

Etude des aspects quantitatifs et qualitatifs de l'influence de pratiques de maraîchage bio-intensif sur la dynamique de la matière organique du sol.

Auteur : Sohy, Valentin

Promoteur(s) : Cornelis, Jean-Thomas

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2016-2017

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/3048>

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 des aspects quantitatifs et qualitatifs de l'influence de pratiques de maraîchage bio-intensif sur la dynamique de la matière organique du sol.

VALENTIN SOHY

TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE MASTER
BIOINGENIEUR EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT.

ANNÉE ACADEMIQUE 2016-2017

PROMOTEUR : JEAN-THOMAS CORNÉLIS

© Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

Etude des aspects quantitatifs et qualitatifs de l'influence de pratiques de maraîchage bio-intensif sur la dynamique de la matière organique du sol.

VALENTIN SOHY

TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE MASTER
BIOINGENIEUR EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT.

ANNÉE ACADEMIQUE 2016-2017

PROMOTEUR : JEAN-THOMAS CORNÉLIS

Remerciements

Ce travail de fin d'études n'aurait pu aboutir sans l'aide précieuse et les nombreux soutiens que j'ai reçus. Je profite donc de ces quelques mots pour exprimer ma gratitude.

Je tiens tout d'abord à remercier mon promoteur, Jean-Thomas Cornélis, pour ses conseils avisés et pour la confiance qu'il a exprimé envers mon projet. Je tiens également à le remercier pour le professeur qu'il a été et la vision de la pédologie, intégrée dans l'actualité, qu'il m'a transmise.

Je remercie Mme Aurore Degré, MM. Marc Dufrêne et Pierre Stassart ainsi que Felix De Tombeur d'avoir accepté d'être membres de mon jury.

Je remercie aussi particulièrement Felix De Tombeur d'avoir accepté de m'accompagner jusqu'à la ferme du Bec-Hellouin, roulant de jour comme de nuit. Merci du soutien plein de flegme et de constance que tu m'as apporté.

Je tiens à exprimer ma gratitude pour les belles expériences de vie que l'équipe de la ferme du Bec-Hellouin m'a permis de traverser et pour l'enthousiasme qu'elle a exprimé à l'égard de mon projet de mémoire il y a plus d'un an déjà. Merci à Charles et Perrine Hervé-Gruyer, à Louise, Teddy, Camille, Luigi le Gaulois et toute la redoutable équipe de stagiaires, à Edith, Fabou et les frères Jean.

Merci à toute l'équipe du laboratoire de Géopédologie, particulièrement à Raphaël Tarantino, Françoise Toussaint, Jean-Charles Bergen, Kévin Lefebure, Sébastien Ligot, Malorie Renneson, Amandine Liénard. Merci à François Fontaine pour son aide et sa pédagogie qui m'ont permis de réaliser la DRX. J'ai eu beaucoup de plaisir à découvrir le Département de Géologie de l'ULg.

Je tiens exprimer le plaisir que j'ai eu à traverser les épreuves de la vie étudiante avec mes camarades d'auditoire. Je ne vous citerai pas tous, une page ne suffirait pas. Néanmoins, je vous souhaite à tous autant de réussite qu'il en faut pour considérer son existence comme accomplie.

Ces derniers mois et années qui m'ont conduit ici ne se résument évidemment pas au microcosme académique, c'est un fait qu'il faudrait parfois rappeler à certains. Je m'en voudrais de ne pas énoncer le kot de l'Ours et ses habitants, Antho, Ramses, Bastien, Greg et Nathan, une belle bande de klets avec qui il fut si bon (v)ivre ! Merci à l'Auberge de m'avoir hébergé une fois ou deux. Merci également à Vagalume, puissiez-vous ne jamais vous éteindre.

Merci à Marine, pour tout ce que nous sommes et serons, d'être la plus parfaite coéquipière qui soit.

Merci à ma mère, à mon père et à mon frère d'avoir toujours été là, d'avoir toujours été patients. On oublie trop souvent de dire à quel point l'amour et le soutien d'une famille est un bien inestimable. Merci au reste de ma famille, particulièrement à mon oncle Dominique, duquel je m'inspire et m'inspirerai toujours.

Je ne pourrais terminer ces remerciements interminables sans parler de vous mes frères d'âmes et éternels amis : Aurélien et Xavier. Si nos chemins prennent des détours respectifs, je n'oublie pas la destination, je n'oublie pas que nous avons rendez-vous, dans le Monde meilleur que nous aurons participé à construire, au-delà des frontières du possible ...

Résumé

Les sols peuvent séquestrer le carbone atmosphérique sous forme de carbone organique (Corg). Parallèlement, la matière organique du sol (MOS), qui contient le Corg du sol (COS), améliore la structure du sol, la rétention en eau et en nutriments, forme des habitats pour les microorganismes et sa minéralisation est source de nutriments. Ces services écosystémiques sont réduits par la perte en COS qu'entraînent certaines pratiques agricoles. Les études réalisées sur les mécanismes qui permettent la stabilisation du COS permettent de comprendre quels leviers d'action, quels principes, pourraient diminuer les pertes en COS. Les pratiques de la ferme biologique du Bec-Hellouin, s'inspirant de la permaculture et du maraîchage bio-intensif, réunissent certains de ces principes. L'influence de ces pratiques sur la dynamique du COS a donc été étudiée en comparant ses sols à ceux une forêt, d'une pâture et d'une parcelle en agriculture conventionnelle. Les pratiques de permaculture ont entraîné un stockage moyen de $1,50 \text{ Mg Corg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ depuis 12 ans. Les stocks de Corg ont augmenté en moyenne de 2,66% par an. Dans la parcelle la plus intensément cultivée, ce stock a augmenté de 6,80% par an. Le turnover des macroagrégats ($>250 \mu\text{m}$) induit par les pratiques de la ferme est suffisamment lent que pour permettre la formation de nouveaux microagrégats protégés (50 à 250 μm). 30,8% de l'augmentation du stock de COS est compris dans ceux-ci et sont donc protégé physiquement des processus de minéralisation. Le reste de cette augmentation se trouve dans le sol sous forme de matière organique particulaire grossière ($>250 \mu\text{m}$). La majeure partie de cette augmentation reste donc fortement sensible aux éventuelles perturbations environnementales que le sol pourrait subir.

Mots-clefs : matière organique du sol, stabilisation, agrégats, permaculture, maraîchage bio-intensif ;

Abstract

Soils can sequester atmospheric carbon under organic carbon (OC) form. Concomitantly, soil organic matter (SOM), which contains soil organic carbon (SOC), improves the soil structure, water-retention and nutrients retention capacity. It constitutes microorganisms' habitats and provides nutrients by its mineralization. These ecosystem services are being reduced by SOC depletion due to some agricultural practices. Studies made on SOC stabilization mechanisms have allowed understanding efficient ways, principles which could diminish SOC depletion. The Bec-Hellouin biological farm practices, inspired from permaculture and biological intensive gardening, combine some of these principles. The influence of these practices on SOC dynamic has been studied by comparing them to a forest, a pasture and a conventional agriculture plot. Permaculture practices showed an average annual SOC stock increase of $1.50 \text{ Mg Corg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ during 12 years. This means an average SOC stock raise of 2.66% per year and in the most intensively cultivated plot, stock has increased by an average of 6.80% per year. Macroaggregates ($>250\mu\text{m}$) turnover under permaculture practices are fairly low to allow the formation of new protected microaggregates (50 to $250\mu\text{m}$). 30.8% of SOC stock increase is included in these protected microaggregates and this percentage is therefore physically protected from mineralization. The rest, i.e. the major part of this SOC stock increase is coarse particulate organic matter ($> 250\mu\text{m}$) and thus is still sensitive to environmental disturbances.

Keywords: soil organic matter, stabilization, aggregates, permaculture, biological intensive gardening;

Table des matières

I. INTRODUCTION.....	1
II. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	2
II.1. LA DYNAMIQUE DU CORG DANS LES SOLS	3
II.2. STABILISATION CHIMIQUE	5
II.3. STABILISATION PHYSIQUE.....	6
II.4. INFLUENCE DES PRATIQUES CULTURALES SUR LA DYNAMIQUE DE LA MOS	8
II.5. SENSIBILITÉ DE LA MINÉRALISATION DE LA MO AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES.....	11
II.6. PRATIQUES ÉTUDIÉES	12
II.6.1. <i>Permaculture</i>	13
II.6.1.1. Principes permaculturels	14
II.6.2. <i>Maraîchage bio-intensif</i>	15
II.6.3. <i>Forêt-jardin</i>	15
III. OBJECTIFS	17
IV. MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	18
IV.1. <i>La ferme biologique du Bec-Hellouin</i>	18
IV.2. MÉTHODES ET SITES D'ÉCHANTILLONNAGE.....	19
IV.2.1. <i>Méthode d'échantillonnage</i>	19
IV.2.2. <i>Géologie</i>	20
IV.2.3. <i>Pédologie</i>	20
IV.2.4. <i>Ferme du Bec-Hellouin (permaculture et maraîchage bio-intensif)</i>	21
IV.2.4.1. Jardin « Pommier s» : Planches plates permanentes et allées	22
IV.2.4.2. Jardin « Grande-île » : Buttes de culture permanente et allées	23
IV.2.4.3. Jardin « Agroforesterie »	23
IV.2.4.4. La forêt-jardin et allées	23
IV.2.5. <i>Pâturage</i>	24
IV.2.6. <i>Forêt</i>	24
IV.2.7. <i>Parcelle en agriculture conventionnelle</i>	24
IV.3. ANALYSES DES ÉCHANTILLONS	25
IV.3.1. <i>Analyses physico-chimiques (Laboratoire de pédologie de la Hulpe)</i>	25
IV.3.1.1. Le pH <i>H₂O</i> et pH KCl	25
IV.3.1.2. Granulométrie	25
IV.3.1.3. Pourcentages en carbonates	25
IV.3.1.4. Les éléments biodisponibles (P, K, Na et Ca)	25
IV.3.1.5. Carbone organique total.....	25
IV.3.2. <i>Autres analyses</i>	25
IV.3.2.1. Calcul des densités apparentes et des stocks	26
IV.3.2.2. La capacité d'échange cationique et taux de saturation en bases.....	27
IV.3.2.3. Réserve totale en bases (TRB)	27
IV.3.2.4. Diffractométrie de rayons X (DRX).....	28
IV.3.2.5. Fractionnement physique des matières organiques.....	29
IV.4. ANALYSES STATISTIQUES.....	31
V. RÉSULTATS.....	32
V.1. FACTEURS GÉOLOGIQUES.....	32
V.1.1. <i>TRB</i>	33
V.1.2. <i>Carbonates</i>	33
V.1.3. <i>Granulométrie</i>	34

<i>V.1.4. DRX</i>	35
V.2. FACTEURS PÉDOLOGIQUES	36
<i>V.2.1. pH eau et pH KCl</i>	37
<i>V.2.2. Carbone organique total</i>	37
<i>V.2.3. Densités apparentes et stocks totaux de Corg</i>	38
<i>V.2.4. CEC et taux de saturation en bases</i>	40
V.3. FERTILITÉ DU SOL	41
<i>V.3.1. Eléments biodisponibles</i>	41
V.4. FRACTIONNEMENT PHYSIQUE DES MATIÈRES ORGANIQUES	43
<i>V.4.1. Pourcentage massique du tamisage humide</i>	43
<i>V.4.2. Pourcentage massique du fractionnement des macroagrégats et dispersion à l'hexamétaphosphate</i>	44
<i>V.4.3. Concentration en Corg dans les différentes fractions</i>	46
<i>V.4.4. Poids de Corg dans les différentes fractions (par unité de masse de sol)</i>	47
VI. DISCUSSIONS	50
VI.1. GÉOLOGIE ET RELIEF	50
VI.2. PRATIQUES CULTURALES ET BIOLOGIE	51
<i>VI.2.1. Influence des pratiques sur les processus d'altération du sol</i>	52
<i>VI.2.2. Influence des pratiques sur l'état de fertilité du sol</i>	54
VI.3. DYNAMIQUE DU CARBONE	58
VI.4 . SENSIBILITÉ DE LA MO STOCKÉE AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES	65
VII. CONCLUSION ET PERSPECTIVES	66
VIII. BIBLIOGRAPHIE	68

Index des figures

FIGURE 1 - MODÈLE DU CONTINUUM DES MATIÈRES ORGANIQUES DANS LE SOL (LEHMANN ET KLEBER 2015).....	5
FIGURE 2 – MODÈLE CONCEPTUEL MONTRANT LE CYCLE DE VIE DES MACROAGRÉGATS ET MICROAGRÉGATS (SIX ET AL. 2000).....	8
FIGURE 3 - CAPACITÉ DE PROTECTION DU CORG DU SOL (PROTECTION CHIMIQUE + PROTECTION PHYSIQUE), PROTECTION BIOCHIMIQUE DE C ET C NON PROTÉGÉ (SIX ET AL., 2002).	11
FIGURE 4 - LES 7 STRATES VERTICALES DE LA FORêt-JARDIN	16
FIGURE 5- EMPLACEMENT DE LA FERME DU BEC-HELLOUIN.....	18
FIGURE 6 - PEINTURE DE LA FERME DU BEC-HELLOUIN RÉALISÉE PAR CHARLES HERVé-GRUyER.....	18
FIGURE 7 - CARTE GÉOLOGIQUE AU 1/50000 ^{ÈME} DU BRGM (BUREAU DE RECHERCHES GÉOLOGIQUES ET MINIÈRES). GÉOLOGIE DES SITES ÉCHANTILLONNÉS.....	20
FIGURE 8 - VUE AÉRIENNE DE LA FERME DU BEC-HELLOUIN ET ZONAGE PERMACULTUREL.....	21
FIGURE 9 - SCHÉMA DE LA MÉTHODE DE FRACTIONNEMENT DES MATIÈRES ORGANIQUES.....	29
FIGURE 10 - TRIANGLE DES TEXTURES DE LA TAXONOMIE DES SOLS DE L'USDA.....	34
FIGURE 11 - DIFFRACTOGRAMME DE POUDRE, PARCELLE PÂTURE.....	35
FIGURE 12 - DIFFRACTOGRAMME DE LA DRX SUR LES ARGILES GRANULOMÉTRIQUES DE L'ÉCHANTILLON PÂTURE DANS L'HORIZON 0- 20CM.	36
FIGURE 13 - CARBONE ORGANIQUE TOTAL ET INTERVALLES DE CONFIANCE PAR PROFONDEUR ET PAR TYPE DE PRATIQUE.	38
FIGURE 14 - CEC (HAUTEUR TOTALE DES COLONNES) ET OCCUPATION DU COMPLEXE D'ÉCHANGE PAR LE K, LE Mg, LE Na, LE Ca ET PAR LES IONS ACIDES.	41
FIGURE 15 - POURCENTAGES MASSIQUES DE LA FRACTION AGRÉGEABLE (TOUT LE SOL SAUF LES FRACTIONS SABLEUSES).	43
FIGURE 16 - COMPOSITION DES MACROAGRÉGATS.	45
FIGURE 17 - RÉPARTITION DU CORG DANS LES FRACTIONS PRINCIPALES (MACROAGRÉGATS, MICROAGRÉGATS LIBRES, LIMONS ET ARGILES LIBRES)... ..	48
FIGURE 18 - P, K ET Mg BIODISPONIBLES. VALEURS MOYENNES ET ÉCARTS-TYPES PAR TYPE DE PRATIQUE.	55
FIGURE 19 - P, K ET Mg BIODISPONIBLES (EXTRAITS À L'EDTA).....	55
FIGURE 20 – PROCESSUS PRINCIPAUX INFLUENÇANT LA BALANCE DES ÉLÉMENTS AU SEIN DU SOL.....	56
FIGURE 21 - K ET Mg BIODISPONIBLES (EXTRAIT À L'EDTA) EN FONCTION RESPECTIVEMENT DU K ET DU Mg PRÉSENTS SUR LE COMPLEXE D'ÉCHANGE (EXTRAITS À L'ACÉTATE D'AMMONIUM).	57
FIGURE 22 – POURCENTAGES MASSIQUES DES FRACTIONS AGRÉGEABLES (LES SABLES N'ONT PAS ÉTÉ PRIS EN COMPTE).....	58
FIGURE 23 -- CONCENTRATIONS EN CORG ET INTERVALLES DE CONFIANCE (95%) DES DIFFÉRENTES FRACTIONS.....	59
FIGURE 24 -- AUGMENTATION DU POIDS DES MACROAGRÉGATS ET DU STOCK DE CORG DANS LES MACROAGRÉGATS ENTRE LES MOYENNES DES HORIZONS 0-20CM DU PÂTURAGE ET DE LA PERMACULTURE.....	60
FIGURE 25 - VALEURS DE LA CEC EN FONCTION DES CONCENTRATIONS TOTALES EN CORG ET RÉGRESSION QUADRATIQUE.....	61
FIGURE 26 - Ca BIODISPONIBLE ET PRÉSENT SUR LE COMPLEXE D'ÉCHANGE ET CORG TOTAL EN FONCTION DU Ca DE LA TRB.....	62
FIGURE 27 – POIDS (EN G) DE CORG PAR KG DE SOL DANS LES DIFFÉRENTES FRACTIONS.. ..	63

Index des tableaux

TABLEAU 1 - NOMBRE D'ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS DANS CHAQUE PARCELLE DANS LA PROFONDEUR 0-20CM, DANS LA PROFONDEUR 20-40CM ET DANS LES ALLÉES	19
TABLEAU 2- RÉSERVES TOTALES EN BASES (K, MG, NA ET CA) EN MG/100G DE SOL	33
TABLEAU 3 - P-VALEURS DES ANALYSES DE LA VARIANCE AVEC LE MODÈLE AV2 HIÉRARCHISÉ : PARCELLES PROFONDEUR(PARCELLES).	33
TABLEAU 4 - GRANULOMÉTRIE : ARGILES (<2µM), LIMONS FINS (2 à 20µM) ET GROSSIERS (20 à 50µM), SABLES FINS (50 à 200µM) ET GROSSIERS (200 à 2000µM).....	34
TABLEAU 5 - RÉSULTATS DE LA QUANTIFICATION DES MINÉRAUX PAR LA DRX À L'AIDE DU LOGICIEL TOPAS.	36
TABLEAU 6 - ACIDITÉ ACTUELLE (PH EAU), ACIDITÉ D'ÉCHANGE (PH KCL) ET DELTA PH.	37
TABLEAU 7 - CONCENTRATIONS EN CORG.	37
TABLEAU 8 - CHARGE CAILLOUTEUSE, DENSITÉS CORRIGÉES, TENEURS EN CORG, PROFONDEURS CORRIGÉES ET STOCKS DE CORG DANS LES SOLS.	38
TABLEAU 9 - STOCKS DE CORG.....	39
TABLEAU 10 - CHARGE CAILLOUTEUSE, DENSITÉS CORRIGÉES, TENEURS EN CORG, PROFONDEURS CORRIGÉES ET STOCKS DE CORG DANS LES SOLS DES ALLÉES	39
TABLEAU 11 - CEC, QUANTITÉ DE CATIONS BASIQUES SUR LA CEC PAR LE K, LE MG, LE NA ET LE CA AINSI QUE LE TAUX DE SATURATION EN BASES.....	40
TABLEAU 12 - P-VALEURS DES ANALYSES DE LA VARIANCE AVEC LE MODÈLE AV2 HIÉRARCHISÉ : PARCELLES PROFONDEUR(PARCELLES).	40
TABLEAU 13 - P, K, MG ET CA BIODISPONIBLES (EXTRAITS À L'EDTA).	41
TABLEAU 14 - P-VALEURS DES ANALYSES DE LA VARIANCE AVEC LE MODÈLE AV2 HIÉRARCHISÉ : PARCELLES PROFONDEUR(PARCELLES).	42
TABLEAU 15 - P-VALEURS DES ANALYSES DE LA VARIANCE AVEC LE MODÈLE AV2 HIÉRARCHISÉ : PARCELLES PROFONDEUR(PARCELLES).	43
TABLEAU 16 - POURCENTAGES MASSIQUES DES SOUS-FRACTIONS DES MACROAGRÉGATS PAR RAPPORT À LA FRACTION AGRÉGEABLE DU SOL (LIMONS ET ARGILES MICROPROTÉGÉS, POM (>250µM), LIMONS ET ARGILES PROTÉGÉS ET LES SABLES FINS + IPOM (<250µM)).....	44
TABLEAU 17 - P-VALEURS DES ANALYSES DE LA VARIANCE AVEC LE MODÈLE AV2 HIÉRARCHISÉ : PARCELLES PROFONDEUR(PARCELLES).	44
TABLEAU 18 – CONCENTRATIONS EN CORG DANS LES FRACTIONS : MACROAGRÉGATS, MICROAGRÉGATS LIBRES, LIMONS ET ARGILES LIBRES, MICROAGRÉGATS PROTÉGÉS.	46
TABLEAU 19 - P-VALEURS DES ANALYSES DE LA VARIANCE AVEC LE MODÈLE AV2 HIÉRARCHISÉ : PARCELLES PROFONDEUR(PARCELLES).	46
TABLEAU 20 – POIDS DE CORG DANS LES FRACTIONS : MACROAGRÉGATS, MICROAGRÉGATS LIBRES, LIMONS ET ARGILES LIBRES, MICROAGRÉGATS PROTÉGÉS EN G/KG.	47
TABLEAU 21 - P-VALEURS DES ANALYSES DE LA VARIANCE AVEC LE MODÈLE AV2 HIÉRARCHISÉ : PARCELLES PROFONDEUR(PARCELLES).	47
TABLEAU 22 – PROPORTIONS (MOYENNES ET ÉCART-TYPES) DU COS TOTAL DANS LA FRACTION DES MICROAGRÉGATS LIBRES POUR LES PARCELLES FORêt-JARDIN, BUTTE ET PLANCHE EN FONCTION DE LA PROFONDEUR.	49

I. Introduction

Le contexte environnemental, social et économique actuel pousse à la réévaluation des modèles de certains secteurs de l'activité humaine. Le secteur agricole ne fait pas exception et nombreux sont ceux qui considèrent que le modèle agricole doit subir une évolution profonde pour répondre aux différentes crises ainsi que pour être mieux adapté à l'incertitude des conditions environnementales des décennies à venir.

Bien que seule une approche holistique puisse évaluer la pertinence ou non d'un système agricole, ce travail se concentrera sur deux aspects de la responsabilité des pratiques agricoles dans les crises que nous traversons. D'un côté, l'influence des pratiques dans la problématique des pertes en carbone organique du sol (COS). Le COS apporte de nombreux services écosystémiques qui seront présentés ci-dessous (cf. Synthèse bibliographique) et la perte en COS entraîne la diminution, voire la disparition de ces services. De l'autre côté, l'influence des pratiques sur le potentiel du sol à diminuer les concentrations de CO_2 dans l'atmosphère par la séquestration de celui-ci (sous forme de COS justement). Ces deux aspects sont les expressions de deux processus antagonistes que sont la stabilisation et la minéralisation du carbone organique (Corg) dans le sol.

Le sol est un milieu complexe et la compréhension de la dynamique du carbone (C) en son sein est loin d'être achevée. Il existe plusieurs théories qui tentent d'expliquer les mécanismes par lesquels le sol est capable de séquestrer le Corg pendant plusieurs décennies, siècles, voire millénaires. La communauté scientifique semble toutefois s'accorder pour dire que le sol est capable de « protéger » la matière organique (MO) par au moins deux mécanismes principaux : le premier est la stabilisation chimique, qui s'incarne dans ce qu'on appelait autrefois « complexe argilo-humique » et qu'il convient maintenant d'appeler « associations organo-minérales » voire même « associations bio-organo-argileuses » (Feller et Chenu 2012). Le deuxième est la stabilisation physique par occlusion de la MO au sein des agrégats.

Une attention particulière sera portée à cette deuxième forme de stabilisation et à la dynamique d'agrégation dont elle découle. Cette dynamique sera étudiée à travers le prisme de la « théorie de l'agrégation hiérarchique » développée par Tisdall et Oades (1982), revue et modifiée de manière continue pour arriver au modèle proposé par Six et al. (2000). Selon ce modèle, les microagrégats (50 µm à 250 µm), unités effectives de la stabilisation physique de la MO, sont formés au sein des macroagrégats (250 à 2000 µm). On parlera alors de microagrégats protégés. La formation de ces microagrégats protégés serait dépendante du turnover des macroagrégats.

Différentes études ont mis en évidence l'influence des pratiques agricoles sur ce turnover des macroagrégats (Beare et al. 1993; Six et al. 1998; Gryndler et al. 2006; Diacono et Montemurro 2010) et ont permis de mettre en évidence les pratiques qui favorisent la stabilisation physique des MO dans le sol. Ce travail de fin d'études a pour objectif d'étudier un système de gestion agricole réunissant plusieurs de ces pratiques. C'est le cas particulier de la ferme du Bec-Hellouin qui sera étudié. Une micro-ferme dont les pratiques s'inspirent de la permaculture et du maraîchage bio-intensif et qui pourraient témoigner de « jusqu'où peut-on aller en terme de séquestration et de stabilisation de la matière organique ? ».

II. Synthèse bibliographique

« Bien que l'on puisse être optimiste pour certaines régions, la conclusion importante du rapport est que la majorité des ressources en sol de la planète est dans un état à peine acceptable, mauvais ou très mauvais. Les menaces les plus importantes pour la fonction sol à l'échelle mondiale sont l'érosion des sols, **la perte de carbone organique** et le déséquilibre des éléments nutritifs. Les perspectives actuelles sont que la situation va empirer si des mesures concertées ne sont pas prises par les particuliers, le secteur privé, les gouvernements et les organisations internationales. » (FAO et ITPS, *Etat des Ressources en Sol dans le Monde – Résumé technique*, Rome, 2015, p.VIII).

Ce paragraphe est tiré des messages clés du Groupe technique intergouvernemental sur les sols (ITPS) dans le rapport qu'il a réalisé avec la FAO sur l'état des ressources en sol dans le monde. Quelques lignes plus bas, il est écrit que l'une des quatre actions (la 2^e) constituant les plus grandes priorités est que les réserves de carbone organique dans le sol (COS) devraient être stabilisées ou augmentées.

Selon Lal (2004), les sols auraient perdu aux alentours de 55 à 78 Pg de C entre les années 1850 et 1998. Selon Wesemael et Brahy (2009), les teneurs en carbone organique (Corg) dans les sols cultivés de Wallonie auraient diminué en moyenne de 16% entre 1960 et 2000. Selon Renneson M. (2015), les teneurs en Corg dans les sols cultivés de la région limoneuse (Belgique) auraient diminué de 6,5% entre 1994 et 2008 et ce malgré des teneurs en Corg déjà très faibles.

La matière organique du sol (MOS ; par définition égale à 1,78 fois le COS) assure de nombreux services écosystémiques et la diminution de celle-ci va de pair avec une diminution des services qui y sont associés. La MOS joue d'abord un rôle de réserve en nutriments utiles à la vie du sol et qui seront libérés lors de sa minéralisation (Dignac et al. 2017). La MOS qui n'est pas minéralisée a tendance à s'associer avec la matrice minérale du sol (associations organo-minérales) et à améliorer la structure du sol en formant des agrégats ainsi que la porosité du sol (Oades 1984). Une bonne structure de sol induit une meilleure rétention en eau (et donc diminue le stress hydrique), en nutriments (augmente la disponibilité des nutriments) et améliore également le pouvoir filtrant du sol vis-à-vis de certains polluants, tels que les pesticides et les métaux lourds (Chenu et Balabane, 2001), améliorant ainsi la qualité de l'eau des nappes phréatiques et de surface. La rétention en nutriments est, entre autres, améliorée par l'augmentation de capacité d'échange cationique (CEC) (Diacono et Montemurro 2010).

En améliorant la structure du sol, le MOS permet également d'augmenter l'infiltration de l'eau dans les sols en diminuant le phénomène de croûte de battance et par la même occasion de diminuer les phénomènes d'érosion (Diacono et Montemurro 2010).

Pour que la MOS assure ces nombreux services d'une grande utilité, il est nécessaire qu'elle soit bien associée via les processus de sorption à la matrice minérale, que les associations organo-minérales soient nombreuses et que les structures engendrées soient diversifiées (agrégats et pores de différentes tailles). Pour cela, la MO fraîche provenant de la végétation doit être biodégradée en particules plus petites et plus réactives, par « dépolymérisation oxydative » (Have et Teunissen, 2001). Les processus de décomposition font appel à une série de communautés d'organismes décomposeurs allant de la macropédofaune (vers de terre, diplopodes, isopodes, etc.) qui

transforment de grandes quantités de MO fraîche (Hattenschwiler et Gasser 2005) aux champignons et communautés microbiennes (Trumbore 1997) en passant par la mésafaune (microarthropodes, Enchytraeidae, etc) (Lavelle et al. 2006).

La MOS et la vie du sol sont interdépendants, la matière organique est décomposée et consommée par les innombrables espèces vivant dans le sol et leur fournit une grande diversité d'habitats. En cela, la MOS participe aussi à la préservation de l'incroyable biodiversité du sol. On estime que plus d'un milliard de bactéries, d'un million d'espèces différentes (Gans et al. 2005) ainsi que plus d'un million de champignons de plus de 10000 espèces (Dignac et al. 2017) différentes peuvent coexister dans un 1g de sol. Cette réserve immense de biodiversité est également un service écosystémique important.

La MOS, en étant stockée dans les sols, contribue également à diminuer la quantité de CO_2 dans l'atmosphère et donc à limiter le réchauffement climatique. Ce dernier service est capital car les sols représentent le plus grand réservoir de carbone après les océans. On estime que la quantité totale de C dans les sols à l'heure actuelle est de 2500 Pg dont 1550 Pg sous forme organique (Lal 2004). Cela représente 3,3 fois la quantité de CO_2 présente dans l'atmosphère en 2004 (760 Pg) et 4,5 fois la quantité présente dans la biomasse en 2004 (560 Pg) (Lal 2004).

L'importance du stock de carbone organique (Corg) dans les sols montre à quel point il est capital d'endiguer la minéralisation de celui-ci (également pour tous les services écosystémiques qu'il rend). Cela montre également le potentiel de stockage d'importantes quantités de Corg dans les sols que des pratiques adéquates pourraient entraîner. C'est de ce constat qu'est née l'initiative « 4 pour 1000 » élaborée par des chercheurs de l'INRA. En effet, si la teneur en COS augmentait de 4% chaque année, cela stopperait l'augmentation des émissions de CO_2 dans l'atmosphère. Cependant, pour augmenter ces teneurs, il faut comprendre les mécanismes complexes qui régulent la dynamique du Corg dans les sols.

II.1. La dynamique du Corg dans les sols

Les mécanismes qui permettent le stockage de la matière organique dans les sols ne sont pas tous bien compris et beaucoup de recherches restent à accomplir avant de pouvoir prédire précisément l'évolution des concentrations en Corg dans les sols en fonction du climat et des pratiques (Schmidt et al. 2011). Cependant, de nombreuses recherches étudiant la dynamique du COS ont été menées et plusieurs enseignements peuvent en être tirés.

Les matières organiques présentes dans le sol sont de natures diverses et plus ou moins complexes. Elles proviennent de résidus végétaux ou animaux ainsi que des exsudats racinaires et des microorganismes. Divers processus biologiques, chimiques et physiques participent à leur biodégradation allant jusqu'à la minéralisation (Lehmann et Kleber 2015). Cependant, plusieurs processus induisent une stabilisation de la matière organique (MO). Cette stabilisation peut durer plusieurs siècles, voire millénaires (Schmidt et al. 2011). La compréhension de ces processus de stabilisation et de déstabilisation qui y sont associés est un objectif à atteindre pour pouvoir modéliser précisément l'évolution du COS en fonction des conditions environnementales.

Le modèle communément admis veut qu'un des processus principaux de stabilisation de la MO est « l'humification » de celle-ci. Les substances humifiées résulteraient d'une synthèse secondaire par condensation et polymérisation au sein du sol à partir de molécules organiques plus simples. Cette synthèse produirait ainsi des molécules polyaromatiques, riches en groupes azahétérocycliques et/ou fortement polymériques. Ces molécules, de par leur nature chimique, seraient intrinsèquement récalcitrantes (Lehmann et Kleber 2015).

De récentes études réprouvent ce modèle en s'appuyant sur les avancées que permettent les techniques analytiques modernes (Schmidt et al. 2011; Dungait et al. 2012; Lehmann et Kleber 2015). Selon Lehmann et Kleber (2015), la méthode d'extraction utilisée pour quantifier les substances humiques ne permet pas d'extraire une fraction de MO découlant d'un processus de stabilisation précis. Il s'agit d'une extraction alcaline à pH très élevé (pH 13) dont le principe remonte à plus de 200 ans. La communauté scientifique aurait donc élaboré un modèle de dynamique de la MOS autour d'une procédure spécifique mais qui ne témoignerait pas de processus réels de la dynamique de la MOS. Les molécules extraites par procédures auraient plusieurs origines telles que des débris de végétaux, des molécules organiques altérées par le feu, des substances produites par les microorganismes, ...

Cette protection biochimique ne jouerait un rôle important dans la dynamique du C que dans la première phase de décomposition (qui peut durer plusieurs années), à l'exception des carbonisats (Feller et Chenu 2012). Plusieurs études ont d'ailleurs montré que des molécules peu récalcitrantes telles que des sucres peuvent rester dans les sols durant de plus longues périodes et montrer des temps de renouvellement plus importants que des molécules chimiquement plus récalcitrantes telles que la lignine (Amelung et al. 2009; Kleber et Johnson 2010; Schmidt et al. 2011).

Lehmann et Kleber (2015) proposent un modèle appelé « Soil Continuum Model » (SCM) selon lequel la matière organique existe dans le sol sous la forme d'un continuum continuellement dégradé par des communautés de décomposeurs vers des molécules de plus en plus petites (figure 1). Les molécules organiques de grande taille sont d'abord dégradées par des exo-enzymes jusqu'à atteindre une taille d'environ 600 Da où elles deviennent assimilables dans les cellules des microorganismes (Weiss et al. 1991). Au fil de la biodégradation des MO, les molécules sont de plus en plus petites et deviennent de plus en plus réactives par l'augmentation de leur polarité et de leurs groupes ionisables relativement à leur masse, on parle de « dépolymérisation oxydative » (ten Have et Teunissen 2001). Cette réactivité de plus en plus grande entraîne une augmentation de la probabilité (et donc du taux) de formation de liaisons avec la matrice minérale (Lehmann et Kleber 2015). Par la même occasion, les multiples liaisons entre la matière organique et la matrice minérale, ainsi que la présence de « colles » organiques vont entraîner la formation d'agrégats. Il s'agit là des deux types de stabilisation de la MOS compris dans le SCM : la stabilisation chimique par adsorption sur la matrice minérale, ou complexes organominéraux primaires, et la stabilisation physique par encapsulation dans les agrégats ou complexes organominéraux secondaires (Christensen, 1992).

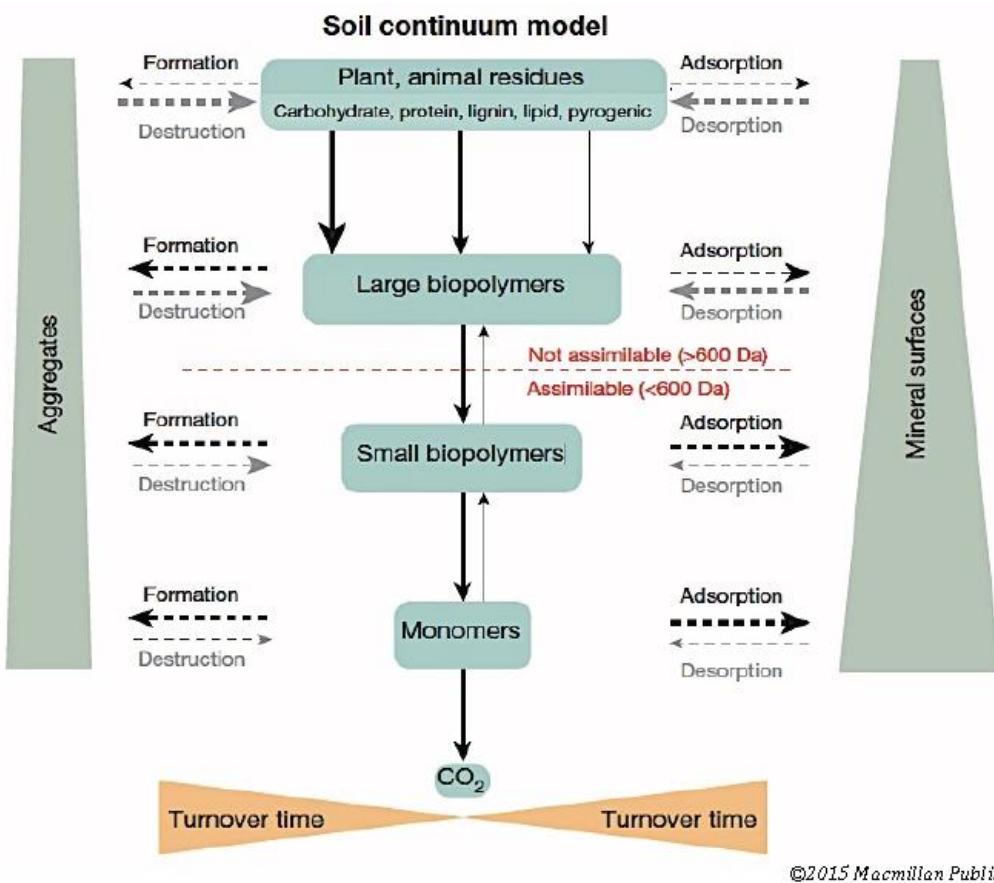


Figure 1 - Modèle du continuum des matières organiques dans le sol (Lehmann et Kleber 2015). Les lignes pointillées représentent des processus principalement abiotiques tandis que les lignes continues représentent des phénomènes biotiques. L'épaisseur des flèches indique la rapidité du processus représenté. La taille des « boîtes » est représentative de la taille des compartiments représentés. Toutes les flèches représentent des processus dépendant de la température, de l'humidité et du biota présent.

II.2. Stabilisation chimique

Les interactions chimiques entre la matière organique et la matrice minérale, en particulier avec les argiles, sont étudiées depuis très longtemps (début du XIXème siècle selon Feller (1997)). L'effet protecteur des associations entre les MO et les fractions argileuse et limoneuse du sol sur la minéralisation de la MO a été démontré par de nombreux auteurs (Hassink 1997; Barré et al. 2014).

Hassink (1997) a montré que la proportion de MOS protégée par la fraction argilo-limoneuse est influencée par la texture. Six et al. (2002) montrent que la relation entre la quantité de MO protégée par la matrice minérale et la quantité d'argiles et de limons dépend de la fraction étudiée. Ils montrent que la quantité de MO protégée augmente plus rapidement en fonction des quantités de limons et argiles en ne prenant en compte que la fraction 0-20 μm plutôt que la fraction 0-50 μm . Ils montrent, par ailleurs, que la relation entre ces deux quantités varie fortement en fonction de la nature des argiles présentes dans le sol (les argiles 2 :1 stabilisent plus la MO que les argiles 1 :1). Jones et Edwards (1998) ont également montré l'influence de la minéralogie sur la dynamique des processus d'adsorption et de biodégradation.

A l'inverse, la nature des matières organiques influencera également les processus d'adsorption et de stabilisation. Vieublé Gonod et al. (2006) ont par exemple montré les différentes dynamiques d'adsorption et de biodégradation des acides aminés Lysine et Leucine.

Concrètement, les principaux minéraux sur lesquels les MO organiques vont s'associer par adsorption sont les oxydes et hydroxydes métalliques, les phyllosilicates et les aluminosilicates peu cristallisés (Kleber et al. 2015). On parlera de complexes organominéraux primaires. La nature de ces liaisons dépendra de la nature du minéral avec lequel la MO est associée. Les argiles 2:1 non gonflantes avec peu de substitutions isomorphiques possibles et les kaolins auront tendance à établir des liaisons hydrophobes avec la MO ainsi que via les forces de van der Waals (Kleber et al. 2015). Les argiles présentant des taux importants de substitutions isomorphiques (montmorillonites, vermiculites, ...) auront tendance à se lier aux matières organiques par liaisons covalentes polaires (Kleber et al. 2015). Les oxydes et hydroxydes de Fe et d'Al ainsi que les minéraux amorphes (imogolites et allophanes) auront également tendance à s'associer avec la MO par liaison covalente polaire à la suite d'une réaction entre les groupes hydroxyles du minéral et des groupes carboxyles ou hydroxamates des matières organiques (Kleber et al. 2015). Ces liaisons seront fortement influencées par le pH du sol qui influence les processus de protonation/déprotonation susmentionnés.

Un autre mécanisme important de stabilisation chimique de la MO est la formation de ponts cationiques (Kleber et al. 2015). Ces ponts cationiques s'effectuent entre les argiles aux surfaces chargées négativement et des groupes fonctionnels anioniques ou polaires de la MO par l'intermédiaire de cations polyvalents. En milieu acide, ce sont les cations Fe^{3+} et Al^{3+} qui sont le plus couramment compris dans ces liaisons. En milieu proche de la neutralité, ou basique, ce sont les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} qui prédominent.

Les techniques modernes ont permis de mettre en évidence l'influence importante de la biologie du sol sur les mécanismes de stabilisation chimique en mettant en évidence la présence importante de MO d'origine microbienne dans ces associations (Feller et Chenu 2012). Selon Lehmann et Kleber (2015), les parois cellulaires des microorganismes contribuent de manière directe et rapide aux interactions de la MO avec les minéraux. Kleber et al. (2015) évoquent également le rôle important des substances polymériques extracellulaires qui constituent les biofilms des colonies de microorganismes. Ces processus seront, dès lors, fortement influencés par l'activité biologique et donc par les températures, l'humidité, l'abondance en nutriments, etc.

II.3. Stabilisation physique

La stabilisation physique des MO a lieu quand celles-ci sont protégées au sein d'agrégats. Les agrégats sont des particules de sols composées de structures minérales et organiques de tailles et de natures diverses et associées (agrégées) entre elles par divers types de liaisons. Les agrégats sont de tailles variables (de quelques dizaines de micromètres à quelques millimètres(Feller et Chenu 2012)) et sont souvent différenciés dans la littérature selon qu'ils sont inférieurs à 250 µm, on parlera alors de microagrégats, ou supérieurs à 250 µm, on parlera alors de macroagrégats (Oades 1984).

La nature des liens et les processus de formation des agrégats comprennent ceux présentés au point précédent (cf. Stabilisation chimique). Cependant, certains liens impliqués dans la formation et la stabilité des agrégats n'apparaissent qu'au-delà de certaines échelles spatiales. La nature,

l'abondance et la force de ces liens influenceront la stabilité des agrégats et donc leur capacité à résister aux aléas environnementaux tels que le labour, les cycles gel/dégel, les cycles d'humectation/dessiccation. Par exemple, une précipitation, en humidifiant le sol, pourra induire des pressions différentielles à cause de l'air capturé dans les agrégats et de gonflements inégaux de ceux-ci. Selon leur stabilité, les agrégats pourront résister ou se désagréger, ce qui participera à la formation d'une croûte de battance (Oades 1984). Les agrégats font partie intégrante de la structure du sol et donc de la qualité/fertilité physique du sol (influencent la rétention d'eau, la réserve utile, l'infiltration, l'érosion, ...).

Les agrégats du sol ont un effet de protection de la MO en plusieurs aspects. L'occlusion au sein de ceux-ci, la taille et la tortuosité des pores intra-agrégats (Dungait et al. 2012) entraînent une diminution des processus de diffusion au sein des agrégats. Cela entraîne le cloisonnement du substrat et des microorganismes du fait de la taille réduite des pores, ce qui empêche certains microorganismes de passer. Cela entraîne également la saturation en eau à cause de la tension capillaire importante qui y règne (Killham et al. 1993). La diffusion d'oxygène en est également diminuée, particulièrement dans les microagrégats (Sextone et al. 1985). Il en résulte une diminution de l'activité des microorganismes au sein des agrégats et donc une diminution de la minéralisation des MO (Sollins et al. 1996).

Les agrégats n'exercent pas le même niveau de protection de la MO selon leur taille. Les macroagrégats ne joueraient pas un rôle important dans cette protection (Beare et al. 1994; Six et al. 2002). Les microagrégats auraient une influence plus importante sur cette stabilisation, que ce soit les microagrégats libres (non compris dans les macroagrégats ; Balesdent et al. 2000) ou les microagrégats protégés (compris dans les macroagrégats ; Denef et al. 2001; Six et al. 2004).

Les agrégats sont formés par 2 processus opposés en apparence. Un phénomène de dégradation et un phénomène d'agglomération complémentaires. En effet, selon Six et al. (2000) les macroagrégats (250-2000 µm) vont se former autour de la matière organique fraîche en dégradation en boostant l'activité des microorganismes à sa surface et en produisant des mucilages qui vont aggraver les particules. Ainsi ces particules grossières de matière organique vont finir par être incluses dans les macroagrégats. On parlera de matière organique particulière intra-agrégats grossières (iPOM grossières = 250 à 2000 µm). La dégradation se poursuit dans les macroagrégats et va continuer à diminuer la taille des iPOM grossières. Ceci va augmenter la quantité de matière organique intra-agrégats fines (iPOM fines = 50 à 250 µm). Six et al. (2000) suggèrent d'ailleurs que le ratio de la quantité d'iPOM fines sur iPOM grossières est un indicateur de l'âge des macroagrégats.

La décomposition des matières organiques intra-agrégats et l'activité biologique vont ensuite augmenter les associations de la MO avec la matrice minérale (particulièrement les argiles granulométriques) et ainsi former des microagrégats (50-250 µm) au sein même des macroagrégats (Six et al., 2000). Ce point est fondamental car il met en évidence l'importance du turnover des macroagrégats dans la formation des microagrégats. Selon Oades (1984), les microagrégats seront plus résistants que les macroagrégats car liés plus fortement par des polysaccharides bactériens tandis que les macroagrégats sont liés de manière plus abondante par des hyphes mycéliens et des racines.

Enfin, les macroagrégats peuvent éventuellement finir par la destruction des liens, ce qui libérera des matières organiques et des microagrégats que l'on appellera alors microagrégats protégés (Six et al.,

2000). Ces éléments libérés pourront éventuellement constituer de nouveaux macroagrégats en s'agglomérant avec des particules de MO fraîche par les hyphes mycéliens, racines et « colles organiques » (polysaccharides) (Six et al., 2000). Cette dernière étape décrite dans le modèle proposé par Six et al. (2000) rejoint la théorie de l'agrégation hiérarchique de Oades (1984).

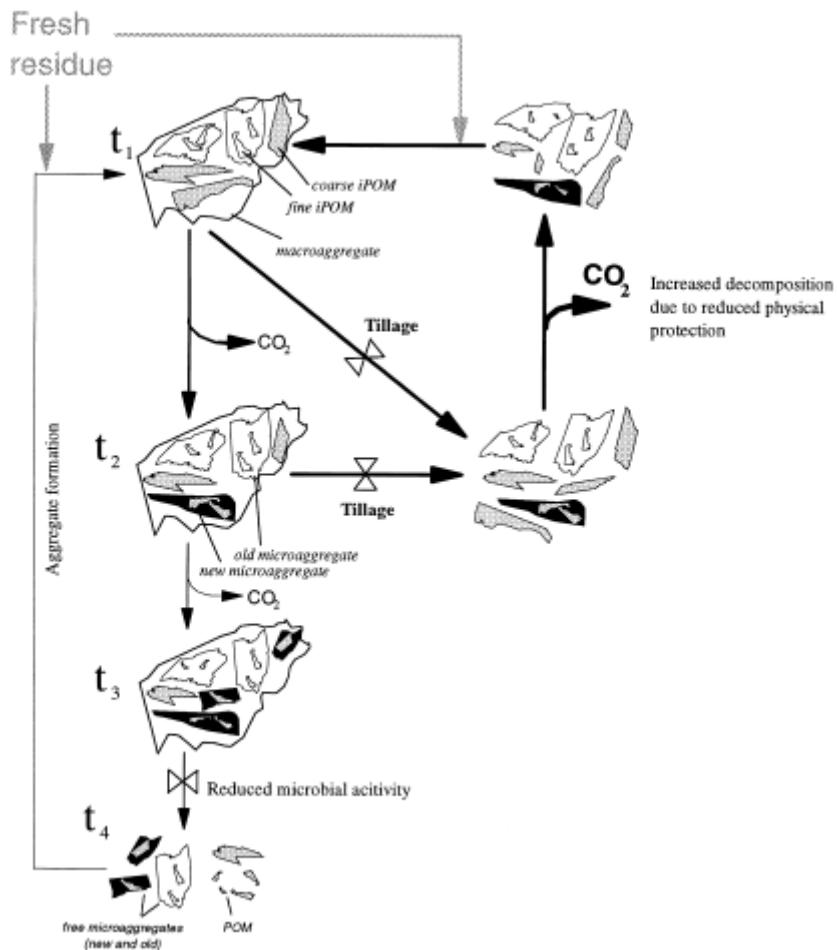


Figure 2 – Modèle conceptuel montrant le cycle de vie des macroagrégats et microagrégats (Six et al. 2000). Ces processus sont le résultat de l'interrelation entre le turnover des macroagrégats, le turnover de la MOS et les facteurs de contrôle tels que la perturbation (ex : labour). iPOM = matières organiques particulières inter-agrégats ; POM = matières organiques particulaire ; t = temps ; $\overleftarrow{\times}$ = modificateur de la vitesse du processus.

II.4. Influence des pratiques culturelles sur la dynamique de la MOS

Les pratiques culturelles, en modifiant les conditions du sol et les pressions environnementales, exercent une influence sur les stocks et la capacité du sol à stabiliser la matière organique. Lal (2004) a montré que les stocks de COS (et donc de MOS) diminuent depuis longtemps dans les sols cultivés et qu'ils continuent de diminuer à l'heure actuelle.

Plusieurs pratiques liées à l'agriculture souvent appelée « conventionnelle » seraient à l'origine de cette perte en matière organique. Le labour est une pratique controversée à cet égard. Il est reconnu que le labour à tendance à entraîner une perte de COS sur le long terme (Virto et al. 2012; Six et al. 2000). Le labour expose le sol aux aléas climatiques, augmente l'amplitude des températures et de l'humidité (Paustian et al., 1997), augmente le taux de décomposition de la MO en modifiant les conditions microclimatiques du sol (Cambardella et Elliott, 1992), affecte les communautés

microbiennes (Holland et Coleman 1987), et diminue la prolifération des hyphes mycéliens qui contribuent à la formation des macroagrégats (Beare et al. 1993). Tout cela contribue à augmenter le turnover de la matière organique et plus particulièrement des macroagrégats (Six et al. 1998). Le turnover des macroagrégats étant un facteur influençant la formation de microagrégats protégés riches en nouvelle MO. le labour diminue donc la protection physique de la matière organique sur le long terme (Six et al. 2000).

L'apport d'engrais exclusivement sous forme minérale diminuerait également le développement des hyphes mycéliens (Gryndler et al. 2006) et aurait, par conséquent, une influence négative sur l'agrégation dans le sol. Diacono et Montemurro (2010) ont montré que de nombreuses études prouvaient l'influence positive de l'apport en engrais organiques sur la stabilité des agrégats en augmentant leur hydrophobie et donc leur résistance à l'humectation et en augmentant la cohésion inter-particulaire, particulièrement en activant l'activité biologique productrice d'agents liants tels que les polysaccharides. Par ailleurs, les engrais organiques étant de la MO, il est évident que l'apport d'engrais sous forme organique aura tendance à augmenter la quantité de MOS de par les processus décrits ci-dessus. De manière plus générale, toutes les pratiques qui auront tendance à augmenter les apports de MO au sol (agroforesterie, haies, couvert végétal, prairies, cultures intermédiaires, ...) participent à la stabilisation, voire à l'augmentation, des stocks de MOS (Chenu et al. 2014). Les pratiques agricoles auront par ailleurs tendance à influencer plus nettement les quantités de MO non protégée ainsi que la dynamique des macroagrégats, les microagrégats sont quant à eux moins sensibles aux pratiques agricoles, du moins sur le court terme (Oades 1988; Six et al. 2000).

L'agriculture industrialisée a eu tendance à spécialiser des régions géographiques entières à la production animale (ex : Bretagne, France) et d'autres à la production végétale. Cela entraîne des pertes énormes en engrais organiques par absence de débouché rentable pour l'application de ceux-ci sur les sols agricoles. Les déjections animales finissent donc dans les cours d'eau et océans en grande quantité et participent au phénomène d'eutrophisation dans certains estuaires. Ces politiques agricoles participent également à la diminution du taux de COS (Dufumier 2012).

Les processus d'érosion qui sont amplifiés par le manque de couvert végétal (dans le cas des cultures sarclées par exemple) et la déstructuration du sol (pour les raisons vues ci-dessus) sont responsables également de la perte en MOS qui finit dans les cours d'eau. Les pertes en COS peuvent également être causées par la lixiviation de celui-ci. Cependant, selon Chenu et al. (2014) les pertes de COS en climat tempéré sont généralement beaucoup moins importantes par érosion et lixiviation que par minéralisation.

Face aux implications du système agricole actuel dans la perte en MOS et l'augmentation du C dans l'atmosphère, plusieurs pratiques agricoles « alternatives » sont proposées. (Chenu et al. 2014) ont déterminé 4 pratiques « facilement » réalisables (sans changement majeur des systèmes de production) qui pourraient améliorer la séquestration du C dans les sols en France : la réduction du travail du sol, l'implantation de davantage de couverts végétaux dans les systèmes de culture (mise en place de cultures intermédiaires, implantation de bandes enherbées, ...), le développement de l'agroforesterie et des haies et l'optimisation de la gestion des prairies (allongement de la durée des prairies temporaires et l'intensification de prairies peu productives). Ces 4 pratiques ont en commun soit de réduire le travail du sol soit d'augmenter l'apport en MO fraîche au sol. Cette étude a

également mis en évidence qu'il est plus efficace d'augmenter les entrées de C au sol que de tenter de réduire les pertes.

Freibauer et al. (2004) montrent également qu'une meilleure gestion des déjections du bétail, leur application sur les sols ainsi que la gestion des résidus de culture ont un fort potentiel de séquestration du C dans les sols. De nombreuses autres pratiques pour augmenter la séquestration du C existent mais elles ne seront pas évoquées ici.

Plusieurs systèmes agricoles combinent certaines des pratiques qui ont un potentiel d'augmentation des stocks de C dans les sols. Gattinger et al. (2012) ont étudié les résultats du stockage de C dans les sols de fermes en agriculture biologique en comparaison avec des fermes en agriculture non biologique. Selon la définition qu'ils utilisent dans le cadre de cette étude, les fermes en agriculture biologique utilisent des variétés cultivées et des rotations intéressantes pour le stockage de COS (pâtures temporaires, jachères à légumineuses fourragères, évitements des jachères nues). Ces fermes amendent leurs sols avec des engrains organiques sous forme de compost provenant des résidus de culture et de purin et fumier provenant des déjections du bétail. De plus, elles intègrent des plantes pérennes dans le système. Cette étude montre que l'agriculture biologique augmente les stocks de C à minima dans les horizons supérieurs du sol (0-15 cm) ($0,45 \pm 0,21 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). Ils montrent que ces différences sont dues à l'apport en MO externe à la ferme plus important en agriculture biologique. Cependant, ils montrent que, même pour une quantité d'apports externes de MO équivalente, les fermes en agriculture biologique stockent plus de C que les fermes en agriculture non biologique ($0,27 \pm 0,37 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$).

Les résultats présentés à nouveau par Gattinger et al. (2012) suggèrent toutefois l'apparition d'un phénomène de saturation de l'augmentation des stocks de C. En effet, le taux de stockage de C est significativement supérieur en agriculture biologique qu'en agriculture non-biologique (conventionnelle) pour les fermes installées depuis moins de 20 ans. Les fermes installées depuis plus de 20 ans ne présentent quant à elles plus de différence significative pour le taux de stockage de C dans les sols entre l'agriculture biologique et l'agriculture conventionnelle. Cela concorde avec le modèle proposé par Six et al. (2002) qui introduit le concept de saturation en C du sol. Selon eux, la capacité maximale du sol à protéger (stocker sur plus ou moins long terme) du C dépend des caractéristiques physico-chimiques du sol (cf. « Stabilisation chimique » et « Stabilisation physique »). Le potentiel de stockage du C d'un sol définirait alors la réponse du stock de COS en fonction de la quantité de C (de MO fraîche) apporté au sol (figure 3).

Si l'augmentation des apports de MO fraîche a clairement tendance à augmenter les stocks de MOS, l'influence de l'intensité de ces apports sur le type de MO stockée (protégée/non protégée) est moins connue. Shahbaz et al. (2015) ont montré qu'avec l'augmentation des apports, la proportion de MO physiquement protégée au sein des agrégats pouvait diminuer et le « priming effect » pouvait augmenter. Le « priming effect » est l'augmentation plus ou moins directe de la minéralisation de la MO par activation de l'activité des microorganismes et la production d'enzymes extra-cellulaires qui résulte de l'apport de MO fraîche. Cette observation concorde avec le modèle de saturation en C dans les sols proposé par Six et al. (2002). En effet, cela signifie que plus la quantité de MO apportée au sol est grande, plus elle aura tendance à se minéraliser, jusqu'au moment où tout supplément de MO n'augmentera pas le stock dans le sol car elle sera « directement » minéralisée.

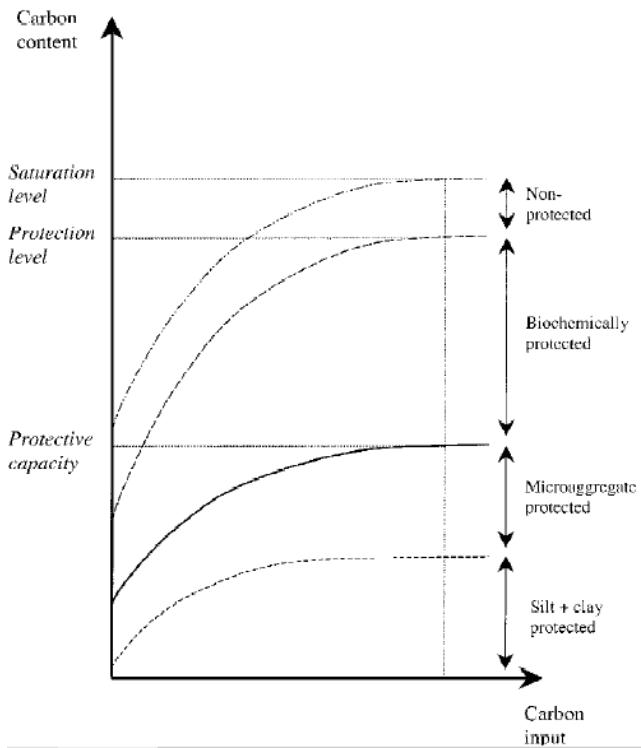


Figure 3 - Capacité de protection du Corg du sol (protection chimique + protection physique), protection biochimique de C et C non protégé (Six et al., 2002). Ensemble, ces différentes formes de protection définissent la teneur maximale en Corg du sol. Il est intéressant de remarquer que la protection biochimique est représentée sur cette figure. En effet, cette forme de protection est prise en compte dans le modèle présenté dans Six et al. (2002).

Selon Gulde et al. (2008), l'apport de MO (de fumier dans le cas de cette expérience) sature successivement les compartiments de manière hiérarchique. L'apport de MO sature d'abord les compartiments composés des plus petites particules (limons et argiles = protection chimique) puis l'ajout supplémentaire de MO commence à saturer les compartiments composés des plus grandes particules (microagrégats puis macroagrégats). Une fois la capacité du sol à stabiliser la MO saturée, toute la MO ajoutée sera stockée sous forme labile (non protégée), non associée à la matrice minérale (soit libre, soit inclue dans les nouveaux macroagrégats sous forme grossière). De plus, l'ajout de MO supplémentaire, en se décomposant, activerait l'activité biologique (priming effect) et, de ce fait, augmenterait le turnover des macroagrégats. Ce qui signifie qu'au-delà d'une certaine quantité d'apports, l'efficacité de la stabilisation de la MO apportée diminue, voire devient nulle, et qu'elle pourrait même participer à rendre l'ensemble de la MO du sol plus labile (Dignac et al. 2017). Dans cette situation, les apports de MO sont minéralisés en grande partie, voire en totalité, et délivrent donc tout de même des nutriments utiles à la vie dans le sol.

II.5. Sensibilité de la minéralisation de la MO aux changements climatiques

La problématique du stockage du C dans les sols est importante pour les raisons évoquées ci-dessus mais également parce que l'énorme stock de C que le sol contient (environ 3 fois celui contenu dans l'atmosphère) constitue un risque vis-à-vis de l'augmentation des concentrations de CO_2 dans l'atmosphère. En effet, l'incertitude des changements climatiques dans nos régions ainsi que l'incertitude des réponses du système sol-plantes impose de comprendre les facteurs qui influencent

le stockage et la stabilisation du C dans les sols, afin de déterminer les mesures qui pourraient diminuer ce risque.

Il a été montré que le taux de minéralisation de la MOS augmente avec la température (Conant et al. 2008). Cependant, Melillo et al. (2002) suggèrent que l'augmentation des températures, en augmentant la production primaire nette de la végétation, pourrait induire un stockage net de MOS/ de COS dans les sols. Dans des conditions expérimentales particulièrement représentatives, Poeplau et al. (2017) ont pu montrer que, suivant un gradient de réchauffement, une faible augmentation de température ($< 1,9^{\circ}\text{C}$) induisait une augmentation du stock de C dans une prairie non aménagée. Au-delà de cette température, le stock de C baissait de manière exponentielle. Cette même étude montre que la fraction la plus influencée par l'augmentation de température est le C protégé physiquement (au sein des agrégats). Ils montrent que l'augmentation de température (à partir de $1,9^{\circ}\text{C}$) ne fait pas que diminuer les concentrations en C dans cette fraction mais entraîne la destruction d'une partie des agrégats, peut-être par perturbation de la biologie du sol. Il est à noter que cette expérience a été réalisée en Islande dans un site où la moyenne des températures du mois le plus froid (janvier) est de $-1,1^{\circ}\text{C}$ et celle du mois le plus chaud (juillet) est de $10,8^{\circ}\text{C}$. Les résultats de cette expérience ne sont donc pas directement transposables à la région étudiée dans le cadre de ce travail. Cela permet néanmoins de mettre en évidence la sensibilité importante du C stabilisé physiquement (jusqu'à 93% de pertes du stock dans cette fraction dans Poeplau et al. (2017)). Plusieurs études ont par ailleurs mis en évidence que le C protégé chimiquement ainsi que le C dissout sont moins sensibles aux modifications environnementales que le C protégé physiquement et le C non protégé (présent dans la matière organique particulaire = POM ; Poeplau et Don 2013; Cheng et al. 2011; Xu et al. 2013).

II.6. Pratiques étudiées

Il existe une grande diversité de systèmes de production au sein même de notre région climatique et géographique. Les systèmes majoritairement adoptés par les agriculteurs sont relativement orientés vers des pratiques productivistes (spécialisation, intensification, augmentation de la taille de l'exploitation, ...) avec pour objectif de maximiser le profit financier (Wilson 2008). Ces systèmes sont particulièrement bien adaptés aux lois du marché et à la mondialisation de l'économie. Ils ont cependant tendance à mettre au second plan certains aspects sociaux et écologiques et font peser sur la société des externalités négatives qui ne sont pas compensées par l'activité de l'agriculteur. Parmi ces externalités négatives, la perte de MOS et les services écosystémiques associés ci-dessus.

En réponse à cet état de fait, de nombreux agriculteurs adaptent leurs pratiques voire effectuent une véritable transition en passant d'un système à un autre. De nombreuses personnes Non Issues du Monde Agricole, les NIMAculteurs (Servigne 2014), s'installent également et proposent une agriculture qui se veut plus « responsable ». Cette transition peut se faire graduellement ou sous forme de rupture (Wilson, 2008) et s'exprime sous de nombreuses formes, en allant de l'agriculture raisonnée à l'agroécologie, en passant par l'agriculture de conservation.

Il serait dérisoire de vouloir définir précisément, dans le cadre de ce travail, tous les systèmes agricoles « alternatifs » qui existent et qui sont toujours en train d'être développés. De manière générale, ils proposent des pratiques qui tentent de limiter, voire d'éviter, les conséquences sociales et écologiques négatives de la production agricole. Wilson (2008) propose un cadre conceptuel pour

classer les différents types de fermes au sein d'un spectre multifonctionnel allant des pratiques productivistes aux pratiques non productivistes. La transition agricole consisterait alors en un passage d'une agriculture faiblement multifonctionnelle (agriculture industrielle) à une agriculture fortement multifonctionnelle.

La multifonctionnalité d'une exploitation est caractérisée par un fort capital social, économique, culturel, moral et environnemental (Wilson, 2008). En agriculture, cela se traduit par une forte intégration locale et régionale, avec une activité rémunératrice et créatrice d'emplois (locaux). L'aspect environnemental y est capital et implique une relocalisation des chaînes de production agro-alimentaires. Cela implique une diversification des activités au sein d'une même ferme et donc une diminution de l'échelle de celle-ci. Les fermes multifonctionnelles seront, par ailleurs, assez détachées du marché global car éloignées de la logique productiviste. Elles seront, par contre, plus intégrées dans le tissu social par l'implication et la mise en place de relations de confiance avec les parties prenantes (clients, associés, ...) (Wilson, 2008). La relation de confiance avec le client s'exprime, entre autres, par le souci d'une production de produits sains et de bonne qualité (Wilson, 2008).

L'agroécologie est, en ce sens, une agriculture qui se veut hautement multifonctionnelle en promouvant des pratiques écologiques, diversifiées, à plus petite échelle, etc. (De Schutter 2010). Sous l'appellation d'agroécologie se trouve à nouveau un grand nombre de réalités de terrain et cela complexifie l'étude de ces systèmes. Dans le cadre de ce travail, les pratiques agroécologiques étudiées pourraient être qualifiées d'assez « extrêmes ». Elles se réclament de la permaculture et du maraîchage bio-intensif. Concrètement, le soin apporté aux parcelles est particulièrement important (par soin, il faut entendre temps de travail humain par unité de surface), la mécanisation y est presque inexistante. De plus, le sol n'est jamais foulé, jamais retourné, presque toujours couvert par des résidus de culture, amendé presque exclusivement à l'aide d'engrais organiques (fumier et compost). Les cultures y sont très denses (jusqu'à 24 rangs sur 80 cm de large) ce qui signifie un réseau racinaire dense et donc des apports de MO racinaires importants. Dans le cas particulier de la ferme étudiée dans le cadre de ce travail, les apports externes en MO sont très importants, bien au-delà des valeurs couramment présentées dans la littérature sur les effets de saturation du stockage de C dans les sols. Il s'agit, par conséquent, d'un système assez représentatif de l'implémentation extrême des pratiques qui sont censées augmenter les stocks et la stabilisation de la MO dans les sols. **Ce cas particulier pourrait donc donner des indications de : « jusqu'où » est-il possible d'augmenter le COS et sous quelle forme ?**

II.6.1. Permaculture

La permaculture cherche à concevoir des installations humaines harmonieuses, durables, résilientes, productives, économies en travail comme en énergie, à l'instar des écosystèmes naturels. Ce concept a notamment été défini par Bill Mollison et David Holmgren.

La permaculture se base sur des observations faites dans des systèmes naturels afin de les appliquer à l'aménagement d'un site. Le principe essentiel est de positionner au mieux chaque élément de manière à ce qu'il puisse interagir positivement avec les autres, afin d'optimiser leur fonctionnement écologique et la fourniture de nombreux services écosystémiques, dont la production de denrées agricoles (Mollison et Holmgren 1990).

II.6.1.1. Principes permaculturels

Boucler les cycles biologiques

« *Les déchets des uns sont les ressources des autres* » (Mollison, 1988).

Ce premier principe est lié à un des objectifs principaux de la permaculture qui est celui de l'autonomie alimentaire et énergétique. L'éthique permaculturelle se manifeste par cette conscience du caractère systémique, cyclique et non infini des ressources naturelles qui sous-tendent notre existence. L'idée est de boucler au maximum des cycles bio-géochimiques, du moins à l'échelle de l'exploitation, c'est-à-dire : peu ou pas d'intrants, recyclage optimal, zéro déchet (par exemple : utilisation de compost issu de toilettes sèches dans l'amendement des sols en arboriculture). Nous verrons que ce principe n'est pas tout à fait respecté dans le cas particulier étudié dans ce travail (cf. Matériel et méthodes).

Créer le maximum de liens fonctionnels entre les différentes composantes du système

Chaque élément remplit plusieurs fonctions (ex : les poules pondent des œufs, produisent des fientes qui peuvent être utilisées pour enrichir le sol, mangent les limaces, produisent de la viande, etc.) et chaque fonction est remplie par plusieurs éléments (ex : création d'un microclimat par la culture sur buttes mais aussi par la réalisation d'une mare à proximité ou par l'implantation d'une haie, etc.). L'inter-connectivité des éléments de ce système est aussi une façon d'intégrer la complexité. Ces inter-relations renforcent la résilience du système puisque les fonctions essentielles sont garanties par plusieurs composantes du système. Il s'agit de favoriser au maximum les interactions entre leurs constituants.

Le design permaculturel

Le design permaculturel correspond à l'agencement des différents éléments d'un système dans le but de créer des systèmes adaptés aux conditions écologiques locales, économies en énergie, faibles en intrants et en déchets non valorisés, riches en micro-environnements et en espèces en interaction. L'un des axes fondamentaux est celui de l'intégration, au sein d'une unité productive, de systèmes aquatiques et terrestres, de productions animales et végétales ainsi que de plantes annuelles et pérennes, le tout dans une quête d'autonomie. Ceci permet d'augmenter l'efficacité du travail, d'augmenter la biodiversité et d'améliorer la sécurité alimentaire et les fonctions environnementales, économiques et sociales d'un agrosystème.

Une place importante est accordée aux zones de transition entre différents micro-écosystèmes (mares, haies, espaces maraîchers...), considérées comme particulièrement riches en biodiversité et, par conséquent, dotées d'un fonctionnement écosystémique intense qui participe à accroître la résilience (Mollison et Holmgren, 1990).

Aussi la planification des différents éléments prend-elle en compte leurs effets sur l'environnement dans l'objectif de créer des microclimats favorables à la croissance végétale (Mollison et Holmgren, 1990).

À l'échelle d'une exploitation, le design se traduit par l'organisation des espaces selon des « zones » numérotées de 0 à 5. La zone 0 où ont lieu les activités nécessitant l'attention la plus particulière, ils sont placés à proximité des espaces les plus fréquentés (ex : habitation, bureau ou serre pour les semis). Les zones 1 et 2 sont visitées quotidiennement et intensément travaillées (parcelles les plus productives, les plus densément cultivées). Inversement, les activités nécessitant le moins de soins sont localisées dans les espaces moins visités par le personnel de l'exploitation (zone 3 et 4, exemple : pâture). Ceci permet de minimiser le temps investi dans le déplacement et d'intensifier les interactions entre le personnel et les activités nécessitant le plus d'entretien. Dans le gradient d'intensité des interventions humaines ainsi établi, la dernière zone (la cinquième), la moins visitée, est dédiée aux dynamiques spontanées de la biodiversité, dont les fonctions (régulation biologique, puits de biodiversité etc.) sont reconnues. Dans cette zone, la seule intervention humaine possible est la promenade et l'observation des processus biologiques spontanés : aucune ressource n'y est prélevée et aucune espèce n'y est introduite volontairement.

II.6.2. Maraîchage bio-intensif

La micro-agriculture bio-intensive (ou méthode agricole GROW BIOINTENSIVE) est un système agricole visant à maximiser la production d'aliments sains sur de très petites surfaces tout en enrichissant en humus le sol cultivé. Elle vise à obtenir des rendements surfaciques élevés tout en respectant l'ensemble des organismes vivants et en étant peu, voire pas, mécanisée. Elle s'inspire notamment des agricultures chinoise et grecque anciennes, de la biodynamie et du maraîchage parisien du XIXe siècle. Les expériences de John Jeavons et de Eliot Coleman ont fortement participé au développement de cette approche et à sa vulgarisation.

Un des grands principes du maraîchage bio-intensif est de fonctionner avec le travail manuel pour optimiser les densités de semis ou de plantation et ainsi d'optimiser la production par unité de surface. Ce principe d'intensification peut encore être renforcé par l'association d'espèces qui permet une stratification verticale des cultures. Les cultures relais peuvent également participer à cette intensification. La culture relais consiste en l'installation d'une culture avant la fin de la culture précédente (Guégan et Leger 2015).

II.6.3. Forêt-jardin

La forêt-jardin est une forme d'agroforesterie «sauvage» née dans les régions tropicales d'Afrique et d'Asie, où certaines populations autochtones regroupent autour de leurs habitats les végétaux qui leur sont utiles, en particulier des arbres et buissons à fruits et à baies. Ces végétaux forment une sorte de forêt jardinée procurant, outre les fruits, baies et feuilles comestibles, du bois d'œuvre et de chauffage, des légumes, des plantes aromatiques et médicinales, des matériaux pour l'artisanat ou des productions destinées à la vente sur les marchés locaux. Ces forêts-jardin peuvent également abriter un habitat, un petit élevage, des ruches, etc.

Dans nos régions, la forêt-jardin est un système de gestion de plantes comestibles ou médicinales créé selon le modèle du bois naturel. C'est un système stratifié verticalement. On considère généralement trois étages dans nos régions : les arbres, les arbrisseaux et la strate herbacée. La strate arborée est composée d'arbres et arbustes fruitiers (pommiers, fruitiers à coques, etc.). La strate des arbrisseaux est composée de petits fruits (framboises, groseilles, cassis, etc.). La strate

herbacée est composée de légumes vivaces et plantes aromatiques. Les forêt-jardin sont composées quasi-exclusivement de plantes pérennes, les vivaces sont proscrites à moins qu'elles se ressèment toutes seules. C'est un système généralement très diversifié en espèce et le sol n'y est jamais travaillé (Whitefield 2002).

Il semble que cette forme d'agroforesterie comptant jusqu'à sept étages de végétation (figure 4) n'ait jamais été pratiquée en Europe, où les systèmes agroforestiers ont été établis sur deux étages (oliveraies, prés vergers, châtaigneraies...). Ce concept, mis en lumière dans la mouvance de la permaculture, a été adapté à nos latitudes en Angleterre à partir des années septante par des pionniers comme Robert Hart et Martin Crawford (Crawford 2010). Son apparition en France date de quelques années seulement et les prototypes de forêt-jardin sont encore très peu nombreux et mal connus.



Figure 4 - Les 7 strates verticales de la forêt-jardin.

III. Objectifs

L'objectif principal de ce travail est d'investiguer l'influence de pratiques « permaculturales » et de maraîchage bio-intensif, appliquées dans la ferme biologique du Bec-Hellouin (cf. Matériel et méthodes) sur le cycle du carbone organique dans les sols. D'après la revue bibliographique, ces pratiques devraient induire une augmentation des quantités de COS et améliorer le potentiel de stabilisation de celui-ci, notamment par protection physique. Pour évaluer au mieux les effets de ces pratiques, les sols de la ferme du Bec-Hellouin seront comparés à une forêt, à une pâture et à une parcelle en agriculture conventionnelle a priori situées dans des contextes géopédologiques similaires.

Cet objectif principal peut être divisé en plusieurs sous-objectifs :

- 1. Comprendre le système sol des parcelles étudiées en intégrant à la réflexion les facteurs pédologiques et en portant une attention particulière à la fertilité chimique des sols.**

Afin de pouvoir isoler au mieux l'effet des pratiques, l'ensemble des facteurs principaux influençant l'état des sols étudiés seront abordés. Ces facteurs sont les variables que l'on retrouve dans l'équation de Jenny (géologie, topographie, climat, végétation, pratiques de gestion et temps). Afin de vérifier, a priori, la pertinence agricole des pratiques de permaculture, la fertilité chimique des sols analysés sera étudiée.

- 2. Quantifier le stockage de COS dans les différentes parcelles.**

Les stocks de Corg dans les sols seront quantifiés afin de vérifier le potentiel des pratiques de permaculture à diminuer les concentrations en CO_2 dans l'atmosphère et lutter contre la perte en Corg dans les sols cultivés.

- 3. Etudier les formes sous lesquelles le Corg est éventuellement stocké.**

Le Corg présent dans les sols étudiés sera caractérisé selon les processus de protection (chimique, physique ou pas de protection) qui le concernent. Cela permettra de déterminer sous quelle forme les pratiques de permaculture induisent éventuellement le stockage de Corg.

- 4. Aborder la résilience de l'éventuel stockage de Corg face aux changements climatiques.**

A partir des formes sous lesquelles le Corg se trouve au sein des parcelles étudiées, la question de l'influence potentielle des changements climatiques sera abordée. Il est en effet important d'estimer la pertinence de telles pratiques au sein de l'écosystème changeant dans lequel nous vivons.

IV. Matériel et méthodes

IV.1. La ferme biologique du Bec-Hellouin

L'étude a été réalisée à la ferme biologique du Bec-Hellouin en Normandie (France, 49° 13' N, 0° 43'E). Le climat y est océanique. Les précipitations annuelles sont comprises entre 700 et 900 mm, les températures du mois le plus froid (janvier) sont comprises entre 1,1°C et 6,4°C et les températures moyennes des mois les plus chauds (juillet et août) sont comprises entre 12,8°C et 22,8°C. La ferme se situant dans un fond de vallon, elle subit un microclimat plus froid et humide que sur le plateau. Le projet de ferme a été lancé en 2004 par des novices en matière de maraîchage, Charles et Perrine Hervé-Gruyer. En 2006, ils deviennent agriculteurs professionnels et décident de créer un espace de production alimentaire biologique, d'échanges de savoirs et de savoir-faire, de partages d'expériences, de formations, etc. Les techniques de maraîchage sont inspirées de la permaculture (B. Mollison, D. Holmgren, etc.) et du micromaraîchage biologique intensif (E. Coleman, J. Jeavons, etc.). Les techniques utilisées sont très peu mécanisées (recours minimal aux énergies fossiles), sur une petite surface très soignée (temps de travail important par unité de surface cultivé).



Figure 5- Emplacement de la ferme du Bec-Hellouin.

La ferme est composée de plusieurs « jardins » qui sont des unités de production plus ou moins homogènes. Chacun des jardins étudiés représente un système de gestion particulier. Par exemple le « jardin forêt-jardin » est géré selon les principes relatifs aux forêts-jardins (expliqués ci-dessous), ce qui permet d'analyser un sol sous ces pratiques particulières. La diversité de ces jardins a donc permis d'étudier plusieurs modes de gestion au sein même de la ferme. La contrepartie de cette diversité de pratiques est qu'il est plus difficile d'étendre les réflexions à l'ensemble de la ferme.



Figure 6 - Peinture de la ferme du Bec-Hellouin réalisée par Charles Hervé-Gruyer.

Tous les jardins de la ferme n'ont pas été étudiés pour des raisons logistiques et par souci de fiabilité des résultats. Parce que le mode de gestion d'un jardin n'a pas été mis en place depuis suffisamment d'années, par exemple. La description plus détaillée des jardins étudiés est reprise dans la description des sites d'échantillonnage ci-dessous.

IV.2. Méthodes et sites d'échantillonnage

IV.2.1. Méthode d'échantillonnage

Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'une tarière de 20 cm les 29 et 30 juillet 2016. Les prélèvements ont été effectués sur 2 profondeurs : de 0 à 20 cm de profondeur sur toutes les parcelles et de 20 à 40 cm de profondeur. La profondeur 20-40 cm n'a toutefois pas été échantillonnée dans la parcelle « agroforesterie » qui présentait une profondeur de sol trop mince, dans les allées de la ferme pour la même raison, ainsi que dans la parcelle en conventionnel pour des raisons logistiques.

Certains sols ont été échantillonnés sur moins de 20 cm de profondeur car la charge caillouteuse devenait vite trop importante. Les sols concernés sont ceux de la parcelle « agroforesterie » (0-15 cm) et les des allées de la forêt-jardin (0-10 cm). Dans cette situation, la profondeur d'échantillonnage a été mesurée à l'aide d'un mètre.

Chaque jardin était d'abord segmenté en 3 zones qui représentaient à mieux, a priori, la variabilité que l'on pouvait observer dans la parcelle. Dans chacune de ces zones, 3 prélèvements étaient effectués afin de réaliser un échantillon composite. En tout, 3 échantillons composites ont donc été prélevés dans chaque parcelle, 6 quand la profondeur 20-40 cm était également échantillonnée.

Quand le prélèvement se faisait à 2 profondeurs, il se faisait par paire, c'est-à-dire qu'en chaque endroit d'échantillonnage, le prélèvement se faisait successivement aux 2 profondeurs.

Dans les allées, chaque échantillon composite représente 1 allée, 3 allées ont donc été échantillonnées par parcelle de la ferme du Bec-Hellouin. Le jardin en agroforesterie ne possédant pas d'allées, il n'est pas concerné par ce dernier échantillonnage.

Finalement, un échantillon de la profondeur 20-40 cm de la forêt a été perdu ainsi que 2 échantillons de la profondeur 20-40 cm en pâturage. Cela signifie que la profondeur 20-40 cm du pâturage n'est représentée que par un seul échantillon. Dès lors, les résultats correspondant seront à prendre avec précaution.

Le tableau 1 récapitule le nombre d'échantillons composites prélevés ainsi que leur provenance. Au total, 33 échantillons provenant des zones cultivées ont été analysés. Les 9 échantillons provenant des allées ont été traités uniquement pour quantifier les concentrations en carbone organique total (Corg) et calculer les stocks de Corg au sein des allées.

Tableau 1 - Nombre d'échantillons prélevés dans chaque parcelle dans la profondeur 0-20 cm, dans la profondeur 20-40 cm et dans les allées.

Nombre d'échantillons prélevés	Forêt	Pâturage	Agriculture conventionnelle	Permaculture			
				Forêt-jardin	Agroforesterie	Butte	Planche
Profondeur 0-20cm	3	3	3	3	3	3	3
Profondeur 20-40cm	2	1	0	3	0	3	3
Allées	0	0	0	3	0	3	3
Total	5	4	3	9	3	9	9

IV.2.2. Géologie

La ferme du Bec-Hellouin se trouve dans le vallon du Bec, le matériau parental des sols qu'elle cultive est donc composé d'alluvions modernes (Fz) selon la carte géologique à 1/50000 du bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) (voir la figure 7). La pâture est également située dans cette plaine alluviale. La forêt se trouve à l'intersection de la plaine alluviale et du versant abrupt. La carte du BRGM indique que le matériau parental y est un affleurement du Cénomancien dont la partie supérieure est composée de craie glauconieuse. Aucun champ en agriculture conventionnelle n'est installé dans le vallon du Bec, c'est pourquoi la parcelle en agriculture conventionnelle est située un peu plus en aval sur une basse terrasse dont le matériau parental est indiqué comme étant des colluvions de versants (limons) par la carte du BRGM. Les hétérogénéités que ces différences de matériau parental génèrent au sein des sols étudiés seront traitées dans l'analyse des résultats.

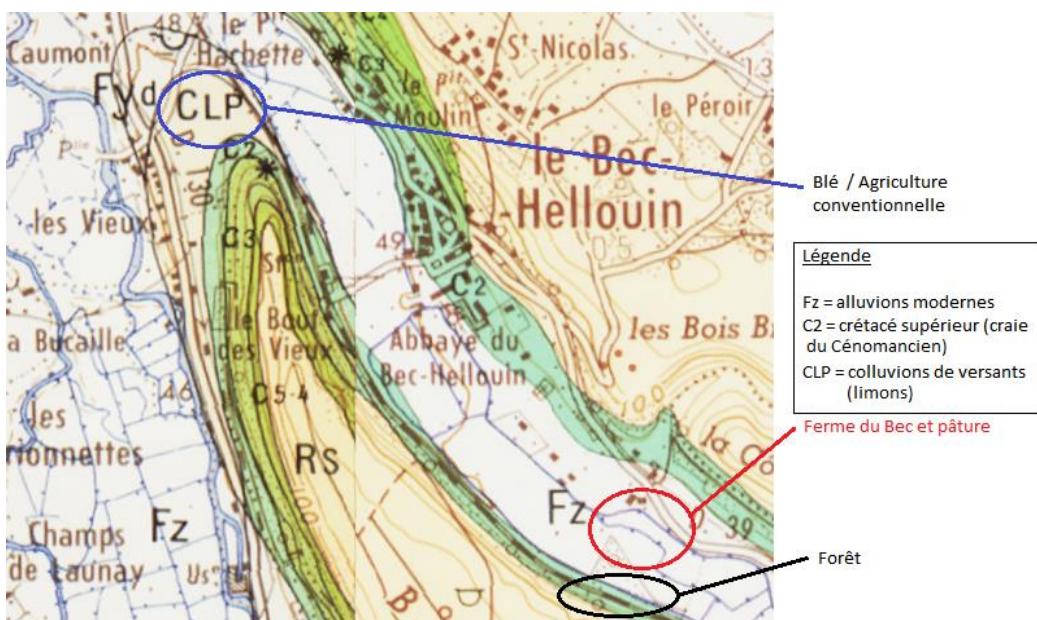


Figure 7 - Carte géologique au 1/50000^{ème} du BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières). Géologie des sites échantillonnés.

IV.2.3. Pédologie

Les sols ont été classés selon le système international de classification des sols de la WRB (World Reference Base).

Les sols de la ferme du Bec-Hellouin étaient, avant la mise en culture, semblables à ceux de la pâture. On peut qualifier le sol de cette pâture différemment selon l'endroit où l'on se trouve dans celle-ci. Certains zones ont une épaisseur très fine (<25 cm) avant d'arriver sur le matériau parental. On parlera alors de Leptosol Rendzique (sol possédant un horizon mollique sur un matériau parental composé de roches calcaires). Sur les zones plus profondes et vu les signes d'altération que ce sol présente (cf. Résultats) on peut parler de Cambisol Calcarique.

Les sols de la forêt sont assez semblables bien que moins sombres et donc moins chargés en matières organiques (cf. Résultats). Dans les zones peu profondes, on parlera de Leptosol Calcarique. Dans les zones plus profondes, on parlera de Cambisol Calcarique.

Les sols de la ferme ont profondément été modifiés au niveau de la profondeur et l'aspect au fil des apports importants en MO fraîche. On peut donc maintenant qualifier ces sols d'Anthrosols. Leur couleur noire, leur taux de saturation en bases important et leur teneur en Corg permet de les qualifier d'Hortiques. On parlera donc d'Anthrosols Hortiques.

Le sol de la parcelle en agriculture conventionnelle peut également être classé comme étant un Anthrosol des nombreuses années de culture. Les quantités de MO sont plus faibles (cf. Résultats), on ne pourra pas le qualifier d'Hortique. Le taux de saturation en bases étant important également, on pourra qualifier ce sol d'Eutrique. On parlera donc d'Anthrosol Eutrique.

IV.2.4. Ferme du Bec-Hellouin (permaculture et maraîchage bio-intensif)

Selon les principes de design de la permaculture, la ferme est divisée en plusieurs « zones » (cf. Synthèse bibliographique). Les parcelles étudiées de la ferme du Bec-Hellouin appartiennent à différentes zones (figure 8). Cela signifie que toutes les parcelles de la ferme du Bec-Hellouin ne sont pas gérées avec la même attention, selon le zonage permaculturel. Cette information a été prise en compte dans l'interprétation des résultats.

Dans la suite de ce travail, les parcelles de la ferme du Bec-Hellouin seront appelées « parcelles en permaculture » par facilité de rédaction. Cependant, cette appellation est incorrecte. En effet, la permaculture est plutôt une science de la conception qui va se concentrer sur l'agencement des unités fonctionnelles d'un lieu afin d'optimiser le fonctionnement de l'ensemble. Les pratiques de la ferme en elles-mêmes sont par ailleurs plus inspirées du maraîchage bio-intensif.



Figure 8 - Vue aérienne de la ferme du Bec-Hellouin et zonage permaculturel. Les surfaces colorées correspondent aux surfaces cultivées et indiquent les "zones" dans lesquelles ces surfaces se trouvent. Les parcelles étudiés dans le cadre de ce travail sont entourés et une lettre minuscule correspond à chacun d'entre eux : a = planche ; b = butte ; c = agroforesterie ; d = forêt-jardin.

Lors de la création de la ferme, des apports massifs (plusieurs dizaines de centimètres) en fumier et en paille ont été réalisés pour augmenter l'épaisseur du sol et améliorer l'état de fertilité. Ces apports n'ont pas été faits sur toutes les parcelles étudiées de la ferme. Seule la parcelle forêt-jardin et la parcelle butte (jardin « Grande-île ») sont concernées par ces apports initiaux importants.

Selon les pratiques des maraîchers de la ceinture de Paris au XIXème siècle (maraîchage bio-intensif), de grandes quantités de MO sont apportées sur les parcelles en permaculture. Cela participe à la « construction de sol » qui a été nécessaire à cause de l'épaisseur limitée de celui-ci au début de la mise en culture des parcelles. Les apports qui ont été faits lors de l'année 2016 ont été mesurés dans chaque jardin étudié.

Le détail des apports en MO fraîche est repris en annexe 1. Les chiffres qui y sont présentés proviennent d'une étude sur les flux de matière au sein de la ferme du Bec-Hellouin en cours de réalisation. Cette étude n'est pas finalisée, il est donc possible que les valeurs changent encore. De plus, les apports de matières varient selon la disponibilité des ressources. Les apports peuvent donc varier fortement d'une année à l'autre. Les chiffres présentés sont donc à prendre comme des valeurs indicatives et ne sont pas forcément représentatifs du fonctionnement normal de la ferme.

Néanmoins, dans le cadre de ce travail, il sera considéré que les apports communiqués sont représentatifs du fonctionnement normal de la ferme. L'analyse des résultats prendra donc en compte ceux-ci pour les intégrer à la compréhension du système.

IV.2.4.1. Jardin « Pommier s» : Planches plates permanentes et allées

Au sein de la ferme, ce jardin est appelé « Pommiers ». Il est constitué de 8 planches plates permanentes. Les planches plates permanentes sont des surfaces rectangulaires cultivées de 80 cm de large sur une vingtaine de mètres de long. Elles sont planes et légèrement surélevées par rapport aux allées adjacentes. Le sol y est aéré par une sorte de grelinette améliorée (la campagnole) ou décompactée en surface entre chaque culture ou apport de compost.

Ces planches plates sont situées dans la zone 1. Dès lors, elles reçoivent une attention importante qui permet une intensification importante. La densité de plantation y est élevée, jusqu'à 1 rang tous les 6 cm, voire 2 rangs tous les 6 cm dans le cas de cultures associées. Les associations de cultures y sont fréquentes (ex : radis-carottes-fèves ; navets-panais-fèves ; carottes-poireaux ; etc.).

Cette parcelle fait partie des parcelles les plus intensément travaillées (1,48 h de travail/m² cultivé selon Guégan et Léger (2015)). C'est également la parcelle étudiée qui reçoit la quantité de MO fraîche la plus importante dans les parcelles étudiées. En 2016, cette parcelle a reçu environ 147 kg de MO fraîche par m² cultivé. Cette quantité très importante d'apports s'explique en partie parce que 10320 kg d'anciennes couches chaudes ont été appliquées sur les planches plates en 2016 car elles s'affaissaient. On peut donc considérer ces apports comme exceptionnels. Sans prendre en compte les couches chaudes, les apports s'élèvent à environ 58 kg de MO par m² cultivé, ce qui reste une quantité considérable.

Les allées ont une surface importante (279 m²) vis-à-vis de la surface cultivée (116m²) et reçoivent également une quantité de MO non négligeable (environ 26 kg de MO/m² cultivé). Par conséquent, le stockage de Corg sera également mesuré dans les allées. Les allées reçoivent de la MO fraîche via le paillage (BRF, paille, ...) afin de limiter la pousse des adventices.

Dans le cadre de ce travail, cette parcelle sera appelée «parcelle planche ».

IV.2.4.2. Jardin « Grande-île » : Buttes de culture permanente et allées

Au sein de la ferme, ce jardin est appelé « Grande-île » car elle a la particularité d'être installée sur une île artificielle (au milieu d'une mare) réalisée à partir de la terre excavée pour creuser la mare. Le sol a par conséquent été complètement remanié.

Les buttes sont des monticules allongés de 0,8 m à 1,20 m de large et d'une dizaine de mètres de long (pas forcément rectilignes). Elles font de 30 à 50 cm de haut (la hauteur varie au fil du temps) et sont fréquemment recouvertes d'un paillage (plus de la moitié de l'année).

Les buttes font également partie de la zone 1, elles reçoivent une attention particulière. Les densités y sont un peu moins importantes que sur les planches plates mais l'association de cultures y est également de mise (choux-fèves-salade ; ail-mâches ; haricots-épinards).

L'apport en MO y est important bien que moins intense que sur les planches plates. Environ 51 kg de MO/m² cultivé ont été apporté en 2016. La surface des allées est de 379 m² pour 194 m² cultivés, celles-ci seront donc prises en compte pour le calcul du stockage de Corg dans les sols. Les allées de cette parcelle ont reçu environ 15 kg de MO/m² cultivé en 2016 (annexe 1).

Dans le cadre de ce travail, cette parcelle sera appelée «parcelle butte ».

IV.2.4.3. Jardin « Agroforesterie »

Le jardin « Agroforesterie » est une parcelle gérée selon les principes d'une agroforesterie que l'on pourrait qualifier de « classique ». La surface cultivée est bordée de 2 rangées d'arbres fruitiers de taille mature (pêchers, abricotiers, pruniers). Entre 2 fruitiers sont implantées des rhubarbes. Cette parcelle ne possède pas d'allée.

La parcelle en agroforesterie est située dans la zone 2. Cela signifie que le soin, le temps et la quantité de MO fournis sont moins importants que pour les parcelles buttes et planches plates. L'année précédent l'échantillonnage, la parcelle a reçu l'association choux-carottes puis des engrains verts.

La quantité de MO apportée durant l'année 2016 peut être considérée comme nulle. Le sol meuble de cette parcelle est particulièrement fin et il est difficile d'échantillonner à la tarière en deçà de 12 à 15 cm de profondeur. En dessous de cette profondeur apparaissent assez rapidement des traces d'hydromorphie certainement causées par une nappe aquifère battante.

Dans le cadre de ce travail, cette parcelle sera appelée «parcelle agroforesterie ». Il est important de noter que, concrètement, toutes les parcelles de la ferme du Bec-Hellouin sont cultivées avec des arbres. On pourrait donc toutes les qualifier d'agroforestières à des degrés divers.

IV.2.4.4. La forêt-jardin et allées

La forêt-jardin est située dans la zone 3, elle est donc l'objet de relativement peu de soins. Implantée en 2008 et d'une superficie de 1160 m², c'est un système cultural qui tend vers l'autonomie (c'est-à-dire le moins d'interventions extérieures possible). Dès lors, le temps de travail par unité de surface est beaucoup moins important (chiffres non disponibles) et les apports en MO sont principalement destinés à empêcher les adventices de prendre le dessus sur les plantes cultivées. En 2016, environ 3970 kg de MO fraîche furent apportés à la forêt-jardin, soit une moyenne de 3,4 kg par m² (la

surface totale est de 1160 m²; les proportions des surfaces cultivées et des allées ne sont pas connues).

La forêt-jardin est composée d'une petite dizaine d'ilôts cultivés en strates verticales (cf. Synthèse bibliographique). La strate arborée est clairsemée et composée de quelques arbres (pommiers, sureaux, poiriers, cornouillers sanguins, etc.). La strate arbustive est la plus développée et la plus dense (groseilliers, framboisiers, cassis, noisetiers, etc.). La strate grimpante comprend quelques mûriers. La strate herbacée est principalement spontanée et largement représentée par la consoude et l'ortie. Les allées sont enherbées et aucun apport de MO n'y sont faits. Les allées présentent des profondeurs de sol similaires à la parcelle cultivée en agroforesterie (12-15 cm) mais les îlots cultivés sont plus profonds (surélevés) grâce aux apports plus importants en MO qui y ont été faits lors de la plantation de la forêt-jardin.

Dans le cadre de ce travail, cette parcelle sera appelée «parcelle forêt-jardin», parfois abrégé «FJ».

IV.2.5. Pâturage

Le pâturage est une parcelle appartenant à la ferme du Bec-Hellouin également. Cependant les pratiques qui y sont implémentées relèvent d'un pastoralisme, certes peu intensif, mais somme toute assez conventionnel. Sur une surface totale de 3,4 ha, une vingtaine de moutons y pâturent de mars à novembre ainsi que parfois 3 chevaux et un âne. Aucun apport particulier n'a été effectué sur ce pâturage depuis le lancement de la ferme du Bec-Hellouin. Le Bec (ruisseau) passe dans son canal en bordure du pâturage. Entre le Bec et la pâture s'élève une rangée d'arbres (cerisiers, d'aubépines et de saules). L'échantillonnage a été effectué à des distances entre 10 et 30 m du ruisseau.

L'intérêt de la pâture est qu'elle est représentative de la situation des parcelles de la ferme avant la mise en culture. Avant leur mise en culture, les surfaces cultivées de la ferme du Bec-Hellouin étaient le prolongement de ce pâturage.

IV.2.6. Forêt

La forêt est située à l'extrémité de la plaine alluviale à une cinquantaine de mètres du pâturage. Cette forêt est assez clairsemée et semble juvénile. Elle est composée d'érables champêtres, de noisetiers, de frênes, de quelques chênes (principalement en lisière de forêt), ainsi que de quelques houx. Dans la strate basse, on trouve des épiaires des bois, des sceaux de Salomon, des jacinthes des bois, lamiers, gouets maculés, fougères aigles (*Pteridium aquilinum*), etc. Le sol y est très variable selon qu'on reste proche de la lisière ou qu'on s'en éloigne où le sol devient alors plus tourbeux (plus de 50 m de la lisière). Les échantillons ont été prélevés dans la partie proche de la lisière (partie non tourbeuse). La profondeur n'est pas grande et il a été difficile d'échantillonner l'horizon 20-40 cm de profondeur (car la charge caillouteuse y est très importante).

IV.2.7. Parcelle en agriculture conventionnelle

Cette parcelle est gérée selon des pratiques agricoles assez intensives orientée vers la production de céréales et de protéagineux (blé tendre, orge, colza, pois, etc.). La rotation qui s'y effectue le plus souvent est la rotation triennale blé/pois/blé. L'échantillonnage de cette parcelle s'est fait lors de la troisième année de rotation (sous culture de blé donc). Le sol est labouré entre chaque culture selon un labour peu profond. La fertilisation est minérale. L'utilisation de pesticides est courante, notamment des fongicides sur les cultures de blé (3 passages par saison).

IV.3. Analyses des échantillons

IV.3.1. Analyses physico-chimiques (Laboratoire de pédologie de la Hulpe)

Dans un premier temps, les échantillons ont été envoyés au Laboratoire de pédologie de la Hulpe afin de caractériser les propriétés physico-chimiques des sols étudiés. Les paramètres mesurés sont le pH H_2O , le pH KCl, la granulométrie, le pourcentage en carbonates, les éléments biodisponibles (P, K, Na et Ca) et le carbone organique total.

IV.3.1.1. Le pH H_2O et pH KCl

La détermination du pH H_2O s'est faite par l'ajout d'eau distillée aux échantillons selon un rapport massique sol/solution de 1/5 (norme ISO 10390, 2015) puis mesure dans la solution. Cette mesure indique la quantité d'ions H^+ présents dans la solution du sol : on parlera d'acidité actuelle (ou active). La méthode utilisée pour déterminer le pH KCl est semblable à celle utilisée pour le pH H_2O , si ce n'est qu'une solution de KCl 1M est utilisée à la place de l'eau distillée. Cette mesure prend en compte la partie d'ions H^+ et Al^{+++} du complexe d'échange la plus à même de jouer un rôle écologiquement important dans une période de temps limitée. Cette dernière mesure est moins variable dans le temps que le pH H_2O et donc plus fiable.

IV.3.1.2. Granulométrie

La granulométrie a été déterminée par sémination gravitaire en utilisant la méthode de la pipette (NF X11-681, 1982). Cette technique a permis de déterminer la quantité d'argiles (<2µm), de limons fins (2-20 µm), limons grossiers (20-50 µm), sables fins (50-200 µm) et sables grossiers (200-2000 µm).

IV.3.1.3. Pourcentages en carbonates

L'éventuelle présence des carbonates est détectée à l'aide d'un test à l'HCl. Si le test se révèle positif, la quantité de carbonates est quantifiée selon la norme ISO 10694 (titrage de l'HCl en excès).

IV.3.1.4. Les éléments biodisponibles (P, K, Na et Ca)

La quantification des éléments biodisponibles a été réalisée à l'aide d'une extraction à l'EDTA (Ethylène Diamine Tétra-Acétique) dans une matrice d'acéate d'ammonium (Lakanen and Erviö 1971). Les quantités de cations biodisponibles (K, Na et Ca) ainsi extraits ont ensuite été mesurées par spectroscopie d'absorption atomique tandis que celles du P biodisponible ont été déterminées par spectrophotométrie.

IV.3.1.5. Carbone organique total

La quantité de carbone organique présente dans les échantillons a été estimée par la technique de la combustion flash (norme ISO 10694). La méthode consiste en une minéralisation à 900-1000°C d'une quantité déterminée de l'échantillon (0,25 g) et d'une quantification du CO_2 émis par infrarouge. Ces températures sont suffisantes pour dégrader les carbonates. Afin de ne pas fausser la mesure du Corg total, il convient donc de décarbonater les échantillons avant leur minéralisation. Cette analyse a été effectuée sur les échantillons des surfaces cultivées ainsi que sur les échantillons des allées.

IV.3.2. Autres analyses

Dans un deuxième temps, ce qu'il restait des échantillons tamisés à 2 mm au laboratoire de la Hulpe a été ramené au laboratoire de géopédologie de l'Université de Liège à Gembloux. Les analyses présentées ci-dessous y ont été effectuées (à l'exception de la diffractométrie de rayons X).

IV.3.2.1. Calcul des densités apparentes et des stocks

Les densités apparentes ont été calculées selon la technique d'excavation (Blake et Hartge, 1986) modifiée. Selon cette méthode, le sol était prélevé sur 20 cm de profondeur (si possible) dans un trou d'une dizaine de centimètres de diamètre. Un sachet en plastique fin était ensuite appliqué sur les parois du trou et le sachet était ensuite rempli de sable jusqu'à la surface du sol. Le volume de sable ainsi utilisé pour remplir le trou était ensuite mesuré et supposé égal au volume de sol excavé. Le sol excavé a été séché à l'étuve à 50°C puis pesé. Les échantillons séchés ont ensuite été tamisés à 2 mm après destruction de la structure de ceux-ci afin que le refus du tamis soit uniquement composé des pierres et particules de MO (bois) supérieures à 2 mm. Le refus du tamis a ensuite été séché à l'étuve à 50°C, puis pesé, puis son volume a été mesuré par immersion complète dans de l'eau contenue dans une colonne graduée. Une dernière étape a consisté à séparer la MO > 2mm des pierres > 2mm par flottaison. Les pierres ont ensuite été séchées à l'étuve à 50°C puis pesées, puis leur volume a été mesuré avec la même méthode que présenté précédemment.

La charge caillouteuse pouvait ainsi être calculée : $S = V_S / V_{TOT}$ où S est la charge caillouteuse, V_S est le volume mesuré de cailloux et V_{TOT} est le volume total prélevé.

La densité apparente du sol a également pu être calculée : $\partial_{sol} = P_{TOT} / V_{TOT}$ où ∂_{sol} est la densité apparente du sol, P_{TOT} est le poids total de sol prélevé et V_{TOT} est le volume total prélevé. Cependant, cette densité apparente n'est pas exacte pour le calcul des stocks de C_{org} dans le sol. Une densité apparente corrigée a donc été calculée :

$$\partial_{corrigée} = \frac{P_{TOT} - P_S}{V_{TOT} - V_{MO}}$$

Où $\partial_{corrigée}$ est la densité apparente corrigée, P_{TOT} est le poids total de sol prélevé, P_S est le poids des cailloux > 2mm présents dans l'échantillon, V_{TOT} est le volume total prélevé et V_{MO} est le volume des MO > 2mm présentes dans l'échantillon (volume obtenu en soustrayant le volume de cailloux >2mm au refus du tamis de 2 mm). Cette densité corrigée calcule le poids de terre (sans prendre en compte la charge caillouteuse qui n'intervient pas dans le stockage de C_{org}) par unité de volume (sans prendre en compte le volume de MO > 2 mm). Le volume de la MO particulière > 2mm a été exclu du volume de sol car cette MO a été considérée comme ne faisant pas partie du sol, n'étant présente que par l'apport récent de MO fraîche et vouée à être dégradée dans une échelle de temps relativement courte.

Les pratiques pouvant induire des modifications de densité, il serait incorrect de calculer les stocks de COS sur une profondeur donnée et égale pour tous les échantillons. Les stocks doivent donc être calculés pour une profondeur comprenant une masse équivalente de sol. En d'autres termes, il faut calculer les stocks de CES sur des profondeurs qui contiennent la même masse de sol. Des profondeurs corrigées ont donc été calculées :

$$Z_{corrigée} = Z_{forêt} * \left(\frac{\partial_{corrigée-forêt}}{\partial_{corrigée-échantillon}} \right)$$

Où $Z_{corrigée}$ est la profondeur corrigée de l'échantillon, $Z_{forêt}$ est la profondeur de la forêt, $\partial_{corrigée-forêt}$ est la densité corrigée de la forêt et $\partial_{corrigée-échantillon}$ est la densité corrigée de l'échantillon. Il a été décidé de calculer les profondeurs corrigées à partir de la situation dans la

parcelle forêt car il a été considéré que la forêt représentait la situation la plus proche de la situation initiale (avant l'implémentation des pratiques) de toutes les autres parcelles. Il a été décidé de calculer les stocks dans les 10 premiers centimètres de profondeur car la charge caillouteuse devenait très importante au-delà de cette profondeur pour certains échantillons.

Les stocks de COS ont ensuite pu être calculés selon la formule suivante :

$$Stock_{COS} = [COS] * \delta_{corrigée} * Z_{corrigée}$$

Où $Stock_{COS}$ est le stock de COS par unité de surface, $[COS]$ est la concentration en COS de l'échantillon, $\delta_{corrigée}$ est la densité apparente corrigée du sol échantillonné et $Z_{corrigée}$ est la profondeur équivalente (telle que la masse de sol est la même que dans les 10 premiers centimètres de la forêt).

IV.3.2.2. La capacité d'échange cationique et taux de saturation en bases

La capacité d'échange cationique (CEC) a été mesurée à l'aide d'une méthode de Metson modifiée. A partir de 5 g de sol, on extrait les bases échangeables (présentes sur le complexe d'échange) à l'aide de 3 rinçages à l'acétate d'ammonium 1N. L'excès d'acétate d'ammonium présent dans l'échantillon est ensuite rincé à l'aide d'éthanol dénaturé (96%). On alcalinise ensuite l'échantillon à l'aide de NaOH 50% et on distille une partie de la solution ainsi obtenue. Finalement, on titre le distillat avec une solution d'HCl 0.1N pour mesurer la CEC.

La méthode de Metson a l'avantage de mesurer simultanément la CEC et les bases échangeables. En effet, la solution d'acétate d'ammonium qui a servi à extraire les bases échangeables peut être récupérée et filtrée à 2 µm. Cette solution permet alors de doser le Mg, le K, le Na et le Ca qui étaient présents sur le complexe d'échange par spectroscopie d'absorption atomique.

Une fois les bases échangeables quantifiées, on peut calculer le taux de saturation en base via la formule suivante : $TSB = B/CEC$

Où TSB = taux de saturation en bases [%] ; B = somme des bases échangeables [méq/100g] ; CEC = capacité d'échange cationique [méq/100g].

Des informations plus détaillées du protocole suivi sont disponibles en annexe 2.

IV.3.2.3. Réserve totale en bases (TRB)

La TRB ou attaque triacide permet d'estimer la quantité totale de bases présentes dans un sol. Cette méthode consiste en la dissolution totale de la matrice minérale après minéralisation de la matière organique présente dans le sol. La minéralisation de la MO a été réalisée en mettant 0.5g de chaque échantillon dans des creusets en platine dans un four chauffé à 450°C pendant une nuit.

Les matrices minérales des échantillons ont ensuite été dissoutes à l'aide d'acide fluorhydrique et d'acide perchlorique chauffés à 250°C suivis d'une attaque à l'acide chlorhydrique 10% également chauffé à 250°C. Les solutions obtenues sont alors portées au trait avec de l'eau distillée et filtrée à 2 µm. La quantification peut alors se faire par spectroscopie d'absorption atomique.

Des informations plus détaillées du protocole suivi sont disponibles en annexe 2.

IV.3.2.4. Diffractométrie de rayons X (DRX)

Afin d'évaluer l'influence de la minéralogie du sol, et plus particulièrement des argiles, une diffractométrie de rayons X (DRX) a été réalisée dans l'unité de géologie de l'ULg sur le site du Sart-Tilman (Liège). Cette analyse a été réalisée uniquement sur les échantillons provenant des horizons de surface pour des raisons logistiques et par souci de fiabilité de la comparaison entre les différents sols analysés. Toutes les parcelles n'ont pas été analysées à nouveau pour des raisons logistiques et de budget. Les parcelles analysées à la DRX sont : la forêt, le pâturage, les planches plates (permaculture), la forêt-jardin (permaculture) et la parcelle en agriculture conventionnelle. Ces parcelles ont été choisies afin de représenter au mieux la variabilité minéralogique que l'on pouvait supposer sur l'ensemble des sites échantillonnes à partir de la carte géologique du Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) de France. Pour représenter la minéralogie moyenne du site analysé, les 3 échantillons provenant du site en question ont été mélangés à parts égales. Cinq échantillons ont donc été analysés au DRX.

Dans un premier temps, la composition minéralogique totale des échantillons a été analysée par diffraction des rayons X sur une poudre non orientée. Pour chaque échantillon, une aliquote de l'ordre de quelques grammes a été prélevée. Les échantillons ont été broyés manuellement au mortier à agate et tamisés à sec à 150 µm. Les poudres ont été placées dans un porte-échantillon par simple pression afin de limiter toute orientation préférentielle des minéraux selon la méthode de Moore et Reynolds (1989). Les spectres de diffraction ont été enregistrés pour des angles de diffraction compris entre 2 et 70° sur un diffractomètre Bruker D8-Advance Eco équipé d'un tube à rayons X avec anticathode de Cu et détecteur linéaire LYNXEYE.

Dans un deuxième temps, une aliquote de chaque échantillon séché et broyé a été prélevée et mise en suspension dans de l'eau déminéralisée, afin de disperser les agrégats. La fraction argileuse de chaque échantillon a ensuite été extraite après décantation des particules de sol en suspension pendant 50 min, après agitation. Selon la loi de Stokes, après ce laps de temps, le 1^{er} cm de la solution ne contient plus que des particules inférieures à 2 µm. Le prélèvement d'une partie de ce 1^{er} cm de la solution est placé sur une lame de verre et séché à température ambiante afin que les feuillets d'argile puissent se positionner de manière horizontale et parallèle entre eux de par la lenteur de l'évaporation. Ceci permet d'augmenter la visibilité des pics du diffractogramme et facilite l'interprétation de celui-ci. Au préalable, les échantillons avaient été traités au H_2O_2 afin d'éliminer la matière organique. En effet, la matière organique en trop grande quantité peut produire du bruit dans le signal détecté par le diffractomètre. Il est conseillé de traiter également les échantillons pour éliminer les carbonates et les sulfates. Les quantités en carbonates (mesurées au préalable) semblaient suffisamment basses pour ne pas devoir les éliminer et rien ne portait à penser qu'il y ait présence de sulfates.

La fraction argileuse est passée au diffractomètre selon 3 tests : sans traitement particulier, après saturation à l'éthylène glycol et après chauffage (500°C pendant 4h). Ces 3 analyses permettent de caractériser plus précisément les argiles présentes dans le sol. Par exemple, les kaolinites ne seront plus présentes après le chauffage, ou l'espace interfoliaire des vermiculites sera différent entre la saturation à l'éthylène glycol et le chauffage. Cela permet finalement de caractériser plus précisément la minéralogie totale des échantillons.

Des informations plus détaillées du protocole suivi sont disponibles en annexe 2.

IV.3.2.5. Fractionnement physique des matières organiques

De nombreux modèles de la dynamique de la matière organique dans les sols existent (McGill 1996 ; Parton et al. 1994 ; Paustian, 1992). La difficulté d'utilisation et de vérification du bien-fondé de la plupart de ces modèles réside dans le fait que les différents compartiments de la MO conceptualisés au sein de ces modèles ne sont pas directement mesurables (Six et al. 2002). En d'autres termes, il n'existe pas de méthode analytique qui les mesure précisément. L'avantage du modèle proposé par Six et al. (2002) est que les compartiments conceptualisés sont également des compartiments mesurables. C'est donc ce modèle qui a été choisi.

La méthode utilisée pour séparer les différents compartiments du COS s'inspire de la méthode utilisée par Doetterl et al. (2012), elle-même inspirée par la méthode mise au point par Six et al. (2002). La méthode utilisée dans le cadre de ce travail est toutefois simplifiée en comparaison de la méthode de Doetterl et al. (2012) pour des raisons de logistique.

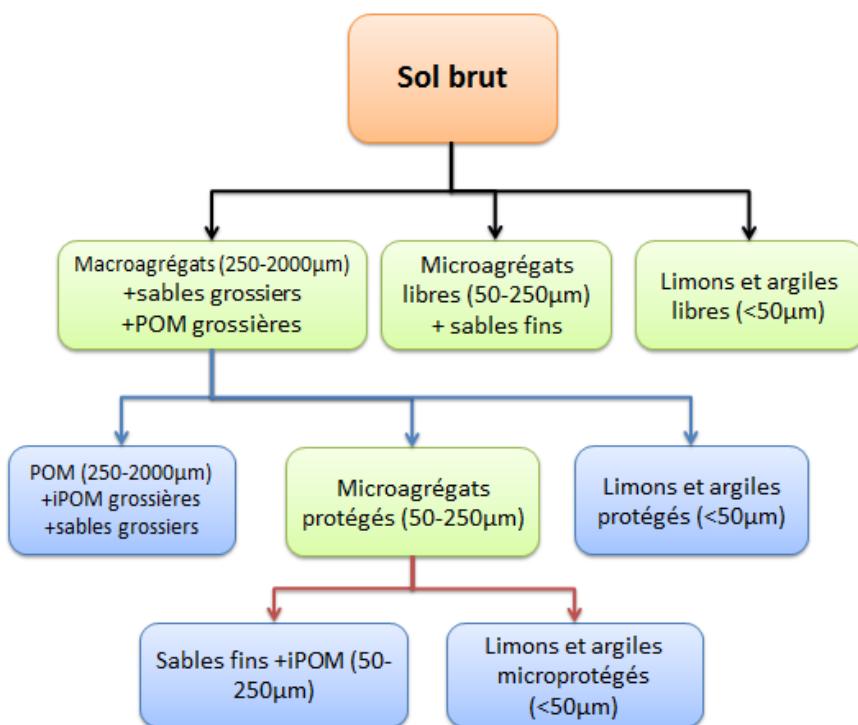


Figure 9 - Schéma de la méthode de fractionnement des matières organiques. Les rectangles verts correspondent aux fractions dont la concentration en Corg a été mesurée. Les flèches noires représentent le fractionnement par tamisage humide, les flèches bleues représentent le fractionnement par destruction des macroagrégats et tamisage humide et les flèches rouges représentent la dispersion à l'hexamétaphosphate de sodium suivi d'un tamisage à 50 µm.

Dans un premier temps, 80 g de l'échantillon brut (tamisé à 2 mm) a été prélevé et submergé dans de l'eau déminéralisée pendant 5 minutes afin de casser les agrégats les moins résistants. L'échantillon est ensuite séparé en 3 fractions par tamisage humide : les macroagrégats (250 à 2000 µm) et les matières organiques particulières grossières (POM grossières : 250 à 2000 µm ; non occlues dans les agrégats), les microagrégats libres (50 à 250 µm) et les limons et argiles libres (<50 µm) (voir figure 9). Ces 3 fractions seront appelées **fractions principales** dans la suite du travail. Chacune des fractions a été séchée dans une étuve à 60°C et pesée.

Les fractions ainsi formées sont composées en partie des sables présents dans l'échantillon. Or, les sables n'interviennent pas, ou très peu, dans les processus d'agrégation (Six et al. 2000). Dès lors, pour connaître le poids réel d'agrégats, il faut soustraire le poids de sable présent dans la fraction correspondante. On peut approximer la quantité de sable présente dans les macroagrégats ($>250\mu\text{m}$) comme étant égale au poids de sable grossier ($200\text{-}2000\ \mu\text{m}$) mesuré lors de l'analyse granulométrique. On peut faire de même avec les microagrégats libres ($50\text{-}250\ \mu\text{m}$) en soustrayant le poids des sables fins ($50\text{-}200\ \mu\text{m}$). Il est important de remarquer que cette approximation surestime la quantité de microagrégats libres et sous-estime la quantité de macroagrégats.

Dans un second temps, 10 g de la fraction des macroagrégats ont été fractionnés selon Six et al. (2000) à l'aide d'un appareil construit par J. Tullii, un étudiant ayant réalisé la même manipulation en 2016 (voir annexe 2). Ce fractionnement permet de détruire les macroagrégats tout en préservant les microagrégats protégés (microagrégats inclus dans les macroagrégats) et en libérant à nouveau des limons et des argiles (protégés). Cette nouvelle étape donne donc 3 nouvelles fractions composant les macroagrégats :

- les matières organiques particulières grossières ($250\text{ à }2000\ \mu\text{m}$) inter-agrégats (POM) et intra-agrégats (iPOM) ainsi que les sables grossiers ;
- les microagrégats protégés ($50\text{ à }250\ \mu\text{m}$) et les sables fins ;
- les limons et argiles protégés ($<50\ \mu\text{m}$) (voir figure 8).

Les limons et argiles protégés n'ont pas été récupérés lors de cette phase car le poids de cette fraction pouvait être déduit des 2 autres fractions par soustraction aux quantités de macroagrégats. Les 2 fractions ont été récupérées par tamisage humide, ont été séchées dans une étuve à 60°C et pesées.

Les 3 fractions principales ainsi que la fraction des microagrégats protégés ont alors été envoyées au Laboratoire de pédologie de la Hulpe pour mesurer leur concentration en Corg par la méthode de « flash dry combustion ».

Finalement, ce qu'il restait de la fraction des microagrégats protégés (de 0 à 1,51 g) a subi une dispersion à l'hexamétaphosphate de sodium afin de quantifier les sables fins contenus dans cette fraction car ceux-ci ne participent généralement pas à l'agrégation, selon Six et al. (2000). L'hexamétaphosphate de sodium disperse les argiles et les limons et détruit ainsi les microagrégats. La dispersion est suivie d'un tamisage humide à $50\ \mu\text{m}$ qui va permettre de récolter les sables fins et les matières organiques particulières fines intra-agrégats (iPOM fines ; $50\text{ à }250\ \mu\text{m}$) (voir figure 8).

Selon Denef et al. (2004), le poids des iPOM fines est négligeable en comparaison à celui des sables fins. L'observation des refus au tamis fait penser que cette approximation n'est pas justifiée dans le cas de ce travail. Dès lors, la seule information supplémentaire que cette dispersion a donnée est le poids réel des microagrégats protégés au sein des macroagrégats. Dans la suite du document, cette quantité de microagrégats protégés « réelle » sera appelée « limons et argiles **microprotégés** » (figure 8).

Des informations plus détaillées des protocoles suivis (tamisage humide, fractionnement des macroagrégats et dispersion à l'hexamétaphosphate de sodium) sont disponibles en annexe 2.

IV.4. Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel Minitab 17, du logiciel Matlab R2013a ainsi que d'Excel 2010. Un script Matlab a tout d'abord permis de réaliser des analyses de la variance (AV1) sur tous les facteurs pour vérifier l'influence de la parcelle, du type de pratique (toutes les parcelles en permaculture réunies en une seule population statistique), et de la profondeur (séparément pour chaque parcelle). L'influence de la parcelle au sein des parcelles en permaculture a également été testée afin de savoir si les résultats provenant de ces différentes parcelles pouvaient être réunis. Il a été décidé de tester la profondeur séparément pour chaque parcelle car on pouvait supposer qu'il y a une interaction forte entre l'effet des pratiques et de la profondeur.

Le logiciel Minitab a permis d'effectuer des analyses de la variance complémentaires ainsi que tous les regroupements des moyennes à l'aide du test de Tukey. Il a également permis de réaliser les corrélations entre les facteurs, certains graphes pour la représentation des données et d'aider à la réalisation des tableaux reprenant les moyennes et les écarts-types des différents facteurs.

Le logiciel Excel a permis de réaliser les tableaux et la plupart des graphes présentés dans ce rapport. Il a également été utilisé pour réaliser certaines régressions.

Le script Matlab utilisé pour réaliser les ANOVA est repris en annexe 4.

V. Résultats

Tous les résultats ne pourraient être montrés dans ce document vu la taille importante du jeu de données à traiter. C'est pourquoi seuls les résultats les plus intéressants sont présentés dans ce chapitre. La présentation des résultats se veut la plus synthétique possible tout en restant fidèle aux données brutes. De manière générale, les résultats sont présentés par analyse (ex : tous les résultats de la granulométrie ou tous les résultats de l'analyse DRX). Dans chaque point, les résultats sont représentés dans un tableau comprenant les moyennes, les écarts-types et les groupes du test de Tukey ($P < 0,05$) symbolisés par des lettres minuscules. Les intitulés des lignes de ces tableaux donnent déjà une information : si les 2 profondeurs sont agrégées (1 seule ligne par parcelle au lieu de 2), c'est que les analyses de la variance ont montré que la profondeur n'avait d'influence sur aucun des facteurs présentés dans le tableau. Si, éventuellement, une seule parcelle montrait une différence significative en fonction de la profondeur, cela serait mentionné dans le texte. Si les parcelles en permaculture sont agrégées en une seule ligne (ou une seule ligne par profondeur), c'est que les analyses de la variance ont montré que les valeurs des facteurs présentés dans le tableau n'étaient pas significativement différentes entre les parcelles en permaculture. A nouveau, une éventuelle exception serait mentionnée dans le texte. Finalement, le test de Tukey calcule les intervalles de confiance à partir des écarts-types de toutes les populations statistiques. C'est-à-dire que si une seule population présente une très forte variabilité, elle influencera les groupes dans lesquels sont placées toutes les moyennes. Quand il a semblé que le test effaçait trop d'informations en réunissant dans le même groupe des moyennes pourtant fort différentes, des tests complémentaires ont pu être effectués et ne sont pas forcément représentés dans les graphes bien qu'abordés dans le texte.

Afin d'alléger l'aspect des graphes et tableaux, les résultats sont présentés selon une nomenclature commune dans ceux-ci. Les parcelles en permaculture/maraîchage bio-intensif sont notées « perma » quand elles sont réunies en une seule valeur (ou une seule valeur par profondeur). Si elles ne sont pas réunies, la parcelle en agroforesterie est notée « AF » et la parcelle en planches plates est notée « planche ». La parcelle en agriculture conventionnelle est, quant à elle, notée « conv ». Les autres parcelles sont notées selon les noms donnés dans la partie « Matériel et méthodes ».

V.1. Facteurs géologiques

Bien qu'il soit impossible d'isoler tout à fait l'effet de la géologie sur les facteurs mesurés dans le cadre de ce travail, certains de ceux-ci sont plus directement liés à la nature de la roche-mère. Les résultats des mesures de la TRB, du pourcentage en carbonates, de la granulométrie et de la DRX sont, bien qu'évidemment influencés par les processus pédologiques et les conditions environnementales, les facteurs les plus représentatifs de la géologie des sites étudiés. Ils seront donc étudiés conjointement afin de comprendre au mieux le système et intégrer dans la discussion les effets probables de la nature de la roche-mère sur l'ensemble des résultats.

V.1.1. TRB

Tableau 2- Réserves totales en bases (K, Mg, Na et Ca) en mg/100g de sol. Valeurs moyennes par parcelle et écarts-types. Regroupement à l'aide du test des séparations des moyennes de Tukey avec un degré de confiance de 95%.

TRB	TRB K (mg/100g)			TRB Mg (mg/100g)			TRB Na (mg/100g)			TRB Ca (mg/100g)		
Parcelle	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe
forêt	833,6	55,8	b	182,8	51,5	c	404,3	55,0	ab	259,0	37,1	e
pâturage	842,9	39,5	b	217,3	22,9	abc	381,6	41,7	ab	580,3	76,0	cde
conv	1291,6	37,8	a	252,5	19,8	abc	609,1	41,9	a	387,2	11,2	de
forêt-jardin	866,2	74,2	b	205,3	48,2	bc	335,6	67,5	b	967,1	462,1	bcd
AF	876,3	129,8	b	273,1	46,9	ab	303,1	70,6	b	1379,0	395,9	ab
butte	846,5	54,2	b	203,8	20,7	bc	360,4	17,7	ab	1045,2	182,5	bc
planche	850,1	75,3	b	273,1	20,3	a	431,3	233,3	ab	1617,2	265,8	a

Tableau 3 - p-valeurs des analyses de la variance avec le modèle AV2 hiérarchisé : Parcelles Profondeur(Parcelles).

P-VALEURS	TRB K (mg/100g)	TRB Mg (mg/100g)	TRB Na (mg/100g)	TRB Ca (mg/100g)
Parcelles	0,000***	0,007**	0,049*	0,000***
Profondeur	0,829	0,784	0,576	0,037*

Les analyses des moyennes (test de Tukey avec un degré de confiance de 95%) des valeurs de TRB ont permis de définir quelle(s) moyenne(s) étaient différentes entre elles. Les moyennes de TRB K ne sont pas significativement différentes entre elles, à l'exception de la moyenne des échantillons en agriculture conventionnelle qui est largement supérieure. Au niveau des valeurs de TRB Mg, la moyenne en forêt est significativement inférieure aux moyennes des planches plates et d'agroforesterie. Les planches plates présentent également une moyenne de TRB Mg significativement supérieure à celles de la forêt-jardin et des buttes. Les moyennes des valeurs de TRB Na sont égales entre elles, à l'exception de la parcelle en agriculture conventionnelle qui affiche des valeurs significativement plus importantes que la forêt-jardin et la parcelle en agroforesterie. Les moyennes des valeurs de TRB Ca des planches, agroforesterie et des buttes sont significativement supérieures à celles de la forêt et de la parcelle en agriculture conventionnelle. La moyenne des planches est significativement supérieure à toutes les autres moyennes, à l'exception de celle des buttes.

La profondeur n'a une influence significative que sur la TRB Na (valeurs plus grandes dans l'horizon 20-40 cm) dans la parcelle forêt et sur la TRB Ca dans la parcelle butte (valeurs plus grandes dans l'horizon 0-20 cm).

V.1.2. Carbonates

La mesure des carbonates n'a révélé la présence de ceux-ci que dans 3 des échantillons analysés : un échantillon provenant des planches plates dans l'horizon 0-20 cm avec une valeur de 3,9% ; un échantillon provenant des buttes dans l'horizon 20-40 cm avec une valeur de 1,5% ; un échantillon provenant de la parcelle en agroforesterie dans l'horizon 0-20 cm avec une valeur de 1,1%. Les sols étudiés sont donc dans un état de décarbonatation avancé et le Ca présent dans ceux-ci n'est par conséquent plus protégé par la structure cristalline des carbonates.

V.1.3. Granulométrie

Les analyses statistiques des valeurs de granulométrie ne montrent pas d'influence de la profondeur d'échantillonnage pour les différentes fractions granulométriques. L'influence de la parcelle est très hautement significative (p -valeur < 0,001) pour les valeurs de limon grossier, de sable fin et de sable grossier. Elle est très significative (p -valeur < 0,01) pour les valeurs de limons fins. Aucune influence sur les teneurs en argile n'a été mise en évidence par analyse de la variance.

Tableau 4 - Granulométrie : argiles (< 2 µm), limons fins (2 à 20 µm) et grossiers (20 à 50 µm), sables fins (50 à 200 µm) et grossiers (200 à 2000 µm). Valeurs moyennes et écarts-types par parcelle. Regroupement à l'aide du test des séparations des moyennes de Tukey avec un degré de confiance de 95%.

GRANULOMETRIE	Argile [%]			Limon fin [%]			Limon grossier [%]			Sable fin [%]			Sable grossier [%]		
	Parcelle	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ
forêt	15,11	4,21	a	20,34	2,86	b	35,61	1,60	b	20,50	2,85	a	8,43	1,64	de
pâturage	15,44	2,14	a	26,23	1,95	a	30,34	0,46	de	15,82	1,29	b	12,17	1,10	bc
conv	13,47	2,95	a	24,08	1,53	ab	43,42	1,50	a	14,38	0,21	b	4,66	0,72	e
forêt-jardin	10,18	0,31	a	25,18	1,37	ab	33,04	1,06	c	14,79	0,41	b	16,82	2,47	a
AF	16,15	1,02	a	28,53	4,55	a	28,73	0,17	e	15,52	2,03	b	11,06	2,06	cd
butte	12,79	2,67	a	27,53	2,91	a	30,75	0,50	de	13,76	0,60	b	15,18	0,60	ab
planche	14,61	3,78	a	26,04	2,99	a	31,30	0,55	cd	15,75	1,03	b	12,29	1,97	bc

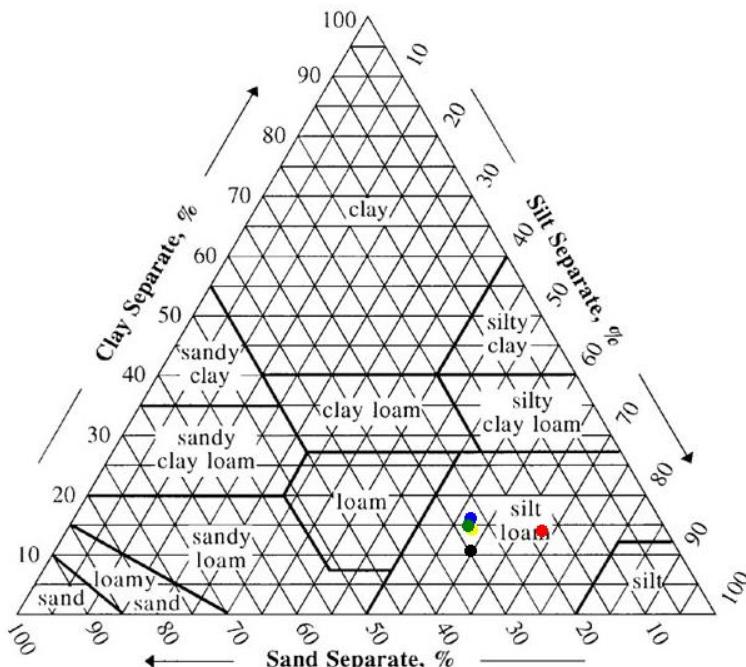


Figure 10 - Triangle des textures de la taxonomie des sols de l'USDA. Point rouge = conventionnel (0-20 cm), point bleu = pâture (0-20 cm), point vert = planches plates (0-20 cm), point jaune = forêt (0-20 cm), point noir = forêt-jardin (0-20 cm).

Comme le montre la figure 10, les classes texturales des sols échantillonnés sont relativement homogènes. Les échantillons provenant de la parcelle en agriculture conventionnelle montrent toutefois une quantité de limon grossier plus importante de manière très hautement significative (p -valeur = 0,000) par rapport aux autres échantillons. A contrario, la quantité de sable grossier est inférieure dans les échantillons sous agriculture conventionnelle, de manière très hautement significative à nouveau (p -valeur = 0,000). Néanmoins, selon la taxonomie des sols de l'USDA et comme le montre également la figure 10, tous les sols échantillonnés sont des sols limoneux fins.

V.1.4. DRX

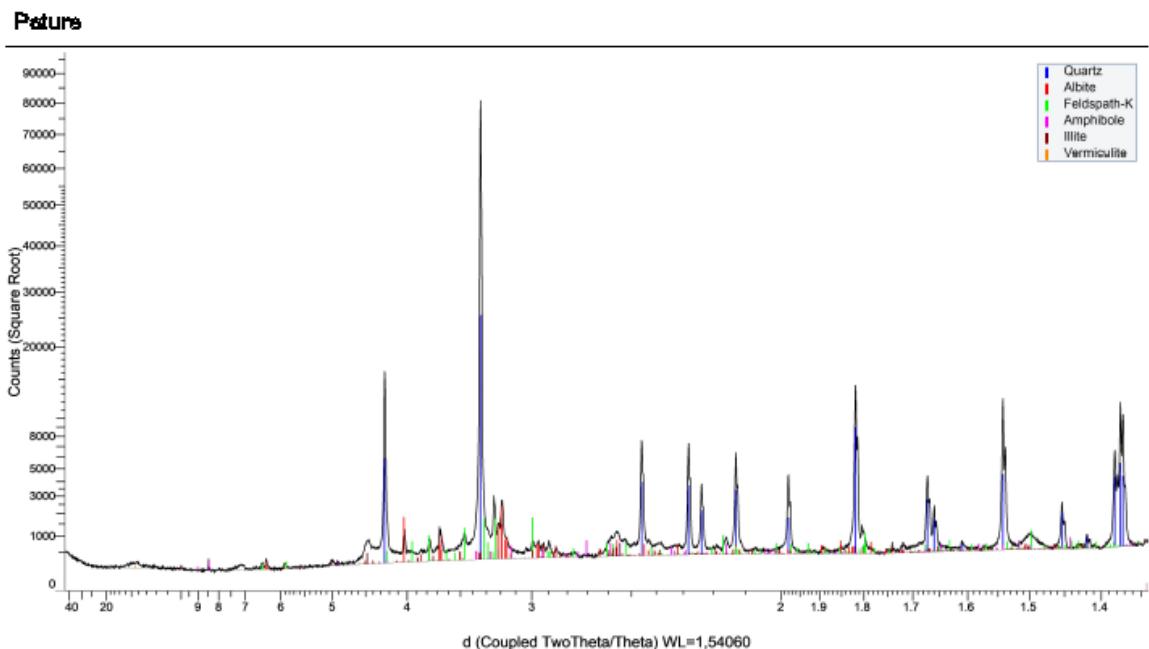


Figure 11 - diffractogramme de poudre, parcelle pâture. Provient du logiciel EVA 3.2. La mesure réelle est représentée par la courbe noire, les pics colorés sont des pics théoriques correspondant à différents minéraux définis de manière semi-automatique. Abscisse : distance interréticulaire, ordonnée : transmission lumineuse.

La DRX effectuée sur la poudre de sol brut (fraction terre fine < 2mm) donne un diffractogramme par échantillon sur lequel des pics théoriques contenus dans la base de données d'EVA 3.2 et correspondant à différents minéraux sont ajustés. Pour les 5 échantillons testés (forêt, pâturage, conventionnel, forêt-jardin et planches plates dans l'horizon 0-20 cm), l'analyse des diffractogrammes a indiqué la présence de quartz, de plagioclases et de feldspath-K. La présence d'amphiboles a été détectée dans les échantillons provenant de la pâture et de l'agriculture conventionnelle. La présence de calcite a également été détectée dans les parcelles forêt-jardin et planches plates. Le diffractogramme de la parcelle pâture est repris sur la figure 11. Les autres diffractogrammes sont repris dans l'annexe 3.

La DRX effectuée sur la fraction argileuse a permis de déterminer la présence d'illites et de vermiculites (argiles gonflantes) dans la fraction argileuse de chacun des échantillons testés. La présence d'illite a été déterminée par l'absence de modification du pic à 10 Å (ou 2Theta = 9° sur la figure 12) sous l'influence des 3 tests réalisés sur la fraction argileuse (pas de manipulation particulière ; saturée à l'éthylène glycol ; chauffée à 500°C pendant 4h). La présence de vermiculite a été déterminée par le rabattement du pic à 14 Å après chauffage (ou 2Theta = 6° sur la figure 12). La figure 12 reprend le diffractogramme de la fraction argileuse de l'échantillon provenant de l'horizon supérieur de la pâture. Les autres diffractogrammes réalisés sur les fractions argileuses sont repris en annexe 3. La signification des angles 2Theta (axe des abscisses de la figure 12) est donnée dans l'annexe 3.

La quantification de ces différents minéraux a ensuite été effectuée à l'aide du programme Topas. Les résultats de cette quantification des minéraux sont présentés dans le tableau 5.

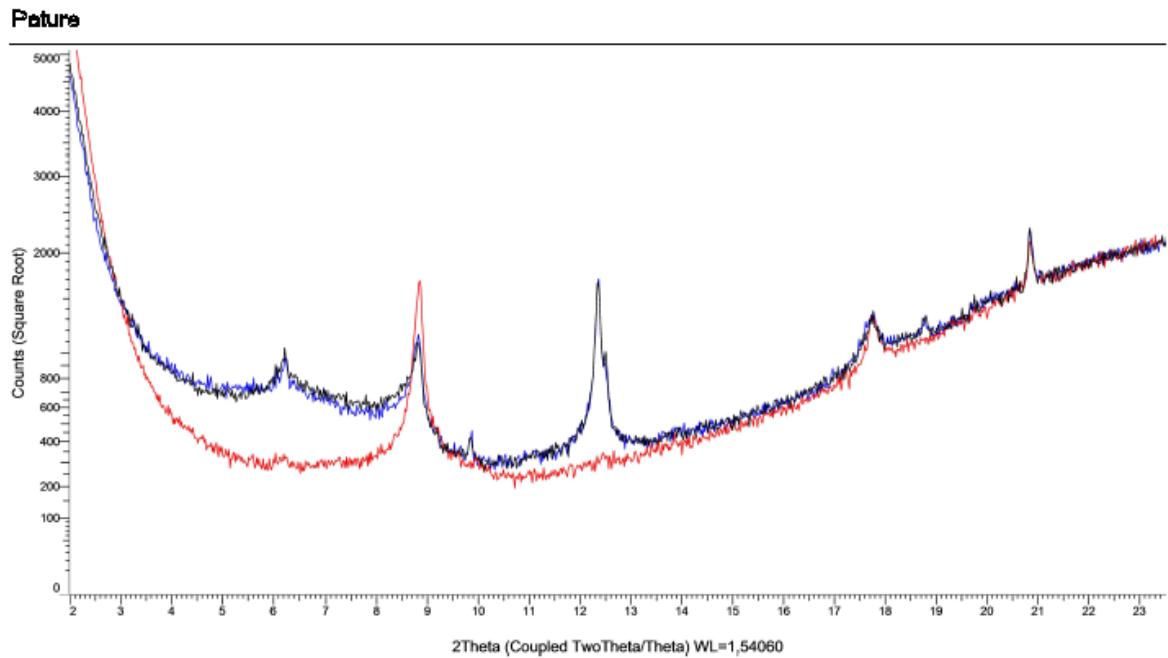


Figure 12 - Diffractogramme de la DRX sur les argiles granulométriques de l'échantillon pâture dans l'horizon 0-20 cm.
Courbe noire : argiles n'ayant pas subi de traitement spécifique; courbe bleue : argiles traitées à l'éthylène glycol; courbe rouge : argiles chauffées (500°C pendant 4h). Abscisse : distance interréticulaire, ordonnée : transmission lumineuse.

Tableau 5 - Résultats de la quantification des minéraux par la DRX à l'aide du logiciel Topas.

DRX	Quartz [%]	Plagioclase [%]	Feldspath-K [%]	Calcite [%]	Illite [%]	Vermiculite [%]	Amphibole [%]
Forêt	78	9	3	0	6	4	0
Pâturage	73	10	3	0	7	6	1
Conv	70	11	5	0	7	6	1
Forêt-jardin	76	8	3	2	6	5	0
Planche	71	9	3	3	8	6	0

Aucun réplicat n'ayant été effectué sur les mesures, il est impossible de déterminer l'écart-type au sein d'une même parcelle et donc l'intervalle de confiance de ces mesures. Le petit nombre d'échantillons ne permet pas de mettre en évidence l'existence ou non de différences significatives entre les parcelles ou entre les types de pratiques. Cependant, la précision assez limitée de la quantification des minéraux à partir des résultats de la DRX permet de supposer qu'aucune différence significative n'aurait été mise en évidence. Les résultats témoignent, dès lors, d'une certaine homogénéité entre les parcelles. De plus, les mesures montrent la part importante que le quartz possède au sein des sols étudiés (moyenne de 74%).

V.2. Facteurs pédologiques

Les facteurs suivants (pH eau, pH KCl, Corg, densité apparente et CEC) sont moins directement liés à la géologie et plus affectés par les processus pédologiques, par l'état d'altération du sol. En tant que facteurs pédologiques, ils seront, par conséquent, fortement influencés par l'ensemble des facteurs de l'équation de Jenny (topographie, roche-mère, végétation, climat et pratiques anthropiques).

V.2.1. pH eau et pH KCl

Tableau 6 - Acidité actuelle (pH eau), acidité d'échange (pH KCl) et delta pH. Valeurs moyennes par types de pratiques. Regroupement à l'aide du test des séparations des moyennes de Tukey avec un degré de confiance de 95%.

pH	pH_eau			pH_KCl			delta pH		
Parcelle	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe
forêt	5,54	0,74	c	4,22	0,51	c	1,33	0,27	a
pâturage	6,58	0,39	b	5,61	0,55	b	0,97	0,18	b
conv	7,11	0,51	ab	6,22	0,73	ab	0,89	0,27	b
forêt-jardin	7,22	0,20	ab	6,75	0,25	a	0,47	0,09	c
AF	7,62	0,02	a	7,00	0,02	a	0,62	0,04	bc
butte	7,42	0,09	a	6,94	0,08	a	0,48	0,02	c
planche	7,50	0,10	a	6,96	0,09	a	0,54	0,05	c

La profondeur n'a aucune influence significative sur le pH eau et le pH KCl. L'influence des parcelles est, quant à elle, très hautement significative sur ceux-ci (p-valeur = 0,000 pour les deux facteurs). La différence entre le pH eau et le pH KCl (delta pH) est également influencée de manière très hautement significative (p-valeur = 0,000) par les pratiques et pas par la profondeur. Cette différence semble corrélée négativement au pH (l'un et l'autre) (tableau 6). Ceci semble normal étant donné que des concentrations en H^+ importantes dans la solution du sol (pH eau faibles) auront tendance à entraîner une acidification du complexe d'échange.

V.2.2. Carbone organique total

La quantité de carbone organique total est influencée de manière très hautement significative à la fois par les pratiques (p-valeur = 0,000) ainsi que par la profondeur d'échantillonnage (p-valeur = 0,000). En rassemblant les différentes modalités de culture que l'on peut retrouver au sein de la ferme du Bec-Hellouin selon les 2 profondeurs d'échantillonnage, on trouve les mêmes niveaux de significativité de l'influence des pratiques (p-valeur = 0,000) et de la profondeur (p-valeur = 0,000).

Tableau 7 - Concentrations en Corg. Valeurs moyennes et écarts-types et test de Tukey 95% par parcelle et par profondeur.

Parcelle	Profondeur	Carbone org (g/kg)		
		moyenne	σ	groupe
forêt	0-20 cm	27,98	0,24	e
	20-40 cm	16,50	8,30	ef
	0-20 cm	49,13	3,59	d
	20-40 cm	46,39		cd
pâturage	0-20 cm	11,00	0,88	f
	0-20 cm	60,27	4,26	bcd
forêt-jardin	0-20 cm	60,27	4,26	bcd
	20-40 cm	49,35	2,15	d
AF	0-20 cm	66,52	3,81	ab
	0-20 cm	69,88	0,23	ab
butte	0-20 cm	58,07	2,78	bcd
	20-40 cm	73,00	5,40	a
planche	0-20 cm	63,22	6,86	abc
	20-40 cm			

Le tableau 7 ainsi que la figure 13 montrent clairement l'accumulation de C organique dans les sols qu'entraînent les pratiques permaculturelles. En effet, les concentrations en C organique dans les sols sous permaculture sont, en moyenne, 6 fois plus importantes que celle du sol sous agriculture conventionnelle, dans la profondeur d'échantillonnage 0-20 cm.

Les conditions desquelles proviennent les sols en permaculture avant l'implémentation des pratiques culturales sont les mieux représentées par le pâturage. Seules les concentrations de l'horizon 0-20cm en permaculture (à l'exception de la forêt-jardin) sont significativement supérieures à celles que l'on trouve dans le pâturage (tableau 7).

Il est intéressant de remarquer que le pâturage affiche des concentrations en C organique beaucoup plus importantes que celle de la forêt. L'agriculture conventionnelle montre quant à elle des teneurs

en Corg significativement inférieures à toutes les autres parcelles à l'exception de l'horizon 20-40 cm de la forêt.

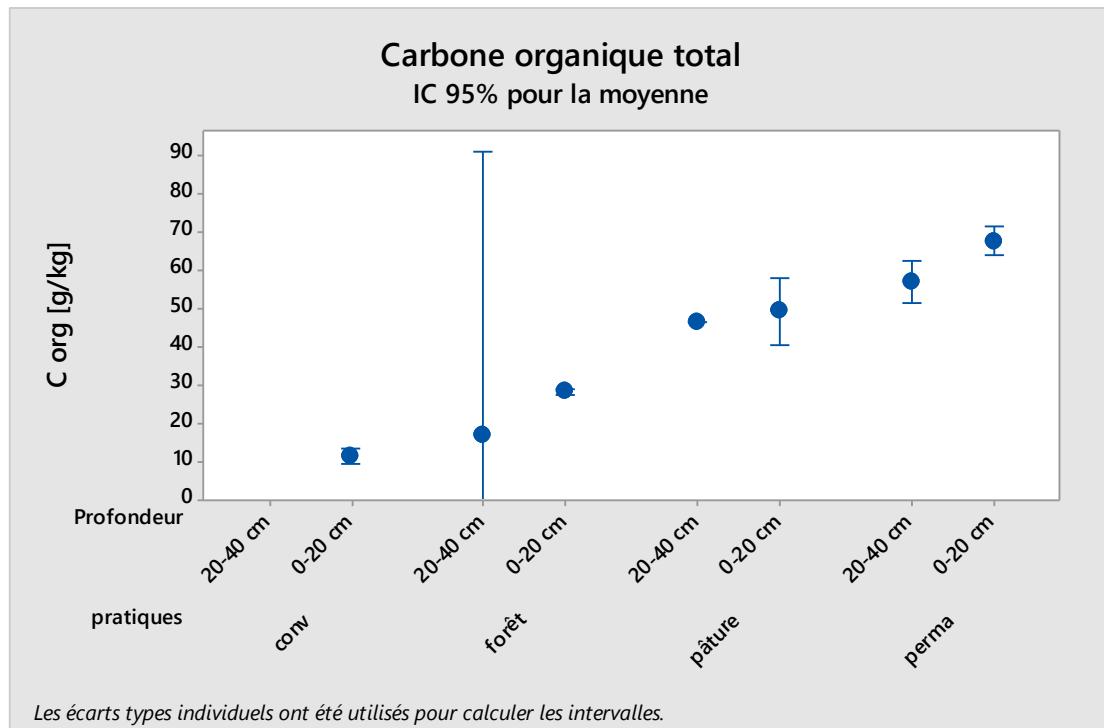


Figure 13 - Carbone organique total et intervalles de confiance par profondeur et par type de pratique.

V.2.3. Densités apparentes et stocks totaux de Corg

Tableau 8 - Charges caillouteuses, densités corrigées, teneurs en Corg, profondeurs corrigées et stocks de Corg dans les sols. Valeurs moyennes, écarts-types et test de Tukey avec degré de confiance de 95% par parcelle.

	Charge caillouteuse [%]	densité corrigée	Corg [g/kg]	profondeur corrigée [cm]	Stock de C [Mg/ha]		
					moyenne	σ	groupe
forêt	1,00	0,99	28,0	10,0	27,6	0,239	d
conv	4,20	1,19	11,0	8,3	10,9	0,871	e
pâturage	0,00	1,03	49,1	9,6	48,6	3,55	c
foret-jardin	2,90	0,77	60,3	12,8	59,6	4,21	b
AF	1,60	0,95	66,5	10,5	65,7	3,77	ab
butte	2,20	0,54	69,9	18,3	69,1	0,229	a
planche	3,90	0,53	73,0	18,8	72,1	5,34	a

Le calcul des stocks de C dans le sol donne des tendances très proches de celles des concentrations en Corg. Cela s'explique par la faible charge caillouteuse qui intervient dès lors assez peu dans les résultats de stocks totaux ainsi que par la méthode utilisée pour calculer la profondeur corrigée, méthode qui annule l'effet des densités de sol (voir tableau 8). L'influence des pratiques sur les stocks de Corg est très hautement significative (p -valeur = 0,000). L'agrégation des résultats des mesures de stocks de Corg dans les sols ne change pas la p -valeur liée à l'influence des pratiques.

Par ailleurs, on peut remarquer que les parcelles butte et planche, ainsi que la parcelle forêt-jardin à moindre mesure, ont une densité apparente bien inférieure à celle des autres parcelles.

Les pratiques de permaculture stockent donc en moyenne 18,02 Mg (ou tonnes) de Corg par hectare cultivé en plus que le pâturage (tableau 9). En prenant en compte le fait que les parcelles en permaculture sont cultivées depuis 12 ans et en faisant l'hypothèse que les niveaux de Corg étaient égaux à ceux de la pâture avant le début de l'exploitation, le taux de stockage annuel moyen dans les 10 premiers centimètres (équivalents) induit par les pratiques de la ferme est d'approximativement 1,50 Mg par hectare cultivé et par année de culture. En d'autres termes, cela représente une augmentation annuelle moyenne du stock de Corg de 2,66%, soit plus de 6 fois l'objectif des « 4 pour mille » lancé en France par l'INRA à la fin du XXème siècle.

Cette augmentation du stock de Corg dans les sols de la ferme du Bec-Hellouin est une moyenne des parcelles étudiées. Si on ne prend en compte que la parcelle planche, cela donne une augmentation de 23,5 Mg de Corg par ha cultivé stocké dans les 10 premiers centimètres équivalents. Cette parcelle est cultivée non pas depuis 12 ans mais depuis 6 ans, ce qui donne une augmentation du stock de 3,9 Mg de Corg par hectare cultivé et par an. Soit une augmentation annuelle moyenne du stock de 6,80%, en d'autres termes 17 fois l'objectif des « 4 pour mille ».

Tableau 9 - Stocks de Corg. Moyennes, écarts-types et test de Tukey 95% par type de pratique.

	Stock de C [Mg/ha]		
	moyenne	σ	groupe
foret	27,6	0,239	d
conv	10,9	0,871	c
pâturage	48,6	3,55	b
perma	66,62	5,89	a

Tableau 10 - Charge caillouteuse, densités corrigées, teneurs en Corg, profondeurs corrigées et stocks de Corg dans les sols des allées. Valeurs moyennes, écarts-types et test de Tukey avec degré de confiance de 95% par type d'allée.

	Charge caillouteuse [%]	densité corrigée	Corg [g/kg]	profondeur corrigée	Stock de C [Mg/ha]		
					moyenne	σ	groupe
Allées planche	6,10	0,59	87,1	16,7	86,1	8,158	a
Allées butte	2,70	0,47	81,3	21,0	80,4	20,337	a
Allées forêt-jardin	0,00	1,07	47,8	9,2	47,3	3,42	b

La surface des allées de 3 des jardins de la ferme du Bec-Hellouin (planche, butte et forêt-jardin) représentent des surfaces importantes relativement aux surfaces cultivées et sont également fortement influencées par les pratiques culturales. C'est pourquoi, le calcul des stocks de C a également été réalisé sur ces allées. La profondeur corrigée a été estimée, à nouveau, à partir du ratio entre la densité apparente de la forêt et la densité de l'échantillon étudié.

Les allées des parcelles planche et butte affichent respectivement des stocks moyens plus importants que les surfaces cultivées de la parcelle correspondante (à surface égale) (tableau 10). Le test de Tukey indique cependant que les différences entre les surfaces cultivées et allées du même jardin ne sont significatives pour aucun des 3 parcelles. Les stocks de C dans les allées de la forêt-jardin sont moins importants que dans les autres allées et ne sont pas significativement différents de ceux des sols du pâturage selon le test de Tukey (non représenté dans les tableaux).

V.2.4. CEC et taux de saturation en bases

Tableau 11 - CEC, quantité de cations basiques sur la CEC par le K, le Mg, le Na et le Ca ainsi que le taux de saturation en bases. Valeurs moyennes et écarts-types par type de pratiques. Regroupement des moyennes à l'aide du test de Tukey avec un degré de confiance de 95%.

CEC	CEC (meq/100g)			K CEC (meq/100g)			Mg CEC (meq/100g)			Na CEC (meq/100g)			Ca CEC (meq/100g)			TSB (%)		
	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe
forêt	15,4	0,8	b	0,3	0,2	a	0,8	0,2	b	0,2	0,0	a	6,2	2,4	b	49,7	18,1	c
pâturage	32,6	2,0	a	0,6	0,9	a	1,6	1,2	b	0,2	0,1	a	25,2	7,6	a	77,8	19,5	b
conv	11,2	0,6	b	0,3	0,1	a	0,7	0,1	b	0,2	0,0	a	9,5	1,7	b	94,5	7,5	ab
perma	32,3	3,1	a	0,8	0,4	a	2,7	0,7	a	0,2	0,1	a	32,8	6,6	a	97,0	9,1	a

Il a déjà été observé par plusieurs personnes que la méthode utilisée pour déterminer la CEC (Metson modifiée) a tendance à surestimer le taux de saturation en base par la dissolution de Ca ne provenant pas du complexe d'échange cationique. C'est pour cette raison que la quantité moyenne de Ca présente sur la CEC donnée dans le tableau 11 est plus grande que la CEC pour la ligne donnant les valeurs moyennes pour les parcelles en permaculture. Cependant, la valeur des taux de saturation en bases a été maximisée à 100%.

Tableau 12 - p-valeurs des analyses de la variance avec le modèle AV2 hiérarchisé : Parcelles Profondeur(Parcelles).

P-VALEURS	CEC (meq/100g)	K CEC (%)	Mg CEC (%)	Na CEC (%)	Ca CEC (%)	TSB (%)
Parcelles	0,000 ***	0,231	0,123	0,001***	0,000***	0,000***
Profondeur	0,611	0,526	0,504	0,975	0,645	0,802

Les analyses de la variance montrent que l'influence des parcelles est très hautement significative sur la valeur de la CEC, sur les pourcentages d'occupation du Na et du Ca sur le complexe d'échange ainsi que sur le TSB (voir tableau 12). Les pratiques n'ont pas d'influence significative sur les pourcentages d'occupation du K et du Mg sur le complexe d'échange. La profondeur, quant à elle, n'a d'influence significative sur aucun de ces facteurs. Au sein des pratiques en permaculture, aucune différence significative n'a été mise en évidence entre les différentes parcelles.

Comme représenté sur la figure 14, la CEC est plus grande dans les parcelles en permaculture et le pâturage que dans la forêt et en agriculture conventionnelle. Le test de Tukey réalisé sur les valeurs de CEC montre que celle-ci est significativement plus grande dans les parcelles en permaculture et le pâturage que dans la forêt et la parcelle en agriculture conventionnelle. Le complexe d'échange est principalement occupé par des cations Ca^{2+} . Le taux de saturation en bases est plus important dans les sols cultivés (permaculture et conventionnel). La moyenne du TSB des échantillons sous culture est de 96,66% avec un écart-type de 8,85%. Celle des échantillons non cultivés est de 62,19% avec un écart-type de 22,93%. La TSB est influencée de manière très hautement significative par le fait que la parcelle est sous culture ou pas.

Les p-valeurs relatives à l'influence des pratiques et de la profondeur sur le K, le Mg, le Na et le Ca présentées dans le tableau 12 ont été testées sur les pourcentages d'occupation du complexe d'échange (%). En effet, les valeurs absolues auraient été influencées par les valeurs de la CEC, ce qui aurait brouillé les pistes d'interprétation des résultats. L'influence très hautement significative des pratiques sur le pourcentage de la CEC occupé par le Ca exprime la différence significative entre la forêt (moyenne = 40,99% ; écart-type = 16,53 %) et les parcelles cultivées (moyenne = 98,31% ; écart-type = 17,38 %).

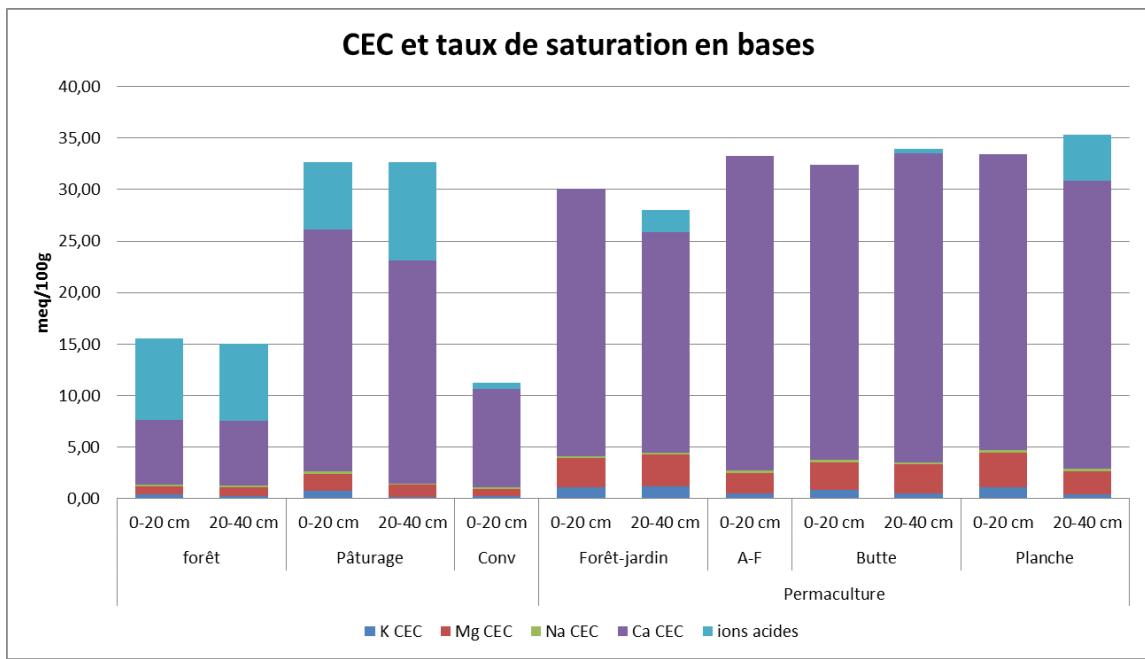


Figure 14 - CEC (hauteur totale des colonnes) et occupation du complexe d'échange par le K, le Mg, le Na, le Ca et par les ions acides.

V.3. Fertilité du sol

L'état de fertilité chimique d'un sol dépend de la capacité de ce sol à fournir les éléments nutritifs utiles au bon fonctionnement de la vie (de la plante cultivée dans le cas d'une culture). Certains éléments nutritifs (16) sont considérés comme essentiels au développement de la plante. Parmi ces éléments essentiels, 6 sont qualifiés de majeurs de par leur concentration importante dans les tissus des végétaux (N, P, K, Ca, Mg, S). L'extraction à l'EDTA permet d'estimer la quantité de 4 de ces éléments majeurs (P, K, Mg, Ca) présents dans le sol sous une forme disponible aux systèmes racinaires, on parlera de biodisponibilité.

V.3.1. Eléments biodisponibles

Tableau 13 - P, K, Mg et Ca biodisponibles (extraits à l'EDTA). Moyennes et écarts-types par pratiques. Regroupement des moyennes à l'aide du test de Tukey avec un degré de confiance de 95%.

Éléments biodisponibles	P biodispo (mg/100g)			K biodispo (mg/100g)			Mg biodispo (mg/100g)			Ca biodispo (mg/100g)		
Parcelle	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe
forêt	1,54	0,46	d	12,72	4,06	c	8,63	2,97	d	102,23	45,24	d
pâturage	1,52	0,37	d	6,04	0,89	c	12,11	1,36	d	350,42	63,90	cd
conv	3,59	0,56	cd	8,86	0,69	c	7,92	0,91	d	201,84	57,92	d
forêt-jardin	40,96	14,98	a	62,58	6,60	a	37,58	8,18	ab	693,12	262,26	bc
AF	8,48	2,27	cd	20,98	3,91	bc	25,02	1,01	c	957,51	274,02	ab
butte	21,98	4,61	bc	38,98	13,04	abc	32,21	2,01	bc	773,01	46,93	b
planche	35,43	11,00	ab	53,80	34,89	ab	43,99	5,29	a	1270,44	268,39	a

Tableau 14 - p-valeurs des analyses de la variance avec le modèle AV2 hiérarchisé : Parcelles Profondeur(Parcelles).

P-VALEURS	P biodispo	K biodispo	Mg biodispo	Ca biodispo
Parcelles	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***
Profondeur	0,295	0,805	0,532	0,211

Les parcelles exercent une influence très hautement significative sur les concentrations en éléments biodisponibles (tableau 14). La profondeur, quant à elle, n'exerce pas d'influence significative. De manière générale, la quantité d'éléments biodisponibles est beaucoup plus importante dans les parcelles en permaculture, à moindre mesure pour la parcelle en agroforesterie, que dans les autres parcelles étudiées. Les différences sont particulièrement marquées pour le P biodisponible où la moyenne des valeurs des échantillons en permaculture est 8,174 fois plus grande que la moyenne des échantillons en agriculture conventionnelle, 19,09 fois plus grande que la moyenne des échantillons provenant de la forêt et 19,34 fois plus grande que la moyenne des échantillons provenant de la pâture (tableau 13).

Il est intéressant de remarquer que la parcelle en agroforesterie affiche des concentrations en éléments biodisponibles fortement inférieures à celles des autres parcelles en permaculture, à l'exception du Ca biodisponible. Comme le montre le tableau 13, selon le test de Tukey, la parcelle planche se trouve dans le groupe avec les plus hautes valeurs (groupe a) pour tous les éléments biodisponibles quantifiés. La forêt-jardin se trouve également dans le groupe avec les plus hautes valeurs, mis à part pour le Ca biodisponible.

Selon les normes présentées par Genot et al. (2007), la parcelle en agriculture conventionnelle présente des valeurs de Ca biodisponible « bonnes ». Par contre, les quantités de P, K et Mg biodisponibles sont « basses ». Toujours selon ces normes, les parcelles en permaculture présentent toutes des valeurs en Ca biodisponible « très élevées ». Les quantités de P biodisponible sont également « très élevées » à l'exception de la parcelle agroforesterie qui présente des valeurs « bonnes ». Le seuil à partir duquel les quantités de P biodisponible sont considérées comme « très élevées » est de 13,1 mg/100g. Les parcelles en permaculture (sauf la parcelle agroforesterie) sont donc bien au-delà de ce seuil. Les quantités de K biodisponible sont « très élevées » dans la parcelle planche et la forêt-jardin, « élevées » dans la parcelle butte et « bonnes » dans la parcelle agroforesterie. Les quantités de Mg biodisponible sont « très élevées » dans toutes les parcelles en permaculture sauf la parcelle agroforesterie où les quantités sont « élevées ».

V.4. Fractionnement physique des matières organiques

V.4.1. Pourcentage massique du tamisage humide

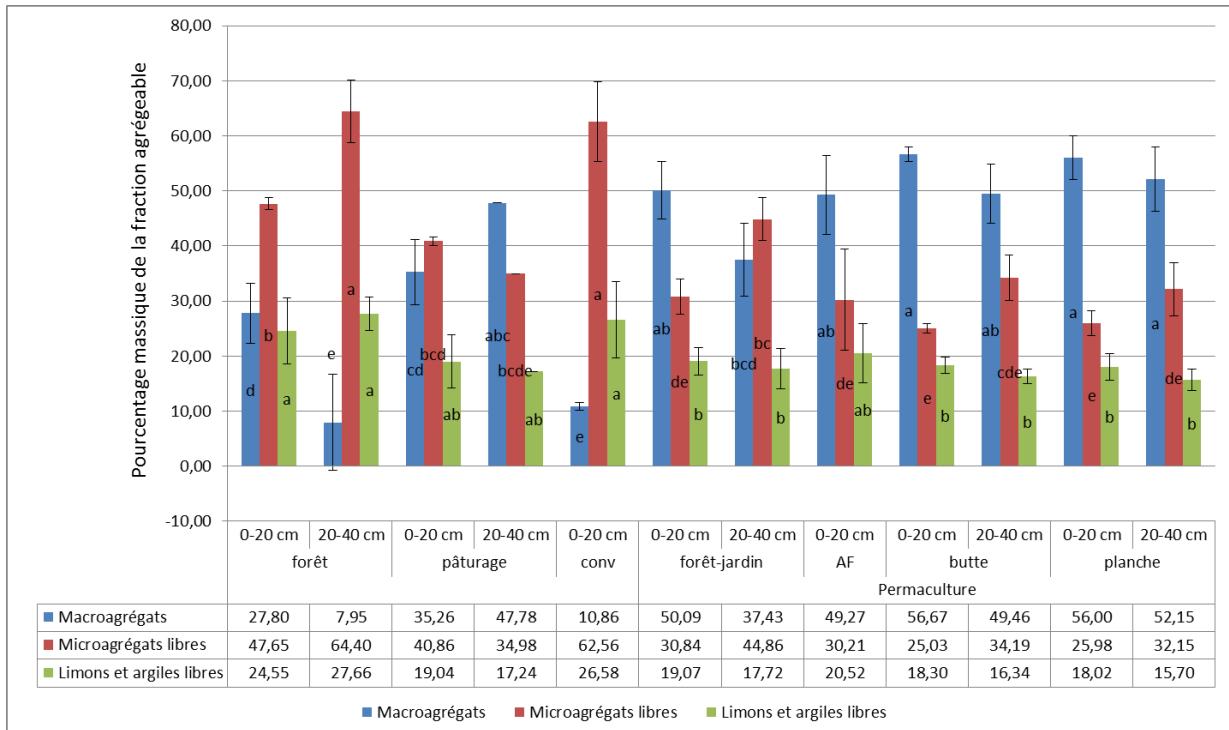


Figure 15 - Pourcentages massiques de la fraction agrégeable (tout le sol sauf les fractions sableuses). Moyennes et intervalles de confiance par parcelle et par profondeur. Regroupement des moyennes à l'aide du test de Tukey avec un degré de confiance de 95%. Les regroupements des moyennes ont été faits sur chacune des fractions séparément. Les lettres doivent donc être comparées entre elles au sein d'une même fraction.

Tableau 15 - p-valeurs des analyses de la variance avec le modèle AV2 hiérarchisé : Parcelles Profondeur(Parcelles).

P-VALEURS	Macroagrégats [% massique]	Microagrégats libres [% massique]	Limons et argiles libres [% massique]
Parcelles	0,000***	0,000***	0,001***
Profondeur	0,000***	0,000***	0,629

L'influence des parcelles est très hautement significative (voir tableau 15) sur les quantités relatives de chacune des trois fractions découlant du tamisage humide. Les pourcentages massiques calculés présentés dans la figure 15 l'ont été en ne prenant pas en compte la fraction sableuse car on peut supposer que celle-ci n'intervient pas, ou de manière très mineure, sur la formation d'agrégats et le stockage de MO (von Lützow et al. 2007). Cette fraction de sol ne prenant pas en compte le sable sera appelée fraction agrégeable dans la suite du document.

La profondeur a également une influence très hautement significative (voir tableau 15) sur la proportion de macroagrégats ($> 250 \mu\text{m}$) et de microagrégats libres (50 à 250 μm).

Dans l'horizon 0-20 cm, les proportions de macroagrégats sont significativement plus importantes dans les parcelles en permaculture que dans les autres parcelles (moyenne de l'horizon 0-20 cm en permaculture = 53,01%). Dans l'horizon 20-40 cm, les proportions de macroagrégats sont significativement plus importantes dans les parcelles en permaculture qu'en forêt. Au niveau des

quantités de microagrégats libres, les proportions sont significativement inférieures en permaculture qu'en agriculture conventionnelle et en forêt dans les 2 profondeurs échantillonnées (28,02% en moyenne dans l'horizon 0-20 cm en permaculture et 37,07% dans l'horizon 20-40 cm). Les proportions de limons et argiles libres sont également significativement plus grandes dans la forêt et en agriculture conventionnelle que dans les parcelles en permaculture, à l'exception de la parcelle en agroforesterie (19,77% en moyenne pour l'horizon 0-20 cm en permaculture). Le pâturage présente des valeurs intermédiaires pour cette fraction.

La quantité de macroagrégats a tendance à diminuer avec la profondeur (excepté dans la parcelle en pâturage) bien que la différence ne soit significative, selon le test de Tukey, que dans le cas de la forêt (figure 15). A l'inverse, la quantité de microagrégats a tendance à augmenter avec la profondeur (excepté dans la parcelle en pâturage), la différence n'étant significative que dans la parcelle en forêt et la parcelle forêt-jardin.

V.4.2. Pourcentage massique du fractionnement des macroagrégats et dispersion à l'hexamétaphosphate

Tableau 16 - Pourcentages massiques des sous-fractions des macroagrégats par rapport à la fraction agréable du sol (limons et argiles microprotégés, POM et iPOM (>250µm), limons et argiles protégés et les sables fins + iPOM (<250µm)). Moyennes et écarts-types par type de pratique. Regroupement des moyennes à l'aide du test de Tukey ($P < 0,05$).

Composition macroagrégats	Limons et argiles microprotégés [% massique]			Matière organique particulaire [% massique]			Limons et argiles protégés [% massique]			sables fins + iPOM [% massique]		
	Parcelle	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ
forêt	6,42	4,34	ab	6,18	3,76	b	4,74	3,10	ab	2,52	2,11	b
pâturage	10,32	3,67	ab	15,54	7,57	ab	4,91	3,01	ab	5,46	1,18	ab
conv	4,13	0,25	b	2,52	0,54	b	3,03	0,50	b	1,17	0,16	b
perma	10,33	3,10	a	24,59	6,89	ab	8,04	2,62	a	7,20	2,55	a

Tableau 17 - p-valeurs des analyses de la variance avec le modèle AV2 hiérarchisé : Parcelles Profondeur(Parcelles).

P-VALEURS	Microagrégats protégés [% massique]	Matière organique particulaire [% massique]	Limons et argiles protégés [% massique]	sables fins + IPOM [% massique]
Parcelles	0,009**	0,000***	0,002**	0,002**
Profondeur	0,096	0,169	0,155	0,528

Après avoir séparé le sol en 3 fractions à l'aide du tamisage humide, les macroagrégats ont eux-mêmes été fractionnés dans un premier temps à l'aide de collisions avec des billes de verre en 3 sous-fractions : matières organiques particulières inter-agrégats et intra-agrégats (respectivement POM et iPOM ; > 250 µm), microagrégats protégés (50 à 250 µm), limons et argiles protégés (<50µm). La fraction des microagrégats protégés a également été séparée à l'aide d'une dispersion à l'hexamétaphosphate, ce qui a permis de quantifier les sables fins et IPOM présents dans ces microagrégats. Pour rappel, la partie désagréggée par l'hexamétaphosphate de sodium (qui est donc passée dans le tamis à 50 µm) est appelée limons et argiles microprotégés.

Les pratiques ont une influence très hautement significative sur la proportion de POM et iPOM. Elles ont une influence hautement significative sur la proportion des 3 autres fractions. La profondeur n'a d'influence significative sur aucun de ces facteurs (tableau 17). Les analyses de la variance ont tout de même mis en évidence une influence significative de la profondeur dans la parcelle forêt sur les

POM et iPOM et sur les microagrégats protégés (quantités significativement plus importantes dans l'horizon 0-20 cm pour ces 2 fractions).

Les quantités de macroagrégats nettement supérieures en permaculture et en pâturage qu'en forêt et en agriculture conventionnelle entraînent que les différentes fractions issues de la destruction de ces macroagrégats suivent la même tendance. Les quantités de chacune des 4 fractions étudiées dans ce chapitre se retrouvent de manière plus importante en moyenne dans les échantillons en permaculture et en pâturage pour une même masse de sol.

Le test de Tukey appliqué sur les échantillons agrégés selon le type de pratique (tous les échantillons en permaculture réunis dans un même groupe) montre que les pratiques en permaculture induisent une quantité significativement supérieure pour les proportions de limons et argiles microprotégés et de limons et argiles libres que l'agriculture conventionnelle, tandis que la pâture et la forêt présentent des valeurs intermédiaires (tableau 16). Cela indique que le taux d'agrégation est plus important en permaculture qu'en agriculture conventionnelle, que ce soit à l'échelle des macroagrégats ou à l'échelle des microagrégats. Les proportions massives des POM et iPOM grossières (250 à 2000 µm) et des sables fins et iPOM fines (50 à 250 µm) contenus dans les microagrégats sont significativement supérieures dans les parcelles en permaculture qu'en agriculture conventionnelle et en forêt ; la pâture présente des valeurs intermédiaires.

Il aurait été intéressant de pouvoir différencier les POM et les iPOM grossières par test de flottaison (Gulde et al. 2008). Cependant, les dynamiques de minéralisation ne sont pas fortement différentes. En effet, suite à la destruction des macroagrégats, Beare et al. (1994) n'ont mesuré une augmentation de la minéralisation du Corg que de 1 à 2% de la totalité du Corg contenu dans les macroagrégats. Pulleman et Marinissen (2001) n'ont, quant à eux, mesuré aucune augmentation de minéralisation du Corg suite à la destruction des macroagrégats.

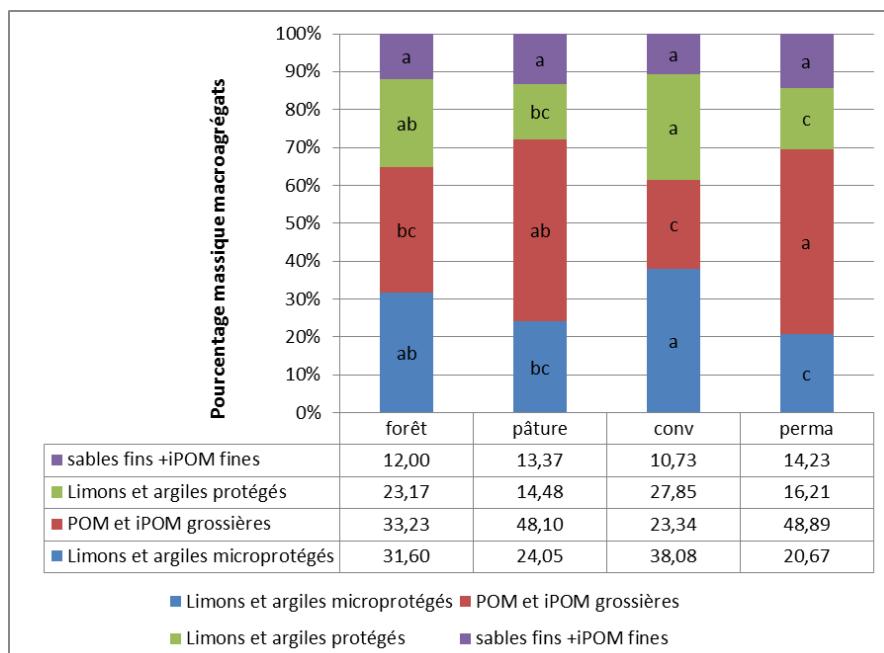


Figure 16 - Composition des macroagrégats. Moyennes par types de pratiques et regroupement des moyennes à l'aide du test de Tukey avec un degré de confiance de 95%. Les moyennes ont été regroupées séparément par fraction. La fraction « POM et iPOM grossières » n'est contenue qu'en partie dans les macroagrégats (les POM grossières ne sont pas occluses dans les macroagrégats).

L'analyse de la composition des macroagrégats (poids des fractions par unité de masse de macroagrégats) montre que les quantités de limons et argiles microprotégés et de limons et argiles libres sont significativement supérieures en agriculture conventionnelle et en forêt qu'en permaculture (figure 16). La parcelle en agriculture conventionnelle présente également une proportion en limons et argiles microprotégés significativement supérieure à celle de la pâture.

La tendance est inverse pour les POM et iPOM grossières ($>250\mu\text{m}$). La quantité de sables fins et d'iPOM fines (50 à $250\mu\text{m}$) au sein des microagrégats ne montre pas de différence significative. Les analyses de la variance ont montré que la profondeur n'avait pas d'influence significative sur ces proportions. La proportion de POM dans les macroagrégats est fortement corrélée négativement avec les proportions en limons et argiles microprotégés (coefficient de Pearson : -0,872 ; p-valeur : 0,000) et en limons et argiles protégés (coefficient de Pearson : -0,786 ; p-valeur : 0,000).

V.4.3. Concentration en Corg dans les différentes fractions

Tableau 18 – Concentrations en Corg dans les fractions : macroagrégats, microagrégats libres, limons et argiles libres, microagrégats protégés. Moyennes et écarts-types par parcelle et par profondeur. Regroupement des moyennes à l'aide du test de Tukey avec un degré de confiance de 95%.

Concentrations en Corg		Macroagrégats [g/kg]			Microagrégats libres [g/kg]			Limons et argiles libres [g/kg]			Microagrégats protégés [g/kg]		
Parcelles	Profondeur	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe
forêt	0-20 cm	32,83	4,39	c	26,11	2,76	b	20,58	0,99	bcd	34,84	2,42	c
	20-40 cm	25,89	24,86	c	14,22	7,26	b	15,98	5,99	cd	22,83	8,32	c
pâturage	0-20 cm	51,43	4,64	bc	50,08	2,36	a	33,04	2,98	ab	58,74	2,43	b
	20-40 cm	49,56	—	abc	50,28	—	a	26,02	—	abcd	65,00	—	b
conv	0-20 cm	24,57	6,34	c	10,17	1,04	b	10,23	1,48	d	16,67	3,81	c
forêt-jardin	0-20 cm	65,61	10,51	ab	58,39	4,82	a	28,99	2,73	abc	77,05	2,30	ab
	20-40 cm	50,76	6,32	bc	49,40	0,54	a	30,71	1,93	abc	63,77	1,54	ab
AF	0-20 cm	74,78	12,27	ab	61,25	4,27	a	32,35	8,09	abc	87,45	12,09	a
butte	0-20 cm	81,76	3,62	a	67,52	9,46	a	37,00	5,79	a	88,17	0,87	a
	20-40 cm	72,79	14,14	ab	57,09	2,76	a	35,29	1,16	ab	76,57	4,97	a
planche	0-20 cm	82,51	8,69	a	64,09	6,74	a	28,68	10,71	abc	89,38	3,85	a
	20-40 cm	74,66	9,77	ab	57,16	2,32	a	34,28	3,03	ab	70,62	8,48	a

Tableau 19 - p-valeurs des analyses de la variance avec le modèle AV2 hiérarchisé : Parcelles Profondeur(Parcelles).

P-VALEURS	Macroagrégats [g/kg]	Microagrégats libres [g/kg]	Limons et argiles libres [g/kg]	Microagrégats protégés [g/kg]
Parcelles	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***
Profondeur	0,352	0,004**	0,478	0,000***

Les concentrations en Corg n'ayant été réalisés que sur les 3 fractions principales (macroagrégats, microagrégats libres et limons et argiles libres) et sur les microagrégats protégés, les résultats concernant ces 4 fractions seront présentés conjointement. Il faut cependant garder à l'esprit que les microagrégats protégés composent une sous-fraction de la fraction macroagrégats, ce qui signifie que les résultats liés à ces 2 fractions sont forcément dépendants.

Les concentrations en C des différentes fractions sont influencées de manière très hautement significative par les pratiques (tableau 19). Les concentrations en Corg des microagrégats libres et des microagrégats protégés sont respectivement influencées par la profondeur de manière hautement significative et très hautement significative. Les ANOVA effectuées sur chacun des jardins

séparément montrent que la profondeur a une influence significative sur la fraction des microagrégats libres de la forêt-jardin ainsi que sur les microagrégats protégés de toutes les parcelles en permaculture (à l'exception de l'agroforesterie).

Les concentrations en Corg dans les macroagrégats sont particulièrement élevées dans les parcelles en permaculture, particulièrement dans les parcelles recevant les plus grandes quantités de MO fraîche (planche et butte) (voir tableau 18). Dans cette fraction et dans l'horizon 0-20 cm, ces 2 parcelles présentent des concentrations significativement plus importantes que dans toutes les autres parcelles qui ne sont pas en permaculture. Les concentrations en Corg dans les fractions des microagrégats libres et les microagrégats protégés sont nettement et significativement supérieures dans les parcelles en permaculture et le pâturage que dans la parcelle en agriculture conventionnelle et la forêt. Toujours selon le test de Tukey, les concentrations mesurées dans la fraction des microagrégats protégés sont, par ordre de grandeur significativement décroissant : parcelles en permaculture (avec la forêt-jardin montrant des valeurs intermédiaires), le pâturage puis la forêt et l'agriculture conventionnelle. Les tendances des concentrations de la fraction des limons et argiles libres sont moins claires, mais la parcelle en agriculture conventionnelle montre tout de même des valeurs significativement inférieures à toutes les parcelles en permaculture ainsi que l'horizon 0-20 cm du pâturage. Les concentrations en Corg dans les différentes fractions sont également représentées sur la figure 21 (avec les valeurs des parcelles en permaculture réunies par profondeur).

V.4.4. Poids de Corg dans les différentes fractions (par unité de masse de sol)

Tableau 20 – Poids de Corg dans les fractions : macroagrégats, microagrégats libres, limons et argiles libres, microagrégats protégés en g/kg. Moyennes et écarts-types par parcelle. Regroupement des moyennes à l'aide du test de Tukey avec un degré de confiance de 95%.

Parcelle	Macroagrégats [g/kg]			Microagrégats libres [g/kg]			Limos et argiles libres [g/kg]			Microagrégats protégés [g/kg]		
	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe	moyenne	σ	groupe
forêt	4,68	2,92	bc	7,84	2,04	ab	3,38	0,70	b	2,11	1,59	d
pâturage	15,15	2,36	ab	15,66	3,81	a	4,50	0,82	a	6,94	2,07	c
conv	2,16	0,47	c	5,13	0,75	b	2,15	0,25	b	0,71	0,19	d
forêt-jardin	17,74	5,89	a	13,66	1,94	a	3,71	0,42	a	7,54	3,14	bc
AF	26,92	6,13	a	13,37	2,96	a	4,66	0,26	a	9,06	3,69	ab
butte	29,08	6,00	a	12,80	1,73	a	4,43	0,81	a	11,57	2,13	a
planche	30,28	3,55	a	12,50	1,53	a	3,71	0,56	a	10,43	2,52	a

Tableau 21 - p-valeurs des analyses de la variance avec le modèle AV2 hiérarchisé : Parcelles Profondeur(Parcelles).

P-VALEURS	Macroagrégats [g/kg de sol]	Microagrégats libres [g/kg de sol]	Limos et argiles libres [g/kg de sol]	Microagrégats protégés [g/kg de sol]
Parcelle	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***
Profondeur	0,012*	0,162	0,101	0,311

En multipliant les poids de chaque fraction par sa concentration en Corg, on obtient les poids de Corg présents dans chacune de ces fractions. Les analyses de la variance réalisées sur ces poids de Corg (PCorg) mettent en évidence une influence très hautement significative des parcelles sur ceux-ci, et ce pour chacune des fractions (voir tableau 21). La profondeur n'a, quant à elle, d'influence significative que sur les PCorg présents dans les macroagrégats du sol. Plus précisément, la

profondeur n'a d'influence significative que sur le PCorg dans les macroagrégats de la parcelle forêt-jardin (PCorg dans l'horizon 0-20 cm = 13,07 g/kg de sol ; PCorg dans l'horizon 20-40 cm = 22,40 g/kg de sol).

De par les quantités et concentrations importantes dans la fraction macroagrégats dans les parcelles en permaculture (la forêt-jardin à moindre mesure), les PCorg dans cette fraction y sont particulièrement importants, avec une moyenne de 28,53 g de Corg/kg de sol dans l'horizon 0-20 cm contre 2,16 g en agriculture conventionnelle, soit un ratio de 13,2. Le ratio entre les PCorg moyens dans une fraction donnée en permaculture et en agriculture conventionnelle est encore plus important dans la fraction des microagrégats protégés. La moyenne dans l'horizon 0-20 cm en permaculture y est de 10,31 g de Corg/kg de sol contre 0,71g/kg en agriculture conventionnelle, soit un ratio de 14,5. Le poids de Corg compris dans les macroagrégats est significativement supérieur à celui de la pâture, si on regroupe les parcelles en permaculture ensemble (test de Tukey, $p<0,05$; résultats non montrés). Malgré que les quantités de microagrégats libres soient plus importantes en forêt et en agriculture conventionnelle qu'en permaculture et pâturage (figure 15), les PCorg contenus dans cette fraction y sont, selon le test de Tukey (voir tableau 20), significativement moins importants. Cela est dû aux concentrations beaucoup plus importantes en permaculture et pâturage. Dans la fraction des limons et argiles libres, les écarts sont moins importants, bien que le test de Tukey révèle des valeurs significativement plus importantes dans les parcelles en permaculture et le pâturage que dans la parcelle en agriculture conventionnelle. Les résultats de PCorg sont également présentés sur la figure 25.

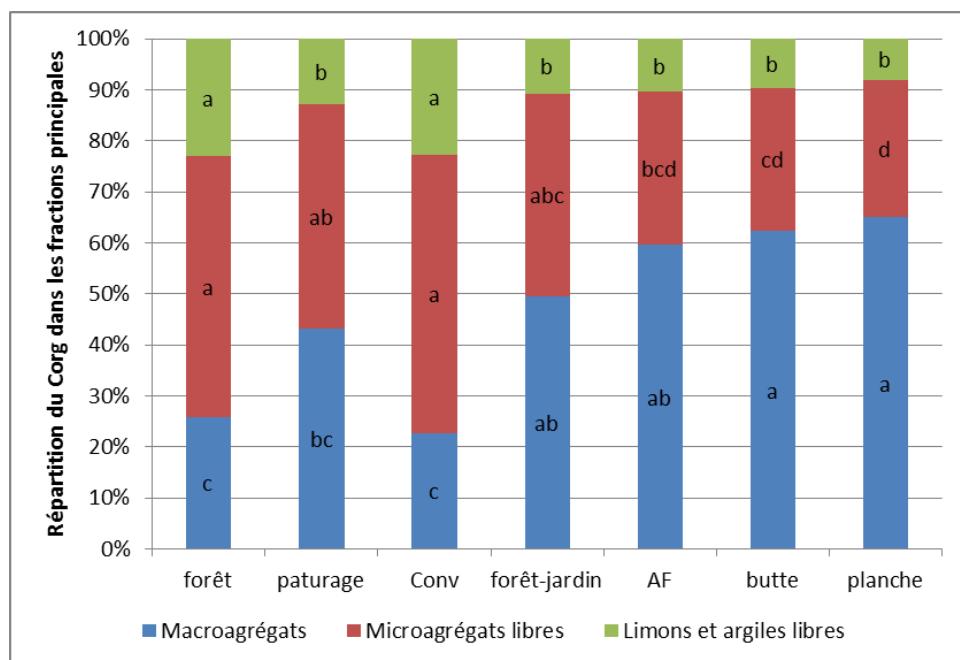


Figure 17 - Répartition du Corg dans les fractions principales (macroagrégats, microagrégats libres, limons et argiles libres). Moyennes par parcelle et regroupement des moyennes à l'aide du test de Tukey avec un degré de confiance de 95%. Les moyennes ont été regroupées séparément par fraction.

La figure 17 donne la répartition du COS au sein des 3 fractions principales (macroagrégats, microagrégats libres et limons et argiles libres). Les tests de Tukey indiquent que le COS se trouve en proportion significativement plus grande dans les macroagrégats en permaculture qu'en agriculture conventionnelle et en forêt. De plus, les parcelles en permaculture recevant la plus grande quantité

d'apports organiques (butte et planche) affichent des proportions dans les macroagrégats significativement plus importantes que le pâturage.

La tendance inverse est observée pour les répartitions dans les microagrégats libres. La parcelle forêt-jardin présente par contre une proportion dans les microagrégats libres significativement supérieure à celle de la parcelle planche et ne présente plus de différence significative avec la parcelle en agriculture conventionnelle et la forêt. Les proportions dans la fraction des argiles et limons libres sont significativement supérieures en forêt et en agriculture conventionnelle que dans les autres parcelles.

Tableau 22 – Proportions (moyennes et écart-types) du COS total dans la fraction des microagrégats libres pour les parcelles forêt-jardin, butte et planche en fonction de la profondeur.

microagrégats libres % COS	Forêt-jardin		Butte		Planche	
	moyenne	σ	moyenne	σ	moyenne	σ
0-20cm	32,07	2,44	24,04	2,07	24,58	3,08
20-40cm	47,50	6,21	32,18	6,42	29,39	2,93

Les analyses de la variance (résultats non montrés) indiquent que la profondeur n'a pas d'influence significative sur cette répartition à l'exception de la répartition du COS dans la fraction des microagrégats libres. Plus précisément, les parcelles en permaculture présentent des proportions de Corg plus importantes dans les microagrégats libres dans l'horizon 20-40 cm que dans l'horizon 0-20 cm (tableau 22).

VI. Discussions

VI.1. Géologie et relief

Les analyses relatives à la géologie (TRB, carbonates, granulométrie et DRX) du site montrent une relative homogénéité entre les sites d'échantillonnage. Bien que certaines différences soient significatives, la granulométrie ne diffère que de manière très légère entre les sites. Pour preuve, tous les sites sont classés comme étant des limons fins selon la taxonomie des sols de l'USDA. Les quantités d'argiles granulométriques ne diffèrent pas significativement entre les sites et leur nature est également assez constante (principalement composée d'illites et de vermiculite). Toutefois, il est important d'exploiter les informations que ces analyses contiennent afin de bien définir et comprendre le système et donc isoler au mieux l'influence des pratiques étudiées.

Les échantillons provenant de la forêt ont été prélevés sur l'affleurement de la couche de craie du Cénomanien (c2), ce qui signifie que l'érosion y est intense. La parcelle en agriculture conventionnelle est située sur des colluvions de versants sur la partie concave de la pente de versant (basse terrasse), c'est donc une zone de dépôt (de colluvions). Les parcelles en permaculture et la pâture sont situés dans la plaine alluviale du Bec, ce sont donc des zones de dépôt également (d'alluvions). Cette dynamique influencée par la topographie et l'hydrologie explique certainement les différences significatives de textures mises en évidence. L'érosion en forêt a entraîné une perte en limons fins qui sont très sensibles à l'érosion et qui ont eu tendance à s'accumuler dans la plaine alluviale et dans la basse terrasse où se situe la parcelle en agriculture conventionnelle. On pourrait s'attendre à ce que les limons grossiers et les sables fins soient en plus faibles quantités dans la forêt également, étant donné leur sensibilité à l'érosion. C'est sans compter la présence probable des tests de foraminifères au sein de la craie qui mesurent en général entre 38µm et 500mm (Byrd Polar Research Center, 2001) et autres fossiles. L'analyse granulométrique est alors influencée par ceux-ci, ce qui expliquerait que les quantités de limons grossiers et sables fins en forêt sont respectivement plus importante que dans la plaine alluviale et que dans toutes les autres parcelles. Par ailleurs, la parcelle en agriculture conventionnelle affiche des quantités significativement plus importantes en limons grossiers que les autres parcelles, cela est sans doute causé par l'apport en colluvions provenant du plateau riche en limons. Les sables grossiers sont plus abondants en plaine alluviale, certainement par les apports alluviaux. Les processus d'érosion et de sédimentation jouent également un rôle important dans la dynamique du C, ce rôle sera abordé plus bas.

La présence d'illites est en adéquation avec les notices explicatives relatives aux 2 plaquettes géologiques couvrant la région (Notices explicatives **XVIII-12, Brionne** et **XIX-12, Elbeuf**) selon lesquelles les craies du Sérénien (qui affleurent dans le versant) sont couvertes par une couche d'argiles à silex résultant essentiellement de la dissolution des craies sous climat chaud et humide. Les argiles qui constituent la matrice entre les silex sont en partie des illites. Par ailleurs, les craies sur lesquelles reposent ces argiles à silex comportent de la glauconie (illites riches en fer réduit). La solifluxion et l'érosion des versants, ou simplement l'affleurement sur la parcelle même, ont donc probablement enrichi les parcelles échantillonnées en ces argiles. La présence de vermiculite peut, quant à elle, être expliquée par l'altération des illites par la perte de leurs cations K^+ interfoliaires. Ce qui explique en partie les valeurs importantes de TRB K que l'on trouve dans les échantillons.

Les quantités de TRB K, de TRB Mg et de TRB Na ne semblent pas dépendre des pratiques. En effet, les valeurs au sein de la plaine alluviale (pâturage et permaculture) sont très similaires et aucune différence significative n'est mise en évidence par le test de Tukey. Les valeurs de TRB Ca semblent influencées plus nettement par les pratiques culturales. En effet, au sein même de la plaine alluviale, les valeurs moyennes de TRB Ca entre le pâturage et les parcelles en permaculture vont du simple au double, voire au triple. De plus, au sein même des pratiques en permaculture, les valeurs de TRB Ca varient fortement, bien que le test de Tukey ne mette pas de différence significative en évidence entre les échantillons provenant des horizons de la même profondeur du moins. Au sein des parcelles en permaculture, la valeur de TRB Ca, plus importantes dans l'horizon 0-20 cm que dans l'horizon 20-40 cm, font penser que du Ca est apporté sur les parcelles par la surface. Aucun chaulage n'a été effectué sur les parcelles depuis la mise en culture de celles-ci. Cependant, les analyses de la composition des différents apports de MO sur les parcelles en 2016 (voir annexe 1) montrent la présence de CaO dans ceux-ci, en particulier dans le compost (1,79% de CaO dans le compost et 0,79% de CaO dans le fumier). Ceci correspond bien aux valeurs particulièrement importantes de TRB Ca dans la parcelle planche, qui est une parcelle ayant reçu une quantité particulièrement importante de compost durant l'année précédent l'échantillonnage. Les arbres et les plantes cultivées peuvent également participer à l'augmentation de cette TRB Ca via le prélèvement racinaire dans les horizons inférieurs (Finzi et al. 1998; Reich et al. 2005). A contrario, la parcelle forêt présente des valeurs en TRB Ca beaucoup moins importantes. Ceci est certainement dû, outre les apports extérieurs moins importants, à l'état d'acidification plus avancé de cette parcelle, comme le suggèrent les résultats de TSB (tableau 11). Les valeurs de TRB Ca sont importantes car l'abondance de Ca dans les sols va « tamponner » les processus d'acidification naturels du sol.

VI.2. Pratiques culturales et biologie

Les arbres et arbustes, par le prélèvement racinaire et par la production de la litière, sont capables d'aller puiser les éléments dans les horizons profonds du sol et de les restituer à la surface de celui-ci (Chapin et al. 1997). Les plantes annuelles cultivées permettent également de remonter les éléments nutritifs à la surface du sol par la gestion des résidus de culture. La pédofaune, joue elle aussi un rôle important dans ces mécanismes via le processus de bioturbation (Lavelle et al. 2006).

Ce faisant, les plantes et la pédofaune peuvent diminuer les processus de lixiviation (Dignac et al. 2017), augmentent le turnover des nutriments (Dignac et al. 2017), ralentissent les processus d'acidification (Dignac et al. 2017) et induisent un meilleur état de fertilité en induisant des concentrations en nutriments plus importantes dans la solution du sol. La présence d'arbres en agroforesterie, dans la forêt-jardin et, dans une moindre mesure dans la parcelle des planches plates, a donc certainement une influence sur les valeurs de facteurs pédologiques tels que le pH, la CEC, les quantités d'éléments biodisponibles, ... Il est toutefois difficilement envisageable d'isoler leur influence sur ces facteurs du fait des conditions non standardisées des parcelles étudiées.

La végétation, outre ces effets que l'on peut qualifier de positifs d'un point de vue agronomique, est également une source majeure d'acidité au sein du sol (Lawrence et al. 2014). C'est pourquoi (entre autres), les sols naturels sous couvert végétal finissent par s'acidifier et perdre leurs nutriments par lixiviation (du moins dans les régions comme la nôtre où les précipitations sont plus importantes que l'évapotranspiration). L'influence des acides organiques sur certains processus d'altération,

d'acidification a été largement étudiée. Il est reconnu que les acides organiques ont une influence sur les processus de chéluviation du Fe et de l'Al impliqués dans la formation des podzols, par exemple, ou sur les processus de dissolution des minéraux primaires (Lawrence et al. 2014). Lawrence et al. (2014) suggèrent, d'après le modèle qu'ils ont mis au point, que l'influence des acides organiques (à poids moléculaire faible tels que les oxalates) est particulièrement importante dans les horizons peu profonds du sol, dont font partie les horizons échantillonnés dans le cadre de ce travail. Ceci explique au moins en partie l'état d'acidification de la forêt et de la pâture qu'attestent le pH KCl, le ΔpH ainsi que le taux de saturation en bases de la CEC de la forêt et du pâturage.

VI.2.1. Influence des pratiques sur les processus d'altération du sol

C'est pour éviter cette acidification naturelle et l'appauvrissement en nutriments qui y est associé qu'il est nécessaire d'amender les parcelles, d'autant plus quand elles sont cultivées, étant donné l'export supplémentaire en nutriments qu'occasionnent les récoltes. Ces amendements peuvent être sous forme minérale, comme dans la parcelle en agriculture conventionnelle, ou sous forme organique, comme dans les parcelles en permaculture (les détails des apports sont repris en annexe 1). Les nutriments libérés par les amendements minéraux et organiques ont la même nature chimique (au moment d'être prélevés par la plante) (Diacono et Montemurro 2010) mais les réactions nécessaires afin de rendre les nutriments assimilables à partir de l'amendement sont différentes selon que celui-ci est minéral ou organique (Diacono et Montemurro 2010). En effet, un amendement organique devra d'abord être dégradé par les microorganismes du sol avant d'être assimilable. Cela a pour effet de mobiliser et de nourrir différentes communautés de microorganismes et d'améliorer l'état de fertilité biologique de manière générale (Leon et al. 2006; Diacono et Montemurro 2010; Shen et al. 2016). Selon Gryndler et al. (2006), les fertilisants minéraux ont également un rôle néfaste à long terme sur les mycorhizes du sol. Or, il a été montré que ces mycorhizes ont un rôle important dans le transport d'éléments nutritifs du sol à la plante (Johansen et al. 1994; Paszkowski et Boller 2002), sur la suppression de certains pathogènes racinaires (St-Arnaud et al. 1997; Larsen et al. 2003) et sur la formation d'agrégats (Bethlenfalvay et al. 1999). Cette dernière information sera discutée dans le point concernant la dynamique du C.

La libération de nutriments qu'engendre l'apport d'amendements, minéraux ou organiques, va, en plus de nourrir les plantes cultivées, entraîner l'augmentation du taux de saturation en base. En effet, l'augmentation des concentrations en nutriments dans la solution du sol va entraîner une augmentation des quantités de ceux-ci sur le complexe d'échange (à condition que celui-ci ne soit pas déjà fortement occupé par ces nutriments). Par la même occasion, les nutriments qui vont occuper le complexe d'échange vont prendre la place d'ions H^+ et donc augmenter le taux de saturation en bases. C'est pour cette raison que les TSB des parcelles cultivées (en agriculture conventionnelle et en permaculture) présentent un taux de saturation supérieur à ceux des parcelles non-cultivées (forêt et pâturage). En d'autres termes, l'acidité potentielle y est plus faible. L'acidité actuelle ou active (pH eau) est également plus élevée dans les sols cultivés car celle-ci est influencée par la valeur de la TSB et par la présence d'ions basiques dans la solution du sol. L'acidité actuelle est cependant un facteur moins fiable pour représenter l'état d'acidification du sol, étant donné sa variabilité temporelle importante ainsi que les nombreux facteurs qui influent sur sa valeur. De plus, la mesure du pH eau ne rend compte que d'une fraction mineure de l'acidité d'échange. L'acidité d'échange (le pH KCl) est une mesure plus fiable de l'état d'acidité du sol, car le KCl utilisé pour cette mesure (les cations K^+ , pour être plus précis) fait passer en solution les ions H^+ et Al^{+++} les plus

facilement extractibles du complexe d'échange et est beaucoup moins dépendant des conditions de prélèvement. L'acidité d'échange est légèrement plus importante en agriculture conventionnelle qu'en permaculture, ceci indique peut-être que les sols y sont légèrement en voie d'acidification. L'ensemble des facteurs montre un état d'acidification plus prononcé dans les sols de la forêt que dans les sols en pâturage. La pâture étant occupée par des animaux depuis certainement plusieurs siècles, elle reçoit des amendements organiques (déjections d'animaux) qui peuvent avoir contribué à ralentir les processus d'acidification. De plus, la CEC joue un rôle tampon vis-à-vis des processus d'acidification. La CEC de la pâture (32,6 meq/100 g en moyenne) étant beaucoup plus importante que la CEC en forêt (15,4 meq/100 g en moyenne), les processus d'acidification sont, par conséquent, plus lents dans la pâture que dans la forêt.

Les pourcentages d'occupation de la CEC par les ions basiques ne diffèrent selon le type de pratique que pour le Na et le Ca. On peut supposer que les quantités de Na dans les complexes d'échange sont significativement plus grandes en agriculture conventionnelle et en forêt pour des raisons géologiques. En effet, la TRB Na est plus importante en agriculture conventionnelle et, dans une moindre mesure, dans la forêt, ce qui exprime peut-être la présence plus importante d'albite dans ces parcelles, ce que semble suggérer les résultats de quantification des minéraux par la DRX. La précision de cette méthode n'est cependant pas suffisante pour avancer cela avec certitude. L'abondance du Ca dans les parcelles en permaculture a également pu mettre en solution une partie du Na pour prendre sa place sur le complexe d'échange et ainsi entraîner une lixiviation plus importante du Na. Le Na est, en effet, un élément beaucoup plus mobile que le Ca.

Le pourcentage d'occupation du Ca sur la CEC significativement plus faible dans la forêt s'explique par l'état d'acidification plus avancé de cette parcelle. Le calcium dans le sol joue un rôle tampon vis-à-vis de l'acidification. Les ions H^+ qui arrivent dans le sol (par dégradation de la matière organique, par les racines des plantes lors du prélèvement de nutriments, ...) vont tout d'abord réagir avec les carbonates ($CaCO_3$) : on parlera de décarbonatation. Ensuite, une fois que le sol sera tout à fait décarbonaté, les ions H^+ vont avoir tendance à prendre la place des ions Ca^{++} sur le complexe d'échange, on parlera de décalcification (Chadwick et Chorover 2001). Les quantifications de carbonates faites en laboratoire montrent que tous les sols échantillonnés dans le cadre de ce travail sont décarbonatés sauf 1 échantillon de la parcelle planche (dans l'horizon 0-20 cm), 1 échantillon de la parcelle butte (dans l'horizon 20-40 cm) et un échantillon de la parcelle agroforesterie (dans l'horizon 0-20 cm). L'analyse DRX a également mis en évidence la présence de calcite dans les sols de la forêt-jardin (horizon 0-20 cm). Dans l'ensemble, les sols étudiés sont donc plus ou moins avancés dans la phase de décalcification avec les sols en permaculture qui sont à la frontière entre la décalcification et la décarbonatation.

L'apport d'amendements sous forme organique a également pour conséquence d'augmenter les stocks en matière organique (Diacono et Montemurro 2010; Chenu et al. 2014), cela sera discuté dans le point sur la dynamique du carbone. Cette augmentation du stock de C organique dans les sols entraîne une augmentation de la capacité d'échange cationique (CEC). En effet, la littérature montre que la CEC est positivement corrélée avec la teneur en argile des sols ainsi qu'avec la teneur en matière organique (Rhoades 1982). Or, dans le cadre de cette étude, aucune corrélation n'a pu être mise en évidence entre la teneur en argile et la CEC. Cela est peut-être dû à la composition de la fraction argileuse (granulométrique) qui, selon l'analyse DRX, semble être assez homogène au niveau des minéraux qui influent le plus sur la CEC (les argiles minéralogiques). En effet, l'analyse

granulométrique qui a permis de déterminer la quantité de particules inférieures à 2 µm (argiles granulométriques) ne différencie pas les grains de quartz des feuillets de vermiculite, qui n'influenceront pas du tout la CEC de la même manière. La variabilité (l'amplitude des valeurs) de la fraction argileuse (9,6% à 21,6%) est également beaucoup moins importante au sein des échantillons que celle de la teneur en COS (10 g/kg à 77 g/kg). La MOS (=1,72*COS) a dès lors une influence relative sur la CEC plus importante. La CEC est effectivement fortement corrélée avec la teneur en matière organique (coefficient de Pearson : 0,909 ; p-valeur : 0,000). Cependant, malgré les apports de matière organique beaucoup plus importants sur les parcelles en permaculture que sur le pâturage, la CEC n'est pas significativement différente entre celles-ci. Il semble donc qu'un effet de seuil de l'influence de la MO sur la CEC apparaisse après une certaine valeur de MO. Ce point sera discuté dans le point relatif à la dynamique du C.

VI.2.2. Influence des pratiques sur l'état de fertilité du sol

Si la matière organique n'est pas protégée physiquement au sein d'agrégats ou chimiquement par liaison avec la matrice minérale, elle est continuellement dégradée, en grande partie par les différentes communautés de microorganismes, à condition que les facteurs environnementaux soient favorables au développement de celles-ci (Lehmann et Kleber 2015). Cette dégradation, qui finit par la minéralisation de la matière organique, libère des ions dans la solution du sol, dont des nutriments utiles à la végétation. Ainsi, la décomposition de matière organique rend les nutriments plus accessibles aux organismes vivant dans le sol. Les quantités de nutriments biodisponibles (extractibles à l'EDTA) augmentent alors. Ceci explique la différence très nette que l'on observe au niveau du P, K, Mg et Ca biodisponibles entre les parcelles en permaculture et les autres parcelles (voir figure 18). Le Ca biodisponible n'est pas présenté sur la figure 18 car l'ordre de grandeur de ses valeurs est plus grand que pour les 3 autres éléments et que la question du Ca sera traitée de manière plus globale dans le point traitant de la dynamique du C.

Les valeurs en éléments biodisponibles ne sont pas significativement différentes entre elles dans les parcelles qui ne sont pas en permaculture selon le test de Tukey (Tableau 13). Les parcelles en permaculture présentent, quant à elles, des valeurs significativement supérieures à celles des autres parcelles. On peut supposer que la raison principale qui explique cette tendance est l'apport très important en matière organique au sein de la ferme du Bec-Hellouin (voir annexe 1). Pour s'en convaincre, il est intéressant d'observer le détail des valeurs au sein des parcelles en permaculture. La figure 19 présente les valeurs pour le P, K et Mg pour les différentes parcelles en permaculture.

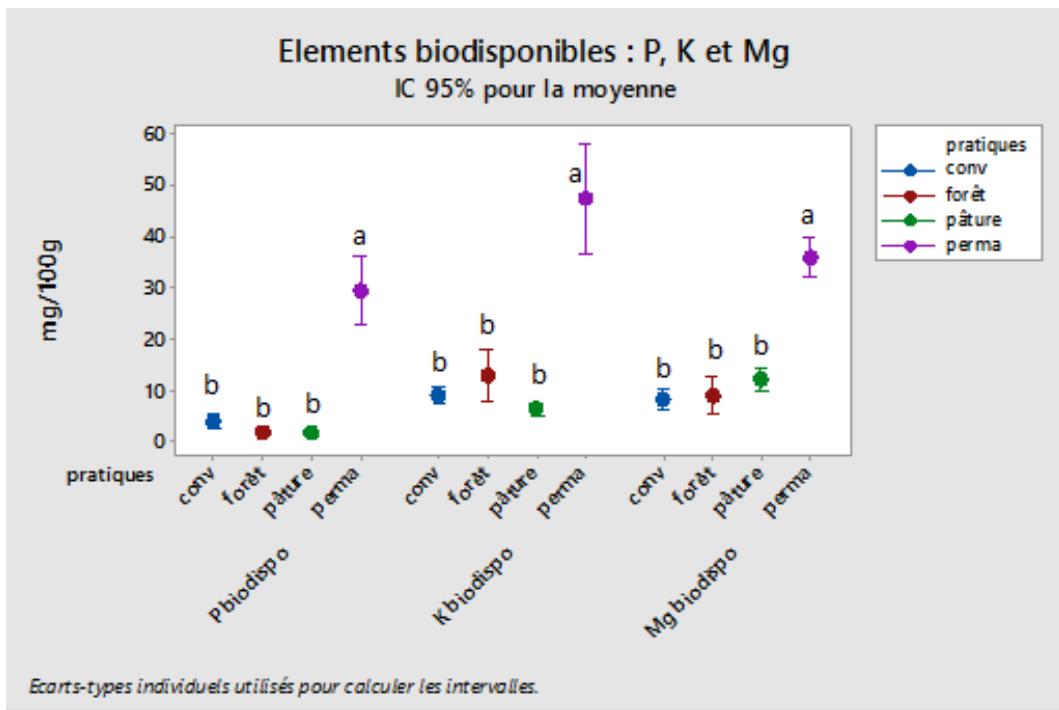


Figure 18 - P, K et Mg biodisponibles. Valeurs moyennes et écarts-types par type de pratique. Les lettres minuscules représentent les groupes de moyenne réalisées à l'aide du test de Tukey avec un degré de confiance de 95% pour chacun des éléments biosiponibles séparément.

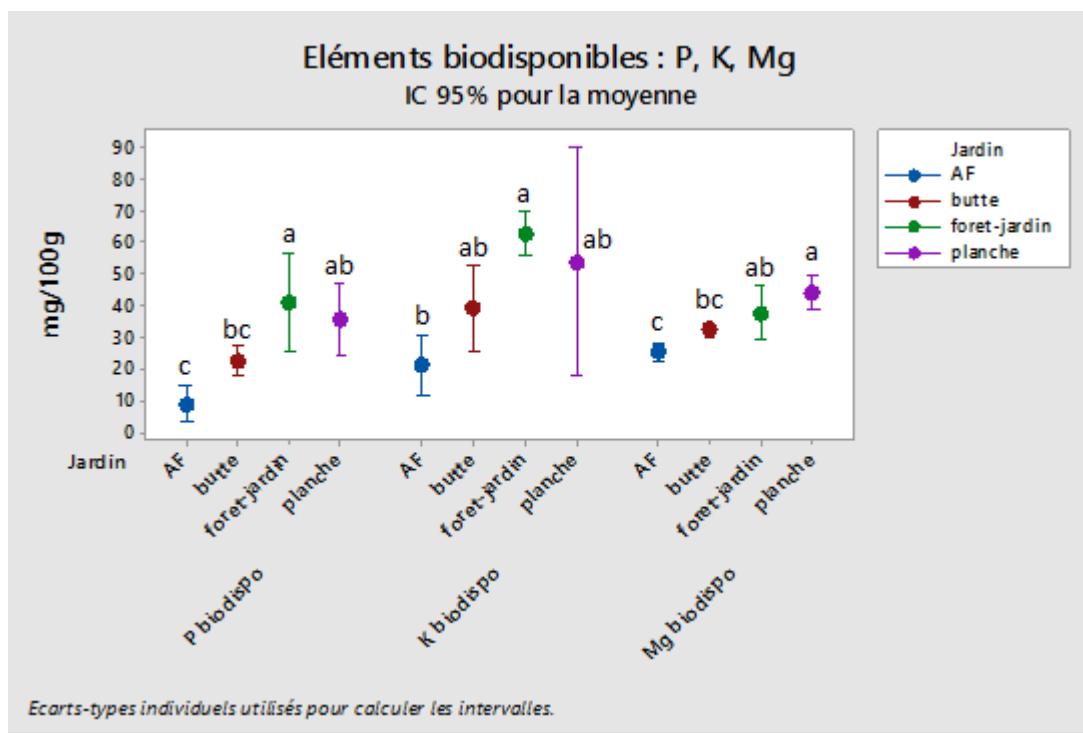


Figure 19 - P, K et Mg biodisponibles (extraits à l'EDTA). Valeurs moyennes et écarts-types des différentes parcelles en permaculture. Les lettres minuscules représentent les groupes de moyennes réalisés à l'aide du test de Tukey avec un degré de confiance de 95% pour chacun des éléments biodisponibles séparément.

Les valeurs de P, de K et Mg biodisponibles dans les parcelles en permaculture montrent des tendances communes. Pour chacun de ces éléments, la parcelle en agroforesterie donne des valeurs plus faibles que dans les autres parcelles. Or, c'est la parcelle qui reçoit le moins de matière

organique, voire qui n'en reçoit pas du tout. Elle était tout de même cultivée durant les dernières saisons précédant l'échantillonnage, ce qui entraîne une perte en nutriments, ou du moins entraîne un équilibre à des valeurs plus basses en éléments biodisponibles que dans les autres parcelles. Les valeurs restent cependant élevées en comparaison aux parcelles qui ne sont pas en permaculture. On peut supposer que les apports en matière organique lors des années antérieures à l'année d'échantillonnage (particulièrement l'apport très important fait au début de la mise en culture) ont toujours une influence sur les quantités d'éléments biodisponibles dans le sol. L'effet des arbres y joue sans doute également un rôle. Les valeurs importantes en éléments biodisponibles de la forêt-jardin permettent d'avancer que la quantité d'éléments biodisponibles ne dépend pas que de l'apport en matières organiques mais également de l'intensité de l'export via les diverses récoltes. En effet, la forêt-jardin reçoit peu de MO relativement à la parcelle butte et à la parcelle planche. Pourtant, les quantités de P, K et Mg biodisponibles sont aussi grandes voire significativement plus grandes que dans les autres parcelles en permaculture. C'est probablement parce que les exports via les récoltes sont bien moindres que dans la parcelle butte et la parcelle planche. Par la même occasion, il est très probable que la densité importante de plantes pérennes ou non (arbres, arbustes, plantes grimpantes, strate herbacée, ...) ainsi que la stratification verticale (aérienne et racinaire) a une forte influence sur la remontée des éléments par retour de la litière et sur la diminution des pertes par lixiviation (Meier et al. 2005; Santa-Regina et al. 2000). La densité et la stratification verticale du système racinaire permettent également un enrichissement du sol par altération de la roche-mère (Lucas 2001). Une fraction du prélèvement racinaire, dépendante de l'espèce et du stade de développement de la plante, sera également utilisée pour la croissance des plantes pérennes et donc extraite du sol, du moins pendant une échelle de temps moyenne. Enfin, la gestion des résidus de culture peuvent mitiger les exports de nutriments par les récoltes. Ces différents processus déterminant la balance en nutriments dans le sol et donc influencer les quantités d'éléments biodisponibles sont repris schématiquement dans la figure 20.

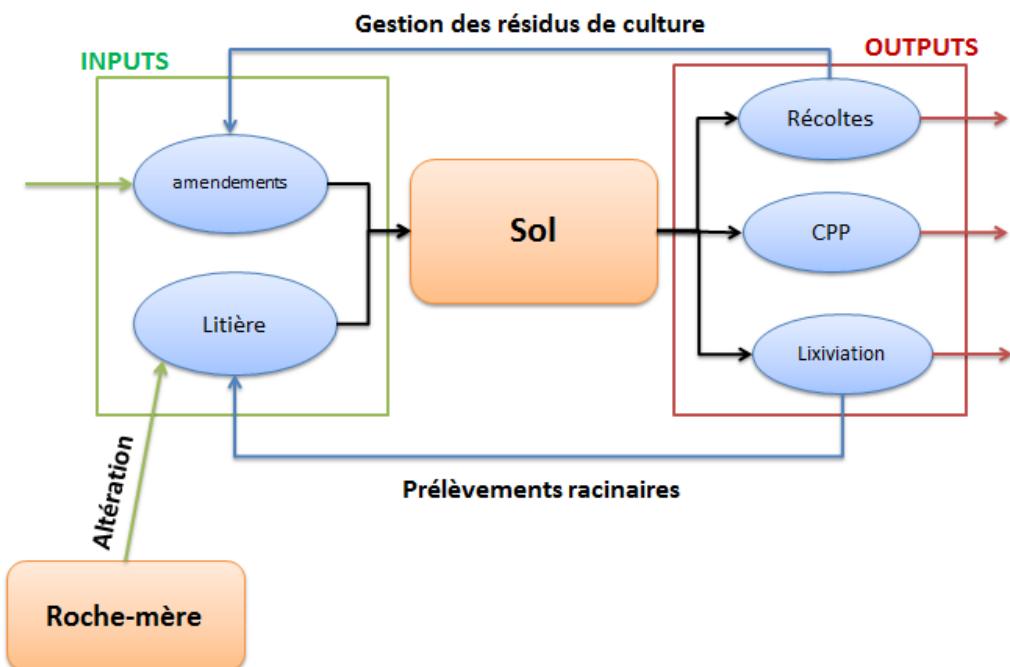


Figure 20 – Processus principaux influençant la balance des éléments au sein du sol. CPP = croissance plantes pérennes.

Il faut être conscient que la dynamique de ces différents processus est dépendante de plusieurs paramètres et facteurs pédologiques tels que la température, l'humidité, la biologie du sol, les espèces de plantes cultivées, la taille de la CEC, la nature de la roche-mère, etc. (Somma et al. 1998). Les différentes relations qui influencent ces processus ne seront cependant pas toutes étudiées précisément dans le cadre de ce travail. Il est également important d'avoir à l'esprit que les différents pools du sol interagissent entre eux de manière dynamique. Une balance fortement positive en un élément (plus d'inputs que d'outputs) induira des concentrations importantes dans la solution du sol ce qui à son tour induira une occupation plus importante de cet élément sur le complexe d'échange mais également pourra induire (à partir d'une concentration suffisante) la néoformation de minéraux riches en cet élément, ou diminuer le taux d'altération des minéraux primaires contenant cet élément (Lucas 2001; Tardy et Nahon 1985). La quantité biodisponible d'un élément dans le sol est mesurée par une extraction à l'EDTA. Cette extraction va permettre d'extraire, entre autres, les éléments situés sur le complexe d'échange. Les résultats de Mg et de K extraits à l'EDTA et extraits à l'acétate d'ammonium (CEC) montrent que les éléments biodisponibles sont présents en majorité sur la CEC (voir figure 21). Les quantités de K biodisponibles de la forêt sont supérieures aux quantités de K présentes sur le complexe d'échange. Cela témoigne probablement des processus d'érosion qui, en dégageant les horizons supérieurs du sol, rapprochent les minéraux primaires de la surface. Certains de ces minéraux primaires sont probablement peu cristallisés et sont extractibles à l'EDTA (mais pas à l'acétate d'ammonium).

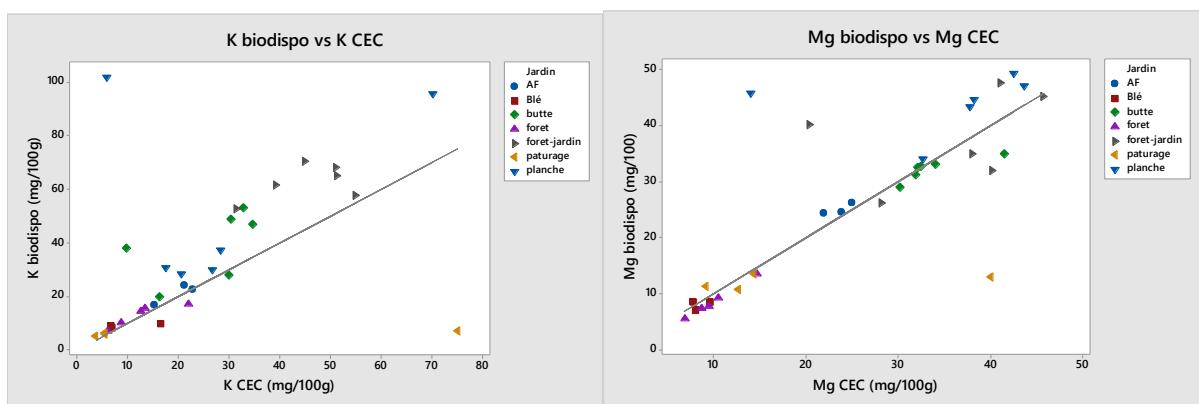


Figure 21 - K et Mg biodisponibles (extrait à l'EDTA) en fonction respectivement du K et du Mg présents sur le complexe d'échange (extraits à l'acétate d'ammonium). L'équation de la droite présente sur chacun des graphes est $x=y$.

Finalement, il faut noter que les valeurs en éléments biodisponibles dans les parcelles en permaculture semblent excessives dans certaines parcelles selon les normes données par Genot et al. (2007). En effet, toujours selon Genot et al. (2007) les parcelles planche et forêt-jardin présentent des valeurs « très élevées » pour les quatre éléments biodisponibles mesurés, et même bien au-delà du seuil pour être qualifié de la sorte dans le cas du P. Des quantités trop importantes en éléments biodisponibles peuvent conduire à des effets de toxicité. Il serait donc sans doute préférable de diminuer les apports en MO (sur les parcelles butte et planche) afin de limiter les apports via la minéralisation de ceux-ci. Les quantités d'éléments biodisponibles présentes dans les sols de la forêt-jardin pourraient, quant à elles, sans doute être diminuées via l'intensification des récoltes (exports) qui y sont faites.

VI.3. Dynamique du carbone

Les résultats montrent que le stock de Corg dans les sols est significativement supérieur dans les parcelles en permaculture que dans les autres parcelles (voir les tableaux 7 et 8 et la figure 13). Dans les parcelles en permaculture, le stockage de C dans les sols est moins important dans la forêt-jardin que dans les autres parcelles en permaculture. La raison principale est certainement une fois de plus l'apport en matière organique moins important que dans les autres parcelles. En effet, selon Chenu et al. (2014) et Virto et al. (2012) l'apport de matière organique au sol est un des facteurs majeurs influençant l'augmentation des concentrations (et donc des stocks) de COS. La topographie et les processus d'érosion jouent également un rôle dans la valeur de ces stocks (Yoo et al. 2006; Doetterl et al. 2015). La forêt étant située dans une zone de perte en sol par érosion, il est très probable que les concentrations en Corg et donc les stocks s'en voient fortement diminués. Cela expliquerait une partie de la différence entre la forêt et le pâturage, dans lesquels on aurait pu s'attendre à la tendance inverse (plus de Corg dans les sols sous forêt que dans les sols en pâturage) (Poeplau et Don 2013) ou du moins à des différences moins importantes.

Afin de bien comprendre la dynamique du C dans les sols étudiés, il est important d'essayer de comprendre sous quelle(s) forme(s) de MO les pratiques en permaculture ont entraîné une augmentation des stocks. L'analyse des différentes fractions massiques résultant du fractionnement

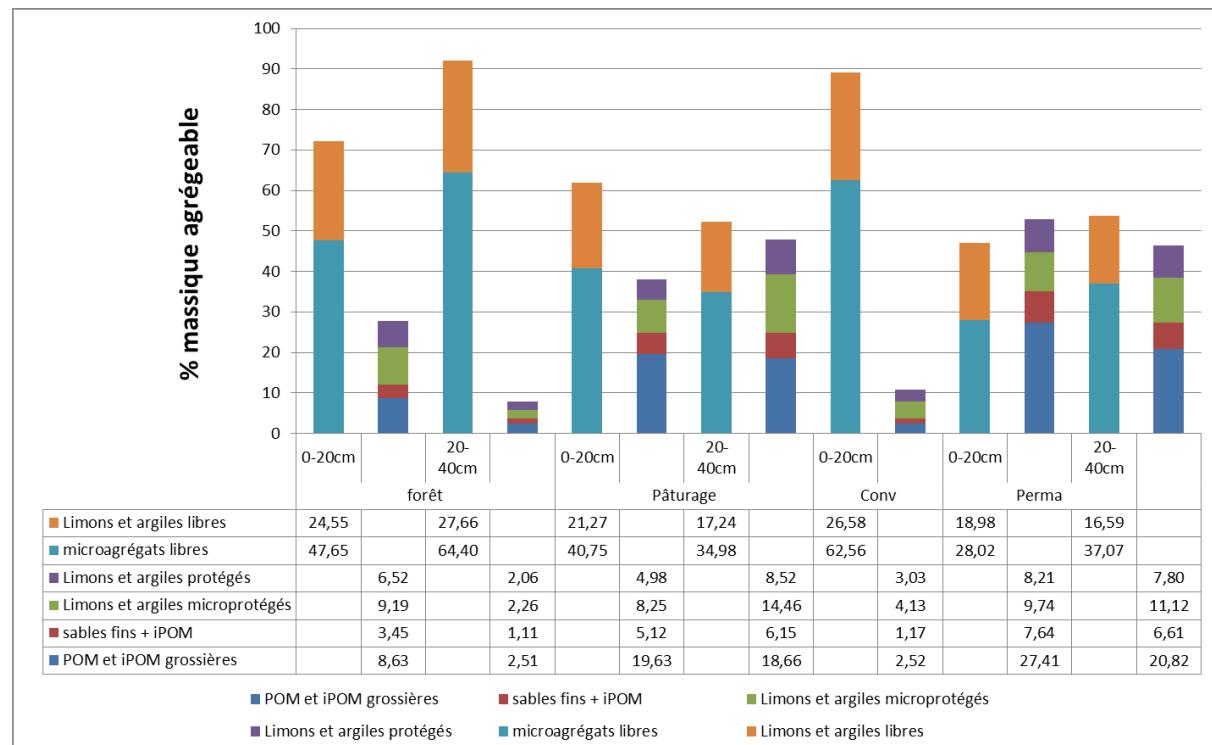


Figure 22 – Pourcentages massiques des fractions agrégeables (les sables n'ont pas été pris en compte). Valeurs par type de pratique et par profondeur. La taille totale de la barre de droite pour chaque profondeur représente le pourcentage massique des macroagrégats.

physique des MOS donne des pistes de compréhension de la dynamique du COS au sein des sols étudiés. La figure 22 présente ces différentes fractions. On peut y voir que la quantité de macroagrégats est beaucoup plus importante en permaculture et en pâturage qu'en agriculture conventionnelle (voir également les figures 15 et 16). Cette augmentation du pourcentage massique des macroagrégats se fait en parallèle d'une diminution importante du pourcentage massique de microagrégats libres et à moindre mesure du pourcentage massique en argiles et limons libres (figure 22). La quantité totale d'agrégats (micro et macro confondus) ne montre, quant à elle, aucune différence significative entre les parcelles (résultats non montrés), à l'exception de la parcelle forêt dans laquelle la quantité totale d'agrégats est moins importante, probablement à cause des processus d'érosion qui y ont lieu. Dès lors, dans les parcelles en permaculture et le pâturage, les quantités totales d'agrégats n'étant pas significativement différentes de celles de l'agriculture conventionnelle, on peut penser que l'augmentation du pourcentage massique des macroagrégats résulte de la durée de vie plus longue de ceux-ci, de leur turnover moins rapide. Cette explication est en accord avec les théories de Six et al. (1998) sur la dynamique d'agrégation dans les sols selon lesquelles le labour accélère la dégradation des macroagrégats en microagrégats en exposant le sol à des variations climatiques plus importantes et extrêmes et en affectant les communautés microbiennes et leur activité qui ont un rôle important sur la formation et la stabilité de ces macroagrégats. La fertilisation minérale (Gryndler et al. 2006) et le labour (Beare et al. 1993) ont également un rôle néfaste sur les mycorhizes du sol qui jouent un rôle important dans la formation d'agrégats (Bethlenfalvay et al. 1999) et plus particulièrement sur la formation de macroagrégats (Beare et al., 1993).

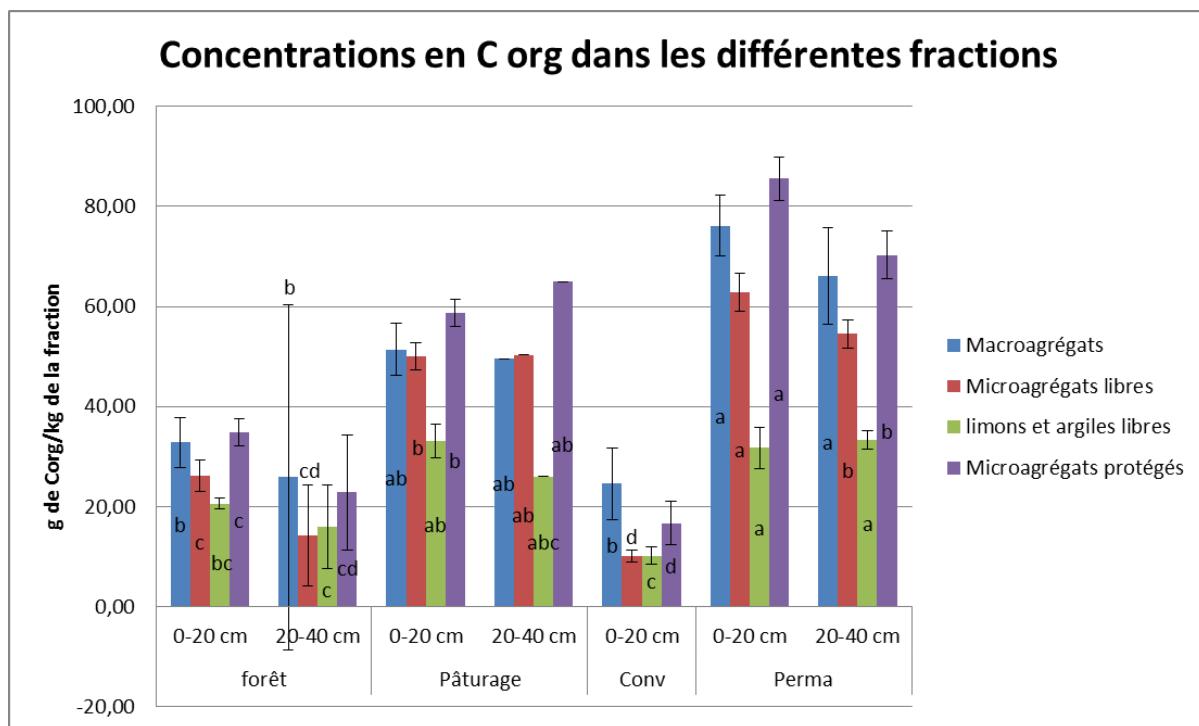


Figure 23 - - Concentrations en Corg et intervalles de confiance (95%) des différentes fractions. Valeurs moyennes par type de pratique et par profondeur. Les lettres minuscules représentent les groupes de moyennes réalisés à l'aide du test de Tukey avec un degré de confiance de 95% pour chacune des fractions séparément.

L'étude des concentrations en Corg des différentes fractions donne des pistes supplémentaires à la compréhension de la dynamique du C dans les sols étudiés. La figure 23 présente ces mesures de concentrations et leur intervalle de confiance. On peut y voir que les concentrations dans toutes les fractions sont significativement supérieures en permaculture que dans les autres parcelles à l'exception de la parcelle en pâture où seules les fractions des microagrégats libres et des microagrégats protégés dans l'horizon 0-20cm présentent des concentrations significativement supérieures en permaculture que dans la pâture. Les différences de concentrations sont particulièrement importantes dans la fraction des macroagrégats et plus encore dans les microagrégats protégés. Cela témoigne de la formation de nouveaux macroagrégats et surtout de nouveaux microagrégats protégés riches en Corg grâce au turnover lent des macroagrégats. Les pratiques de permaculture entraînent, dès lors, l'accumulation de Corg protégé physiquement et assez stable (Six et al. 2002). Dans les horizons 0-20 cm, 30,8% du Corg supplémentaire stocké dans les macroagrégats en permaculture par rapport au pâturage est stocké dans les microagrégats protégés. L'augmentation du pourcentage massique des macroagrégats est, quant à elle, due pour 26,7% à l'augmentation du pourcentage massique des microagrégats protégés (voir figure 24). Par conséquent, le Corg est préférentiellement stocké dans les microagrégats protégés. Cela témoigne, sans doute, de la plus grande stabilité de la MO stockée dans les microagrégats protégés, qui aura donc tendance à s'accumuler sur le long terme, davantage que la MO stockée sous forme de POM. Il serait intéressant d'observer l'évolution de ces 2 pourcentages et d'observer l'évolution des quantités de microagrégats protégés dans les parcelles étudiées car il est possible que ces quantités augmentent avec le temps, au vu de la relativement courte durée depuis laquelle les pratiques de permaculture sont appliquées sur le site étudié. En effet, selon Six et al. (2002), il faut un certain temps pour que les POM occlues dans les macroagrégats soient décomposées en particules plus petites et commencent à constituer les microagrégats protégés, en s'associant plus étroitement avec la matrice minérale.

Si on compare les pourcentages massiques des parcelles en permaculture et le pâturage (figure 22), on observe des patrons similaires, en particulier dans l'horizon 20-40 cm. Dans l'horizon 0-20 cm par contre, le pourcentage massique de macroagrégats est significativement supérieur en permaculture. Plus précisément, c'est le pourcentage massique des POM et iPOM grossières ($250 \mu\text{m}$ à $2000 \mu\text{m}$) qui est la seule sous-fraction significativement supérieure en permaculture comparée au résultat obtenu pour le pâturage (voir figure 16). On peut en déduire que les pratiques en permaculture induisent une augmentation de la matière organique assez peu dégradée et peu (voire pas) associée à la phase minérale (Six et al., 2000). Cette matière organique sera, dès lors, assez sensible à la minéralisation et peu stable en cas d'augmentation des températures ou de réaffectation des sols (Cheng et al. 2011; Poeplau et Don 2013; Xu et al. 2013; Poeplau et al. 2017).

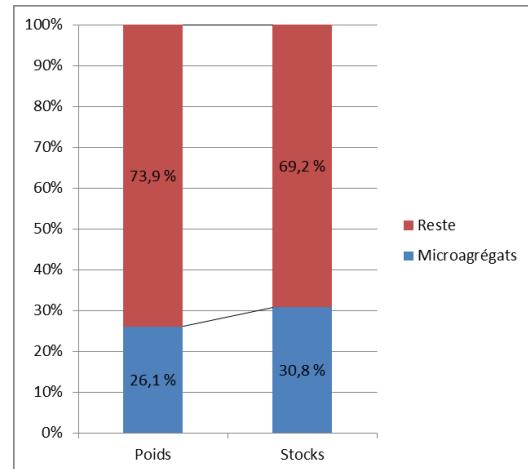


Figure 24 - - Augmentation du poids des macroagrégats et du stock de Corg dans les macroagrégats entre les moyennes des horizons 0-20 cm du pâturage et de la permaculture. Cette augmentation est présentée sur une base 100 et est divisée selon qu'elle est causée par les microagrégats protégés ou par le reste (POM + iPOM + limons et argiles protégés).

Gulde et al. (2008) suggèrent que l'apport de MO fraîche sature les différents compartiments du sol stabilisant le COS de manière hiérarchique. Leur étude montre que, selon des taux croissants d'apports en fumier, le COS stabilisé va d'abord saturer les compartiments stabilisant les plus petits (limons et argiles libres) puis, ensuite, va saturer les microagrégats libres, puis les macroagrégats (250 à 2000µm). Ils montrent également que l'efficience de la séquestration diminue avec la quantité de MO apportée (plus on apporte de MO, plus la part minéralisée de cette MO sera grande). Les résultats semblent montrer qu'entre la pâture et les parcelles en permaculture, on se trouve dans la situation où les fractions des argiles et limons libres ainsi que les microagrégats libres sont saturés et que l'ajout supplémentaire de MO au sein des parcelles en permaculture n'entraîne alors qu'une augmentation de la MOS dans la fraction des macroagrégats (ainsi que sous forme de POM).

Cette interprétation est appuyée par l'augmentation en Corg limitée dans les sols en permaculture par rapport au pâturage, malgré les apports en MO fraîche beaucoup plus importants que reçoivent les sols en permaculture (cf. Matériel et méthodes et annexe 1). Cela indique qu'une grande partie de la MO fraîche apportée en permaculture est minéralisée, est peu stable (efficience de séquestration très faible). Cela est en accord avec le concept de saturation des sols en C proposé par Six et al. (2002). Le potentiel de séquestration du Corg des sols en permaculture est utilisé à son maximum et la MO fraîche supplémentaire apportée est donc exposée aux processus de minéralisation.

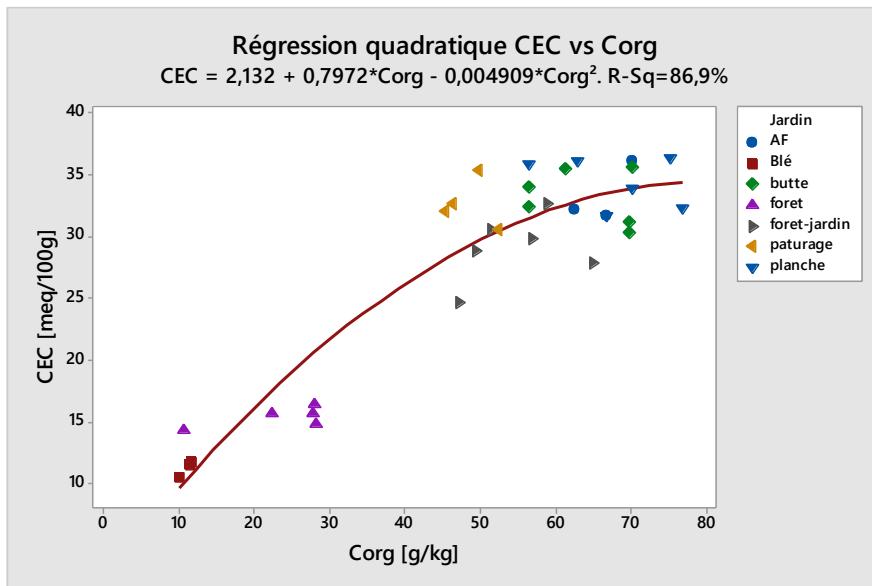


Figure 25 - Valeurs de la CEC en fonction des concentrations totales en Corg et régression quadratique.

Une autre observation qui corrobore l'interprétation selon laquelle la majorité du Corg supplémentaire stocké dans les sols en permaculture est peu dégradé et peu associé à la matrice minérale est l'évolution de la CEC en fonction du Corg. Dans les sols étudiés dans ce travail, la CEC n'est pas corrélée avec la quantité d'argile mais bien avec le Corg (voir figure 25). La relation qui lie le Corg et la CEC semble asymptotique, ou bilinéaire, ou encore quadratique avec concavité vers le bas. En effet, la CEC augmente bel et bien avec la teneur en Corg pour les valeurs de Corg rencontrées en agriculture conventionnelle à celles rencontrées dans le pâturage (10 à 50 g de Corg/kg de sol) mais elle ne montre plus de tendance claire pour les valeurs allant de celles rencontrées dans le pâturage à celles rencontrées dans la parcelle planche en permaculture (50 à 75 g de Corg/kg de sol). Or, la

matière organique présente dans les sols, particulièrement à des pH aussi élevés que ceux rencontrés en permaculture, présente des charges négatives par déprotonation des groupes carboxyles et autres (hydroxyles, amines, ...). Ces charges négatives participent à l'augmentation de la CEC. La raison pour laquelle la CEC n'augmente pas avec l'augmentation de la quantité de matière organique au sein des parcelles en permaculture peut à nouveau être expliquée par la dégradation peu avancée de celle-ci, ce qui signifie un niveau d'oxydation faible des matières organiques et donc une assez faible concentration en groupements pouvant subir la déprotonation, qui engendre l'augmentation de la CEC.

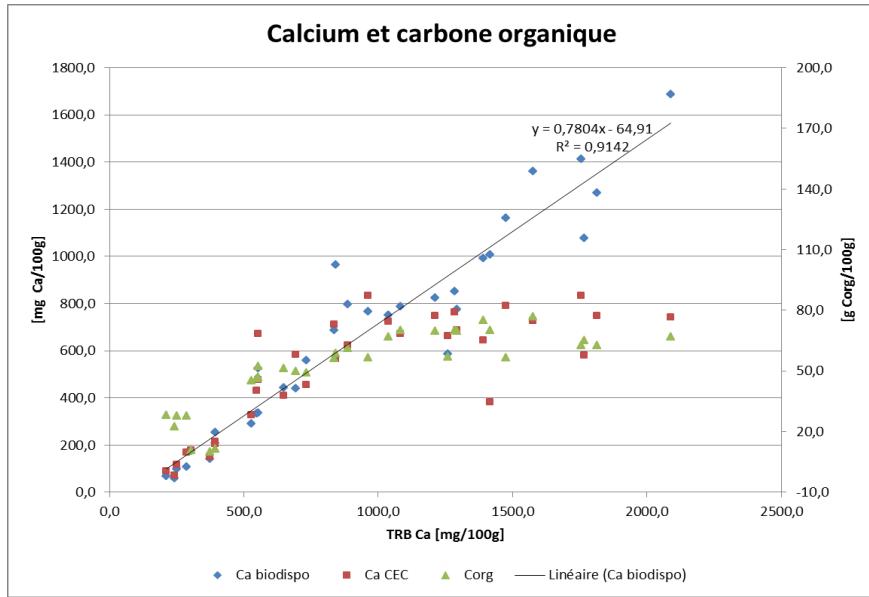


Figure 26 - Ca biodisponible et présent sur le complexe d'échange et Corg total en fonction du Ca de la TRB.

Cet effet de seuil de l'influence du Corg sur la CEC a une influence sur le Ca intéressante à soulever pour comprendre l'aspect dynamique des différents pools au sein du sol et l'influence que la qualité du C peut avoir sur cette dynamique. Comme il a déjà été suggéré plus haut (cf. Géologie et relief), la quantité totale de Ca (TRB Ca) présente dans le sol est fortement influencée par les apports en matières organiques. On peut même supposer que les différences de quantités de TRB Ca entre les parcelles en permaculture et le pâturage sont presque exclusivement dues aux apports en MO étant donné la ressemblance des conditions environnementales (géologie, relief, climat, ...). La figure 26 montre que quel que soit la valeur du TRB Ca, en moyenne 78% de ce Ca est biodisponible, c'est-à-dire extractible à l'EDTA. Les 22% restant sont donc présents dans le sol sous une forme cristalline, minéraux primaires et/ou secondaires non altérés (ou d'apports de chaux au niveau de la parcelle en agriculture conventionnelle). Les 78% de Ca biodisponibles se placent quant à eux préférentiellement sur la CEC. On observe d'ailleurs que tout le Ca biodisponible est situé sur la CEC jusqu'à des valeurs de TRB Ca aux alentours de 1% (1000 mg/100 g ; voir figure 26). Au-delà de ces valeurs de TRB Ca, on constate un phénomène de transition s'effectuer, les valeurs de Ca sur la CEC stagnent, tandis que les quantités de Ca biodisponibles continuent d'augmenter, peut-être sous forme de Ca complexé avec la matière organique. L'observation détaillée des valeurs à partir desquelles cette transition se produit montre que cela correspond au moment où la CEC commence à être saturée en Ca parce qu'elle n'est plus assez grande pour accueillir tout le Ca biodisponible. Les valeurs de Corg (également représentées sur la figure 26) affichent également un phénomène de transition aux alentours de ces valeurs de TRB Ca. Ce phénomène de transition se produit à l'intersection des

valeurs des parcelles en permaculture et des valeurs des autres parcelles. On constate donc que les dynamiques du Corg et du Ca sont intimement liées. A nouveau, il serait intéressant d'observer l'évolution avec le temps de la CEC dans les sols en permaculture. En effet, la dégradation des POM grossières en particules plus fines entraînera peut-être une augmentation de la CEC en plus d'une augmentation de la quantité de microagégats protégés. On pourrait alors sans doute observer un déplacement du Ca biodisponible vers le complexe d'échange.

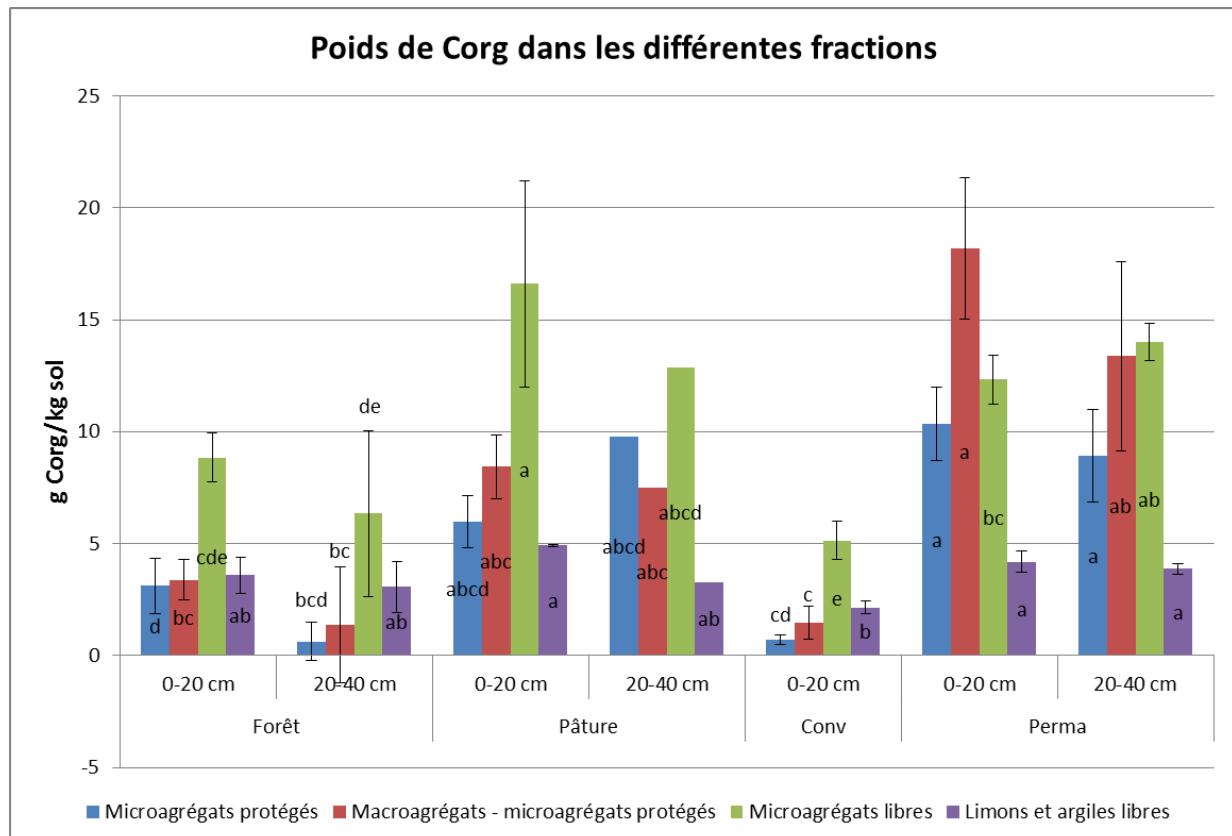


Figure 27 – Poids (en g) de Corg par kg de sol dans les différentes fractions. Les poids représentés par les barres rouges sont les quantités de Corg dans les macroagrégats auxquelles ont été soustraites les quantités de Corg contenues dans les microagrégats protégés. En d'autres termes, cela représente le poids de Corg contenu dans les POM et iPOM grossières ainsi que celui contenu dans les limons et argiles protégés.

Tableau 23 - Pourcentages de la différence totale entre un horizon d'une parcelle et l'horizon correspondant en permaculture pour chaque fraction. Un pourcentage négatif signifie que la concentration en Corg moyen de la fraction de cet horizon est supérieur à celui correspondant en permaculture. La dernière colonne représente les différences cumulées des poids de Corg dans les 3 fractions principales (macroagrégats, microagrégats libres et limons et argiles libres) par rapport à l'horizon correspondant (de la même profondeur) en permaculture.

		Macroagrégats [%]	Microagrégats libres [%]	limons et argiles libres [%]	Microagrégats protégés [%]	différences totales [g/kg]
Forêt	0-20 cm	84,37	13,31	2,32	27,69	26,16
	20-40 cm	70,62	26,61	2,77	28,85	28,78
Pâturage	0-20 cm	154,65	-46,70	-7,95	47,67	9,14
	20-40 cm	74,20	17,00	8,80	-12,93	6,73
Conv	0-20 cm	74,10	20,18	5,72	27,03	35,66

Les pratiques de la ferme du Bec-Hellouin augmentent le stock de carbone organique dans les sols non seulement par rapport à l'agriculture conventionnelle mais également par rapport à la forêt et à la pâture. Les pourcentages de l'augmentation du stock total compris dans les fractions principales

ainsi que les microagrégats protégés sont repris dans le tableau 23. Dans toutes les parcelles n'étant pas en permaculture (sauf l'horizon 20-40 cm de la pâture), la fraction qui stocke le plus de Corg est celle des microagrégats libres (figure 27). Les parcelles en permaculture stockent, quant à elles, plus de Corg dans les macroagrégats. Les pourcentages d'augmentation du stock de Corg en permaculture (tableau 23) montrent, par ailleurs, qu'au moins 70% de la différence de stock par rapport aux autres parcelles du même horizon est comprise dans la fraction des macroagrégats. Dans le cas de l'horizon 0-20 cm de la pâture (dont le stock de Corg est déjà élevé) et de la permaculture. C'est même l'entièreté de la différence de stocks qui est comprise dans la fraction des macroagrégats. Cela est en accord avec le modèle de saturation hiérarchique proposé par Gulde et al. (2008). Par ailleurs, il est important de noter qu'au moins 30% du Corg supplémentaire stocké dans les macroagrégats des parcelles en permaculture est compris dans les microagrégats protégés (sauf par rapport à l'horizon 20-40 cm de la pâture) (tableau 23). Ces pratiques permettent donc une stabilité suffisante des macroagrégats pour permettre la stabilisation du Corg au sein de microagrégats protégés nouvellement formés (Six et al., 2000).

Les pratiques de permaculture ont, par contre, entraîné une perte de Corg dans l'horizon 0-20 cm dans la fraction des microagrégats libres par rapport à la pâture. Cette perte est significative selon le test de Tukey. Ces pratiques semblent donc augmenter la quantité de Corg protégé physiquement avec un effet antagoniste. En effet, la quantité de Corg dans les microagrégats protégés augmente tandis que celle dans les microagrégats libres diminue.

En permaculture, la masse des microagrégats libres diminue tandis que leur concentration Corg augmente par rapport à la pâture. Cela signifie peut-être que l'activité biologique intense dans les sols en permaculture entraîne la minéralisation plus intense de la MO contenue dans les microagrégats libres. Les apports de MO au-delà d'un certain seuil pourraient, en plus de ne plus augmenter les stocks en COS (Six et al., 2002), être contre-productifs au niveau de la stabilisation de la MOS. L'activité biologique serait tellement « boostée » par la minéralisation de la quasi-totalité des apports de MO qu'elle entraînerait une dégradation des microagrégats libres. En effet, les agents liants principaux des microagrégats sont des polysaccharides et selon Tisdall et Oades (1982) ils peuvent constituer une source d'énergie pour les microorganismes. Gulde et al. (2008) suggèrent d'ailleurs qu'au-delà d'une certaine quantité d'apports en MO fraîche (inférieure à celles apportées dans les parcelles butte et planche étudiées dans le cadre de ce travail), l'accélération de l'activité biologique induite par les apports entraîne une augmentation du turnover des macroagrégats. Ceci, selon Six et al. (2000), signifierait une diminution de la production de microagrégats protégés. Cela signifie que la diminution d'apports de MO augmenterait peut-être la quantité de COS stabilisée (physiquement) au sein des parcelles en permaculture.

VI.4 . Sensibilité de la MO stockée aux changements climatiques

S'il est clair que les pratiques d'agriculture conventionnelle étudiées dans le cadre de ce travail ne dérogent pas à la tendance de perte en COS qui est rapportée par la littérature (Lal 2004), les pratiques en permaculture présentent, quant à elles, un véritable potentiel de stockage et de stabilisation du COS, même par rapport à une parcelle non-cultivée (pâture). Les pratiques de la ferme du Bec-Hellouin favorisent la stabilité des macroagrégats, ce qui augmente le potentiel du sol à stabiliser physiquement la matière organique.

Cependant, Poeplau et al. (2017) ont montré que les agrégats (microagrégats et macroagrégats confondus) sont particulièrement sensibles à une augmentation des températures au-delà d'un certain seuil. Ils expliquent par ailleurs que cette sensibilité peut être due à une modification de la pédofaune, de l'abondance en hyphes mycéliens et des systèmes racinaires ainsi qu'à la modification de la nature des polysaccharides, protéines et biofilms présents dans le sol.

On peut donc supposer qu'au-delà d'une certaine augmentation de la température, on arrive à des modifications de l'environnement telles que les espèces en place ne sont plus adaptées, ou du moins que leur fonctionnement « normal » est altéré. Certaines de ces espèces (vers de terre, champignons, microorganismes, etc.) sont directement impliquées dans les processus d'agrégation et donc de stabilisation physique de la MO. Par conséquent la sensibilité de la stabilisation physique de la MO dans les sols dépendrait de la capacité d'adaptation des espèces impliquées dans les processus d'agrégation présentes dans le système. Il serait donc intéressant de déterminer les seuils de températures au-delà desquels le fonctionnement de chacune de ces espèces commence à être altéré. Cela permettrait de modéliser la réponse du système au réchauffement climatique en termes de stabilisation physique de la MO.

Dans une situation telle que celle de la ferme du Bec-Hellouin, cette information est d'autant plus importante qu'une partie majeure de l'augmentation (voire toute) des stocks de MO qu'entraîne ses pratiques est possible grâce aux processus d'agrégation. Une augmentation trop importante des températures entraînerait certainement l'annulation de cette augmentation des stocks.

VII. Conclusion et perspectives

Les pratiques de la ferme du Bec-Hellouin induisent une augmentation significative des stocks des COS dans les sols. Le taux de stockage moyen, en ne prenant en compte que les surfaces cultivées, est d'approximativement $1,50 \text{ Mg Corg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, dans la profondeur équivalente aux dix premiers centimètres de la forêt, soit plus de 3 fois le taux de stockage trouvé par Gattinger et al. (2012) dans une méta-analyse de l'impact du stockage de COS par des pratiques d'agriculture biologique. Ce taux de stockage correspond également à une augmentation moyenne du stock de 2,66% par an, soit plus de 6,5 fois l'objectif des « 4 pour mille ». Ce travail a donc permis de mettre en évidence le potentiel des pratiques de la ferme du Bec-Hellouin (permaculture et de maraîchage bio-intensif), comme représentantes de pratiques agroécologiques intensives à petite échelle, sur le stockage de Corg dans les sols. Parallèlement, cette étude a permis de confirmer la tendance des pratiques d'agriculture conventionnelle à induire la perte en COS. De manière plus générale, les résultats montrent que les pratiques en permaculture induisent un état de fertilité chimique du sol bien meilleur que celui du sol en agriculture conventionnelle.

L'augmentation des stocks de COS induite par les pratiques de permaculture par rapport à la pâture est entièrement comprise dans la fraction des macroagrégats ($> 250 \mu\text{m}$). Cela suggère que les sols en permaculture sont déjà relativement saturés en Corg (Gulde et al., 2008). Le turnover des macroagrégats induit par ces pratiques semble suffisamment lent pour permettre la formation de nouveaux microagrégats protégés riches en Corg (Six et al., 2000). Dans l'horizon 0-20 cm, environ 30,8% de l'augmentation du Corg dans la fraction des macroagrégats est comprise dans les microagrégats protégés.

Malgré une augmentation significative du poids de Corg comprise dans les microagrégats protégés dans les parcelles en permaculture (à l'exception de la forêt-jardin) par rapport à la pâture, la quantité totale de Corg comprise dans les microagrégats (libres et protégés) n'est pas significativement différente entre les parcelles en permaculture et la pâture. Pour cause, la diminution de Corg dans la fraction des microagrégats libres. Cette diminution est potentiellement causée par une activité biologique excessive (d'un point de vue stabilisation physique du COS) induite par les apports très importants en MO sur les parcelles en permaculture. Les résultats suggèrent que la diminution des apports de MO sur ces parcelles induirait peut-être l'augmentation des quantités de Corg protégées physiquement.

Les pratiques de la ferme du Bec-Hellouin sont implémentées depuis une douzaine d'années, moins pour parcelles. Il est possible que la relative « jeunesse » du système sol de la ferme destine ce système à évoluer encore fortement durant les prochaines années. Il a, en effet, été montré qu'une grande partie de l'augmentation du Corg induite par les pratiques en permaculture se trouve sous forme de matières organiques particulières grossières ($> 250 \mu\text{m}$) intra (iPOM) et inter-agrégats (POM). Selon Six et al. (2000), les iPOM pourraient se trouver dans les microagrégats protégés avec le temps.

Cette évolution des iPOM en MO constituant les microagrégats protégés serait souhaitable à plusieurs égards. Parmi ceux-ci l'augmentation de la CEC, ainsi que l'augmentation de la stabilisation physique de la MO dans le sol.

Il est important de souligner que les « performances » des pratiques de permaculture quant à l'amélioration de la fertilité chimique et l'augmentation du COS sont en partie induites par les apports en MO fraîche très importants que les parcelles reçoivent (en particulier la parcelle butte et la parcelle planche). La ferme du Bec-Hellouin jouit d'une situation qui lui permet d'avoir accès à une grande quantité de matière organique locale et qui ne serait peut-être pas valorisée si elle n'était pas utilisée sur la ferme. C'est dans une logique toute permaculturelle que ces ressources sont utilisées, pour « boucler les cycles ».

Une approche plus systémique devrait cependant inclure le cycle de vie des MO apportées de l'extérieur de la ferme du Bec-Hellouin. Il faudrait, par exemple, prendre en compte la provenance du fourrage destiné aux chevaux qui produisent une partie du fumier apporté en grandes quantités sur les parcelles (sur les parcelles butte et planche). Ainsi seulement on pourrait appréhender le fonctionnement global du système.

Sans étude approfondie de la chose, il semble difficilement soutenable que de telles quantités d'apports en MO fraîche par unité de surface de sol cultivé (ou même par kg de légume produit) soient apportées à grande échelle sur les sols cultivés. La multiplication de fermes basées sur ces pratiques entraînerait probablement assez rapidement une compétition intense pour l'accès aux amendements organiques, dans certaines régions du moins.

Si on considère ce dernier point ainsi que les effets contreproductifs suggérés par l'analyse des résultats quant à l'impact de telles quantités d'apports de MO sur le sol des parcelles en permaculture ainsi que les quantités apparemment excessives de certains éléments biodisponibles sur certaines parcelles (planche et forêt-jardin en particulier), on peut légitimement se demander si une diminution de ces apports ne serait pas une perspective positive en tout point.

Au niveau des perspectives pour les études à venir, il serait intéressant de pouvoir comparer de tels systèmes (pratiques de permaculture et de maraîchage bio-intensif) avec des systèmes recevant la même quantité d'amendements organiques provenant de l'extérieur. Cela permettrait d'isoler l'effet des pratiques (forte intensité de culture, diversité des espèces cultivées, rotations, gestion des résidus de culture, etc.) indépendamment de ces apports externes.

Par ailleurs, le sol est un système complexe et ce travail n'a permis d'éclairer qu'un aspect très restreint du fonctionnement des sols étudiés. Il aurait été intéressant de réaliser des analyses permettant de caractériser la fertilité physique (porosité, stabilité des agrégats, taux d'infiltration de l'eau, etc.) ainsi que la fertilité biologique (communautés de microorganismes, biodiversité, abondance, étude des hyphes mycéliens, etc.). L'étude de l'activité biologique des microorganismes du sol pourrait apporter des résultats particulièrement intéressants.

Finalement, il serait éclairant d'intégrer les résultats des différentes études réalisées sur la ferme (viabilité économique, biodiversité des abeilles, étude ornithologique, etc.) en une seule synthèse. L'évaluation des systèmes agricoles « alternatifs » gagnera à être effectuée selon une approche systémique. Ainsi seulement, nous pourrons proposer des solutions rationnelles aux problématiques écologiques, économiques et sociales auxquelles nous faisons et plus encore ferons face.

VIII. Bibliographie

- Amelung, W. et al., 2009. Chapter 6 Combining Biomarker with Stable Isotope Analyses for Assessing the Transformation and Turnover of Soil Organic Matter. *Advances in Agronomy*, 100(C), pp.155–250.
- Balesdent, J., Chenu, C. & Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research*, 53(3-4), pp.215–230.
- Barré, P. et al., 2014. Impact of phyllosilicate mineralogy on organic carbon stabilization in soils: Incomplete knowledge and exciting prospects. *Geoderma*, 235-236, pp.382–395.
- Beare, M.H. et al., 1994. Aggregate-Protected and Unprotected Organic Matter Pools in Conventional- and No-Tillage Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 58(3), p.787.
- Beare, M.H. et al., 1993. Residue placement and fungicide effects on fungal communities in conventional and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal*, 57(2), pp.392–399.
- Bethlenfalvay, G.J. et al., 1999. Relationships between soil aggregation and mycorrhizae as influenced by soil biota and nitrogen nutrition. *Biology and Fertility of Soils*, 28(4), pp.356–363.
- Byrd Polar Research Center 2001, <http://research.bpcrc.osu.edu/geo/projects/foram/whatarefor.htm>
- Cambardella CA, Elliott ET (1992) Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal* 56: 777–783.
- Chadwick, O.A. & Chorover, J., 2001. The chemistry of pedogenic thresholds. *Geoderma*, 100(3-4), pp.321–353.
- Chapin III, F.S. et al., 1997. Biotic Control over the Functioning of Ecosystems. *Science*, 277(5325), pp.500–504.
- Cheng, X. et al., 2011. Soil organic matter dynamics in a North America tallgrass prairie after 9 yr of experimental warming. *Biogeosciences*, 8(6), pp.1487–1498.
- Chenu, C. et al., 2014. Stocker du carbone dans les sols agricoles : évaluation de leviers d'action pour la France. *Innovations Agronomiques*, 37, pp.23–37.
- Chenu, C. & Balabane, M., 2001. Matières organiques et activités biologiques des sols cultivés. *Perspectives agricoles*, n°272, pp.42---45.
- Conant, R.T. et al., 2008. Experimental Warming Shows That Decomposition Temperature Sensitivity Increases with Soil Organic Matter Recalcitrance Published by : Ecological Society of America Your use of the JSTOR archive indicates your acceptance of the Terms & Conditions of Use . , , 89(9), pp.2384–2391.
- Christensen B.T., 1992 – Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science*, 20: 1-90
- Crawford, M. (2010). Creating a forest garden. Green books.

- Denef, K. et al., 2004. Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, 68(6), pp.1935–1944.
- Denef, K. et al., 2001. Influence of dry - wet cycles on the interrelationship between aggregate , particulate organic matter, and microbial community dynamics. *Soil & Tillage Research*, 33, pp.1599–1611.
- De Schutter O (2010) Report submitted by the special rapporteur on the right to food. United Nations Human Rights Council.
- Diaco, M. & Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, pp.401–422.
- Dignac, M.-F. et al., 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(2), p.14.
- Doetterl, S. et al., 2012. Carbon cycling in eroding landscapes: Geomorphic controls on soil organic C pool composition and C stabilization. *Global Change Biology*, 18(7), pp.2218–2232.
- Doetterl, S. et al., 2015. Soil redistribution and weathering controlling the fate of geochemical and physical carbon stabilization mechanisms in soils of an eroding landscape. *Biogeosciences*, 12(5), pp.1357–1371.
- Dufumier M. (2012), Famine au Sud, malbouffe au Nord. Comment le bio peut nous sauver, Editions Nil.
- Dungait, J.A.J. et al., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*, 18(6), pp.1781–1796.
- Feller C., 1997 – The concept of soil humus in the past three centuries. *Advances in GeoEcology*, 29: 15-46
- Feller, C. & Chenu, C., 2012. Les interactions bio-organo-argileuses et la stabilisation du carbone dans les sols. Aperçu historique. *Etude et Gestion des Sols*, 19(3 et 4), pp.235–248.
- Finzi, A.C., Canham, C.D. & Van Breemen, N., 1998. Canopy Tree-Soil Interactions within Temperate Forests : Species Effects on pH and Cations Author (s): Adrien C . Finzi , Charles D . Canham , Nico van Breemen Published by : Ecological Society of America Stable
- Freibauer, A. et al., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122(1), pp.1–23.
- Gans, J., Wolinsky, M. & Dunbar, J., 2005. Computational Improvements Reveal Great Bacterial Diversity and High Metal Toxicity in Soil. *Science*, 309(5739), pp.1387–1390.
- Gattinger, A. et al., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Pnas*, 109(44), pp.18226–18231.
- Genot, V., Colinet, G. & Bock, L., 2007. La fertilité des sols en Région Wallonne - Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l’élaboration du Rapport analytique 2006 sur l’Etat de l’Environnement wallon. , pp.1–77.

- Gryndler, M. et al., 2006. Organic and mineral fertilization, respectively, increase and decrease the development of external mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi in a long-term field experiment. *Mycorrhiza*, 16(3), pp.159–166.
- Guégan, S. & Leger, F., 2015. Etude Rapport final.
- Gulde, S. et al., 2008. Soil Carbon Saturation Controls Labile and Stable Carbon Pool Dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 72(3), p.605.
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*, 191(1), pp.77–87.
- Hattenschwiler, S. & Gasser, P., 2005. Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(5), pp.1519–1524.
- ten Have, R. & Teunissen, P.J.M., 2001. ChemInform Abstract: Oxidative Mechanisms Involved in Lignin Degradation by White-Rot Fungi. *ChemInform*, 33(2), p.no–no. Available at:
- Holland, E. & Coleman, D., 1987. Litter Placement Effects on Microbial and Organic Matter Dynamics in an Agroecosystem Author (s): E . A . Holland and D . C . Coleman Published by : Ecological Society of America LITTER PLACEMENT EFFECTS ON MICROBIAL AND ORGANIC MATTER DYNAMICS IN AN AG. , 68(2), pp.425–433.
- Johansen, A., Jakobsen, I. & Jensen, E.S., 1994. Hyphal N transport by a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus associated with cucumber grown at three nitrogen levels. *Plant and Soil*, 160(1), pp.1–9.
- Jones, D.L. & Edwards, A.C., 1998. Influence of sorption on the biological utilization of two simple carbon substrates. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(14), pp.1895–1902.
- Killham K, AmatoMand Ladd J N 1993 Effect of substrate location in soil and soil pore–water regime on carbon turnover. *Soil Biol. Biochem.* 25, 57–62.
- Kleber, M. et al., 2015. *Mineral-Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments*, Elsevier Ltd.
- Kleber, M. & Johnson, M.G., 2010. *Advances in Understanding the Molecular Structure of Soil Organic Matter : Implications for Interactions in the Environment* 1st ed., Elsevier Inc. Available at: [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)06003-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(10)06003-7).
- Lakanen, E. & Erviö , R., 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agralia Fennica*, 123, 223–232.
- Lal, R.C.C.C.N.-P. 812712, 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304(5677), pp.1623–1627 ST – Soil carbon sequestration impacts .
- Larsen, J., Ravnskov, S. & Jakobsen, I., 2003. Combined effect of an arbuscular mycorrhizal fungus and a biocontrol bacterium against Pythium ultimum in soil. *Folia Geobotanica*, 38(2), pp.145–154.

Lavelle, P. et al., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42(SUPPL. 1).

Lawrence, C., Harden, J. & Maher, K., 2014. Modeling the influence of organic acids on soil weathering. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 139, pp.487–507.

Lehmann, J. & Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528(7580), pp.60–8. Available at:

Leon, M.C.C., Stone, A. & Dick, R.P., 2006. Organic soil amendments: Impacts on snap bean common root rot (*Aphanomyces euteiches*) and soil quality. *Applied Soil Ecology*, 31(3), pp.199–210.

Lucas, Y., 2001. The role of plants in controlling rates and products weathering : importance og biological pumping. *Earth Planet*, 29:135-63(January), pp.135–159.

von Lützow, M. et al., 2007. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(9), pp.2183–2207.

McGill WB 1996 Review and classification of ten soil organic matter models. In Evaluation of Soil Organic Matter Models. Eds. D S Powlson, P Smith and J U Smith. pp. 111–132. NATO ANSI Series, Springer Verlag.

Meier, I.C., Leuschner, C. & Hertel, D., 2005. Nutrient return with leaf litter fall in *Fagus sylvatica* forests across a soil fertility gradient. *Plant Ecology*, 177(1), pp.99–112.

Melillo, J. et al., 2002. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. *Science*, 298(5601), pp.2173–2176.

Mollison, B. (1988). Permaculture: a designer's manual. Permaculture: a designer's manual.

Mollison, B., & Holmgren, D. (1990). Permaculture. 1. A perennial agriculture for human settlements.

Moore, D.M. & Reynolds, R.C., 1989. X-Ray diffraction and the identification and analysis of clay minerals,. *Oxford University Press, Oxford, New York*, p.373.

Oades, J.M., 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 76(1-3), pp.319–337.

Oades, J.M., 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, 5(1), pp.35–70.

Parton W J, Schimel D S, Cole C V and Ojima D S 1987 Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1173–1179.

Paszkowski, U. & Boller, T., 2002. The growth defect of *lrl1*, a maize mutant lacking lateral roots, can be complemented by symbiotic fungi or high phosphate nutrition. *Planta*, 214(4), pp.584–590.

Paustian K, Parton W J and Persson J 1992 Modeling soil organic matter in organic-amended and N fertilized long-term plots. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 476–488.

Paustian, K., Collins, H.P., Paul, E.A., 1997. Management controls on soil carbon. In: Paul, E.A., Paustian, K., Elliott, E.A., Cole, C.V. (Eds.). *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-term Experiments in North America*, CRC Press, Boca Raton, pp. 15±49.

- Poeplau, C. et al., 2017. Sensitivity of soil carbon fractions and their specific stabilization mechanisms to extreme soil warming in a subarctic grassland. *Global Change Biology*, 23(3), pp.1316–1327.
- Poeplau, C. & Don, A., 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma*, 192(1), pp.189–201.
- Pulleman M M and Marinissen J C Y 2001 Carbon mineralization as affected by natural aggregation in pasture versus arable soil. *Soil Biol. Biochem.* submitted.
- Reich, P.B. et al., 2005. Linking litter calcium, earthworms and soil properties: A common garden test with 14 tree species. *Ecology Letters*, 8(8), pp.811–818.
- Renneson M. (2015) Stock de matières organiques dans les sols agricoles wallons: état des lieux et tendances in 1er Atelier « Sol » Les fonctions agro-écosystémiques des matières organiques du sol : état des lieux et recommandations en termes de gestion des sols.
- Rhoades, J. D. (1982). Cation exchange capacity. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, (methodsofsoilan2), 149-157.
- Santa-Regina, I., Leonardi, S. & Rapp, M., 2000. Organic matter and foliar nutrient dynamics in Castanea sativa Mill . coppice stands . of southern Europe. *Ecologia mediterranea*, 26((1-2)), pp.71–82.
- Schmidt, M.W.I. et al., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478(7367), pp.49–56.
- Servigne P. (2014), Nourrir l'Europe en temps de crise, vers des systèmes alimentaires résilients, Editions Nature et Progrès, Belgique.
- Sextone, A.J., Revsbech, N.P., Parkin, T.B., Tiedje, J.M., 1985. Direct measurement of oxygen profiles and denitrification rates in soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 645±651.
- Shahbaz, M., Kuzyakov, Y. & Heitkamp, F., 2015. Decrease of soil organic matter stabilization with increasing inputs: Mechanisms and controls. *Geoderma*.
- Shen, Y., Chen, Y. & Li, S., 2016. Microbial Functional Diversity, Biomass and Activity as Affected by Soil Surface Mulching in a Semi-arid Farmland. *PLoS ONE*, 11(7), pp.1–18.
- Six, J. et al., 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79(1), pp.7–31.
- Six, J. et al., 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62(5), p.1367.
- Six, J. et al., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturatin of soils. *Plant and Soil*, 241, pp.155–176.
- Six, J., Elliott, E.T. & Paustian, K., 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(14), pp.2099–2103.

- Sollins, P., Homann, P. & Caldwell, B.A., 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls. *Geoderma*, 74(1-2), pp.65–105.
- Somma, F., Hopmans, J.W. & Clausnitzer, V., 1998. Transient three-dimensional modeling of soil water and solute transport with simultaneous root growth, root water and nutrient uptake. *Plant and Soil*, 202(2), pp.281–293.
- St-Arnaud, M. et al., 1997. Inhibition of *Fusarium oxysporum* f. sp. *dianthi* in the non-VAM species *Dianthus caryophyllus* by co-culture with *Tagetes patula* companion plants colonized by *Glomus intraradices*. *Canadian Journal of Botany*, 75(6), pp.998–1005.
- Tardy, Y. & Nahon, D., 1985. Geochemistry of laterites stability of Al-goethite, Al-hematite, and Fe³⁺-kaolinite in bauxites and ferricretes: an approach to the mechanism of concretion formation. , pp.865–903.
- Tisdall, J.M. & J.M. Oades (1982) Organic matter and water stable aggregates in soil. *J Soil Sci* 33: 141-163
- Trumbore, S.E., 1997. Potential responses of soil organic carbon to global environmental change. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 94(August), pp.8284–8291.
- Vieublé Gonod, L., Jones, D.L. & Chenu, C., 2006. Sorption regulates the fate of the amino acids lysine and leucine in soil aggregates. *European Journal of Soil Science*, 57(3), pp.320–329.
- Virto, I. et al., 2012. Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry*, 108(1-3), pp.17–26.
- Weiss, M. et al., 1991. Molecular architecture and electrostatic properties of a bacterial porin. *Science*, 254(1), pp.1627–1630.
- Wesemael, B. Van & Brahy, V., 2009. La matière organique dans les sols. , p.470.
- Whitefield, P. (2002). How to make a forest garden. Permanent Publications.
- Wilson, G.A., 2008. From “weak” to “strong” multifunctionality: Conceptualising farm-level multifunctional transitional pathways. *Journal of Rural Studies*, 24(3), pp.367–383.
- Xu, G. et al., 2013. Effect of warming on extracted soil carbon pools of *Abies faxoniana* forest at two elevations. *Forest Ecology and Management*, 310, pp.357–365.
- Yoo, K. et al., 2006. Spatial patterns of soil organic carbon on hillslopes: Integrating geomorphic processes and the biological C cycle. *Geoderma*, 130(1-2), pp.47–65.

IX. Annexes

Annexe 1 : apports de matières organiques dans les parcelles de la ferme du Bec-Hellouin et composition de ces apports.

Les chiffres présentés dans cette annexe proviennent d'une étude sur les flux de matière au sein de la ferme du Bec-Hellouin en cours de réalisation. Cette étude n'est pas finalisée, il est donc possible que les valeurs changent encore. De plus, les apports de matières varient selon la disponibilité des ressources. Les apports peuvent donc varier fortement d'une année à l'autre. Les chiffres présentés sont donc à prendre comme des valeurs indicatives et ne sont pas forcément représentatifs du fonctionnement normal de la ferme.

Tableau 1 – Surfaces, apports de MO fraîche durant l'année 2016, apports par unité de surface et exports par les récoltes des parcelles planche, butte et forêt-jardin.

	Planche	Butte	Forêt-jardin
Surface totale (m ²)	395	573	1160
Surface cultivée (m ²)	116	194	/
Surface des allées (m ²)	279	379	/
Apports totaux de matières organiques en 2016 (kg)	24338	15804	3970
dont couches chaudes (kg)	10320	0	0
Apports surfaces cultivées HCC (kg)	6717	9957	2580
Apports allées HCC (kg)	7301	5847	1390
Apports par unité de surface HCC (kg/m ²)	35	28	3
Apports par unité de surface cultivée HCC (kg/m ²)	58	51	/
Apports par unité de surface des allées HCC (kg/m ²)	26	15	/
Exports de MO par les récoltes en 2016 (kg)	2354	1138	317

NB : Parmi les MO apportées aux parcelles, 26% proviennent de l'intérieur de la ferme. Les 74% restant proviennent de l'extérieur de la ferme (écurie du Bec-Hellouin, communes voisines, etc.)

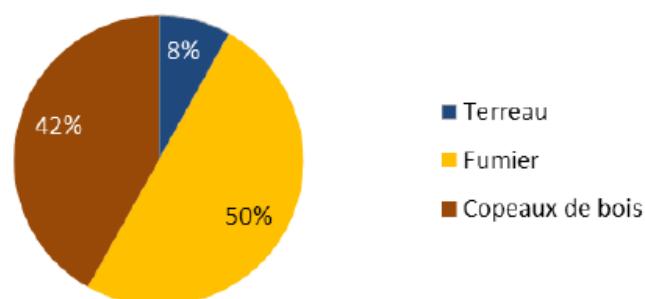


Figure 1 – Proportions des différents types de MO provenant de l'extérieur de la ferme en 2016 (réalisé par Louise Gehin, institut Sylva).

Tableau 2 - Pourcentages des apports par type de MO apportée (compost, fumier, paillage vert, copeaux de bois) pour les parcelles planche et butte. Résultats calculés à partir des détails des apports en MO.

	Planche		Butte	
	Surface cultivée	Allées	Surface cultivée	Allées
Compost (%)	66	0	13	0
Fumier (%)	32	32	83	27
Paillage vert (%)	2	0	3	0
Copeaux de bois (%)	0	68	0	73

Tableau 3 - Composition des apports des différentes types de MO. Résultats provenant d'analyses réalisées par l'ASBL Centre de Michamps (compost, fumier et copeaux de bois) et par le LAMS (résidus de culture).

Composition des apports de MO en g/kg	Carbone organique total (Corg)	Azote total (N)	Phosphore (P2O5)	Potasse (K2O)	Magnésie (MgO)	Calcium (CaO)	Fer (Fe)
Compost	77,2	4,7	4,43	1,88	4,65	17,9	2,67
Fumier	291,7	10,5	16,42	2,11	5,47	7,94	0,49
Copeaux de bois	466,4	3,1	2,94	1,1	1,02	6,11	0,28
Résidus de culture	/	9,68	6,63	8,17	1,6	3,97	0,03

Les analyses présentées dans le tableau 3 ont été réalisées à partir de prélèvements effectués fin du mois de juillet 2016.

Annexe 2 : protocoles expérimentaux

Calcul de la CEC et du TSB (Metson, 1956, modifiée par le laboratoire de Géopédologie de Gembloux)

Protocole réalisé par Mme Françoise Toussaint.

5 g (2 mm) dans 1 tube pH. 1 série = 15 + 1 témoin

1. +30 ml Acétate d'ammonium (77.08 g/ L), Culbuteur 2 h

Centrifugation 10 min-3000 T. Si détermination des bases échangeables, récupérer le surnageant dans un ballon de 100 ml et prévoir un blanc = 100 ml AA filtrés sur 602 H ½ (+ 0.100ml HNO₃-32.5%(7 M) si les mesures ne se font pas de suite)

2. +30 ml AA. A l'aide du « MISTRAL MIXER », décoller le culot

Centrifugation 10 min-3000 T. Récupérer le surnageant dans le ballon de 100 ml.

3. Répéter une 2^{ème} fois l'opération. Récupérer le surnageant dans le ballon de 100 ml (réunion des 3 extraits, mise au trait(AA) et filtration 602H1/2. Si les mesures ne se font pas de suite, ajouter 0.100 ml de HNO₃-32.5% (7 M) dans chaque extrait)

1. +25 ml de TechniSolv. Culbuteur 10 min

Centrifugation 10 min-3000 T. jeter le surnageant (déchet n°3-CEC1)

2. +25 ml de TechniSolv . A l'aide du « MISTRAL MIXER », décoller le culot

Centrifugation 10 min-3000 T. jeter le surnageant

3. Et 4. Répéter encore 2 fois l'opération.

(Si on commence un vendredi, stopper la manipulation ici, fermer le tube et conserver au frigo. Le lundi, récupérer le culot le matin (voir paragraphe suivant), mise au trait fin de matinée et distiller l'après-midi).

Récupérer le culot avec H₂O dans un ballon 200 ml. + 50 ml NaOH 50 %

(2 KG/4 litres, ▲ dégagement de chaleur et de vapeur, à préparer sous hotte !!) Mélanger + H₂O jusqu'à la base du col. Attention à ne pas laisser le ballon ouvert ! (pertes NH₄⁺)

Repos jusqu'au lendemain, mise au trait, mélanger, laisser décanter (1/2 j)

Prélever 25 ou 50ml suivant la densité de la couleur de l'extrait à distiller (attention à ne pas remuer le fond du ballon), dans un tube Büchi et distiller. Titrer avec HCl 0.1 N (Titrisol)

A l'appareil :

- 0 ml H₂O
- 0 ml NaOH
- 25 ml H₃BO₃
- Temps : 2min 30sec

Récupérer le contenu du tube et le reste du ballon de 200 ml dans le waste : déchet n°4 -CEC2

Calculs :

5g/200 ml

25 ml pour la distillation

X (ml HCl 0.1N) X 0.1 (mEq) X 8 (200 ml/25 ml) X 20 (100g/5g)

→ X 16 → mEq/100 g

50 ml pour la distillation

→ X 8 → mEq/100 g

$$\% \text{ Saturation} = \frac{\text{somme bases (mEq/100g)} \times 100}{\text{CEC (mEq/100g)}}$$

Détermination des bases échangeables

Préparer une solution HNO₃ si ajout dans les extraits

HNO₃ dilué (*) : 0.100ml HNO₃ 32.5% (7 M)/100ml AA (77.08g/L)

Préparer un blanc : 100ml AA filtrés sur 602H1/2+0.100ml HNO₃ 7M (si ajout dans les extraits)

Magnésium (Mg) (A.A.)

Dilution de 10 X (ou 25 X)

Dans un ballon de 25 ml, placer 2.5 (ou 1) ml d'extrait, ajouter 5 ml d'une solution de SrCl₂,6H₂O (30.34g/L) (10 000ppm) et porter au trait avec H₂O.

0 - 0.1 - 0.3 - 0.5 ppm

0 - 0.025 - 0.075 - 0.125 ml d'une solution Mg à 100 ppm dans des ballons de 25 ml, ajouter 5 ml de la solution de strontium, 2.5 (ou 1) ml de la solution (*) et porter au trait avec H₂O.

Lecture (mg/L) X 20(ou X 50) = mg/ 100g

X 1/12=méq/100g

Potassium (K) (A.A.)

Dilution de 5 X (ou mesure directe)

Dans un ballon de 25 ml, placer 5 ml d'extrait et porter au trait avec H₂O.

0 - 1 - 2 - 6 ppm

0 - 0.25 - 0.50 - 1.50 ml d'une solution K à 100 ppm dans des ballons de 25 ml, ajouter 5 ml de la solution (*) et porter au trait avec H₂O (ou porter au trait avec la solution*)

Lecture (mg/L) X 10(ou X 2) = mg/ 100g

X 1/39=méq/100g

Sodium (Na) (A.A.)

Dilution de 2.5 X (ou 10 X)

10 (ou 2.5) ml d'extrait dans un ballon de 25 ml, ajouter 5ml d'une solution de KCl (19.1g/L)(10 000ppm) et porter au trait avec H₂O.

0 - 0.5 - 1.0 - 2.0 ppm

0 - 0.125 - 0.25 - 0.5 ml d'une solution Na à 100 ppm dans des ballons de 25 ml, ajouter 5ml d'une solution de KCl et 10 (ou 2.5) ml de la solution (*) , porter au trait avec H₂O.

Lecture (mg/L) X 5 (ou X 20) = mg/ 100g

X 1/23=méq/100g

Ca (Calcium) (A.A.)

Dilution de 100 X (ou 25 X)

0.25 (ou 1) ml d'extrait dans un ballon de 25 ml, ajouter 5ml d'une solution de KCl (19.1g/L)(10 000ppm) et porter au trait avec H₂O.

0 - 0.5 - 1.0 - 2.0 - 3.0 ppm

0 - 0.125 - 0.25 - 0.50 - 0.75 ml d'une solution Ca à 100 ppm dans des ballons de 25 ml, ajouter 5 ml de la solution KCl, 0.25 (ou 1)ml de la solution (*) et porter au trait avec H₂O.

Lecture (mg/L) X 200 (ou X 50) = mg/ 100g

X 1/20=méq/100g

Diffractométrie de rayons X (DRX)

Préparation pour analyse minéralogique par diffraction des rayons X - AGEs

Analyse de la fraction argileuse < 2 microns : préparation d'un agrégat orienté

Principe: La préparation consiste à orienter les particules argileuses afin de renforcer leur réflexion principale.

- Prélever une aliquote de l'échantillon brut (quelques cc) et sécher à l'étuve à 40°C.
- Broyer manuellement l'échantillon (mortier en agate).
- Mettre en suspension dans de l'eau déminéralisée.
- Tamiser à 63 microns (tamis métallique et/ou en nylon). Choisir la maille du tamis selon la matrice sédimentaire (tamisage à 30 microns si diatomées). La fraction < 63 µm est récupérée dans un erlenmeyer de 500 ml. Le refus de tamis est séché à l'étuve et stocké.

Attention : ne réaliser que les prétraitements nécessaires en fonction de l'analyse du sédiment total

Si présence de carbonates: Décarbonater l'échantillon en ajoutant HCl dilué (0.1 N), travailler sous hotte et sous légère agitation magnétique (ajouter un barreau aimanté). Utiliser éventuellement de l'HCl 1N si échantillon riche en carbonates. Vérifier le pH de la solution (papier pH) et ajouter de petites quantités d'acide tant que la solution n'est pas acide (i.e., réaction incomplète). Lorsque la solution devient acide, attendre et vérifier à nouveau que la réaction soit complète. Retirer l'erlenmeyer de la plaque d'agitation magnétique, retirer le barreau aimanté (le rincer), ajouter de l'eau déminéralisée et laisser décanter la solution. Vider le surnageant clair. Centrifuger au moins deux fois afin de rincer correctement l'échantillon (utiliser de l'eau déminéralisée).

Si présence de sulfates: remplir l'erlenmeyer d'eau chaude (le gypse est soluble dans l'eau à partir de 60°C), laisser décanter, vider le surnageant transparent, rincer au-moins 3 fois. Centrifuger au moins deux fois pour rincer correctement l'échantillon et utiliser de l'eau déminéralisée.

Si présence de matière organique: laisser réagir l'échantillon avec de l'eau oxygénée (10%) sous hotte, répéter l'ajout d'H₂O₂ tant que l'effervescence se poursuit ensuite rincer l'excès d'H₂O₂ avec de l'eau déminéralisée. Centrifuger au moins deux fois pour rincer correctement l'échantillon et utiliser de l'eau déminéralisée.

- Après les prétraitements éventuels, transférer la solution dans un pilulier, déposer le pilulier sur la table désolidarisée du sol, agiter et laisser décanter, si la suspension décante rapidement : soit la solution est encore acide et il faut rincer à nouveau ; soit la quantité d'échantillon est trop importante et il faut la diluer.
- Lorsque les particules restent en suspension, agiter le pilulier jusqu'à défaire d'éventuels agrégats, retirer le couvercle, déposer le pilulier sur la table et laisser sédimenter pendant 50 minutes.
- Découper des lames de verres, vérifier leurs dimensions et nettoyer leurs surfaces.

- Après 50 minutes de décantation, le 1^{er} cm de solution ne contient plus que des particules < 2 µm selon la Loi de Stokes: la fraction argileuse est prélevée en enfonçant la pipette jusqu'au trait noir et est déposée délicatement sur une lamelle de verre.
- Laisser sécher à l'air (1 nuit).
- Indiquer le nom de l'échantillon au crayon sur la lame de verre et mettre l'agrégat orienté sur le porte-objet
- Passer les échantillons au diffractomètre. Demander à une personne autorisée de charger les échantillons dans le passeur. Définir le job, choisir la procédure *spectre normal* pour une analyse entre 2-30°2θ.

Vérifier l'acquisition du spectre avant de passer à l'étape suivante.

- Transférer l'échantillon dans un porte-objet en Al, le placer dans une cloche avec de l'éthylène-glycol, fermer la cloche, faire le vide en allumant la pompe quelques minutes, fermer le robinet de la cloche, éteindre la pompe à vide et vérifier l'étanchéité, laisser les échantillons maximum 24h.
- Après maximum 24h, ouvrir la cloche, remettre les échantillons sur le porte-objet. Passer les échantillons au diffractomètre (max. 4 à la fois, laisser les autres en attente dans la cloche). Choisir la procédure « spectre EG » pour une analyse entre 2-23°2θ. Vérifier l'acquisition du spectre avant l'étape suivante.
- Retirer les lames des porte-objets, les disposer sur une plaque réfractaire, mettre les échantillons au four.
- Allumer le four: vérifier la température souhaitée (500°C) et la température de sécurité (+50°C par rapport à la température souhaitée), tourner le bouton en position 1, appuyer sur le bouton rouge pour mettre en marche (entendre un clic), vérifier que la température augmente (aiguille), quand la température est atteinte, mettre les échantillons dans le four (gants) et les laisser 4h.
- Après 4h, éteindre le four (tourner le bouton sur 0), attendre 10 minutes avant d'ouvrir légèrement la porte, ouvrir complètement la porte et laisser refroidir les lames, retirer la plaque réfractaire du four avant des gants et la poser sur les supports (pas directement sur la table), attendre avant de remettre les lames sur les porte-objets en plexiglas. Passer les échantillons au diffractomètre. Choisir la procédure « spectre H » pour une analyse entre 2-15°2θ. Vérifier l'acquisition correcte du spectre.

Analyse de la fraction argileuse totale : préparation d'un agrégat orienté total

- Prélever une aliquote de l'échantillon brut (quelques cc) et sécher à l'étuve à 40°C.
- Broyer manuellement l'échantillon (mortier en agate).
- Mettre en suspension dans de l'eau déminéralisée.
- Centrifuger qlq minutes la suspension à 2500 rpm.

- Vider le surnageant et étaler à la spatule le culot sur une lame de verre rainurée (ou lame de verre dont deux côtés ont été rehaussés avec du papier collant).
- Laisser sécher à l'air (1 nuit).
- Indiquer le nom de l'échantillon au crayon sur le bord de la lame de verre et mettre l'agrégat orienté total sur le porte-objet.
- Passer les échantillons au diffractomètre (D8-Advance, Bruker) selon la séquence spectre normal (i.e., séché à l'air libre un nuit), puis solvaté (i.e., laisser maximum 24h dans une cloche sous vide avec de l'éthylène glycol) et enfin chauffé 4h au four à 500°C, vérifier l'acquisition correcte du spectre avant de passer à l'étape suivante.

Analyse de la minéralogie totale: préparation d'une poudre

- Prélever une aliquote de l'ordre de 1 g de sédiment total et sécher à 40°C à l'étuve
- Broyer manuellement l'échantillon au mortier à agate
- Tamiser à sec à 250 microns (tamis métallique)
- Placer le porte échantillon à l'envers sur une lame de verre dépolie nettoyée, remplir le porte-échantillon à l'aide d'une spatule, compacter régulièrement et délicatement la poudre afin de limiter toute orientation préférentielle des minéraux (Méthode de Moore et Reynolds 1989), poser le disque de plexiglas en vérifiant qu'il s'adapte parfaitement (même niveau) au porte-échantillon, fixer le support arrière noir, retourner la préparation, indiquer le n° de l'échantillon au crayon sur le support en plexiglas
- Passer les échantillons au diffractomètre (D8-Advance, Bruker). Demander à une personne autorisée de charger le passeur d'échantillon. Rentrer le « job », choisir la procédure « poudre sans rotation » pour une analyse en routine entre 2 à 45° 2θ. Vérifier l'acquisition du spectre avant interprétation.

Interprétation - L'estimation semi-quantitative est obtenue en appliquant à l'intensité mesurée un facteur correctif multiplicatif. Les intensités corrigées sont sommées et le pourcentage relatif de chaque minéral est calculé par rapport à une somme ramenée à 100%.

Tamisage humide (Six et al. 1998)

Protocole rédigé par Joachim Tulii, ancien étudiant de Gembloux Agro-Bio Tech.

Matériels

- Balance
- 3 bassins blancs en plastique de diamètre entre 30-40cm et 8cm de profondeur.
- Tamis de maille 2mm
- Tamis de maille 250µm
- Tamis de maille 50µm
- Plusieurs contenants pour séchage de poids connu.

Méthode

1. Pesar 80g de sol séché et passé au tamis à 8mm. Noter la masse mesurée.
2. Déposer le tamis de maille 2mm dans le bassin blanc et ajouter de l'eau désionisée jusqu'à ce que le niveau d'eau soit approximativement 1cm au-dessus du maillage.
3. Déposer doucement et uniformément l'échantillon de sol sur le tamis et attendre 5min.
4. Tamiser le sol durant 2min en déplaçant le tamis de haut en bas 50 fois (mouvement déplaçant le tamis hors de l'eau puis l'immergeant à nouveau dans l'eau du bassin) avec une légère inclinaison afin de permettre aux fines particules de passer à travers les mailles. À noter que l'utilisation d'un métronome réglé à 25 battements par minute permet à l'expérimentateur d'éviter de compter les mouvements hauts bas.
5. Retirer le tamis hors de l'eau et rincer les côtés (face supérieure et inférieure du tamis) et le fond du tamis à l'eau désionisée (au-dessus du bassin blanc) afin de récupérer toutes les particules en suspension.
6. Transférer le contenu du tamis dans un contenant préalablement pesé. Puis, rincer le tamis afin de récupérer tous les macroagrégats restants. Ces particules de taille supérieure à 2mm ne seront pas récupérées, car elles ne sont pas considérées comme de la matière organique du sol.
NB: Ne pas oublier de rincer les côtés et le fond du tamis.
7. Transvaser l'eau et les particules du premier bac blanc à travers un tamis de 250µm déposé dans un bassin blanc du même type. Veiller à ne pas verser le contenu à l'extérieur du tamis et à bien rincer le premier bassin blanc pour transférer toutes les particules à travers le tamis.
8. Répéter la manipulation décrite à l'étape 4 après avoir attendu que l'excès d'eau soit drainé à travers le tamis.
9. Après les 2min de tamisage, retirer le tamis hors de l'eau et rincer les côtés (face supérieure et inférieure du tamis) et le fond du tamis à l'eau désionisée (au-dessus du bassin blanc) afin de récupérer toutes les particules en suspension.
10. Transférer le contenu du tamis dans un contenant ('backwashing' à réaliser sur une moitié puis sur l'autre) afin de récupérer tous les macroagrégats restants.
NB: Ne pas oublier de rincer les côtés et le fond du tamis.
11. Transvaser l'eau et les particules du deuxième bac blanc à travers un tamis de 50µm déposé dans un bassin blanc du même type. Veiller à ne pas verser le contenu à l'extérieur du tamis et à bien rincer le premier bassin blanc pour transférer toutes les particules à travers le tamis.

12. Répéter la manipulation décrite à l'étape 4 après avoir attendu que l'excès d'eau soit drainé à travers le tamis (peut prendre plus de temps que lors des étapes précédentes). Lors de cette étape, il est nécessaire de voir le tamis lors des légères inclinaisons afin de permettre aux fines particules de passer à travers les mailles.
NB: Le tamisage étant de moins en moins facile à réaliser, il peut s'avérer utile de diviser cette manipulation en plusieurs étapes.
13. Après les 2 min de tamisage, retirer le tamis hors de l'eau et rincer les côtés (face supérieure et inférieure du tamis) et le fond du tamis à l'eau désionisée (au-dessus du bassin blanc) afin de récupérer toutes les particules en suspension. Des séries de 'backwashing' vont permettre de transférer les microagrégats contenus dans le tamis dans un contenant préalablement pesé.
NB: Ne pas oublier de rincer les côtés et le fond du tamis.
14. Transvaser l'eau et les particules du troisième bac dans des contenants préalablement pesés. Au final, l'expérimentateur aura divisé les fractions suivantes: macroagrégats, microagrégats, et limon+argile.
15. Sécher les différents contenants à l'étuve à 60°C.
16. Pesaer chaque fraction après séchage.

Pour plus de détails, voir la vidéo:

<https://www.youtube.com/watch?v=VOaae2bDDCY>

<http://www.benchfly.com/video/183/soil-fractionation-protocol/>

Fractionnement des macroagrégats (Six et al. 2000)

Protocole rédigé par Joachim Tulii, ancien étudiant de Gembloux Agro-Bio Tech.

Méthode

1. Pesar environ 10 gr du sous-échantillon séché de macroagrégats (>250 µm). Ajouter 50mL d'eau désionisée dans le récipient et laisser agir 20min.
NB: Si les macroagrégats se désagègent très difficilement, il faut envisager de les laisser une nuit au frigo.
2. Pendant ce temps,
 - assembler le dispositif:
 - à attacher la colonne au support fixé à l'agitateur;
 - à déposer le tamis de 50 µm dans l'évier + un bac de récupération si on souhaite récupérer les limons et argiles;
 - à fixer le tube flexible à l'entonnoir d'un côté et au tamis de 50 µm de l'autre côté;
 - à déposer le couvercle sur la colonne + introduire le tube flexible apportant l'eau de la tourie (voir Photo 1);
 - vérifier qu'il y a suffisamment d'eau dans la tourie. Si c'est le cas, permettre à l'eau d'entrer dans l'isolateur en ouvrant les valves de régulation. Si nécessaire, augmentez ou diminuez le flux d'eau via les valves de régulation afin d'obtenir un flux lent mais stable à travers la colonne.
3. Remplir la colonne avec l'eau désionisée afin d'atteindre un niveau d'eau 2 cm au-dessus du tamis. Ajuster la hauteur du tube flexible au niveau du statif si nécessaire (voir Photo 1). Ce niveau doit rester constant et l'excès d'eau doit être évacué via le tuyau flexible menant au tamis de 50 µm.

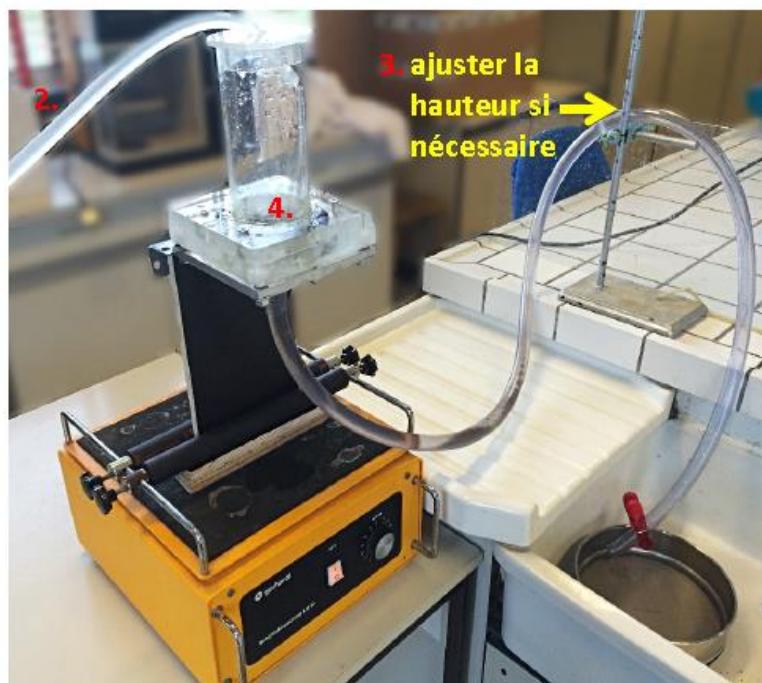


Figure 28 - Dispositif permettant le fractionnement des macroagrégats.

4. Avec l'arrivée d'eau fermée, ajouter 50 billes en inox ou en verre (4 mm de diamètre) sur le tamis de 250 µm (voir Photo 1). Ouvrir à nouveau le flux d'eau et mettre en marche la table d'agitation puis l'éteindre. Vérifier que le niveau reste constant au-dessus du tamis de 250 µm.
5. Une fois que les 2 cm d'eau au-dessus du tamis sont stables et que l'arrivée d'eau est bien réglée, couper l'arrivée d'eau. Jeter l'eau collectée dans le bac de récupération et replacer le tamis de 50 µm.
6. Transvaser les macroagrégats sur le tamis avec de l'eau désionisée et rincer les parois du cylindre afin que tout le sol puisse être tamisé.
7. Ouvrir l'arrivée d'eau et mettre en marche l'agitateur horizontal à vitesse lente (~150 rpm). Agiter le système pendant 5min maximum. Si les agrégats sont difficiles à tamiser, commencer l'agitation à vitesse plus élevée (~250rpm) pour les 3 premières minutes et descendre à vitesse plus faible pour les 2 minutes restantes. Continuer d'agiter jusqu'à ce que l'eau sortant au niveau du tamis de 50 µm soit claire et tous les agrégats au-dessus du tamis de 250 µm soient éliminés. La durée d'agitation peut varier entre 3 à 20 minutes.
 - à Il est normal d'observer des particules sur le tamis de 250 µm car ce sont les débris organiques et les sables.
 - à La durée d'agitation dépend de la stabilité des agrégats, de la taille initiale de l'échantillon, du flux d'eau, et du type de bille utilisée.
8. Couper l'arrivée d'eau et stopper l'agitateur horizontal.
9. Bien rincer les bords de la colonne avec de l'eau désionisée.
10. Vider complètement le tube flexible au-dessus du tamis de 50 µm en dévissant la colonne de l'agitateur horizontal et en élevant celle-ci au-dessus du tamis (ou plus simplement en détachant précautionneusement le tube flexible de l'entonnoir).
11. Rattacher l'isolateur avec l'agitateur (si nécessaire), et bouchonner la sortie de l'entonnoir après avoir détaché le tuyau flexible. Ensuite, rincer l'intérieur du tuyau à l'eau désionisée au-dessus du tamis de 50 µm en s'assurant que le tuyau soit bien nettoyé (au moins 3 lavages sont nécessaires).
12. Tamiser manuellement le sol restant dans le tamis de 50 µm en agitant celui-ci 50x pendant 2min dans un mouvement haut bas avec une légère angulation, et en rinçant les bords du tamis (voir tamisage humide selon Six et al. (1998)).
13. Transvaser quantitativement ce qui n'a pas traversé le tamis de 50 µm dans un contenant préalablement pesé en amenant le contenu du tamis sur les bords de celui-ci en rinçant par le bas ('backwashing' à réaliser sur une moitié puis sur l'autre qui va également permettre aux particules d'avoir une dernière chance de passer à travers le tamis) puis en rinçant dans le contenant.

NB: Ne pas oublier de rincer les côtés et le fond du tamis.
14. Détacher la colonne de l'agitateur horizontal. Si les débris organiques + sables doivent être récupérés (pour le calcul du % de microagrégats au sein des macroagrégats), il faut retourner et rincer la colonne au-dessus d'un tamis de 2mm suivi d'un tamis de 50 µm. Le tamis de 2mm est nécessaire pour récupérer les billes, tandis que le tamis de 50 µm permet de récupérer la matière organique et les sables. Bien rincer le tamis de 2mm pour récupérer toutes les matières organiques si nécessaire.
15. Placer tous les contenants à l'étuve à 60°C + nettoyer l'ensemble du dispositif et les tamis à l'eau distillée.

Dispersion à l'hexamétaphosphate de sodium (Six et al. 2000)

Protocole rédigé par Joachim Tulii, ancien étudiant de Gembloux Agro-Bio Tech.

Méthode

1. Pesar environ 5g de *microagrégats protégés* dans un tube de centrifugation (si pas assez de matière, on peut utiliser 2,5g minimum), et noter le poids de chaque échantillon.
2. Ajouter 15 ml d'hexamétaphosphate de sodium 0.5% (5 g/L) et placer sur l'agitateur horizontal pendant 18 h.
NB: Si nécessaire, ajoutez 10 billes de verre dans chaque tube pour assurer la bonne dispersion.
3. Verser les échantillons sur un tamis de 50 µm au-dessus d'un bassin de récupération
4. Rincer convenablement le tamis à l'eau désionisée. Ensuite, transvaser les sables (ainsi que les matières organiques intra-agrégats) dans un contenant de poids connus. Placer celui-ci à l'étuve à 60° pendant la nuit.
5. Faire de même pour les limons et argiles ayant traversé le tamis de 50 µm.
6. Finalement, lorsque les fractions extraites sont sèches, peser le contenant des sables afin de déterminer le poids des sables fins de 50-250 µm.

Préparation solution HMP 0,5%

Peser 5g d'HMP par litre de solution. Lors de l'ajout d'eau, il est nécessaire de chauffer légèrement et d'agiter avec un barreau magnétique.

Annexe 3 : diffractogrammes

Fonctionnement de la diffractométrie de rayons X :

La DRX utilise la loi de Bragg : $2d \sin\theta = n \cdot \lambda$

Où d = distance entre 2 plans cristallographiques ;

θ = moitié de l'angle entre le faisceau incident et la direction du détecteur ;

n = ordre de réflexion, un entier connu ;

λ = longueur d'onde des rayons X.

En appliquant un rayon X de longueur d'onde connue, et en faisant varier l'angle θ à l'aide d'un émetteur mobile, la réception des rayons X par un récepteur placé adéquatement ne se fera que pour des angles où l'égalité de la loi de Bragg est respectée. Ceci permettra donc de déterminer d qui dépend des minéraux présents dans le sol analysé. Concrètement, cela donnera un ensemble de pics plus ou moins intenses correspondant à certaines valeurs de d. Les informations ainsi récoltées sont présentées sur un graphe appelé diffractogramme que l'on peut comparer à une base de donnée pour déterminer les minéraux détectés.

Dans le cadre de cette expérience, l'interprétation des résultats s'est faite à l'aide de 2 programmes : EVA 3.2 et Topas. EVA 3.2 permet de caractériser la nature des minéraux présents de manière semi-automatique (le programme propose des minéraux en fonction des tendances claires et la personne utilisant le programme affine ou corrige en fonction de ce qu'il voit). Topas permet d'estimer l'abondance des différents minéraux. Les résultats ont été interprétés à l'aide de François Fontaine, doctorant en géologie à l'ULg, et de son expérience dans le domaine.

Diffractogrammes de la minéralogie totale

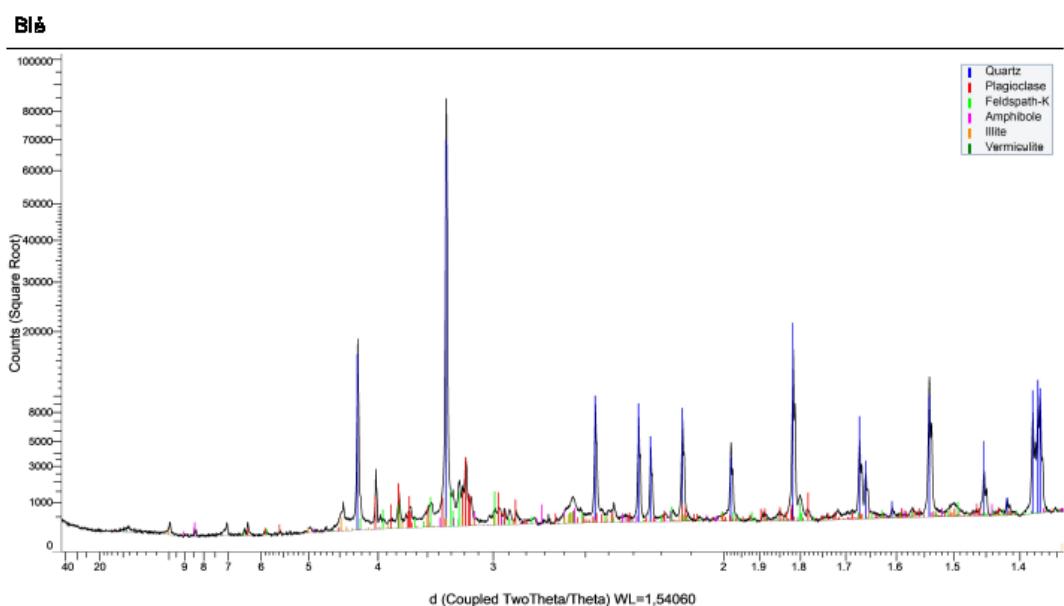


Figure 29 – Diffractogramme de poudre de la parcelle en agriculture conventionnelle, horizon 0-20 cm. Provient du logiciel EVA 3.2. Abscisse : distance interréticulaire, ordonnée : transmission lumineuse.

Forêt

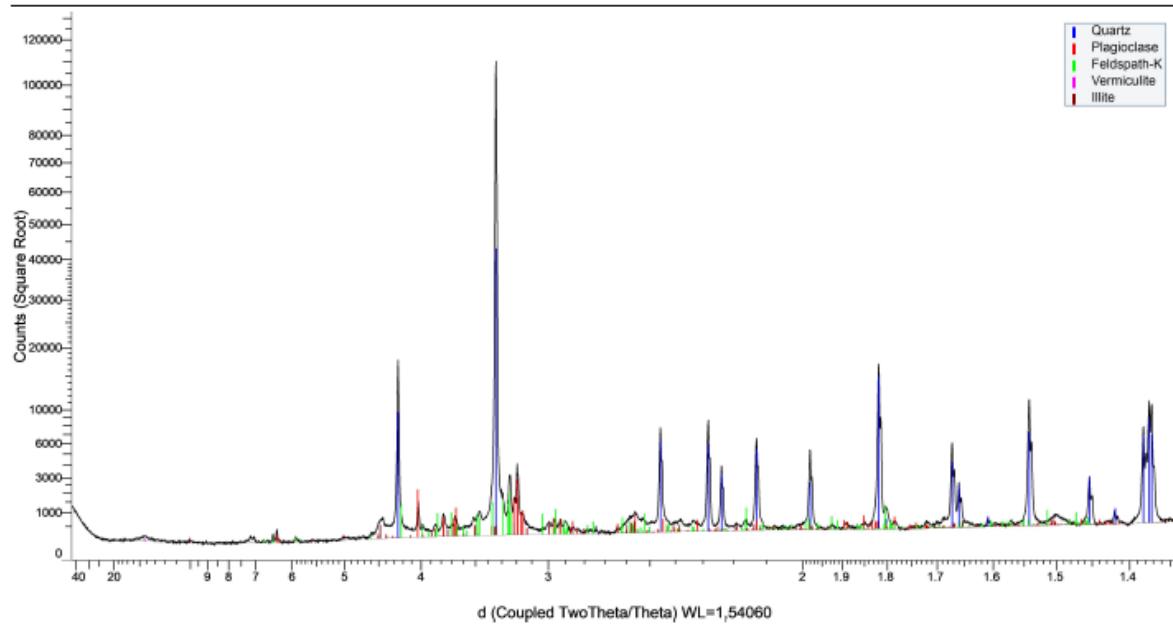


Figure 30 - Diffractogramme de poudre de la parcelle forêt, horizon 0-20 cm. Provient du logiciel EVA 3.2. Abscisse : distance interréticulaire, ordonnée : transmission lumineuse.

Forêt-Jardin

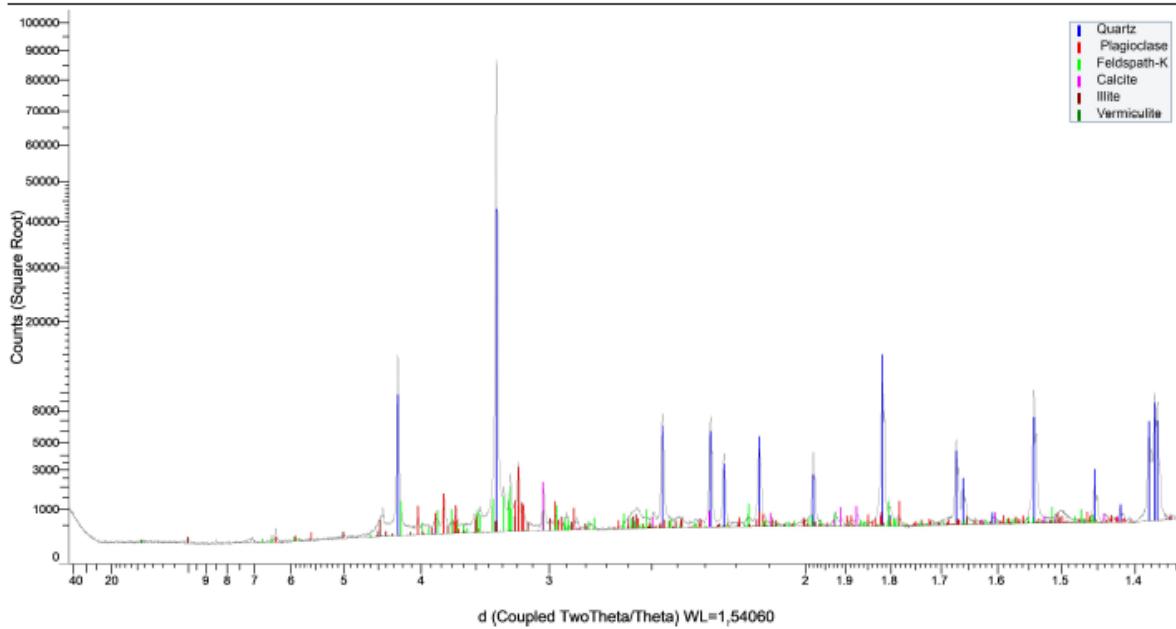


Figure 31 - Diffractogramme de poudre de la parcelle forêt-jardin, horizon 0-20 cm. Provient du logiciel EVA 3.2. Abscisse : distance interréticulaire, ordonnée : transmission lumineuse.

Planche

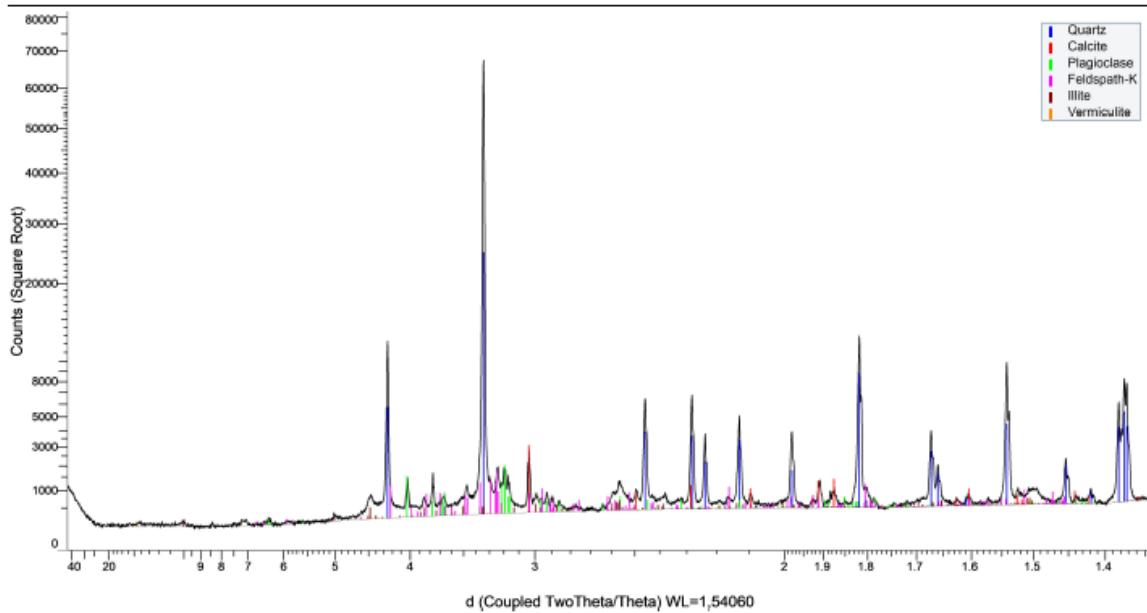


Figure 32 - Diffractogramme de poudre de la parcelle planche, horizon 0-20 cm. Provient du logiciel EVA 3.2. Abscisse : distance interréticulaire, ordonnée : transmission lumineuse.

Diffractogrammes de la minéralogie de la fraction argileuse

Blé

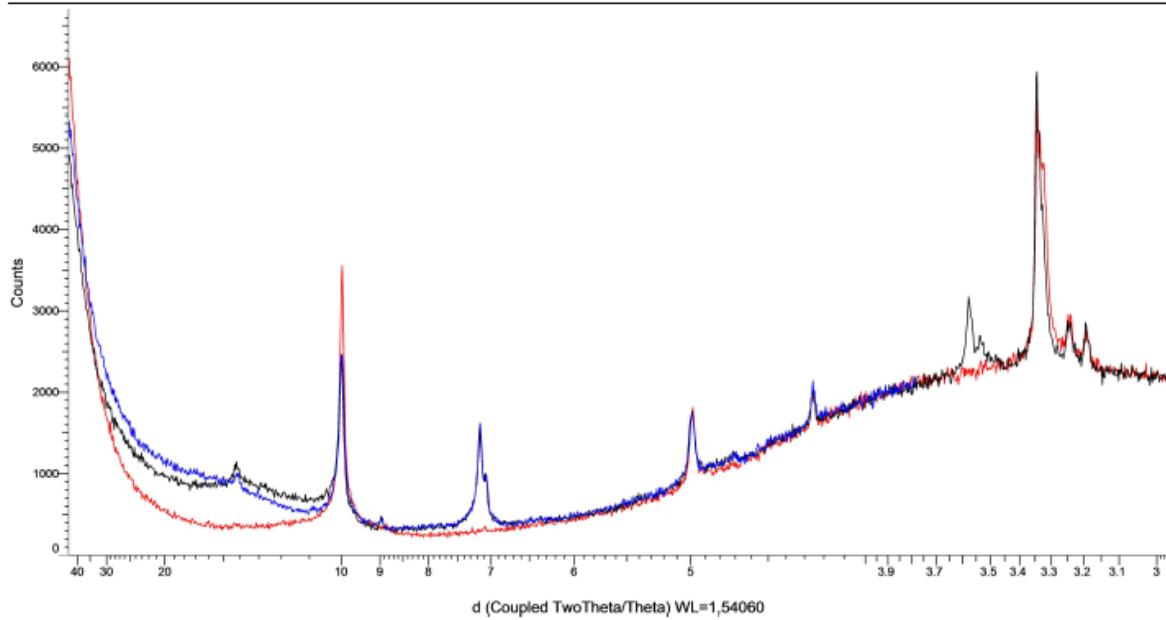


Figure 33 - Diffractogramme de la DRX sur les argiles granulométriques la parcelle en agriculture conventionnelle, horizon 0-20cm. Courbe noire : argiles n'ayant pas subi de traitement spécifique; courbe bleue : argiles traitées à l'éthylène glycol; courbe rouge : argiles chauffées (500°C pendant 4h). Abscisse : distance interréticulaire, ordonnée : transmission lumineuse.

F-J

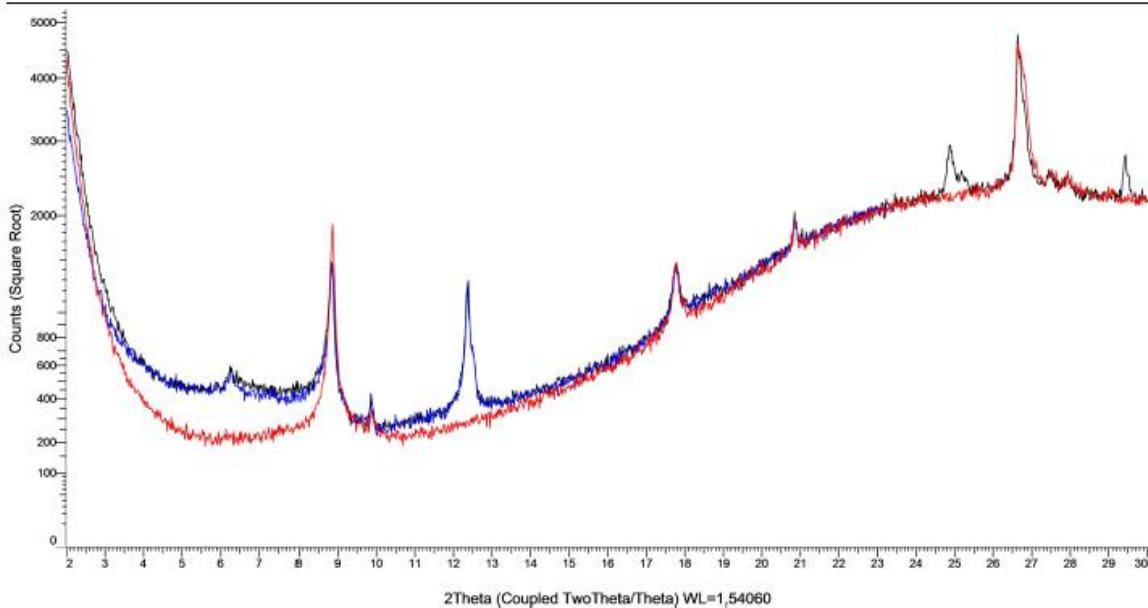


Figure 34 - Diffractogramme de la DRX sur les argiles granulométriques la parcelle forêt-jardin, horizon 0-20cm. Courbe noire : argiles n'ayant pas subi de traitement spécifique; courbe bleue : argiles traitées à l'éthylène glycol; courbe rouge : argiles chauffées (500°C pendant 4h). Abscisse : distance interréticulaire, ordonnée : transmission lumineuse.

Forêt

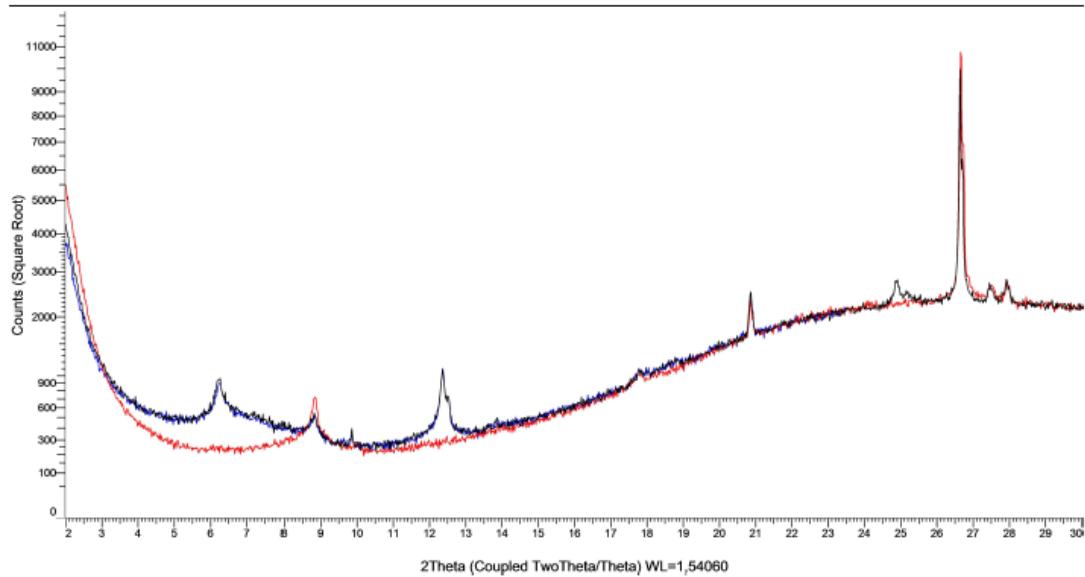


Figure 35 - Diffractogramme de la DRX sur les argiles granulométriques la parcelle en forêt, horizon 0-20cm. Courbe noire : argiles n'ayant pas subi de traitement spécifique; courbe bleue : argiles traitées à l'éthylène glycol; courbe rouge : argiles chauffées (500°C pendant 4h). Abscisse : distance interréticulaire, ordonnée : transmission lumineuse.

Planche

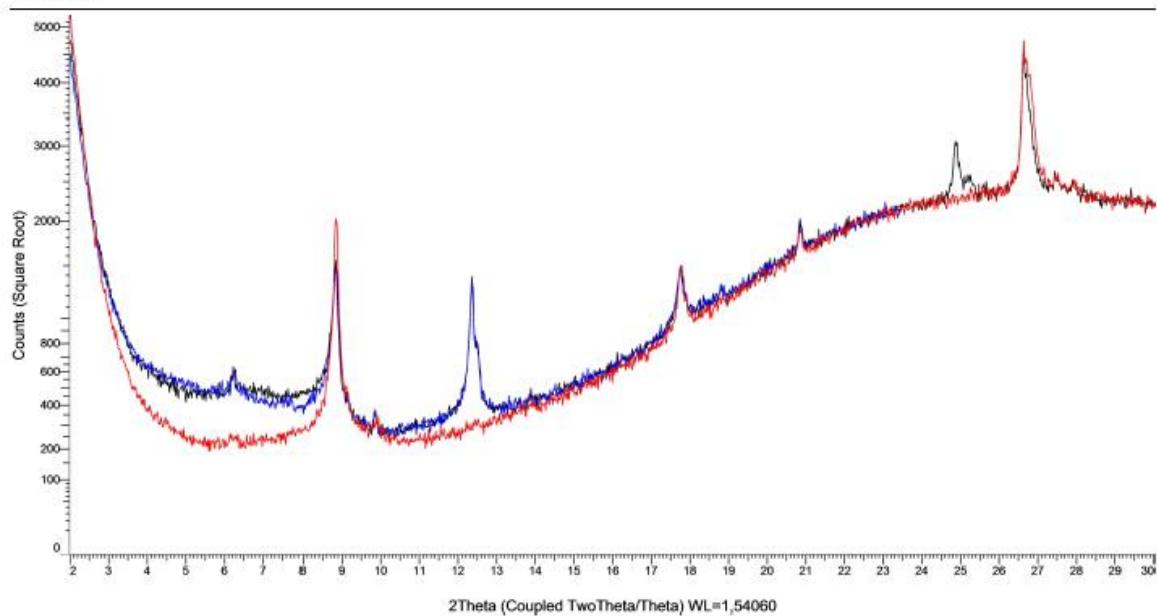


Figure 36 - Diffractogramme de la DRX sur les argiles granulométriques la parcelle planche, horizon 0-20cm. Courbe noire : argiles n'ayant pas subi de traitement spécifique; courbe bleue : argiles traitées à l'éthylène glycol; courbe rouge : argiles chauffées (500°C pendant 4h). Abscisse : distance interréticulaire, ordonnée : transmission lumineuse.

Annexe 4 : script Matlab pour la réalisation des ANOVAs

```
clear all;
close all;
clc;

[bye,bye2,data]=xlsread('donnees.xlsx');
clear bye
clear bye2

%Suppression des colonnes inutiles de la base de données
data=data(2:39,:);
data(20,:)=[];
data(18,:)=[];
data(6,:)=[];
data(:,21)=[];
data(:,30)=[];
data(:,40)=[];
data(:,40)=[];
data(:,40)=[];
data(:,47)=[];
data(:,51)=[];

code=char(data(3:35,1));
prat=char(data(3:35,4));
prof=char(data(3:35,5));
type=char(data(3:35,6));

for i=11:70

    j=i-10

    temp=cell2mat(data(3:35,i));

    foret(:,1)=temp(1:5);
    foret(:,2)=prof(1:5);
    planche(:,1)=temp(6:11);
    planche(:,2)=prof(6:11);
    fj(:,1)=temp(16:21);
    fj(:,2)=prof(16:21);
    butte(:,1)=temp(22:27);
    butte(:,2)=prof(22:27);

    %test de l'influence de la profondeur
    [d,pforet(j)] = manova1([foret(:,1)],foret(:,2));
    [d,pplanche(j)] = manova1([planche(:,1)],planche(:,2));
    [d,pfj(j)] = manova1([fj(:,1)],fj(:,2));
    [d,pbutte(j)] = manova1([butte(:,1)],butte(:,2));

    temp3=temp;
    prat3=prat;
    prof3=prof;
    type3=type;

    %extraction des données en permaculture
    for k=33:-1:1
        if type(k) ~= 'perma'

            temp3(k)=[];


```

```

prat3(k,:)=[];
prof3(k,:)=[];
type3(k,:)=[];
k=k-1;

    end
end

%Si le facteur a une influence sur la profondeur, on supprime les
%lignes down (horizon 20-40 cm)
if pforet(j)<=0,05 || pplanche(j)<=0,05 || pfj(j)<=0,05 ||
pbutte(j)<=0,05

temp2=temp;
prat2=prat;
prof2=prof;
type2=type;

for k=33:-1:1

if prof(k)=='down'

temp2(k)=[];
prat2(k,:)=[];
prof2(k,:)=[];
type2(k,:)=[];

end

if prof3(k)=='down'

temp3(k)=[];
prat3(k,:)=[];
prof3(k,:)=[];
type3(k,:)=[];

end

[d,p1(j)] = manova1([temp2],prat2);%ANOVAs effet parcelles
[d,p2(j)] = manova1([temp2],type2);%ANOVAs effet type de
pratique

else

[d,p1(j)] = manova1([temp],prat);%ANOVAs effet parcelles
[d,p2(j)] = manova1([temp],type);%ANOVAs effet type de pratique

end

p4(j)=min([pforet(j),pplanche(j),pfj(j),pbutte(j)]);
[d,p3(j)] = manova1([temp3],prat3); %effet des jardins au sein de
la permaculture

end

```

```

results=['facteurs' data(1,11:70); 'pratiques' num2cell(p1); 'types'
num2cell(p2); 'perma' num2cell(p3); 'profondeur' num2cell(p4)];
%traduction={'facteurs' data(1,11:62)};

%boucle for pour traduire les p-valeurs en niveau de significativité
for i=1:length(results(:,1))
    for j=1:length(results)

        l=cell2mat(results(i,j));

        if j==1 || i==1
            traduction{i,j}=char(results(i,j));
        else
            if l<=0.001
                traduction{i,j}='***';
            elseif l<=0.01
                traduction{i,j}='**';
            elseif l<=0.05
                traduction{i,j}='*';
            else
                traduction{i,j}='0';
            end
        end
    end
end

%boucle pour dire dans quelle parcelle la profondeur a une influence
for i=1:length(results)-1

    tradprof{i}='';

    if pforet(i)<=0.05
        tradprof{i}=[char(tradprof(i)) ' forêt'];
    end
    if pplanche(i)<=0.05
        tradprof{i}=[char(tradprof(i)) ' planche'];
    end
    if pfj(i)<=0.05
        tradprof{i}=[char(tradprof(i)) ' fj'];
    end
    if pbutte(i)<=0.05
        tradprof{i}=[char(tradprof(i)) ' butte'];
    end

end

traduction(6,2:length(traduction))=tradprof;
traduction{6,1}='jardins prof';

disp('Fin du programme.')
disp('Merci de votre patience !')

```

