2.0 – Soil organic carbon stock (0–30 cm depth interval)* [Données géospatiales]. Consulté le 24 juin 2025 <https://doi.org/10.17027/isric-soilgrids.713396f4-1687-11ea-a7c0-a0481ca9e724>
- Kleber, M. (2010). What is recalcitrant soil organic matter? *Environmental Chemistry*, 7(4), 320–332. <https://doi.org/10.1071/EN10006>
- Knicker, H. (2007). How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 85(1), 91–118. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9104-4>
- Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 5(3), 212–222. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>

- Manrique, L.A., Jones, C.A., (1991). Bulk density of soils in relation to soil physical and chemical properties. *Soil Science Society of America Journal*, 55 (2), pp 476–481. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500020030x>
- Martin, M. P., Wattenbach, M., Smith, P., Meersmans, J., Jolivet, C., Boulonne, L., & Arrouays, D. (2011). Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences*, 8(5), 1053–1065. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1053-2011>
- Meersmans, J., Van Wesemael, B., De Ridder, F., & Van Molle, M. (2009). Modelling the three-dimensional spatial distribution of soil organic carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma*, 152(1–2), 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.05.017>
- Meersmans, J., Van Wesemael, B., Goidts, E., Van Molle, M., De Baets, S., & De Ridder, F. (2011). Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960–2006. *Global Change Biology*, 17(1), 466–479. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02183.x>
- Meersmans, J., Martin, M. D., Lacarce, E., Orton, T. G., De Baets, S., Gourrat, M., Saby, P. A., Wetterlind, J., Bispo, A., Quine, A., & Arrouays, D. (2013). Estimation of soil carbon input in France: An inverse modelling approach. *Pedosphere*, 23(4), 422–436. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60034-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60034-2)
- Notebaert, B., Vaes, B., Verstraeten, G., Govers, G. (2006). WaTEM / SEDEM version 2006 Manual.
- Poesen, J. (1993). Gully typology and gully control measures in the European loess belt. In W. Wicherek (Ed.), *Farm land erosion in temperate plains environment and hills* (pp. 221-239). Paris : Elsevier. <https://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=6379654>
- Poesen, J., Govers, G., & Goossens, D. (1996). Verdichting en erosie van de bodem in Vlaanderen. *Tijdschrift van de Belgische Vereniging voor Aardrijkskundige Studies*, 2, 141–181. <http://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=5879452>
- Poesen, J., Verstraeten, G., Soenens, R., & Seynaeve, L. (2001). Soil losses due to harvesting of chicory roots and sugar beet: An underrated geomorphic process? *Catena*, 43(1), 35–47. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00118-7](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00118-7)
- Poissant, L., Beauvais, C., Lafrance, P., & Deblois, C. (2008). Pesticides in fluvial wetlands catchments under intensive agricultural activities. *Science of The Total Environment*, 404(1), 182–195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.030>
- 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(7367), 49–56. <https://doi.org/10.1038/nature10386>

SIGEC – Système d’Information sur les Géosciences et les Sols (2023). Wallonie, Belgique. Consulté le 4 avril 2025 <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/414cdf16-c697-4244-8f63-0ad6f1770400.html>

Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241(2), 155–176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789> [SCIRP+1ResearchGate](#)

Smith, P., Soussana, J.-F., Angers, D., Schipper, L., Chenu, C., Rasse, D. P., Batjes, N. H., Egmond, F., McNeill, S., Kuhnert, M., Arias-Navarro, C., Olesen, J. E., Chirinda, N., Fornara, D., Wollenberg, E., Álvaro-Fuentes, J., Sanz-Cobena, A., & Klumpp, K. (2020). How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Global Change Biology*, 26(1), 219–241. <https://doi.org/10.1111/gcb.14815>

Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A. B., Courcelles, V. d. R. d., Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D. A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P. C., Chenu, C., Jastrow, J. D., Lal, R., ... Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 80–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>

Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898), 671–677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>

Van Muysen, W., Govers, G., & Van Oost, K. (2002). Soil displacement and tillage erosion during secondary tillage operations: The case of rotary harrow and seeding equipment. *Soil and Tillage Research*, 65(2), 185–191. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00293-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00293-4)

Van Oost, K., Govers, G., de Alba, S., & Quine, T. A. (2006). Tillage erosion: A review of controlling factors and implications for soil quality. *Progress in Physical Geography*, 30(4), 443–466. <https://doi.org/10.1191/0309133306pp490ra>

Van Wesemael, B., Keith, P., Meersmans, J., Goidts, E., Barancikova, G., Easter, M., (2010). Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(5). <https://doi.org/10.1073/pnas.1002592107>

Verjans, P. (2023). *Impact of water and tillage erosion on soil organic carbon stability* [Mémoire de master non publié]. Gembloux Agro-bio Tech

Verstraeten, G., Poesen, J., Demarée, G., Salles, C. (2006). Long-term (105 years) variability in rain erosivity as derived from 10- min rainfall depth data for Ukkel (Brussels, Belgium): Implications for assessing soil erosion rates. *Journal of Geophysical Research*, 111, DD22109. <https://doi.org/10.1029/2006JD007169>

- Wang, L., Yen, H., Wang, X., Huang, C., Sun, J., Hammac, A., & Wang, Y. (2021). Deposition- and transport-dominated erosion regime effects on the loss of dissolved and sediment-bound organic carbon: Evaluation in a cultivated soil with laboratory rainfall simulations. *Science of The Total Environment*, 750, 142257. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142257>
- Xu, X., Liu, W., & Kiely, G. (2011). Modeling the change in soil organic carbon of grassland in response to climate change: Effects of measured versus modelled carbon pools for initializing the Rothamsted Carbon model. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(3–4), 372–381. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.017>
- Zhao, L., Sun, Y., Zhang, X., Yang, X., & Drury, C. (2006). Soil organic carbon in clay and silt sized particles in Chinese mollisols: Relationship to the predicted capacity. *Geoderma*, 132(3–4), 315–323. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.04.026>

7. Annexes

Annexe 1 : Chemin de remembrement inondé (30 janvier 2025)



Annexe 2 : Quantité de sédiments produits, déposés et exportés en fonction de différentes méthodes d'aggrégation

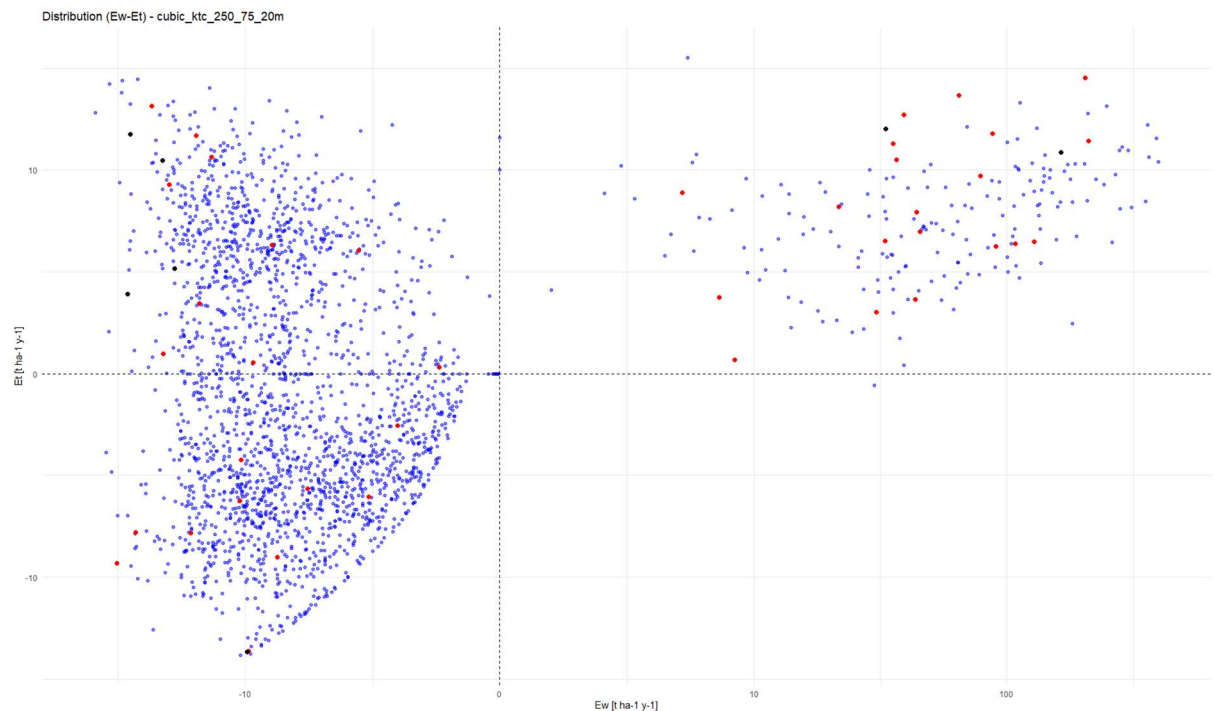
Résolution - 10m			
Aggrégation	Production de sédiments (t)	Déposition de sédiments (t)	Export de sédiments (t)
Bilinear	705	670	35
Near	709	642	67
Average	706	662	45
Cubic	712	633	78

Annexe 3 : Quantité de sédiments produits, déposés et exportés pour l'aggrégation cubique avec un KTc 250 ; 75

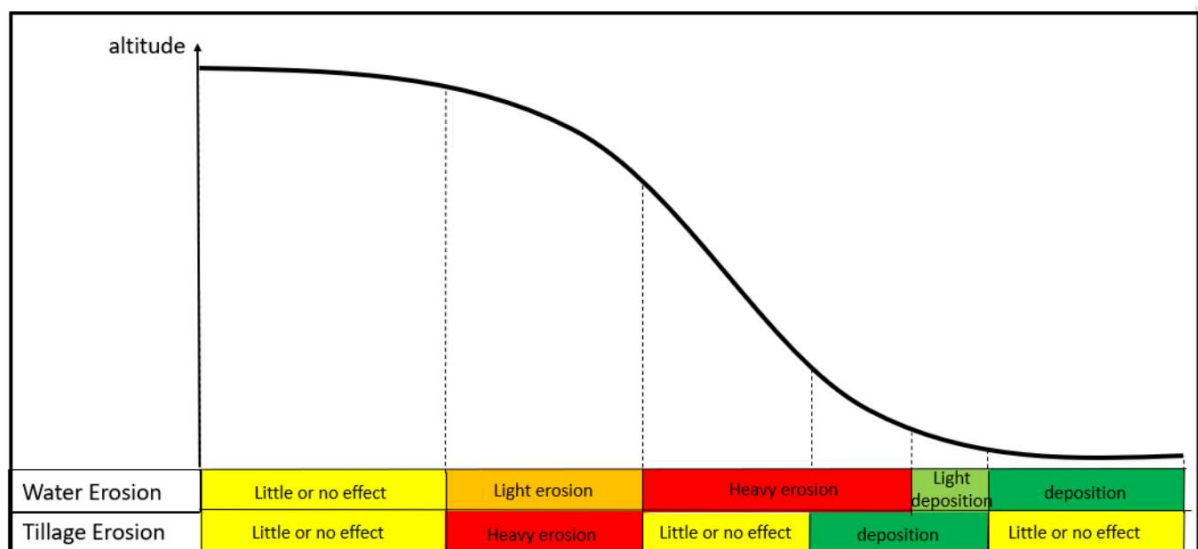
Aggrégation cubique - KTc 250 ; 75			
Résolution (m)	Production de sédiments (t)	Déposition de sédiments (t)	Export de sédiments (t)
10	712	633	78
15	724	636	87
20	729	659	70

Annexe 4 : Distribution logarithmique de l'érosion aratoire en fonction de l'érosion hydrique à 10, 15 et 20 mètres de résolution





Annexe 5 : Variation de l'érosion hydrique et aratoire selon la forme de la pente (Verjans, 2023)



Annexe 6 : Prélèvement des 45 points d'échantillonnage

















Annexe 7 : Séchage et tamisage des échantillons



Annexe 9 : Cellule d'analyse spectrale



Annexe 10 : Données brutes de l'analyse par combustion sèche du COS
(n=99)

Référence	N° Echantillon	Carbone_org_g/kg
P_1_00_10	T25/1486	12.800
P_1_40_50	T25/1487	4.440
P_1_70_80	T25/1488	4.070
P_10_10_20	T25/1507	12.960
P_10_40_50	T25/1508	2.960
P_10_70_80	T25/1509	2.460
P_11_20_30	T25/1510	12.910
P_11_50_60	T25/1511	3.430
P_11_80_90	T25/1512	1.770
P_12_30_40	T25/1513	11.240
P_12_60_70	T25/1514	4.550
P_12_90_100	T25/1515	2.380
P_13_00_10	T25/1516	15.080
P_13_40_50	T25/1517	4.310
P_13_70_80	T25/1518	2.980
P_15_10_20	T25/1519	9.700
P_15_50_60	T25/1520	2.530
P_15_80_90	T25/1521	3.340
P_17_20_30	T25/1522	14.720
P_17_60_70	T25/1523	3.140
P_17_90_100	T25/1524	4.800
P_19_00_10	T25/1525	11.590
P_19_30_40	T25/1526	8.360
P_19_70_80	T25/1527	4.090
P_2_10_20	T25/1489	12.280
P_2_50_60	T25/1490	3.280
P_2_80_90	T25/1491	2.090
P_20_10_20	T25/1528	14.360
P_20_40_50	T25/1529	5.690
P_20_80_90	T25/1530	3.270
P_22_00_10	T25/1531	10.800
P_22_10_20	T25/1532	10.810
P_22_30_40	T25/1533	2.750
P_23_00_10	T25/1534	13.750
P_23_20_30	T25/1535	7.670
P_23_40_50	T25/1536	2.850
P_24_10_20	T25/1537	9.140
P_24_40_50	T25/1538	2.720

P_24_90_100	T25/1539	1.300
P_26_10_20	T25/1540	12.630
P_26_30_40	T25/1541	2.740
P_26_50_60	T25/1542	1.760
P_27_00_10	T25/1543	8.530
P_27_20_30	T25/1544	4.600
P_27_50_60	T25/1545	1.160
P_29_20_30	T25/1546	10.930
P_29_40_50	T25/1547	1.200
P_29_70_80	T25/1548	1.400
P_3_20_30	T25/1492	12.620
P_3_60_70	T25/1493	3.000
P_3_90_100	T25/1494	2.060
P_30_00_10	T25/1549	15.330
P_30_30_40	T25/1550	8.460
P_30_50_60	T25/1551	5.130
P_31_00_10	T25/1552	11.620
P_31_10_20	T25/1553	13.370
P_31_30_40	T25/1554	11.000
P_32_00_10	T25/1555	9.970
P_32_20_30	T25/1556	10.780
P_32_40_50	T25/1557	3.950
P_34_10_20	T25/1558	11.480
P_34_40_50	T25/1559	2.750
P_34_80_90	T25/1560	1.080
P_35_00_10	T25/1561	11.500
P_35_20_30	T25/1562	9.070
P_35_50_60	T25/1563	2.680
P_36_10_20	T25/1564	9.920
P_36_30_40	T25/1565	3.340
P_36_50_60	T25/1566	2.310
P_38_00_10	T25/1567	13.020
P_38_20_30	T25/1568	11.730
P_38_50_60	T25/1569	2.230
P_4_00_10	T25/1495	13.280
P_4_30_40	T25/1496	8.460
P_4_70_80	T25/1497	3.210
P_40_20_30	T25/1570	9.600
P_40_40_50	T25/1571	3.910

P_40_70_80	T25/1572	2.040
P_41_20_30	T25/1573	11.750
P_41_50_60	T25/1574	4.860
P_41_90_100	T25/1575	1.580
P_42_00_10	T25/1576	11.300
P_42_30_40	T25/1577	9.260
P_42_60_70	T25/1578	2.700
P_43_00_10	T25/1579	12.510
P_43_30_40	T25/1580	3.910
P_43_50_60	T25/1581	2.180
P_44_10_20	T25/1582	13.170
P_44_30_40	T25/1583	3.570
P_44_70_80	T25/1584	1.960
P_6_10_20	T25/1498	11.620
P_6_40_50	T25/1499	3.680
P_6_80_90	T25/1500	2.120
P_8_20_30	T25/1501	14.940
P_8_50_60	T25/1502	2.920
P_8_90_100	T25/1503	2.810
P_9_00_10	T25/1504	15.610
P_9_30_40	T25/1505	12.150
P_9_60_70	T25/1506	5.280

Annexe 11 : Données brutes de l'analyse spectrale du COS (n=450)

Sample Number	COT
01-10-20	11.7489948
02-10-20	12.2476492
03-10-20	13.5504942
04-10-20	12.0231152
05-10-20	11.8147459
06-10-20	13.0710564
07-10-20	12.7898636
08-10-20	12.2331018
09-10-20	13.6955452
10-10-20	12.5022554
11-10-20	11.9649429
12-10-20	12.7280073
13-10-20	12.2256565
14-10-20	14.0573549
15-10-20	11.973012
16-10-20	12.1224871
17-10-20	12.9256592
18-10-20	13.0318985
19-10-20	12.0868864
20-10-20	13.0116568
21-10-20	12.8610563
22-10-20	10.4784813
23-10-20	12.437624
24-10-20	9.2747145
25-10-20	10.1986637
26-10-20	10.9060659
27-10-20	8.5137424
28-10-20	11.6973343
29-10-20	10.4620495
30-10-20	14.2783785
31-10-20	11.9866352
01-00-10	13.251853
01-20-30	11.6512041
01-30-40	5.2811089
01-40-50	5.2491107
01-50-60	3.3079767
01-60-70	3.3947315
01-70-80	3.7190375

01-80-90	2.5357275
01-90-100	2.3171654
02-00-10	12.0844345
02-20-30	11.6684809
02-30-40	10.6037207
02-40-50	4.2300415
02-50-60	3.8838181
02-60-70	3.3767185
02-70-80	1.7010822
02-80-90	1.4807024
02-90-100	1.3161964
03-00-10	13.7672081
03-20-30	12.9354239
03-30-40	6.1733823
03-40-50	6.6263094
03-50-60	4.6095338
03-60-70	3.2625237
03-70-80	3.544425
03-80-90	2.5953674
03-90-100	2.4499035
04-00-10	13.4164391
04-20-30	11.2791328
04-30-40	9.9427814
04-40-50	3.8202333
04-50-60	3.7159553
04-60-70	3.7359686
04-70-80	3.0857687
04-80-90	2.2696896
04-90-100	1.5165195
05-00-10	12.3822422
05-20-30	13.0044107
05-30-40	10.243762
05-40-50	5.5342431
05-50-60	4.9651322
05-60-70	4.1767993
05-70-80	3.1293421
05-80-90	1.8819857
05-90-100	1.8165064

06-00-10	13.0703659
06-20-30	13.1924438
06-30-40	10.8789558
06-40-50	4.0970478
06-50-60	3.5748692
06-60-70	2.4747086
06-70-80	2.6572723
06-80-90	2.7671185
06-90-100	2.7098055
07-00-10	12.5657187
07-20-30	12.6942654
07-30-40	11.3103895
07-40-50	5.4858394
07-50-60	4.5763431
07-60-70	3.4444423
07-70-80	2.4420147
07-80-90	1.6932383
07-90-100	2.1842194
08-00-10	12.5805693
08-20-30	11.4114637
08-30-40	9.0002718
08-40-50	3.9766169
08-50-60	3.0257816
08-60-70	2.8618822
08-70-80	2.16745
08-80-90	1.5850611
08-90-100	2.2591915
09-00-10	12.8584661
09-20-30	13.413743
09-30-40	12.3207531
09-40-50	10.3260231
09-50-60	6.0897717
09-60-70	6.1886001
09-70-80	4.7180119
09-80-90	5.8970127
09-90-100	5.3708534
10-00-10	12.0372162
10-20-30	12.012536

10-30-40	5.1876698
10-40-50	2.728755
10-50-60	1.1454401
10-60-70	1.4184752
10-70-80	1.6276646
10-80-90	2.3758497
10-90-100	3.0416489
11-00-10	12.529705
11-20-30	12.0945444
11-30-40	10.6919622
11-40-50	5.6870074
11-50-60	3.1822176
11-60-70	2.3411446
11-70-80	2.0860538
11-80-90	1.4070492
11-90-100	1.5325871
12-00-10	12.5402603
12-20-30	13.1991205
12-30-40	10.9849911
12-40-50	7.1094656
12-50-60	5.1297622
12-60-70	5.0291648
12-70-80	2.9129601
12-80-90	2.8001099
12-90-100	2.2131662
13-00-10	13.330265
13-20-30	11.7045374
13-30-40	9.0837898
13-40-50	5.2767596
13-50-60	3.5457797
13-60-70	3.4104004
13-70-80	3.0264292
13-80-90	2.1886969
13-90-100	2.8606005
14-00-10	13.4969692
14-20-30	12.9940224
14-30-40	10.389286
14-40-50	5.1353664

14-50-60	4.6976709
14-60-70	2.6978254
14-70-80	2.7279415
14-80-90	2.2391443
14-90-100	2.0021105
15-00-10	13.4865656
15-20-30	10.5736752
15-30-40	5.2451444
15-40-50	4.1028376
15-50-60	2.9443769
15-60-70	2.5356216
15-70-80	3.0344639
15-80-90	3.8126869
15-90-100	2.5414181
16-00-10	13.7051249
16-20-30	11.2613335
16-30-40	10.6687851
16-40-50	6.2058392
16-50-60	4.2360239
16-60-70	3.4515724
16-70-80	2.714241
16-80-90	1.6535902
16-90-100	0.93717
17-00-10	14.0655794
17-20-30	13.6728821
17-30-40	11.0147009
17-40-50	4.3709626
17-50-60	4.3857236
17-60-70	3.8008504
17-70-80	3.0386534
17-80-90	3.8198328
17-90-100	5.09023
18-00-10	11.6933708
18-20-30	12.4882765
18-30-40	11.1293278
18-40-50	5.6296282
18-50-60	4.0665002
18-60-70	3.6592159

18-70-80	3.1341372
18-80-90	2.2346134
18-90-100	1.4825878
19-00-10	13.0969601
19-20-30	13.9531326
19-30-40	9.8812084
19-40-50	6.0881705
19-50-60	5.1430182
19-60-70	4.4818649
19-70-80	4.6327634
19-80-90	3.7516909
19-90-100	3.2564096
20-00-10	13.1783228
20-20-30	12.7878666
20-30-40	11.4608669
20-40-50	6.3474283
20-50-60	5.3269339
20-60-70	4.0808058
20-70-80	4.2501583
20-80-90	3.0404453
20-90-100	2.0157747
21-00-10	13.4417343
21-20-30	12.2190151
21-30-40	9.6633043
21-40-50	5.2919669
21-50-60	4.2186975
21-60-70	3.2989254
21-70-80	2.1408167
21-80-90	2.9210033
21-90-100	1.1894779
22-00-10	11.8386955
22-20-30	9.6165829
22-30-40	2.7809992
22-40-50	1.4206038
22-50-60	1.1718216
22-60-70	0.9355125
22-70-80	2.7355385
22-80-90	4.0456743

22-90-100	1.7681694
23-00-10	11.8971157
23-20-30	8.8368597
23-30-40	3.7462997
23-40-50	3.1917772
23-50-60	2.5211525
23-60-70	3.0692253
23-70-80	2.20471
23-80-90	1.8711948
23-90-100	1.3918381
24-00-10	10.8215704
24-20-30	7.5208607
24-30-40	4.4505534
24-40-50	2.6581297
24-50-60	2.6841621
24-60-70	2.5360594
24-70-80	1.9796534
24-80-90	1.5576363
24-90-100	0.955369
25-00-10	11.0258455
25-20-30	10.4728527
25-30-40	2.221612
25-40-50	2.0740252
25-50-60	2.1239614
25-60-70	2.1866837
25-70-80	1.1825266
25-80-90	0.9667597
25-90-100	1.0779333
26-00-10	12.0679541
26-20-30	10.7034969
26-30-40	2.5085449
26-40-50	1.4491215
26-50-60	1.5427952
26-60-70	1.1603031
26-70-80	0.9286127
26-80-90	1.0316591
26-90-100	0.7793951
27-00-10	8.9800291

27-20-30	5.0982738
27-30-40	1.5304375
27-40-50	1.8683386
27-50-60	1.3032255
27-60-70	1.1285105
27-70-80	1.12146
27-80-90	1.1250887
27-90-100	0.7015705
28-00-10	11.702631
28-20-30	8.6165705
28-30-40	3.7787514
28-40-50	3.5642309
28-50-60	3.1913824
28-60-70	2.2856932
28-70-80	1.7810059
28-80-90	2.0776501
28-90-100	1.9332666
29-00-10	9.60604
29-20-30	8.2447491
29-30-40	1.8163233
29-40-50	1.3920479
29-50-60	0.7850237
29-60-70	0.9398336
29-70-80	1.0052767
29-80-90	1.3336601
29-90-100	0.8099098
30-00-10	14.5072136
30-20-30	14.4100151
30-30-40	8.8591976
30-40-50	4.6450896
30-50-60	5.399404
30-60-70	2.7583199
30-70-80	1.8295164
30-80-90	2.2278728
30-90-100	1.9120312
31-00-10	11.3848267
31-20-30	11.8012686
31-30-40	9.8362265

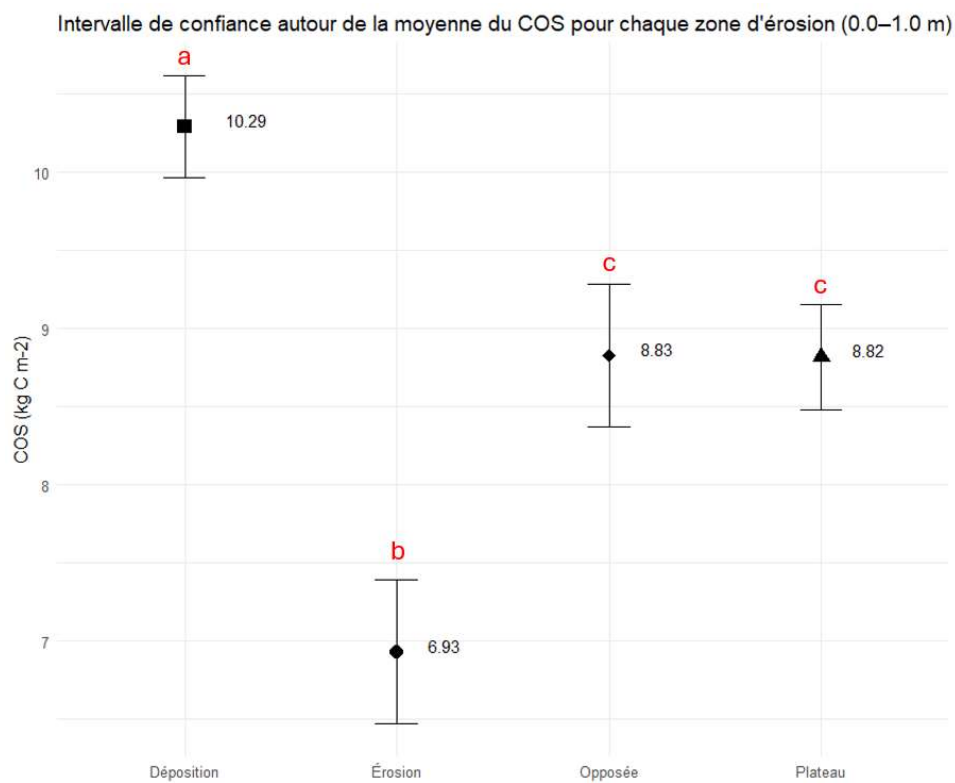
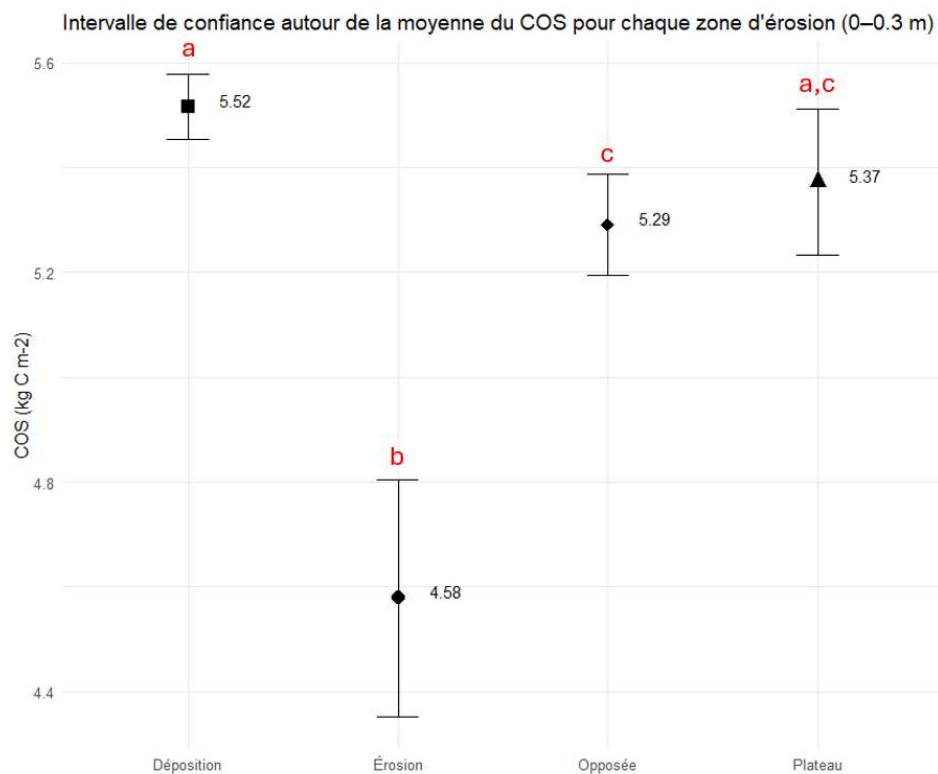
31-40-50	5.3526816
31-50-60	4.5365057
31-60-70	3.8910074
31-70-80	2.5591049
31-80-90	1.0017662
31-90-100	0.5933571
32-00-10	11.9312649
32-10-20	12.4056416
32-20-30	11.5980921
32-30-40	10.2756548
32-40-50	4.1912794
32-50-60	3.6288128
32-60-70	2.8135633
32-70-80	2.0973406
32-80-90	2.6148472
32-90-100	1.9985104
33-00-10	13.6667786
33-10-20	13.5091124
33-20-30	12.8631792
33-30-40	11.0001717
33-40-50	5.9065905
33-50-60	5.0724678
33-60-70	3.9589496
33-70-80	2.5305786
33-80-90	2.7126493
33-90-100	2.9341869
34-00-10	11.8971987
34-10-20	11.5404768
34-20-30	10.0423546
34-30-40	3.7343254
34-40-50	2.8828239
34-50-60	2.6982594
34-60-70	1.2061758
34-70-80	0.8312979
34-80-90	0.6555462
34-90-100	0.5511646
35-00-10	11.5222473
35-10-20	10.5512161

35-20-30	10.3134747
35-30-40	3.218996
35-40-50	2.9800091
35-50-60	2.8493624
35-60-70	2.7378292
35-70-80	2.1816778
35-80-90	2.3341198
35-90-100	2.6232872
36-00-10	11.1878204
36-10-20	11.4685287
36-20-30	10.627346
36-30-40	2.9698639
36-40-50	1.4974909
36-50-60	1.6987791
36-60-70	1.8310242
36-70-80	1.2459488
36-80-90	1.4077053
36-90-100	1.4937696
37-00-10	12.0178137
37-10-20	13.5192699
37-20-30	10.9427872
37-30-40	3.7006607
37-40-50	2.9088783
37-50-60	2.6589403
37-60-70	2.3705072
37-70-80	2.5722847
37-80-90	1.1458836
37-90-100	1.3546228
38-00-10	12.9470816
38-10-20	11.686408
38-20-30	12.2634153
38-30-40	6.5987787
38-40-50	2.130847
38-50-60	2.52285
38-60-70	2.5363426
38-70-80	1.8357763
38-80-90	1.2629652
38-90-100	1.5688314

39-00-10	13.3700371
39-10-20	14.0820141
39-20-30	13.3744946
39-30-40	9.3034019
39-40-50	5.0068874
39-50-60	5.5464487
39-60-70	5.0045629
39-70-80	4.5823131
39-80-90	3.1494608
39-90-100	2.7680998
40-00-10	12.3496389
40-10-20	11.5843229
40-20-30	10.9092875
40-30-40	4.2955103
40-40-50	2.8983011
40-50-60	1.9706774
40-60-70	1.6128082
40-70-80	2.4417715
40-80-90	1.8249588
40-90-100	2.1100578
41-00-10	13.6610298
41-10-20	13.0691671
41-20-30	11.942627
41-30-40	11.3566151
41-40-50	9.3563786
41-50-60	5.6505203
41-60-70	3.2139025
41-70-80	2.3146629
41-80-90	2.1161308
41-90-100	0.7233276
42-00-10	12.35707
42-10-20	11.4185543
42-20-30	10.4924126
42-30-40	8.0326614
42-40-50	4.8427825
42-50-60	2.5472956
42-60-70	2.216897
42-70-80	2.9229603

42-80-90	2.4766979
42-90-100	2.2598333
43-00-10	11.6140671
43-10-20	11.5442839
43-20-30	10.4177799
43-30-40	3.77211
43-40-50	10.6479521
43-50-60	2.0758352
43-60-70	1.4798126
43-70-80	1.4236956
43-80-90	1.0472984
43-90-100	1.3215685
44-00-10	12.1022243
44-10-20	13.1902199
44-20-30	13.9137955
44-30-40	4.4196506
44-40-50	3.0507498
44-50-60	2.6158543
44-60-70	2.0929499
44-70-80	1.0017061
44-80-90	1.8771038
44-90-100	2.0885859
45-00-10	9.4303007
45-10-20	3.5065236
45-20-30	10.4462824
45-30-40	3.5389209
45-40-50	2.3960819
45-50-60	1.5085564
45-60-70	1.2789173
45-70-80	0.7545528
45-80-90	1.036212
45-90-100	1.2493029

Annexe 12 : Intervalle de confiance de la moyenne du COS pour chaque zone d'érosion à 0.0-0.3m et 0.0-1.0m



Annexe 13 : Ensemble des combinaisons de Et et Ew possibles pour prédire le COS à différentes profondeurs dans le modèle à stock de COS fixe

0.0 – 0.3m				0.3 – 0.5m				0.5 – 1.0m				0.0 – 1.0m			
Combinaisons	R ²	Et	Ew	Combinaisons	R ²	Et	Ew	Combinaisons	R ²	Et	Ew	Combinaisons	R ²	Et	Ew
Et_log10 ; Ew_log20	0.48	***		Et10 ; Ew20	0.50	***	***	Et15 ; Ew15	0.55	*	**	Et10;Ew20	0.52	***	***
Et_log10 ; Ew_log10	0.47	***		Et10 ; Ew_log15	0.50	***	***	Et_log15 ; Ew15	0.55	*	***	Et15;Ew20	0.51	***	*
Et_log10 ; Ew_log15	0.47	***		Et15 ; Ew_log15	0.49	**	*	Et_log20 ; Ew15	0.54	*	***	Et20;Ew15	0.51	***	*
Et_log10 ; Ew20	0.46	***		Et10 ; Ew_log10	0.48	***	***	Et10 ; Ew15	0.54	*	***	Et15;Ew15	0.51	**	
Et_log10 ; Ew15	0.45	***		Et15 ; Ew_log10	0.48	**	*	Et20 ; Ew15	0.54	*	***	Et20;Ew20	0.50	***	*
Et_log10 ; Ew10	0.45	***		Et20 ; Ew_log15	0.47	**	*	Et_log10 ; Ew15	0.53	*	***	Et15;Ew_log15	0.50	***	
Et_log20 ; Ew_log10	0.41	***		Et15 ; Ew20	0.47	**	*	Et15 ; Ew20	0.50	***	*	Et15;Ew_log10	0.50	***	
Et_log20 ; Ew_log20	0.41	***		Et10 ; Ew_log20	0.46	**	**	Et15 ; Ew10	0.49	**	*	Et10;Ew15	0.49	**	***
Et_log20 ; Ew_log15	0.41	***		Et15 ; Ew_log20	0.46	**	*	Et10 ; Ew20	0.48	***	***	Et15;Ew10	0.49	***	
Et_log20 ; Ew10	0.40	***		Et20 ; Ew20	0.46	**	*	Et20 ; Ew10	0.46	**	*	Et20;Ew_log15	0.49	***	
Et_log20 ; Ew15	0.40	***		Et20 ; Ew_log10	0.45	**	*	Et20 ; Ew20	0.46	**	*	Et15;Ew_log20	0.49	***	
Et_log20 ; Ew20	0.40	***		Et20 ; Ew_log20	0.45	**	*	Et15 ; Ew_log15	0.45	***		Et10;Ew_log15	0.48	***	**
Et20 ; Ew_log10	0.37	**		Et20 ; Ew15	0.43	**		Et15 ; Ew_log10	0.44	***		Et10;Ew_log10	0.48	***	**
Et_log15 ; Ew_log10	0.37	**		Et15 ; Ew15	0.43	**		Et15 ; Ew_log20	0.44	***		Et20;Ew_log10	0.48	***	
Et10 ; Ew_log10	0.36	**	**	Et10 ; Ew15	0.42	**	**	Et10 ; Ew10	0.43	*	***	Et20;Ew10	0.48	***	
Et10 ; Ew_log20	0.36	**	**	Et_log15 ; Ew15	0.42	**	***	Et_log15 ; Ew10	0.42	*	***	Et20;Ew_log20	0.48	***	
Et20 ; Ew_log20	0.36	**		Et15 ; Ew10	0.41	***		Et20 ; Ew_log15	0.40	***		Et_log15;Ew15	0.48	**	***
Et_log15 ; Ew_log20	0.36	**		Et20 ; Ew10	0.40	***		Et20 ; Ew_log20	0.40	***		Et_log20;Ew15	0.47	**	***
Et20 ; Ew_log15	0.35	**		Et_log10 ; Ew15	0.40	*	***	Et_log20 ; Ew10	0.39		***	Et_log10;Ew15	0.46	**	***
Et_log15 ; Ew_log15	0.35	**		Et_log20 ; Ew15	0.37	*	***	Et20 ; Ew_log10	0.39	***		Et10;Ew_log20	0.46	***	**

Et10 ; Ew_log15	0.35	**	**	Et10 ; Ew10	0.37	**	*	Et10 ; Ew_log15	0.37	**	*	Et10;Ew10	0.44	**	**
Et_log15 ; Ew10	0.35	**		Et_log15 ; Ew_log15	0.36		**	Et_log10 ; Ew10	0.37		***	Et_log15;Ew10	0.40	**	**
Et15 ; Ew_log10	0.34	*	*	Et_log15 ; Ew_log10	0.35		**	Et10 ; Ew_log10	0.36	**	*	Et_log20;Ew10	0.37	*	***
Et_log15 ; Ew15	0.34	***		Et_log10 ; Ew_log15	0.35		***	Et10 ; Ew_log20	0.36	**	*	Et_log10;Ew10	0.35		***
Et_log15 ; Ew20	0.34	***		Et_log20 ; Ew_log15	0.34		***	Et_log15 ; Ew20	0.33		**	Et_log15;Ew20	0.35		*
Et15 ; Ew_log20	0.33	*		Et_log15 ; Ew20	0.34		**	Et_log20 ; Ew20	0.32		**	Et_log20;Ew20	0.33		**
Et20 ; Ew10	0.33	**		Et_log15 ; Ew_log20	0.34		*	Et_log10 ; Ew20	0.31		***	Et_log15;Ew_log15	0.33		*
Et15 ; Ew_log15	0.32	*		Et_log15 ; Ew10	0.34	*	*	Et_log15; Ew_log20	0.24			Et_log15;Ew_log10	0.32		*
Et20 ; Ew20	0.32	**		Et_log10 ; Ew_log10	0.32		***	Et_log15 ;Ew_log15	0.24			Et_log10;Ew20	0.32		***
Et20 ; Ew15	0.32	**		Et_log20 ; Ew_log10	0.32		**	Et_log15 ;Ew_log10	0.24			Et_log15;Ew_log20	0.32		*
Et10 ; Ew20	0.30	**		Et_log10 ; Ew20	0.32		***	Et_log20;Ew_log15	0.21			Et_log20;Ew_log15	0.30		**
Et15 ; Ew10	0.29	*		Et_log10 ; Ew_log20	0.32		***	Et_log20;Ew_log20	0.21			Et_log20;Ew_log10	0.30		**
Et15 ; Ew20	0.29	**		Et_log20 ; Ew20	0.32		**	Et_log20;Ew_log10	0.20			Et_log10;Ew_log15	0.30		**
Et15 ; Ew15	0.28	**		Et_log20 ; Ew_log20	0.31		**	Et_log10;Ew_log15	0.19		*	Et_log10;Ew_log10	0.29		**
Et10 ; Ew10	0.28	*		Et_log10 ; Ew10	0.29		**	Et_log10;Ew_log20	0.19		*	Et_log20;Ew_log20	0.29		*
Et10 ; Ew15	0.27	**		Et_log20 ; Ew10	0.28		**	Et_log10;Ew_log10	0.18		*	Et_log10;Ew_log20	0.28		**

Annexe 14 : Stock de COS (0.3-0.5m)

Stock de COS (0.3 - 0.5m) avec précision du modèle

Parcelle agricole

Chemins de remembrements

Erreur de prédiction sur les points échantillonnés

- > 15%
- 10% - 15%
- 5% - 10%
- 2.5% - 5%
- -2.5% - 2.5%
- -5% - -2.5%
- -10% - -5%
- -15% - -10%
- < -15%

Stock de COS (kg C m⁻²)

- ≤ 0.5
- 0.5 - 1.0
- 1.0 - 1.5
- 1.5 - 2.0
- ≥ 2.0

0 100 200 m



Annexe 15 : Stock de COS (0.5-1.0m)

Stock de COS (0.5 - 1.0m) avec précision du modèle

Parcelle agricole

Chemins de remembrements

Erreur de prédiction sur les points échantillonnés

- > 15%
- 10% - 15%
- 5% - 10%
- 2.5% - 5%
- -2.5% - 2.5%
- -5% - -2.5%
- -10% - -5%
- -15% - -10%
- < -15%

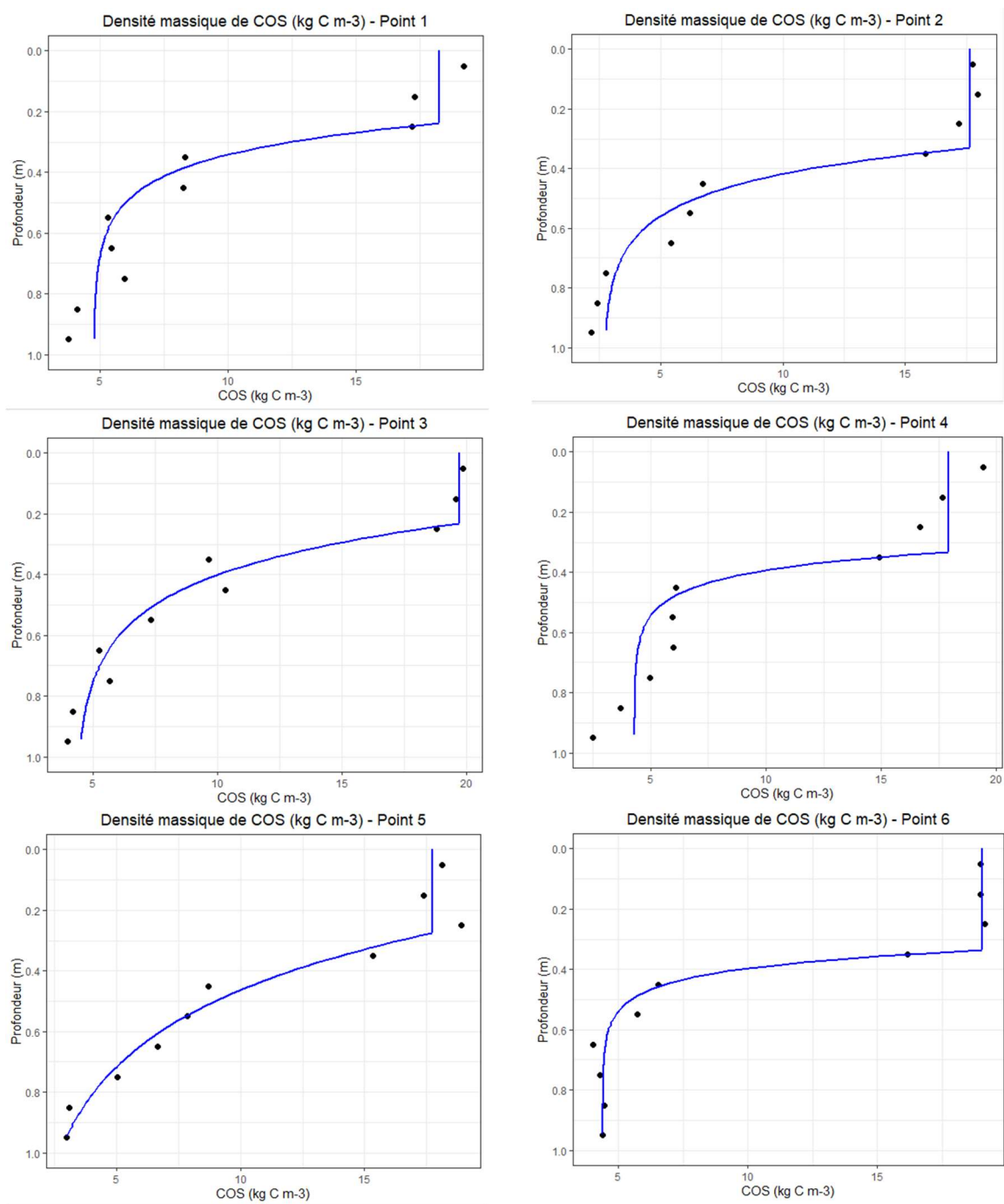
Stock de COS (kg C m⁻²)

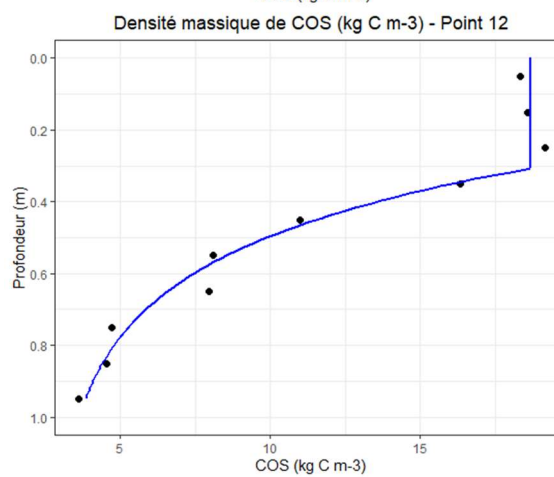
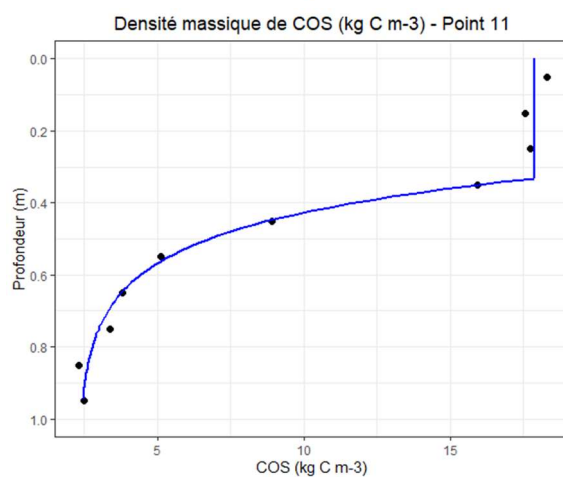
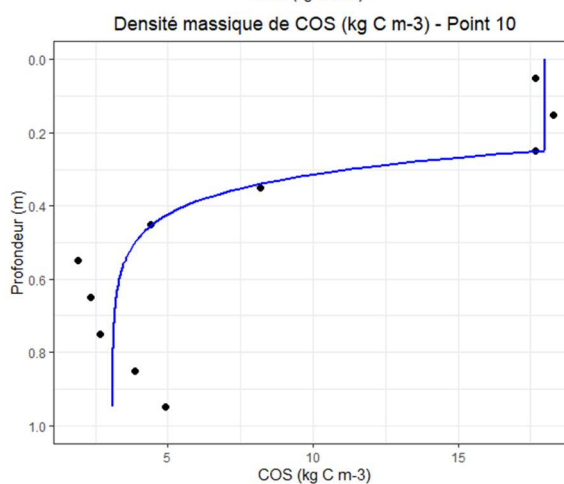
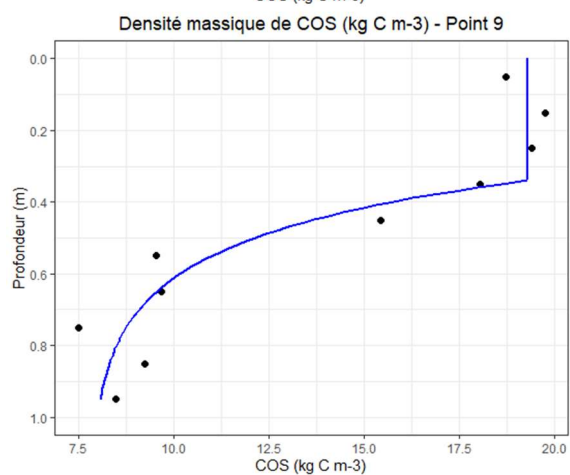
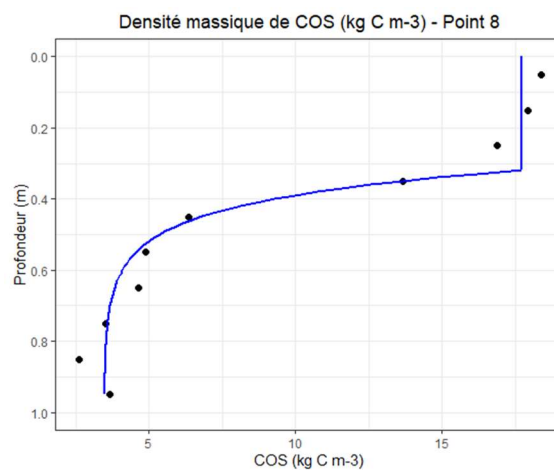
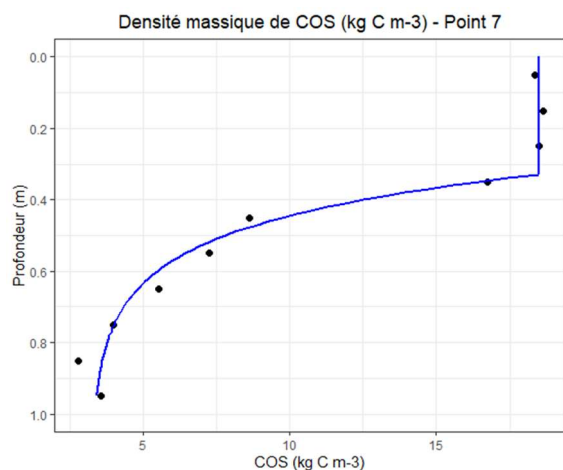
- ≤ 1.25
- 1.25 - 1.50
- 1.50 - 1.75
- 1.75 - 2.00
- 2.00 - 2.25
- ≥ 2.25

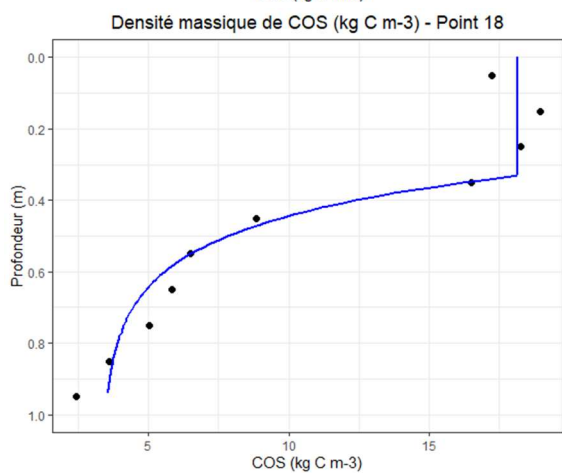
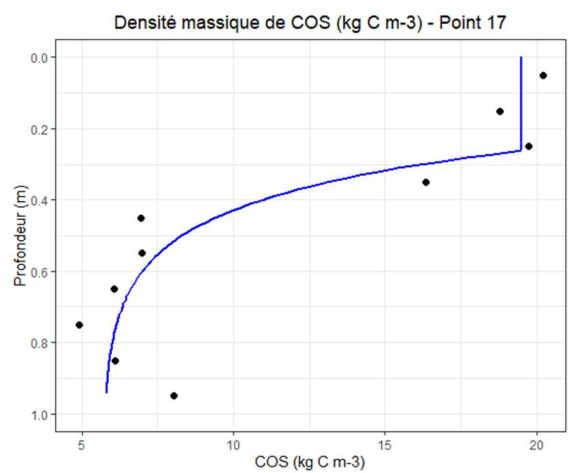
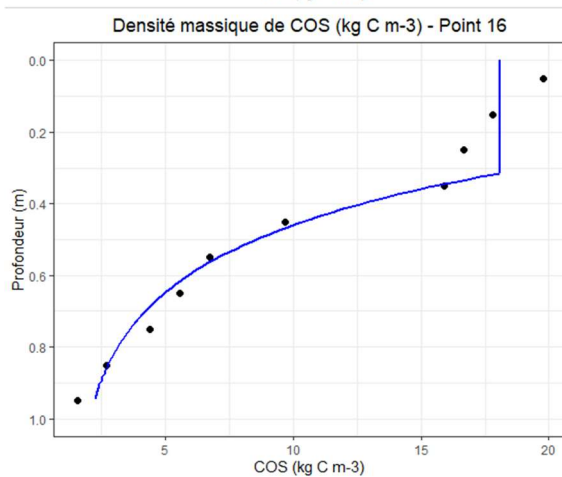
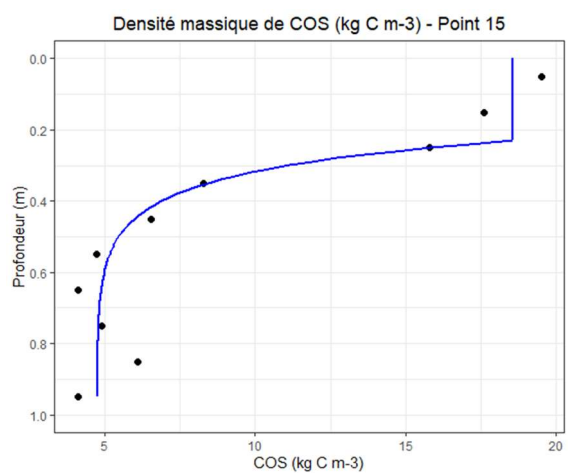
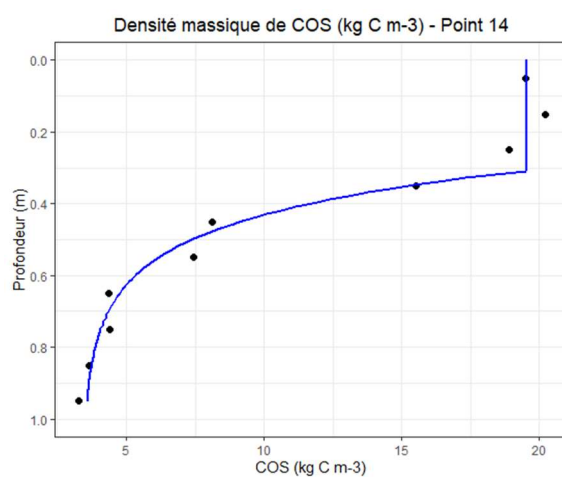
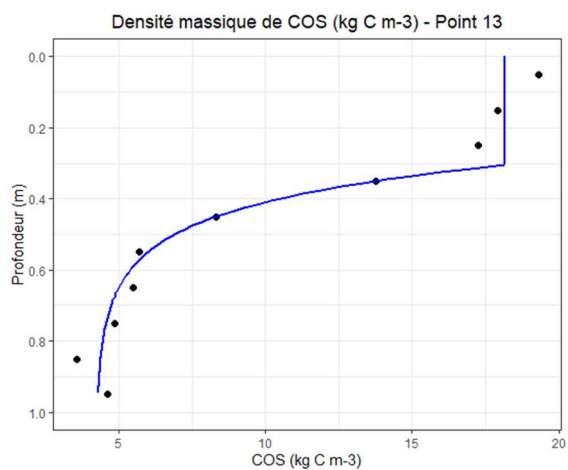
0 100 200 m

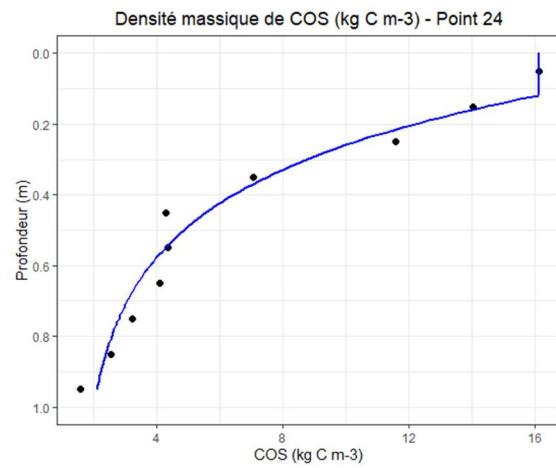
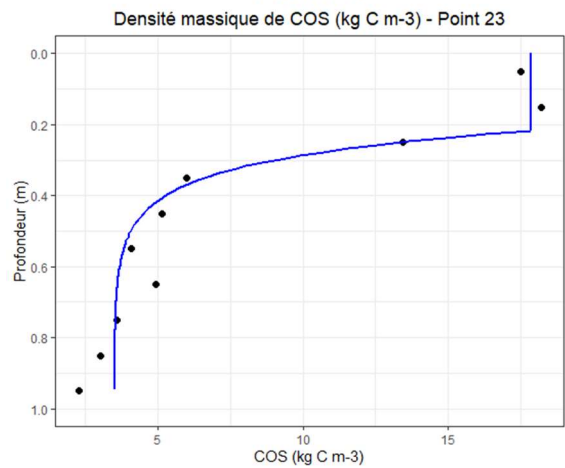
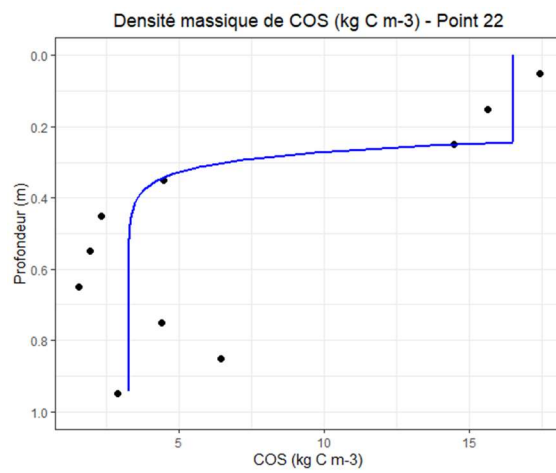
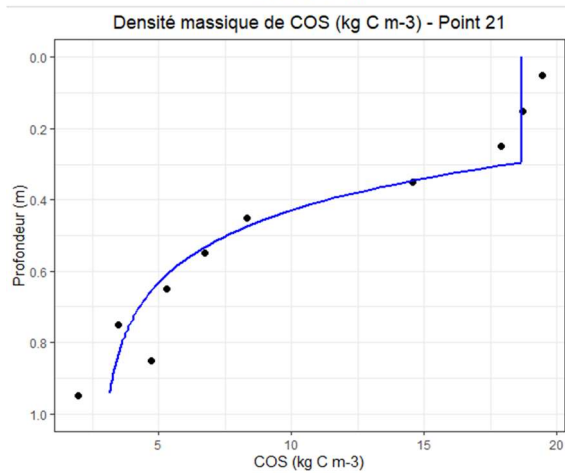
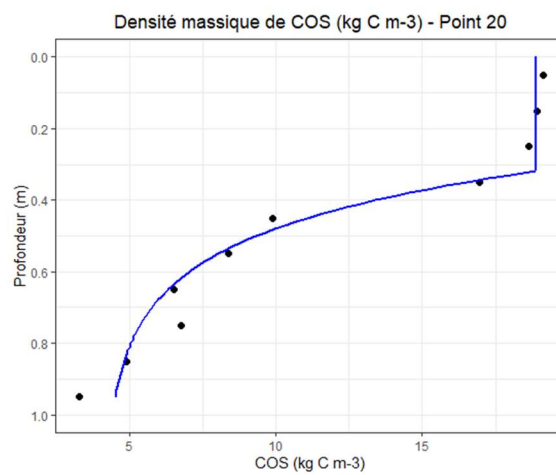
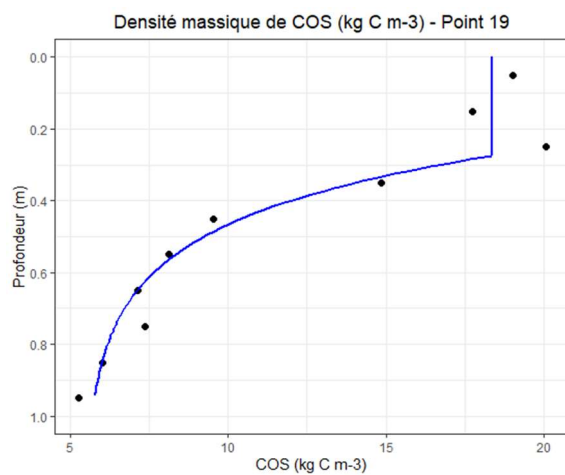


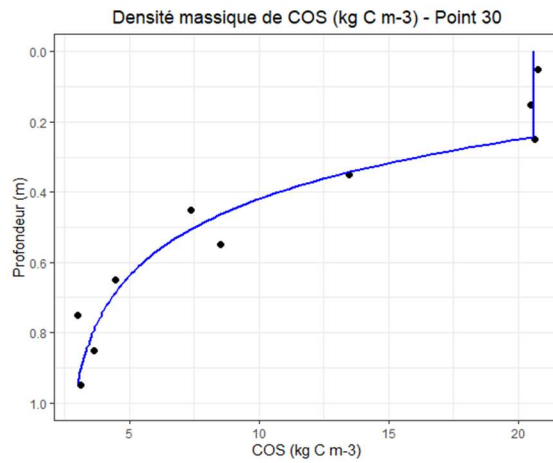
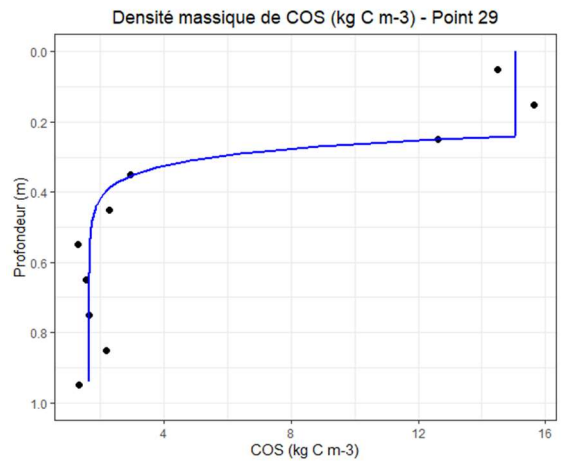
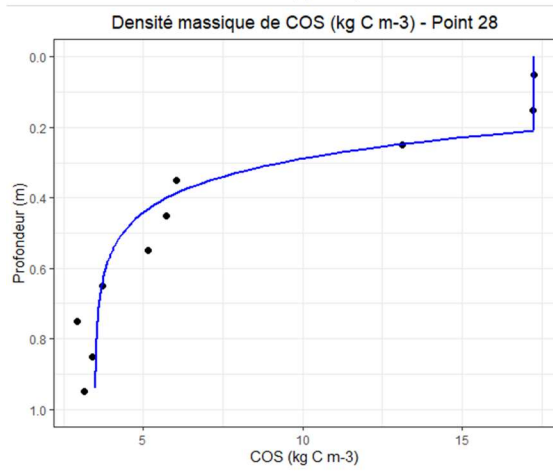
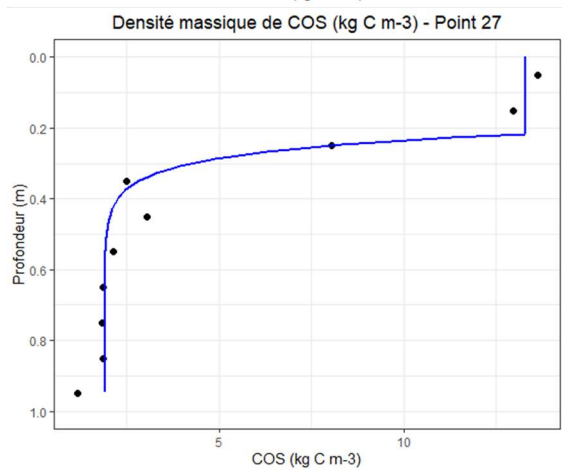
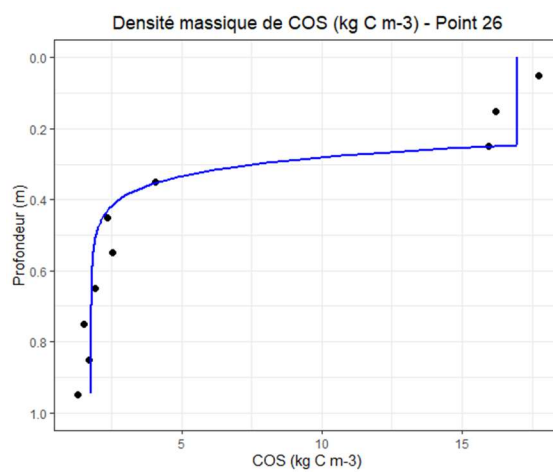
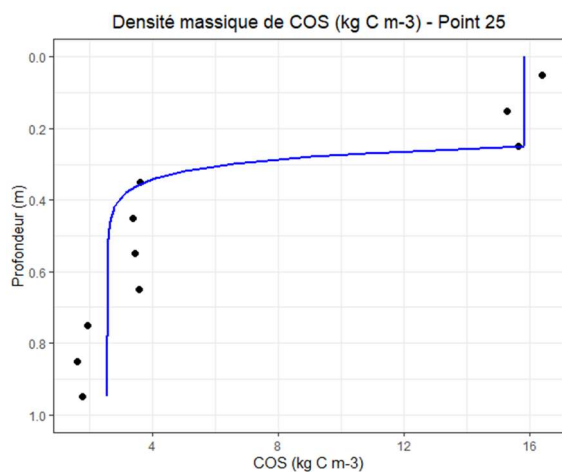
Annexe 16 : Ensemble des 45 profils d'ajustement du COS

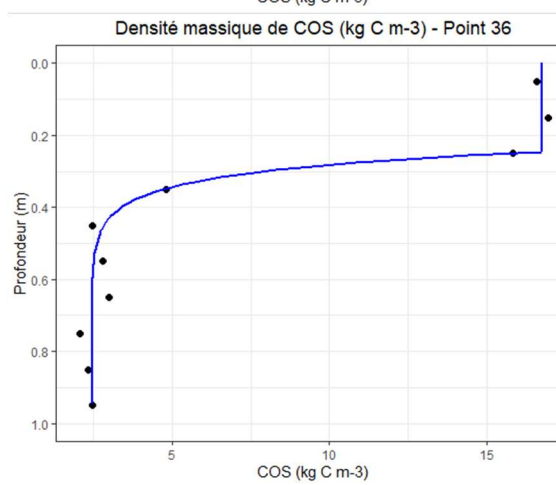
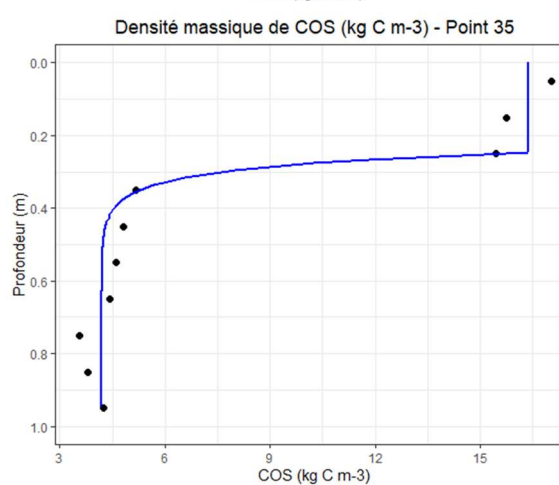
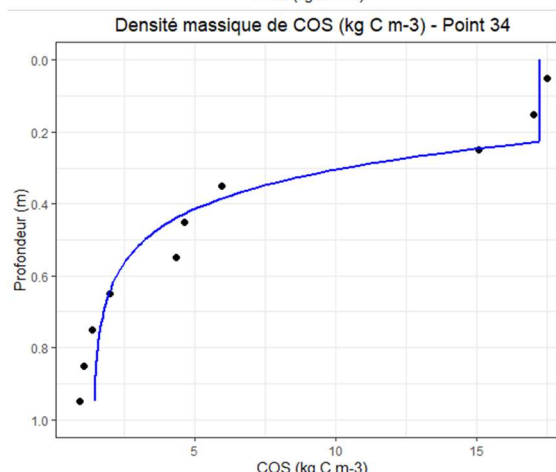
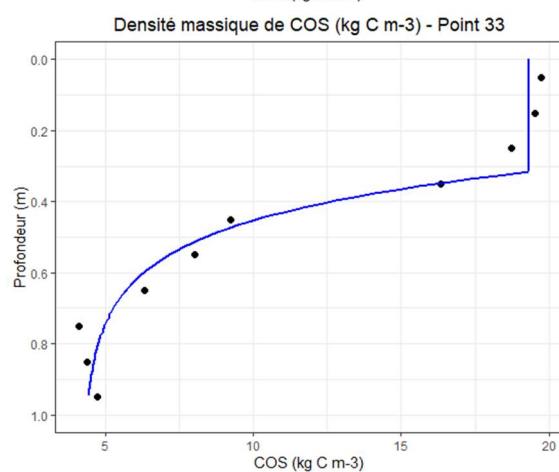
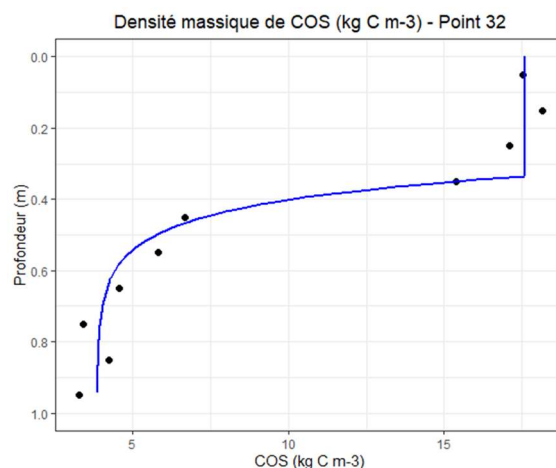
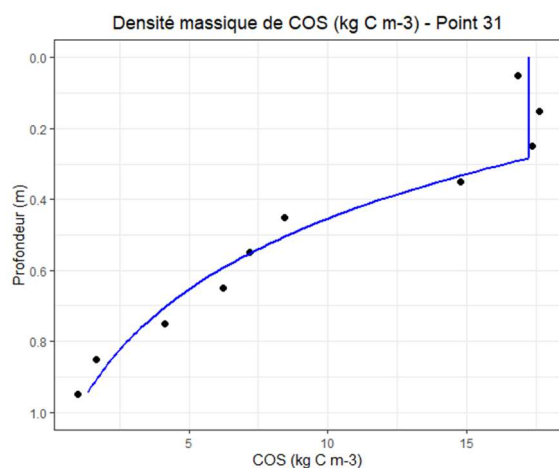


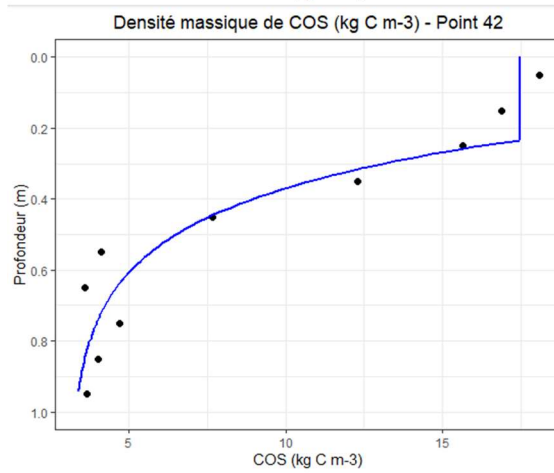
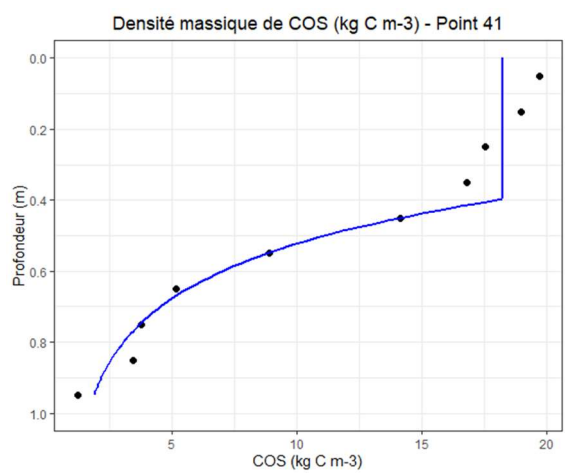
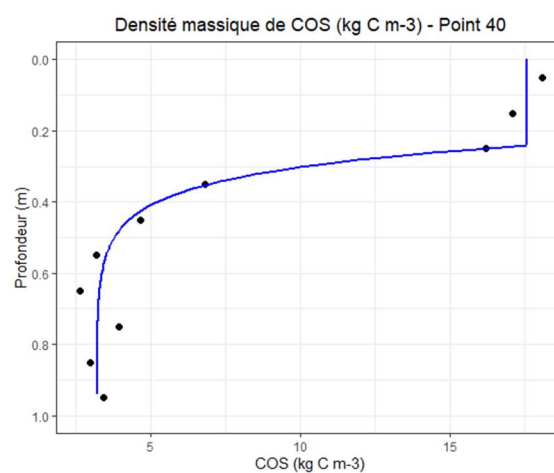
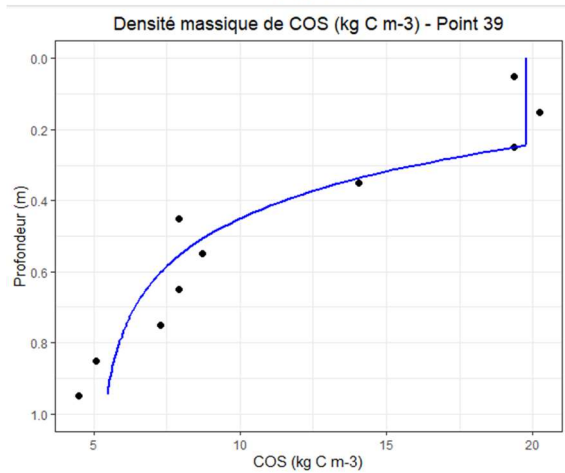
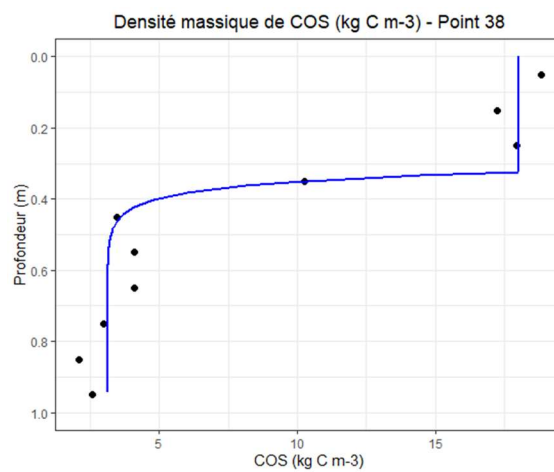
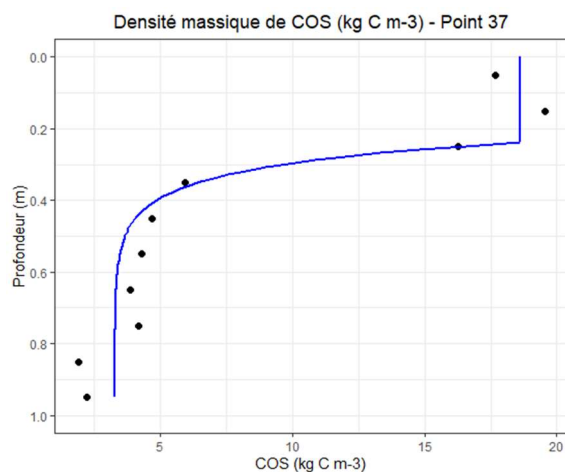


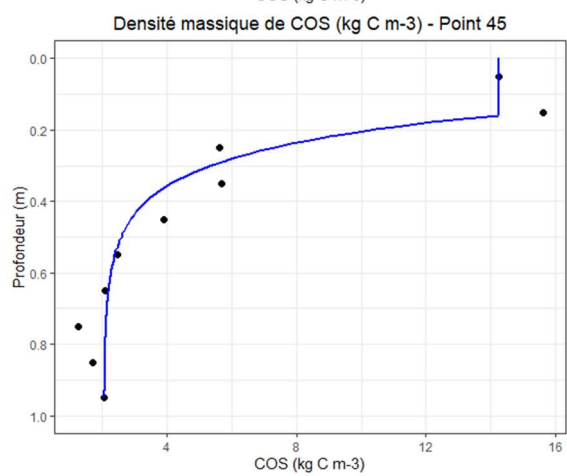
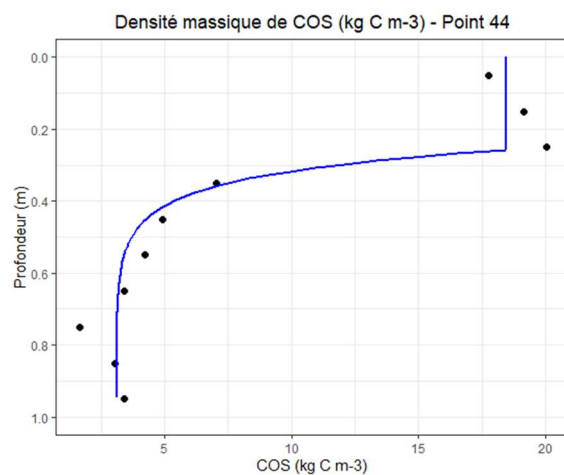
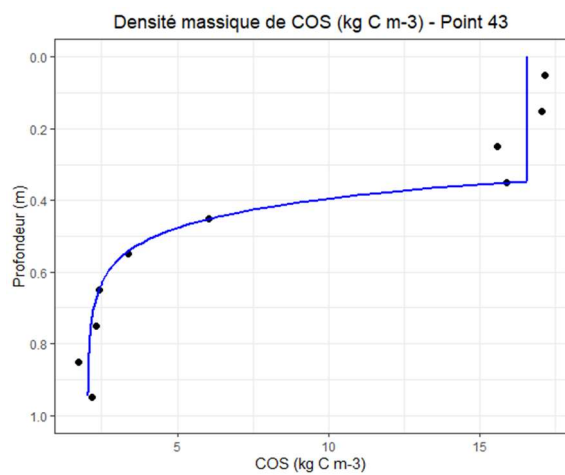










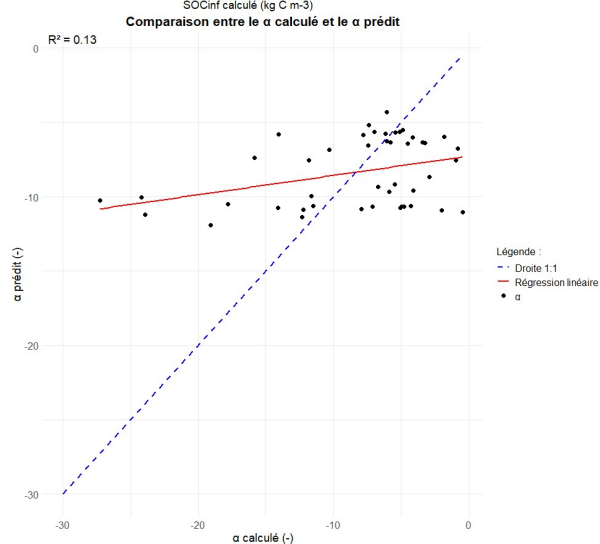
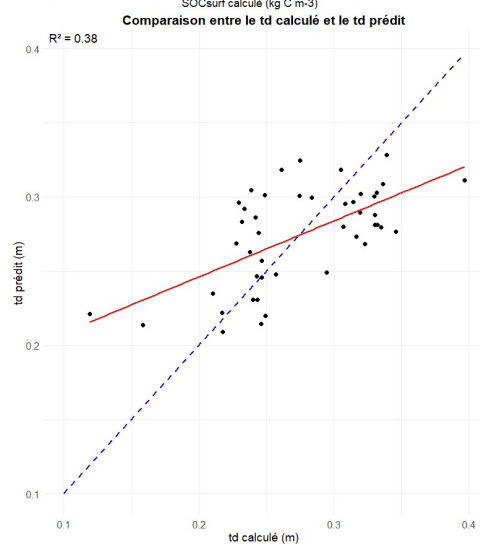
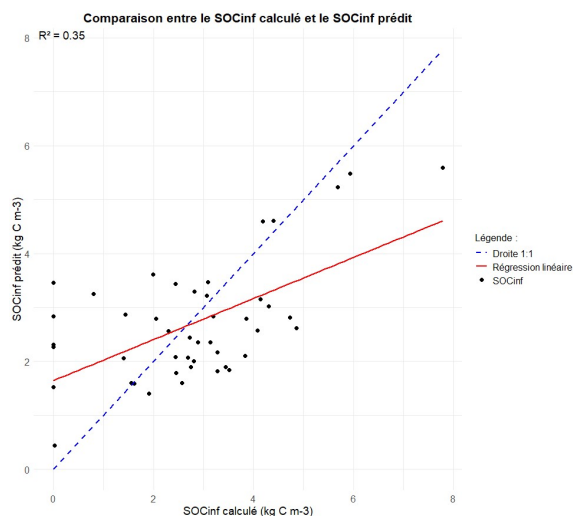
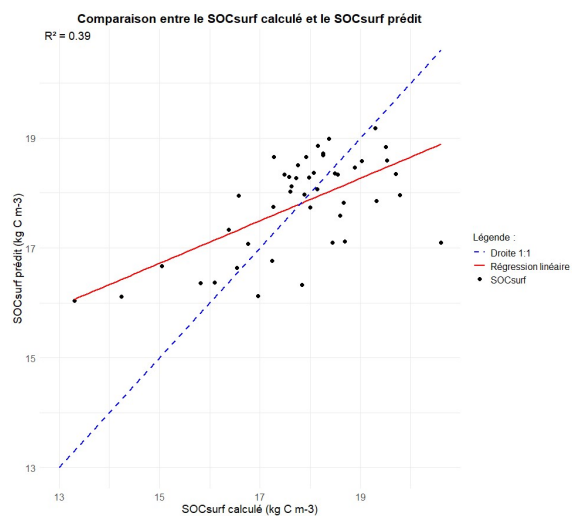


Annexe 17 : Ensemble des combinaisons de Et et Ew possibles pour prédire les paramètres du modèle 3D intégré

SOCsurf				td				SOCinf				α			
Combinaisons	R ²	Et	Ew	Combinaisons	R ²	Et	Ew	Combinaisons	R ²	Et	Ew	Combinaisons	R ²	Et	Ew
Log(Et10) ; Log(Ew20)	0.39	***		Log(Et10) ; Log(Ew15)	0.38	**		Et20 ; Ew10	0.33	*		Et10 ; Log(Ew20)	0.13		*
Log(Et10) ; Log(Ew10)	0.38	**		Log(Et10) ; Log(Ew20)	0.37	**		Et15 ; Ew10	0.32	*		Log(Et20) ; Log(Ew20)	0.13		*
Log(Et10) ; Log(Ew15)	0.38	***		Log(Et10) ; Log(Ew10)	0.36	**		Et20 ; Ew15	0.32	*		Et20 ; Log(Ew20)	0.13		*
Log(Et10) ; Ew20	0.38	***		Log(Et10) ; Ew20	0.36	***		Et15 ; Ew15	0.30			Log(Et10) ; Log(Ew20)	0.13		
Log(Et10) ; Ew15	0.36	***		Log(Et20) ; Log(Ew15)	0.34	**		Log(Et15) ; Ew10	0.30		*	Log(Et15) ; Log(Ew20)	0.13		*
Log(Et10) ; Ew10	0.36	***		Log(Et10) ; Ew15	0.34	***		Log(Et15) ; Ew15	0.29		*	Et15 ; Log(Ew20)	0.12		*
Log(Et20) ; Log(Ew10)	0.33	**		Log(Et20) ; Log(Ew20)	0.33	**		Log(Et10) ; Ew15	0.29		*	Et10 ; Log(Ew15)	0.11		
Log(Et20) ; Log(Ew20)	0.32	**		Log(Et20) ; Log(Ew10)	0.33	**		Log(Et10) ; Ew10	0.28		*	Et20 ; Log(Ew15)	0.11		*
Log(Et20) ; Log(Ew15)	0.32	**		Log(Et10) ; Ew10	0.33	***		Et20 ; Ew20	0.27	**		Log(Et10) ; Log(Ew15)	0.11		
Log(Et20) ; Ew10	0.32	**		Et20 ; Log(Ew15)	0.33	*		Et15 ; Log(Ew10)	0.27	**		Log(Et20) ; Log(Ew15)	0.11		
Log(Et20) ; Ew15	0.31	***		Et20 ; Log(Ew20)	0.33	**		Et15 ; Ew20	0.27	**		Log(Et15) ; Log(Ew15)	0.10		
Log(Et20) ; Ew20	0.31	**		Log(Et15) ; Log(Ew15)	0.33	*		Et20 ; Log(Ew15)	0.27	**		Et15 ; Log(Ew15)	0.10		
Et10 ; Log(Ew10)	0.29	*	*	Et20 ; Log(Ew10)	0.32	**		Et20 ; Log(Ew10)	0.27	**		Log(Et10) ; Ew20	0.10		
Et20 ; Log(Ew10)	0.28	*		Log(Et20) ; Ew20	0.32	**		Et15 ; Log(Ew15)	0.27	**		Et10 ; Ew20	0.09		
Et10 ; Log(Ew20)	0.28	*	*	Log(Et15) ; Log(Ew20)	0.32	**		Et15 ; Log(Ew20)	0.27	**		Et10 ; Log(Ew10)	0.09		
Log(Et15) ; Log(Ew10)	0.28			Log(Et15) ; Log(Ew10)	0.32	*		Et20 ; Log(Ew20)	0.27	**		Log(Et10) ; Log(Ew10)	0.09		
Et20 ; Log(Ew20)	0.27	*		Log(Et20) ; Ew15	0.32	***		Et10 ; Ew10	0.26		**	Et20 ; Log(Ew10)	0.09		
Log(Et15) ; Log(Ew20)	0.27	*		Log(Et20) ; Ew10	0.32	***		Log(Et20) ; Ew10	0.26		*	Log(Et20) ; Log(Ew10)	0.09		

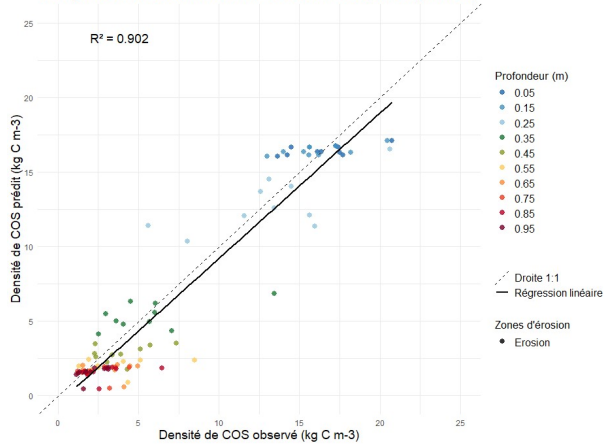
Et15 ; Log(Ew10)	0.27			Log(Et15) ; Ew20	0.31	**		Log(Et20) ; Ew15	0.26	*		Et15 ; Log(Ew10)	0.09
Et10 ; Log(Ew15)	0.27	*	*	Log(Et15) ; Ew15	0.30	**		Et10 ; Ew15	0.26	**		Log(Et15) ; Log(Ew10)	0.09
Et20 ; Log(Ew15)	0.27	*		Log(Et15) ; Ew10	0.30	***		Log(Et15) ; Ew20	0.22	*		Log(Et15) ; Ew20	0.08
Log(Et15) ; Log(Ew15)	0.26	*		Et10 ; Log(Ew15)	0.30	*	**	Log(Et15) ; Log(Ew10)	0.21	*		Et20 ; Ew20	0.08
Log(Et15) ; Ew10	0.26	*		Et20 ; Ew20	0.30	**		Log(Et15) ; Log(Ew15)	0.21	*		Et15 ; Ew20	0.08
Et15 ; Log(Ew20)	0.26			Et10 ; Log(Ew20)	0.29	*	*	Log(Et15) ; Log(Ew20)	0.21	*		Log(Et20) ; Ew20	0.08
Log(Et15) ; Ew20	0.25	**		Et20 ; Ew10	0.29	**		Log(Et10) ; Ew20	0.21	*		Log(Et10) ; Ew15	0.06
Log(Et15) ; Ew15	0.25	**		Et20 ; Ew15	0.29	**		Log(Et20) ; Ew20	0.20	*		Log(Et10) ; Ew10	0.05
Et15 ; Log(Ew15)	0.24			Et15 ; Log(Ew15)	0.29			Log(Et10) ; Log(Ew15)	0.19	*		Log(Et15) ; Ew15	0.05
Et20 ; Ew10	0.24	*		Et15 ; Log(Ew20)	0.28	*		Log(Et20) ; Log(Ew10)	0.19	*		Et10 ; Ew15	0.05
Et20 ; Ew20	0.24	*		Et10 ; Log(Ew10)	0.28	*	*	Log(Et20) ; Log(Ew15)	0.19	*		Log(Et20) ; Ew15	0.04
Et20 ; Ew15	0.23	*		Et15 ; Log(Ew10)	0.28	*		Log(Et10) ; Log(Ew10)	0.19			Et15 ; Ew15	0.04
Et10 ; Ew20	0.23	*		Et15 ; Ew20	0.24	*		Log(Et20) ; Log(Ew20)	0.19	*		Log(Et15) ; Ew10	0.04
Et15 ; Ew10	0.22	*		Et10 ; Ew20	0.24	*		Log(Et10) ; Log(Ew20)	0.18	*		Et20 ; Ew15	0.04
Et15 ; Ew20	0.22	*		Et15 ; Ew15	0.23	*		Et10 ; Ew20	0.17			Et15 ; Ew10	0.03
Et10 ; Ew10	0.21			Et15 ; Ew10	0.23	**		Et10 ; Log(Ew15)	0.17			Et10 ; Ew10	0.03
Et15 ; Ew15	0.20	*		Et10 ; Ew15	0.20	*		Et10 ; Log(Ew10)	0.16			Log(Et20) ; Ew10	0.02
Et10 ; Ew15	0.20	*		Et10 ; Ew10	0.19	*		Et10 ; Log(Ew20)	0.15			Et20 ; Ew10	0.02

Annexe 18 : Comparaison entre les différents paramètres calculés et prédits du modèle 3D intégré

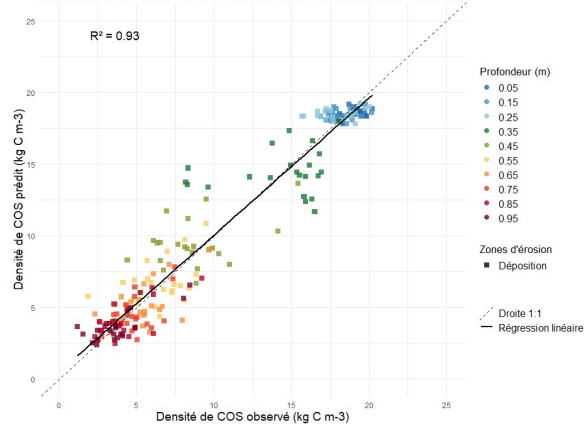


Annexe 19 : Comparaison entre la densité de COS observée et prédite selon les différentes zones d'érosion

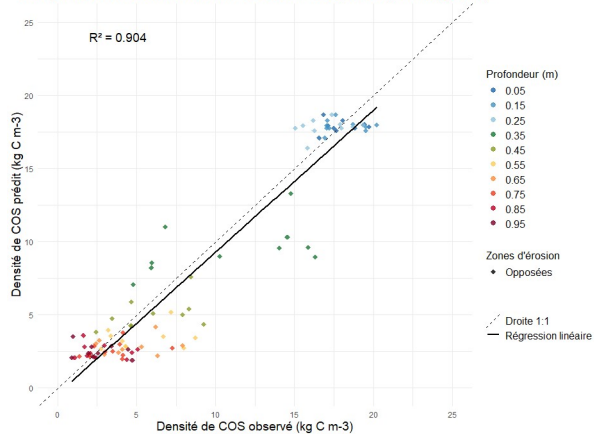
Comparaison entre la densité de COS observé et prédite (Erosion)



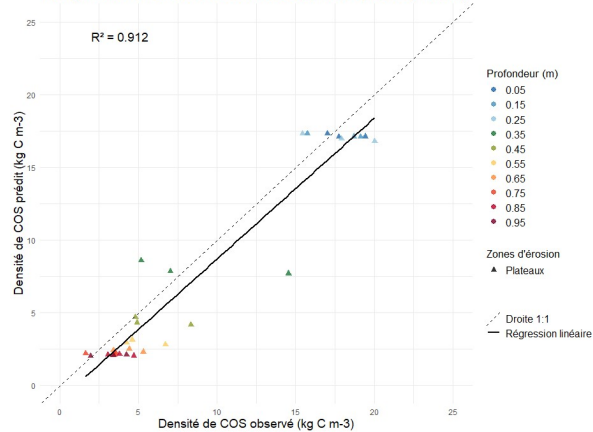
Comparaison entre la densité de COS observé et prédite (Déposition)



Comparaison entre la densité de COS observé et prédite (Zone opposée)



Comparaison entre la densité de COS observé et prédite (Plateau)



Annexe 20 : Différence spatiale du COS entre le modèle 3D intégré et le modèle à stock de COS fixe

Différence de prédiction du COS entre le modèle 3D intégré et le modèle à stock de COS fixe (0.0-1.0m)

Parcellaire agricole

Différence de prédiction du COS (kg C m⁻²)

