

VetAgro Sup

Mémoire de fin d'études d'ingénieur

ETUDE EXPERIMENTALE DE
L'IMPACT A LONG TERME DE
SYSTEMES DE CULTURE
ALTERNATIFS SUR LE
STOCKAGE DU CARBONE ET DE
L'AZOTE DANS LES SOLS

Bénédicte Autret
Agronomie, Productions Végétales et Environnement
2013

VetAgro Sup

Mémoire de fin d'études d'ingénieur

ETUDE EXPERIMENTALE DE
L'IMPACT A LONG TERME DE
SYSTEMES DE CULTURE
ALTERNATIFS SUR LE
STOCKAGE DU CARBONE ET DE
L'AZOTE DANS LES SOLS

Bénédicte Autret

Agronomie, Productions Végétales et Environnement
2013

Maitre de stage : Bruno Mary (INRA, UR AgroImpact)

Tuteur pédagogique : Nathalie Vassal (VetAgro Sup)

L'étudiant conserve la qualité d'auteur ou d'inventeur au regard des dispositions du code de la propriété intellectuelle pour le contenu de son mémoire et assume l'intégralité de sa responsabilité civile, administrative et/ou pénale en cas de plagiat ou de toute autre faute administrative, civile ou pénale. Il ne saurait, en aucun cas, seul ou avec des tiers, appeler en garantie VetAgro Sup.

Remerciements

Je remercie sincèrement mon maître de stage Bruno Mary, directeur de recherche à l'INRA-UR AgroImpact, de m'avoir accueillie et de m'accueillir pour quelques années encore, de m'avoir fait confiance, d'avoir été disponible tout au long de ce stage malgré un emploi du temps chargé et un calendrier serré. Merci aussi à Nicolas Beaudoin, ingénieur de recherche - UR AgroImpact, d'avoir participé aux mesures de terrain, de m'avoir aidée et conseillée durant ces cinq mois de stage. Merci à eux d'avoir accepté de me suivre dans la préparation de mon projet de thèse depuis octobre 2013, de la définition du sujet à la soutenance du projet au CGAAER en mai 2014.

Mes remerciements s'adressent aussi à l'ensemble des chercheurs et experts qui ont pris le temps de répondre à mes questions et de me transmettre leurs connaissances quant à l'expérimentation de La Cage : Michel Bertrand (Ingénieur de Recherche, INRA Grignon), May Balabane (Chargée de recherche, INRA Versailles), Claire Chenu (Professeur à l'AgroParisTech), Gilles Grandeau (Assistant ingénieur, UMR Agronomie INRA/AgroParisTech) et Christophe Montagnier (Directeur de l'UE de La Cage).

Je remercie Fabien Ferchaud pour ses conseils avisés quant à l'usage de R, à l'analyse des résultats, et pour ses remarques toujours pertinentes. Merci à Lucia Rakotovololona de m'avoir communiqué les données recueillies en 2013 et ses résultats d'analyse sur l'essai de La Cage. Merci à Joël Léonard, Frédéric Bornet, Cécilia Armas-Herrera et Céline Peyrard pour leurs remarques et conseils quant à l'analyse et la présentation des résultats du stage.

Merci à Eric Gréhan, Eric Venet, Frédéric Mahu et à l'ensemble des techniciens de l'INRA de Versailles et de Grignon pour l'organisation et la réalisation de la campagne de prélèvements de sol sur l'expérimentation de La Cage, ainsi que pour le traitement des mesures réalisées par sonde Gamma.

Un grand merci à Anita Teixeira et Caroline Dominiarczyk pour les heures passées à traiter les échantillons de sol, entre broyage et pesées. Suite au traitement des échantillons à Laon, Olivier Delfosse de l'INRA de Reims a réalisé l'analyse des échantillons de sol : merci de m'avoir reçue à Reims et d'avoir pu traiter les échantillons en temps et en heure.

Merci à ma tutrice de stage Nathalie Vassal, enseignante-chercheuse à VetAgro-Sup, pour les remarques et conseils qu'elle a su me donner durant la construction de mon projet personnel lors de cette dernière année d'étude et durant toute la durée du stage.

J'exprime aussi ma gratitude envers l'ensemble des personnes rencontrées durant mes trois années de formation à VetAgro Sup et qui m'ont permis de définir mon projet personnel et de progresser dans un domaine que j'affectionne.

Je souhaite enfin remercier mes proches pour leurs encouragements, leurs critiques constructives et leur bonne humeur durant ces années d'étude, et ce malgré la distance qui nous sépare au quotidien.

Résumé

La capacité de stockage de carbone et d'azote d'un sol cultivé est un indicateur de son impact environnemental et de sa durabilité. L'impact des systèmes de production agricoles alternatifs sur le stockage du carbone et de l'azote dans les sols fait l'objet d'un intérêt croissant. Malgré un engouement fort pour ces nouveaux systèmes de culture depuis les années 90, il n'existe pas de consensus au sein de la communauté scientifique sur leur réelle capacité à séquestrer le carbone et l'azote. Dans cette étude, nous quantifions les stocks de carbone et azote du sol de l'essai de La Cage mené par l'INRA depuis 1998 et comparant un système agricole productif (PRO), un système intégré (INT), un système sans travail du sol et sous couvert végétal équivalent à l'agriculture de conservation (SCV) et un système biologique (BIO). Les stocks sont calculés à masse de sol équivalente pour chaque système afin de prendre en compte les variations de densité apparente et de redistribution de carbone dans les couches plus profondes du profil de sol depuis 1998 (Ellert et Bettany, 1995). Les résultats montrent qu'après 17 années de mise en culture, les systèmes PRO, INT et BIO ne présentent pas de différence significative de stocks de carbone et d'azote dans l'horizon de sol labouré. Le système SCV permet un stockage significatif de carbone et d'azote par rapport aux trois autres systèmes : +18% pour le carbone (soit +9,4 t C.ha⁻¹) sur la profondeur de l'ancien labour et +19% pour l'azote (soit +0,8 t N.ha⁻¹) sur environ 0-25 cm. Les couches inférieures de sol situées entre 10 et 60 cm ne montrent pas de différence significative de teneur en carbone et en azote entre les systèmes. Ces résultats sont en accord avec ceux publiés par le projet Dmostra de l'INRA de Versailles (Balabane et al., 2005), montrant déjà en 2003 une teneur en carbone du système SCV significativement supérieure aux teneurs des systèmes PRO, BIO et INT. Cette étude montre qu'un système agricole alternatif de type « agriculture de conservation » peut potentiellement stocker du carbone et de l'azote en surface, sans pour autant en déstocker en profondeur.

Mots clés : Stockage du carbone ; stockage de l'azote; agriculture biologique ; agriculture intégrée ; non-labour ; agriculture de conservation ; gaz à effet de serre

Abstract

Carbon and nitrogen storage in a cultivated soil is an indicator of its environmental impact and sustainability. The impact of alternative agricultural production systems on the carbon and nitrogen storage in soils is the subject of an increasing interest. Despite this interest for these new cropping systems since the 90's, there is no consensus within the scientific community about their actual ability to sequester carbon and nitrogen. In this study, we quantify the carbon and nitrogen stocks in "La Cage" trial, set up by INRA in 1998, by comparing a productive agricultural system (PRO), an integrated system (INT), a no tilled system with cover crops (SCV) and an organic system (BIO). Stocks are calculated at equivalent soil mass for each system to take into account variations in bulk density and redistribution of carbon in the deeper layers of the soil since 1998 (Ellert Bettany and 1995). The results show that after 17 years of cultivation, the PRO, INT and BIO systems show no significant difference in carbon and nitrogen stocks in the ploughed soil layer, while the SCV system allows a significant carbon and nitrogen storage compared to other systems: +18% in the ploughed layer (ie 9.4 t C.ha⁻¹) for carbon and +19% for nitrogen (ie 0.8 t N.ha⁻¹) on the surface layer. The deeper soil layers between 10 and 60 cm show no significant difference in the carbon content and nitrogen content between systems. These results are consistent with those of the Dmostra project conducted by INRA in Versailles (Balabane et al., 2005), already showing a significant difference between the SCV system and the other three systems in 2003. This study shows that an alternative system of agriculture such as conservation agriculture can potentially store carbon and nitrogen, without losses in depth.

Key words: carbon storage; nitrogen storage; organic farming; integrated management; no tillage; conservation tillage; greenhouse gases

Table des matières

INTRODUCTION.....	1
1. CONTEXTE.....	2
1.1. Présentation de la structure d'accueil	2
1.2. Cadre de l'étude	2
1.2.1. Sol et enjeux environnementaux.....	4
1.2.1.1. Le carbone dans le sol	4
1.2.1.2. L'azote dans le sol	6
1.2.1.3. Le couplage des cycles du carbone et de l'azote dans les sols.....	6
1.2.2. Vers des systèmes agro-écologiques	9
1.2.3. Evaluer les performances environnementales de ces systèmes	10
1.2.3.1. Les méthodes d'évaluation et leurs limites.....	10
1.2.3.2. Des observations variables selon les essais suivis.....	10
1.3. Problématique, hypothèse de recherche et objectifs du stage.....	13
2. MATERIELS ET METHODES.....	14
2.1. Le site expérimental de longue durée « La Cage »	14
2.1.1. Caractéristiques de l'essai	16
2.1.1.1. Caractéristiques pédoclimatiques	16
2.1.1.2. Le dispositif expérimental	16
2.1.1.3. Les systèmes de culture étudiés.....	18
2.1.2. Mesures réalisées sur le terrain.....	20
2.2. Analyse des échantillons de sol	21
2.2.1. Méthodes de préparation des échantillons.....	21
2.2.2. Analyse des échantillons de sol	21
2.2.2.1. Analyse élémentaire	23
2.2.2.2. Analyse isotopique	23
2.2.3. Calcul de la masse de sol considérée et de la profondeur de labour	23
2.2.4. Calcul des stocks de carbone et d'azote	24
2.2.5. Analyse de la variabilité	25
2.2.6. Méthode d'analyse statistique des données	26
3. RESULTATS	27
3.1. Analyse de la variabilité pédologique.....	27
3.2. Profondeur de labours calculées	27
3.3. Variabilité des densités apparentes	29
3.4. Analyse des teneurs en carbone et azote du sol	29
3.4.1. Des teneurs de la couche superficielle influencées par SCV.....	29
3.4.2. La culture en place influence la teneur en azote de la couche superficielle...	29
3.5. Analyse de la variabilité en vue des calculs de stocks.....	31

3.6.	Analyse des stocks de carbone et d'azote calculés	31
3.7.	Un rapport C/N non différencié	35
3.8.	Résultats des mesures d'isotopes	35
3.8.1.	Une composition en ¹³ C variable selon les systèmes de culture pour P1	35
3.8.2.	Une composition en ¹⁵ N variable selon les traitements pour le profil P2.....	35
4.	DISCUSSIONS	36
4.1.	Discussion sur le sujet d'étude et les méthodes de calcul et d'analyse	36
4.1.1.	Intérêt et limites du dispositif étudié	36
4.1.2.	Etude de la variabilité	36
4.1.3.	Méthode d'estimation des stocks de carbone et d'azote.....	36
4.1.4.	Les difficultés rencontrées pour l'analyse des variables	38
4.2.	Discussion des résultats et interprétations	38
4.2.1.	Variabilité pédologique de l'essai	38
4.2.2.	Densités apparentes	38
4.2.3.	Impact du non travail du sol sur les stocks de carbone et d'azote.....	39
4.2.4.	Impact des entrées de matière organique sur les stocks de carbone et d'azote 39	
4.2.5.	Impact des systèmes de culture sur la composition isotopique en ¹³ C.....	42
4.2.6.	Impact des traitements sur la composition isotopique en ¹⁵ N	42
	CONCLUSION	44

Table des figures

Figure 1: Le cycle du carbone terrestre : le carbone du sol et le budget mondial du carbone (d'après le Programme International Géosphère Biosphère, IGBP, 1998 et GIEC, 2000).....	3
Figure 2 : Modèle RothC de simulation de la dynamique du carbone (Balesdent et al., 2005).	3
Figure 3 : Compartiments de l'azote dans le sol (Turpin, 1997, d'après le Corpen, 1993). Les valeurs en rouge indiquent les quantités d'azote par hectare.	5
Figure 4: Transformations biologiques et non biologiques affectant le devenir de l'azote dans les sols (D'après Nicolardot et al., 1997)	5
Figure 5: Diagramme modélisant les flux de carbone et d'azote pendant la décomposition des résidus de culture (Nicolardot et al., 2001)	7
Figure 6 : Minéralisation du carbone mesurée en incubation pour 47 résidus différents (Trinsoutrot et al., 2000). 32 : siliques de colza; 46 : paille de blé; 41 : mélange de tiges et de racines de pois; 34 : feuilles de colza.	7
Figure 7: Minéralisation de l'azote organique ou organisation de l'azote minéral du sol suite à l'addition de résidus de cultures (Trinsoutrot et al., 2000). 37 : racines de Luzerne; 21 27 et 10 : feuilles de colza; 47 : chaumes de maïs.	7
Figure 8: Schéma du dispositif expérimental de La Cage (d'après Rakotovololona, 2013)....	14
Figure 9: Carte des teneurs en argile (mesurées en 1998) de chaque parcelle en $g.kg^{-1}$ (en rouge). La surface du cercle représente l'écart à la moyenne de la teneur en argile de l'essai.	15
Figure 10: Fréquence d'occupation de la succession culturale par les cultures principales dans chaque sous-système de culture depuis 1998.....	18
Figure 11 : Carte des prélèvements de sol réalisés en avril 2014.	19
Figure 12 : Fréquence de cultures intermédiaires, de cultures intermédiaires légumineuses et de culture principale produite sous un couvert végétal, pour la période 1998-2014.	20
Figure 13 : Dispositif de prélèvement des carottes attelé au tracteur.....	20
Figure 14 : Mesure des masses volumiques par sonde Gamme pour les profondeurs entre 5 et 40 cm.	20
Figure 15: Analyseur élémentaire et spectromètre de masse : principe de fonctionnement (Olivier Delfosse, communication personnelle).....	22
Figure 16 : Relation entre les valeurs d'humidités résiduelles moyennes par parcelle mesurées en 2014 sur l'épaisseur 0-30 cm et les teneurs en argile mesurées en 1998.	27
Figure 17 : Valeurs moyenne des densités apparentes à masse de sol équivalente pour chaque système de culture.	28

Figure 18 : Densités apparentes par traitement, pour la couche 1. Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p < 0.05$).....	28
Figure 19 : Teneur en azote moyenne en fonction de la culture en place dans la parcelle. Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p < 0.05$). ..	29
Figure 20 : Teneur en carbone par système de culture, par couche et à masse de sol équivalente. Les valeurs qui diffèrent significativement sont indiquées par *** (p-value < 0.1%), ** (p-value < 1%), * (p-value < 5%) (test "lsmeans").	30
Figure 21 : Teneur en azote par système de culture, par couche et à masse de sol équivalente. Les valeurs qui diffèrent significativement sont indiquées par *** (p-value < 0.1%), ** (p-value < 1%), * (p-value < 5%) (test "lsmeans").....	30
Figure 22 : Analyse de la relation entre densité apparentes et teneurs en carbone mesurées. 31	
Figure 23 : Analyse de la relation entre densité apparentes et teneurs en azote mesurées.	31
Figure 24 : Stock de carbone sur les profils P3 (0-y cm) et P5 (0-60 cm environ). Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p < 0.05$).....	32
Figure 25: Stock d'azote sur les profils P3 (0-y cm) et P5 (0-60 cm environ). Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p < 0.05$).....	32
Figure 26 : Composition isotopique moyenne en ^{13}C de P1 (0-10 cm environ) pour chaque système de culture. Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p < 0.05$)	34
Figure 27 : Composition isotopique moyenne en ^{13}C de P2 (0-25 cm environ) pour chaque système de culture. Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p < 0.05$)	34
Figure 28 : Composition isotopique moyenne en ^{15}N par traitement, pour P2 (0-25 cm environ). Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p < 0.05$).	34
Figure 29 : Rapport C/N par système de culture pour P1 (0-10 cm environ) et P3 (profondeur de labour).....	35
Figure 30: Biomasse de vers de terre dans les différents systèmes de culture du site de La Cage (Balabane et al., 2005).	37
Figure 31 : Abondance moyenne des vers de terre dans les différents systèmes de culture du site de La Cage (Balabane et al., 2005).	37
Figure 32: Quantité moyenne de matière organique restituée au sol pour chaque système de culture par année entre 1998 et 2003 (d'après Balabane et al., 2005).	40

Table des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques de la couche 0-25 cm du sol des différentes parcelles de l'essai La Cage (1998) (données transmises par Michel Bertrand).....	16
Tableau 2: Caractérisation des systèmes de culture mis en place dans l'essai (d'après Rakotovololona, 2013).	17
Tableau 3: Identifiants des profils et des couches de sol considérées.....	25
Tableau 4: Profondeur de labour y calculée pour chaque système de culture.	27
Tableau 5 : Teneur en C de la couche L3 des quatre systèmes de cultures. Les lettres indiquent des différences significatives entre les systèmes pour chaque test (Newmann-Keuls, Intervalle de confiance = 95%). *A titre indicatif, valeurs de la campagne de caractérisation du sol (0-25 cm). D'après Balabane et al., 2005.	33
Tableau 6 : Nombre de labour et de travail superficiel du sol effectués en moyenne entre 1998 et 2012 par système de culture.	39
Tableau 7 : Quantités d'azote apporté via les engrais de synthèse aux différents systèmes (d'après Rakotovololona, 2013).	43

Liste des abréviations

AB	Agriculture biologique
AC	Agriculture de conservation
C	Agriculture conventionnelle
Dmostra	Diversité biologique - Matières Organiques des sols – STRucture – Agriculture, GIS Sol, programme GESSOL de l'INRA, 2001 – 2004.
ESM	Equivalent soil mass (Masse de sol équivalente)
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations (Organisation pour l'alimentation et l'agriculture).
GES	Gaz à effet de serre
GESSOL	Gestion Durable des Sols (Programme INRA 2001-2004)
IFOAM	International Federation of Organic Agriculture Movements (Fédération internationale des mouvements de l'agriculture biologique)
INRA	Institut national de recherche agronomique
PI	Production agricole intégrée
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (Organisation des Nations unies pour l'éducation, la science et la culture)
UR	Unité de recherche

Glossaire

Culture intermédiaire : Couvert végétal installé entre deux cultures successives afin d'éviter de laisser le sol nu durant la période hivernale.

Effet de serre : Réchauffement de l'atmosphère et de la surface de la Terre lié à l'absorption du rayonnement infra-rouge thermique émis par la Terre par certains gaz qui les renvoient en partie vers le sol. Cet effet est un phénomène naturel, mais il est renforcé par les émissions anthropiques de GES.

Essai de « longue durée » ou « long terme » : dispositif expérimental dont la durée de mise en œuvre équivaut à plusieurs rotations culturales, soit plus de 15 ans dans une région de production agricole telle que celle du Bassin parisien, permettant une différenciation des systèmes étudiés.

Gaz à effet de serre : Gaz qui absorbent en partie le rayonnement de grande longueur d'onde (infra-rouge) émis par la surface de la Terre et par les nuages, et qui échauffent les basses couches de l'atmosphère. Les principaux GES sont : la vapeur d'eau (H₂O), le gaz carbonique ou dioxyde de carbone (CO₂), le protoxyde d'azote ou oxyde nitreux (N₂O), le méthane (CH₄), les chlorofluorocarbonés (CFC), les hydrofluorocarbonés (HFC), les hydrocarbures perfluorés (PFC), l'hexafluorure de soufre (SF₆) et l'ozone (O₃).

Interculture : Temps qui sépare la récolte d'une culture du semis de la culture suivante.

Eutrophisation : Développement anarchique de végétaux (algues notamment) suite à des excès d'apports de substances nutritives (essentiellement le phosphore et l'azote).

Rhizodéposition : Relargage de matière organique dans le sol par les racines des végétaux : exsudation de composés organiques, exfoliation de cellules mortes.

Séquestration : Captage du carbone de l'atmosphère dans des puits de carbone comme les sols par le biais de processus physiques et biologiques tels que la photosynthèse.

Stockage : Augmentation dans le temps d'un stock de carbone ou d'azote dans le sol.

Succession culturale : Succession des cultures sur une même parcelle.

Système de culture : Ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur des parcelles traitées de façon identique (Sebillotte).

Système de culture alternatif : Système de culture innovant, dans la perspective du développement durable de l'agriculture et visant à l'amélioration conjointe des performances économiques, environnementales et sociales.

Win-win : Hypothèse selon laquelle les stratégies d'accroissement de stockage de carbone seraient aussi toujours « gagnantes » pour d'autres objectifs environnementaux.

INTRODUCTION

Les ressources naturelles dont l'agriculture dépend sont soumises au changement climatique actuel, qui risque de les endommager de manière irréversible avec de graves conséquences sur la sécurité alimentaire. Les sols cultivés, dont les fonctions clés sont nombreuses à l'échelle des écosystèmes, sont exposés à de fortes dégradations qu'engendre l'agriculture intensive, les privant de leur capacité à stocker les éléments, filtrer l'eau vers les nappes ou encore à mitiger la composition et l'intensité des flux des gaz vers l'atmosphère. En France, et en particulier dans les zones de grande culture comme le Bassin parisien, l'exposition des sols à une forte dégradation liée aux pratiques agricoles intensives et mises en œuvre depuis plusieurs décennies soulève la question de la durabilité environnementale de tels systèmes de production.

La conversion des systèmes de production agricole conventionnels intensifs vers des systèmes de production durables est une condition pour que l'agriculture puisse devenir une des solutions à l'atténuation du changement climatique (Hoffmann, 2011). Ces modes de production alternatifs revendiquent trois fonctions décrites par Vilain (1999): économique (production suffisante), écologique (gestion durable de l'environnement) et sociale (maintien d'une dynamique en milieu rural). Les différents leviers agronomiques mis en place dans ces systèmes de culture influencent notamment le sol, en modifiant sa structure, sa composition en matières organiques, ou son activité biologique. Or, le sol possède un rôle clé vis-à-vis de la régulation des cycles du carbone et de l'azote et du changement climatique : l'action de l'homme sur ce compartiment impacte donc directement l'environnement. Dans ces nouvelles conditions de production agricole, quelles sont les possibilités de stockage ou de déstockage de carbone et d'azote dans les sols ? Quels sont les effets observables sur le long terme ?

Ces questions sont au cœur des nouvelles orientations de recherche de l'INRA en France. Des essais de longue durée comparant des systèmes de culture à bas niveaux d'intrants sont le siège d'évaluation des impacts environnementaux. Le dispositif expérimental « Systèmes de culture durables et intégrés », plus couramment appelé « La Cage », est un essai de 8 ha conduit par l'INRA de Versailles, où sont comparés depuis 1998 différents systèmes de culture sans élevage : conventionnel, intégré, biologique et sous couvert végétal sans labour. L'UR Agro-Impact de l'INRA de Laon au sein de laquelle s'est déroulé le stage souhaite connaître les capacités de stockage du carbone et de l'azote des sols dans ces types de systèmes de culture mis en place dans l'essai.

L'objectif de l'étude est d'apprécier l'impact environnemental des systèmes de culture alternatifs en rotation céréalière et sans apports d'effluents d'élevage. L'atteinte de cet objectif passe par trois étapes principales :

- l'acquisition de connaissances et de références sur les modes de production alternatifs ;
- l'analyse des données et l'interprétation des résultats concernant les capacités de stockage des sols ;
- la mise en œuvre d'un projet de recherche sous forme de thèse faisant suite au stage.

La première partie de ce rapport permet de définir le contexte de l'étude réalisée. La seconde partie introduit les matériels et méthodes employées. Les résultats de l'étude seront présentés dans une troisième partie. Enfin, les méthodes mises en œuvre et l'interprétation de ces résultats seront discutées dans une quatrième et dernière partie.

1. CONTEXTE

1.1. Présentation de la structure d'accueil

Le laboratoire d'accueil du stage est l'UR Agro-ressources et Impacts environnementaux (UR Agro-Impact), implanté sur les sites de Laon et Mons dans les départements de l'Aisne et de la Somme. L'UR est rattachée au centre de Lille et au département Environnement et Agronomie de l'INRA.

Les compétences de cette unité de recherche sont centrées sur le cycle de l'azote et du carbone dans le système sol-plante-atmosphère, ainsi que sur les impacts environnementaux associés à ces cycles : teneur en nitrate de l'eau, émissions de gaz à effet de serre et dynamique de stockage du carbone dans les sols. L'unité étudie ces impacts sur le court et long terme grâce à des dispositifs expérimentaux de plein champ, qui comportent notamment des dispositifs de mesure des émissions de gaz à effet de serre permettant d'évaluer et modéliser les bilans de systèmes de culture.

L'étude réalisée prend ses racines dans le projet ENBIOexpé ou «Evaluation agri-ENVironnementale expérimentale de systèmes de grandes cultures agri-BIOlogiques », porté par l'UR Agro-Impact et financé par l'INRA, le PIREN Seine (Programme interdisciplinaire de recherche sur l'environnement de la Seine) et l'Agence de l'Eau Seine-Normandie. Ce projet de recherche vise notamment à étudier et quantifier expérimentalement les impacts environnementaux des systèmes de production alternatifs (bas intrants, travail du sol limité, biologiques...) dans le bassin versant de la Seine. Différentes structures extérieures prennent part à ce projet :

- l'UMR Agronomie Grignon : elle met à disposition l'essai de longue durée « La Cage » en grandes cultures et sans apports d'effluents d'élevage ;
- l'association Agro-Transfert Ressources et Territoires (soutenue par le conseil régional de Picardie) : elle matérialise l'interface pour la mise en relation de la recherche avec les agriculteurs biologiques et les conseillers des Chambres d'agriculture de Picardie ;
- l'UMR EDYSAN (Ecologie et DYnamique des SYstèmes ANthropisés) du CNRS et de l'Université de Picardie Jules Verne : elle permet la quantification de la fixation symbiotique et le diagnostic de nutrition azotée.

Le stage s'attarde en particulier sur l'étude du dispositif expérimental de La Cage, ayant déjà fait l'objet du projet Dmostra du programme GESSOL de l'INRA entre 2001 et 2004. Ce projet visait entre autres à quantifier les stocks de matière organique, leur qualité, les communautés d'organismes y vivant et la stabilité de sa structure dans des systèmes alternatifs par rapport au système de culture intensif.

1.2. Cadre de l'étude

Le sol est une composante essentielle des écosystèmes terrestres (Gobat et al., 2010), et en particulier des agrosystèmes (Parr et al., 1994). On le connaît avant tout comme étant le support de l'implantation des végétaux, mais il a aussi un rôle de réserve en nutriments et en eau nécessaires à la faune et la flore qui y évoluent. Le sol intervient sur les cycles biogéochimique du carbone et de l'azote par le stockage et le recyclage de ces éléments, et donc sur la régulation du climat et d'équilibres biologiques (Millennium Ecosystem Assessment, 2005a). L'étude des cycles du carbone et de l'azote au sein des systèmes de

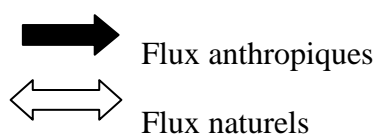
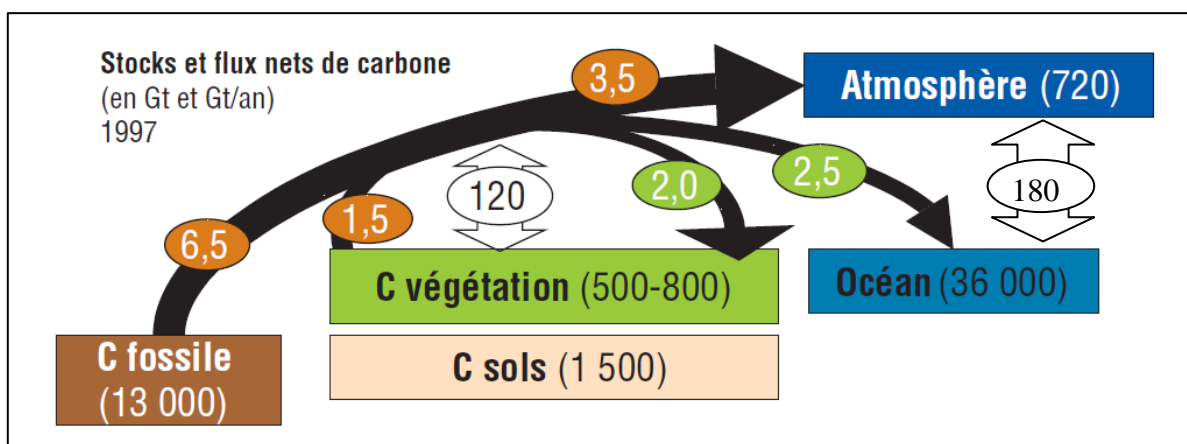
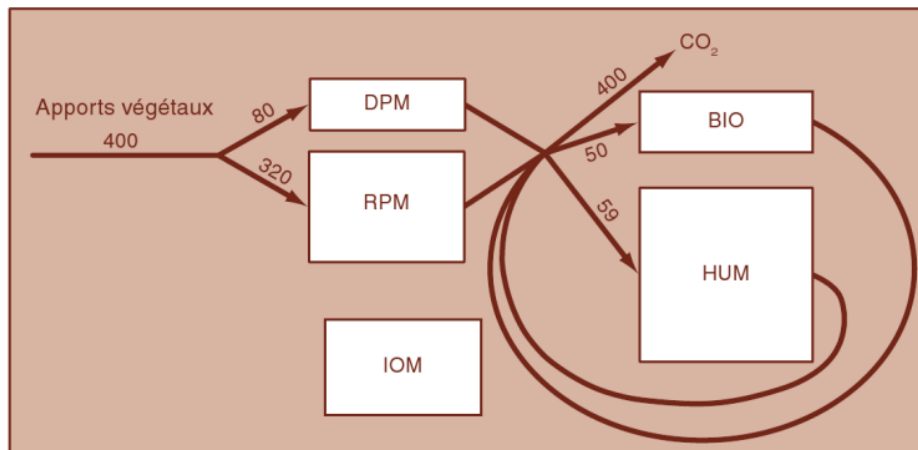


Figure 1: Le cycle du carbone terrestre : le carbone du sol et le budget mondial du carbone (d'après le Programme International Géosphère Biosphère, IGBP, 1998 et GIEC, 2000).



Compartment		Stock (g·m ⁻²)	TMR (ans)
DPM	Matière décomposable de la plante	14	0,18
RPM	Matière résistante de la plante	1 800	5,60
BIO	Biomasse microbienne	130	2,60
HUM	Humus	5 019	84,70
IOM	Matière organique inerte	300	> 10 000

Figure 2 : Modèle RothC de simulation de la dynamique du carbone (Balesdent et al., 2005).

production agricole requiert une compréhension de leur dynamique dans les écosystèmes cultivés.

1.2.1. Sol et enjeux environnementaux

1.2.1.1. Le carbone dans le sol

Le sol joue un rôle majeur dans les cycles biogéochimiques mondiaux du carbone. Il représente le 3^{ème} puits de carbone sur Terre en capacité, avec 1500 Gt (pour une profondeur de 1 m), derrière les premiers compartiments que sont les océans et le carbone fossile (figure 1). La végétation et l'atmosphère sont deux puits de carbone moins importants en volume, avec respectivement 650 Gt et 720 Gt emmagasinés. Le carbone présent dans le sol joue un rôle crucial, de par sa forte mobilité dans ce compartiment (Uphoff et al., 2006).

Le CO₂ de l'atmosphère est stocké dans les végétaux sous forme d'hydrates de carbone, comme le glucose, via la réaction de photosynthèse. La dégradation de la matière organique emmagasinée dans les racines, feuilles, tiges, organismes morts, exsudats racinaires, etc., se réalise par une les voies suivantes :

- la respiration des végétaux, bactéries, et animaux, qui entraînent un dégagement de CO₂ ;
- la fermentation, pouvant entraîner une libération de méthane CH₄ en situation anaérobie.

Cette matière organique restituée au sol (MOS) est composée en grande partie de carbone sous forme organique, associé à d'autres éléments tels que l'hydrogène ou l'azote. La décomposition des MOS résulte de l'action d'enzymes émises dans le sol par des bactéries et des champignons. Elles dépolymérisent successivement les constituants de la matière organique (lignine, cellulose, hémicellulose,...) jusqu'à l'obtention de monomères, de sucres, etc. Ces derniers sont rapidement absorbés par les bactéries et les champignons, et ne résident donc pas longtemps dans le sol. Certains monomères non absorbés par les microorganismes (phénols, glucides, lipides, etc.) et associés par des liaisons covalentes s'agrègent pour former des macromolécules par des liaisons faibles : ce sont les composés humiques. Ces composés humiques sont lentement dégradables, ils constituent la fraction dominante des MOS.

La quantité de carbone organique du sol est déterminée par un régime établi entre le flux d'entrée et le flux de sortie par minéralisation (Balesdent et al., 2005). Le régime stationnaire correspond à l'équilibre entre les deux flux. Le temps moyen de résidence (TMR) du carbone dans le sol est le rapport de la quantité de carbone (masse) au flux entrant (masse/temps). Ce rapport est aussi la moyenne des durées écoulées entre l'entrée et la sortie du carbone. Hors du régime stationnaire, le raisonnement se fait en terme de probabilité de durée de résidence des éléments entrants. On notera que le temps de résidence du carbone s'accroît dans les couches les plus profondes du sol (Fontaine et al., 2007). La figure 2 présente les flux de carbone simulés dans un sol forestier tempéré, à température moyenne de 12 °C et dont la teneur en argile est de 200 g/kg. L'unité des flux moyens traversant les compartiments de matière organique est en g/m²/an. Le tableau représente les stocks et les TMR du carbone dans les compartiments.

Il existe un équilibre dynamique et harmonieux entre les différents gains et pertes de carbone depuis le pool de carbone organique du sol, équilibre dont la vie dépend. Le taux de séquestration du carbone organique dans les sols, c'est à dire sa capacité à péger le carbone, dépend essentiellement des propriétés des sols (texture, teneur en argile, minéralogie, acidité), mais aussi des facteurs climatiques (température, précipitations) et de la conduite des sols et des cultures (apport de résidus, végétaux implantés, travail du sol) (Lal, 2004). De profondes modifications du sol peuvent donc altérer ces échanges de carbone.

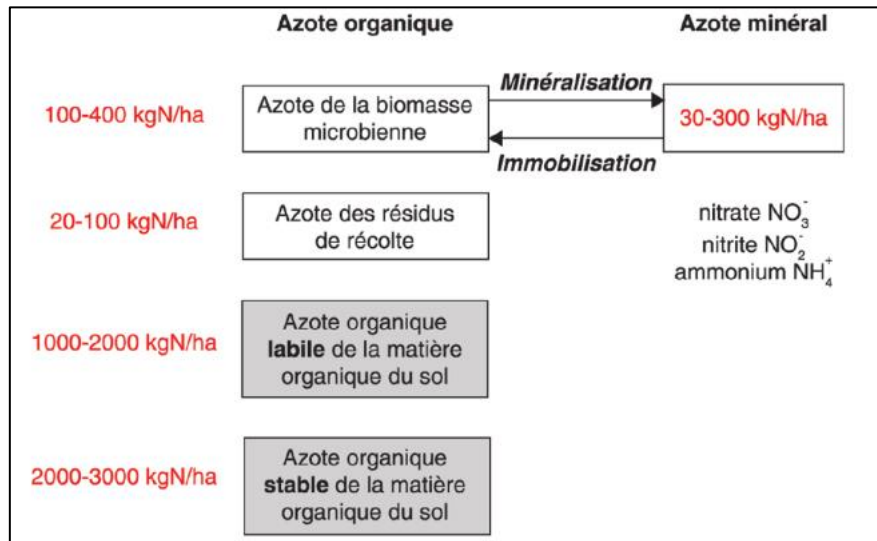


Figure 3 : Compartiments de l'azote dans le sol (Turpin, 1997, d'après le Corpen, 1993). Les valeurs en rouge indiquent les quantités d'azote par hectare.

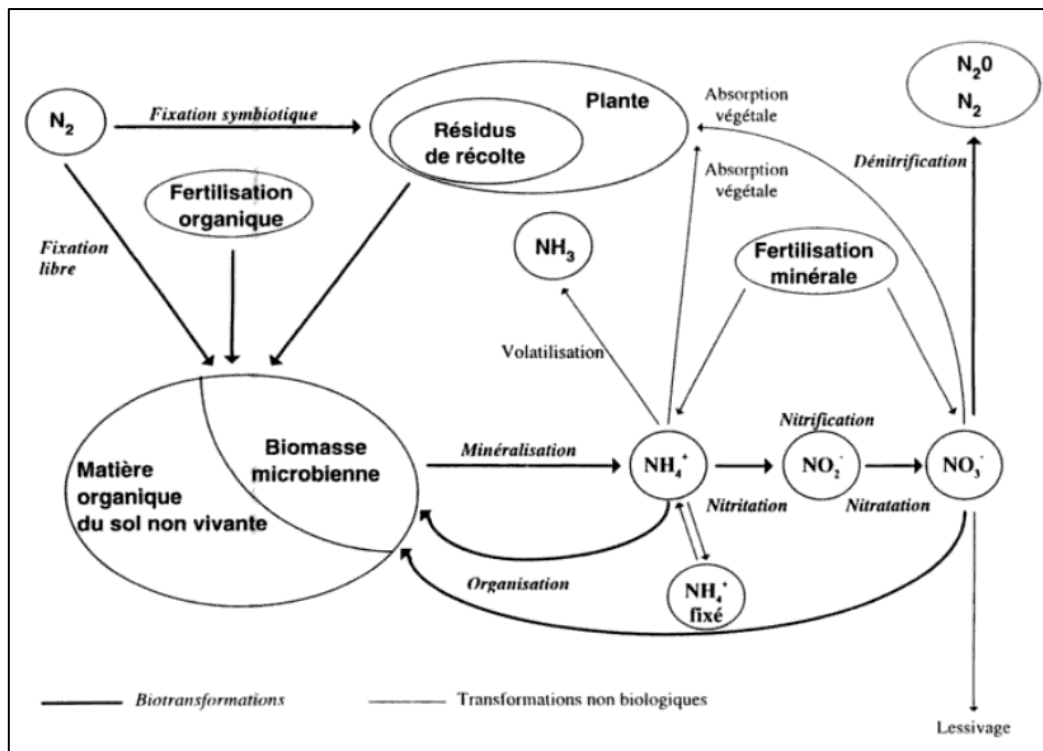


Figure 4: Transformations biologiques et non biologiques affectant le devenir de l'azote dans les sols (D'après Nicolardot et al., 1997)

1.2.1.2. L'azote dans le sol

Les différentes formes d'azote minéral dans le sol représentent une masse très inférieure à celle de l'azote organique qui représente lui 95 % de l'azote total (figure 3). La fraction organique est à 90 % une fraction difficilement décomposable : c'est l'azote organique stable. Les 10 % restants de l'azote organique (composés protéiques de la biomasse et des résidus de récolte) constituent le pool d'azote organique labile. Les quantités d'azote minéral du sol varient entre quelques unités et quelques centaines de $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour un total de 3 à 4,5 tonnes d'azote à l'hectare sur la profondeur labourée, dans le cas d'un sol de grande culture présentant un taux de matière organique faible (1,5%) (Justes et al.,2013).

Un grand nombre de transformations physiques, chimiques et biologiques interviennent dans le cycle de l'azote dans le sol (figure 4). Les entrées d'azote dans le sol se font par différentes voies :

- La fixation symbiotique, entre 25 à 60 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (Hopkins, 2003) ou libre ;
- La fertilisation azotée, sous forme organique (amendements, résidus de récolte, exsudats racinaires) ou minérale ;
- Les dépôts atmosphériques, entre 5 et 15 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (Ulrich et al., 1998).

La minéralisation brute de l'azote est le passage de la forme organique à la forme minérale, grâce à l'activité des macro et micro-organismes dégradant la matière organique (Jarvis et al., 1996). La première étape de ce processus est l'ammonification : l'azote organique est converti en ammonium (NH_4^+) sous l'action de micro-organismes hétérotrophes qui utilisent des substrats carbonés comme source d'énergie. La nitrification est une réaction réalisée par des bactéries chimiolithoautotrophes (utilisant l'énergie de la réaction pour assimiler le carbone), à condition que le pH et l'humidité ne soient pas trop faibles. Il existe deux genres de bactéries assurant la nitrification : nitrosomonas (bactéries nitreuses) et le nitrobacter (bactéries nitrique). L'ammonium est oxydé en nitrite (NO_2) durant la nitrification puis en nitrate (NO_3^-) durant la nitrification (Bock et al. 1992).

Les sorties d'azote sont liées aux exportations faites par les végétaux et les microorganismes (organisation de l'azote sous forme de protéines, d'acides aminées, ...), aux pertes par émissions d'azote sous forme gazeuse (volatilisation et dénitrification) et aux pertes par transfert de nitrate lors des phénomènes de lessivage. La dénitrification est un processus anaérobie convertissant le nitrate en protoxyde d'azote (N_2O) et diazote (N_2). Elle est réalisée par un nombre restreint de genres bactériens (Pseudomonas, Agrobacterium, ...), Pseudomonas étant la plus présente dans le sol (Germon et Couton, 1999). En présence d'oxygène moléculaire, ces bactéries ont un métabolisme aérobie, mais lors de carence en oxygène, elles maintiennent leur activité respiratoire en utilisant le nitrate comme accepteur final d'électron. Le nitrate est converti en NO, puis en N_2O et enfin en azote gazeux N_2 . Cependant, la dénitrification peut ne pas être réalisée entièrement, entraînant la libération de NO et N_2O . Les principaux facteurs défavorables à cette réduction totale jusque N_2 sont les pH acides, l'aération et la disponibilité en nitrates (Germon et Couton, 1999). La volatilisation concerne les émissions d'ammoniac (NH_3) dans l'air.

1.2.1.3. Le couplage des cycles du carbone et de l'azote dans les sols

Les cycles de l'azote et du carbone sont étroitement liés dans le sol. En effet, l'assimilation du carbone dépend de la vitesse de décomposition des végétaux, qui elle-même dépend de la nature du matériel, de facteurs environnementaux et de la nature des populations microbiennes (Doré et al., 2006). Le rapport entre la quantité de carbone et celle d'azote du

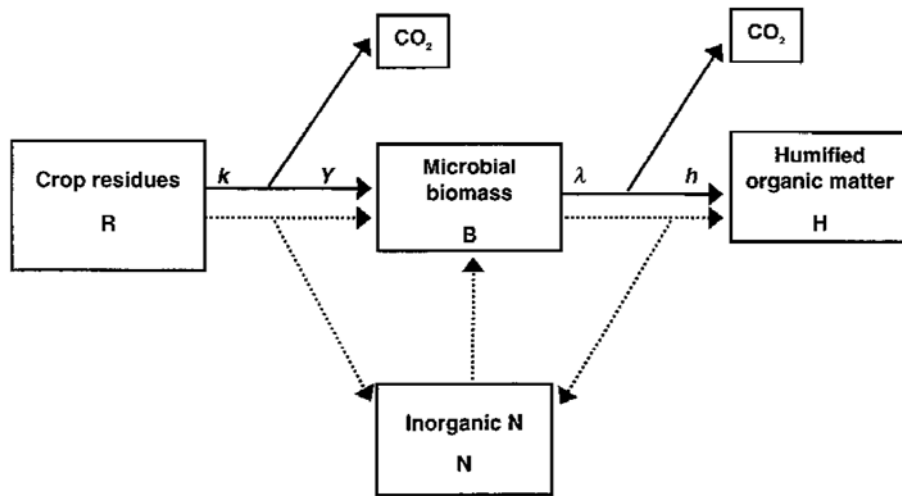


Figure 5: Diagramme modélisant les flux de carbone et d'azote pendant la décomposition des résidus de culture (Nicolardot et al., 2001)

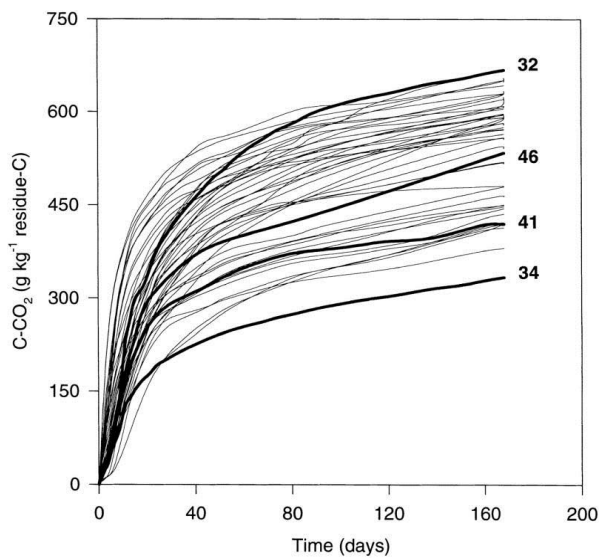


Figure 6 : Minéralisation du carbone mesurée en incubation pour 47 résidus différents (Trinsoutrot et al., 2000). 32 : siliques de colza; 46 : paille de blé; 41 : mélange de tiges et de racines de pois; 34 : feuilles de colza.

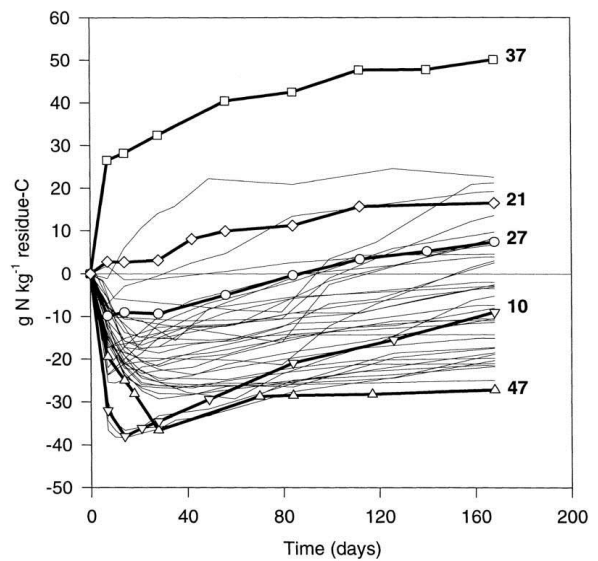


Figure 7: Minéralisation de l'azote organique ou organisation de l'azote minéral du sol suite à l'addition de résidus de cultures (Trinsoutrot et al., 2000). 37 : racines de Luzerne; 21 27 et 10 : feuilles de colza; 47 : chaumes de maïs.

sol, ou C/N, renseigne sur la richesse de l'humus en azote et sur l'activité biologique du milieu : plus le rapport est élevé, plus le matériel végétal se décompose lentement, plus la quantité d'azote prélevée par les microorganismes pour décomposer le végétal est importante (Soltner, 1980).

La figure 5 présente un modèle de décomposition (Nicolardot et al., 2001), basé sur trois compartiments de matière organique : les résidus de culture (R), la biomasse de décomposeurs (B) et la matière organique humifiée (H). La matière organique des deux premiers compartiments se décompose avec une cinétique de constante k et λ . Le carbone est soit minéralisé sous forme de CO_2 soit assimilé par les populations microbiennes avec un rendement Y . L'incorporation directe des résidus dans le compartiment stable de l'humus n'est pas considérée. La décroissance microbienne produit du carbone humifié et minéralisé, dans la proportion h et $1-h$ respectivement. En l'absence de condition limitante en azote, le C/N des trois compartiments reste constant dans le temps. L'ensemble des paramètres définis par un tel modèle permet ainsi de prévoir la minéralisation du carbone et de l'azote durant la décomposition des résidus.

Les figures 6 et 7 décrivent la dynamique et l'amplitude des phénomènes d'organisation ou de minéralisation selon la nature du végétal restitué, et selon la quantité et la nature de l'azote qui le compose (Trinsoutrot et al., 2000). La quantité de carbone minéralisée varie selon les résidus de végétaux, ainsi que la vitesse de minéralisation, très élevée dans un premier temps, puis ralentie (figure 11). Une minéralisation nette de l'azote est observée pour des racines de luzerne ou des feuilles de colza, alors que l'incorporation au sol d'autres résidus entraîne une immobilisation nette d'azote (figure 12). La prise en compte de la nature du végétal est donc nécessaire pour décrire sa décomposition dans le sol, et en particulier la dynamique de l'azote et du carbone. Il existe donc dans le sol un seuil de disponibilité en azote au-dessus duquel l'incorporation des résidus de végétaux provoque instantanément une minéralisation nette d'azote, et en-dessous duquel il y a une organisation nette. Ce seuil de richesse du résidu végétal en azote correspond au rapport C/N de 25 (Guiraud, 1984).

A court terme, la limitation de la disponibilité de l'azote minéral dans le sol peut limiter la croissance des micro-organismes hétérotrophes, et donc ralentir la vitesse de décomposition. Les micro-organismes ont un rapport C/N plus faible que les résidus du sol, et épuisent donc rapidement les sources en azote du sol. A plus long terme, une trop forte disponibilité de l'azote peut limiter la décomposition des résidus, la synthèse d'enzymes lignolytiques étant diminuée (Fog, 1988). Mary et al. (1996) décrivent ce phénomène comme un « rétro-contrôle de la décomposition du carbone et de l'azote ».

1.2.1. Gestion des sols et émissions de gaz à effet de serre

Le sol joue un grand rôle de matrice, en tant que support du peuplement végétal, mais aussi comme habitat d'une faune riche et diversifiée. De plus, le sol est aussi une interface de la biosphère, qui peut impacter l'atmosphère et l'hydrosphère. Il est le compartiment principal sur lequel l'homme peut agir afin de minimiser le réchauffement global, et en particulier le déstockage de carbone et d'azote. L'agriculture émet 6,8 Gt de CO_2 par an, mais son potentiel d'absorption est de 5,5 à 6 Gt de CO_2 par an, notamment grâce au phénomène de séquestration du carbone par les sols (FAO, 2009a). L'intensification de l'agriculture et le retournement des prairies favorisent le déstockage du carbone des sols ainsi que la volatilisation de l'azote apporté par les engrais de synthèse sous forme de CO_2 et N_2O .

Toutefois, des pratiques culturales adaptées permettraient à priori de limiter en partie ces dommages. Limiter le changement climatique équivaut dans le cas de la gestion des sols à limiter les émissions de GES et augmenter le stockage du carbone et de l'azote par les sols agricoles (Scherr et Sthapit, 2009). Certaines pratiques culturales peuvent contribuer à augmenter les stocks de carbone dans les sols ou à limiter les émissions de CO₂ :

- l'incorporation fréquente des cultures intermédiaires dans les successions culturales ;
- la diminution ou suppression du travail du sol pour décélérer la vitesse de dégradation des MOS.

Ces pratiques culturales peuvent aussi être synonymes d'amélioration de la structure du sol et de sa biodiversité, de limitation de l'érosion et des inondations (ADEME, 2006), même si cette hypothèse du « win-win » entre stratégie de stockage de carbone et de l'azote et bénéfices environnementaux est à vérifier au cas par cas (Arrouays, 2002).

1.2.2. Vers des systèmes agro-écologiques

L'agriculture intensive s'oppose à un ensemble de systèmes de production issus de la « conception innovante » (Meynard, 2006) qui proposent des solutions face aux problématiques environnementales actuelles. Ces systèmes incluent :

- La « production intégrée » ou PI, qui correspond à un élargissement du concept de protection intégrée à la production intégrée, que Viaux (1997) définit comme « une approche globale de l'exploitation qui s'attache à la rotation, au choix variétal, en tenant compte de la qualité et de la sensibilité aux maladies, des dates et des densités de semis, d'une fertilisation adaptée aux potentialités du sol et aux besoins de la plante ». Pour cela, la recherche de conduites de cultures économes et plus autonomes en intrants est nécessaire (Viaux, 1992).

- L'« agriculture de conservation » ou AC a été officiellement définie par la FAO en 2001, comme reposant sur trois grands principes dont l'objectif est une protection maximale du sol : couverture maximale des sols, absence de labour, rotations longues et diversifiées. En théorie, ces trois principes doivent être appliqués simultanément, car, en l'absence de labour, la couverture du sol et la diversification des rotations permettent de maîtriser les adventices et de diminuer la pression des ravageurs. On obtient dans l'idéal un agroécosystème dans lequel les régulations écologiques permettent de diminuer l'artificialisation du milieu (intrants, travail du sol), mais cela suppose des changements profonds dans la conduite des systèmes de culture par rapport à l'agriculture conventionnelle.

- L'« agriculture biologique » ou AB, qui se définit selon l'IFOAM comme un système de Production qui « maintient et améliore la santé des sols, des écosystèmes et des personnes. Elle s'appuie sur des processus écologiques, la biodiversité et des cycles adaptés aux conditions locales, plutôt que sur l'utilisation d'intrants ayant des effets adverses. L'agriculture biologique allie tradition, innovation et science au bénéfice de l'environnement commun et promeut des relations justes et une bonne qualité de vie pour tous ceux qui y sont impliqués. »

Les systèmes alternatifs présentés ci-dessus rencontrent des difficultés de mise en œuvre, liées au verrouillage technologique agricole qui empêche une sortie du modèle de production conventionnel (Fares et al., 2012). Le développement de l'agro-écologie, et donc de systèmes alternatifs, pour mieux comprendre et gérer les systèmes de production agricole demande une meilleure connaissance du fonctionnement biologique et écologique des sols, qui est pour le moment encore trop limitée (Guillou et al., 2010).

1.2.3. Evaluer les performances environnementales de ces systèmes

1.2.3.1. Les méthodes d'évaluation et leurs limites

La contribution d'un système agricole au développement durable, par ses trois composantes environnementale, économique et sociale peut être évaluée grâce à des outils d'analyse multicritère (Doré et al, 2011). Les modèles utilisés, tels que MASC ou PERSYST, apportent une évaluation qualitative des exploitations afin de mieux cerner leur durabilité et de connaître les leviers qu'il est possible d'utiliser pour envisager une amélioration (Craheix et al., 2012 ; Fontaine et al., 2012). Cependant, une quantification des flux est nécessaire pour comprendre l'évolution de l'hydrosphère ou de l'atmosphère, que ce soit à l'échelle de l'exploitation ou de grands bassins (Billen et al, 2009). Les systèmes alternatifs ont un bilan environnemental a priori positif en termes de pression de pesticides et de maintien de la biodiversité (Hole et al., 2005 ; Bengtsson, 2005) mais incertain quant aux impacts liés aux composés azotés (NO₃, N₂O) ou carbonés (carbone organique du sol, CO₂), lorsqu'ils sont exprimés par unité de Production comme le montre la méta-analyse de Mondelaers et al. (2009).

Certaines méta-analyses portant sur l'évaluation des performances des systèmes agricoles innovants tentent de traiter l'ensemble des mesures réalisées sur des essais comparant agriculture biologique, de conservation, intégrée, etc. avec l'agriculture dite conventionnelle. Cependant, les difficultés méthodologiques rencontrées sont grandes et concernent :

- La profondeur d'échantillonnage des sols analysés souvent insuffisante (Gál et al. 2007 ; Angers et Eriksen-Hamel, 2008 ; Luo et al., 2010a ; Virto et al, 2012 ; Gattinger et al, 2012) ;
- L'absence de mesures initiales, donc sans contrôle pour l'analyse des résultats dans le temps (Gattinger et al., 2012 ; Leifeld et al., 2009) ;
- La mesure de concentration plutôt que de masses de carbone (Puget et Lal, 2005 ; Leifeld et al., 2009 ; Virto et al, 2012 ; Gattinger et al., 2012) ;
- La gestion des mesures des émissions de GES (Skinner et al., 2014) ;
- L'évaluation des dépositions d'azote atmosphérique ou fixé symbiotiquement (Skinner et al., 2014) ;
- La durée trop courte (moins de 10 ans) de certaines expérimentations (Leifeld et al., 2009 ; Arrouays, 2002) ;
- La répartition inégale des essais dans le monde (Gattinger et al., 2012).

En plus de ce challenge méthodologique, les dynamiques de stockage et de déstockage sont aussi influencées par le climat dans le temps et nécessitent donc un suivi temporel.

1.2.3.2. Des observations variables selon les essais suivis

Bien que les difficultés méthodologiques soient nombreuses, les résultats observés sur certaines expérimentations permettent toutefois d'esquisser les potentialités des systèmes alternatifs en termes de durabilité environnementale :

- Le stockage du carbone et de l'azote

L'augmentation de la matière organique du sol est souvent observée en PI (Boller et al., 2004), en AC (Luo et al., 2010 ; Virto et al., 2012) et en AB (Mondelaers, 2009), par rapport à un système C conventionnel.

Dans leur méta-analyse, Mondelaers et al. (2009) analysent 180 situations comparant AB et C, et montrent que le taux de matière organique des sols en AB est en moyenne 6,4% plus élevé qu'en C. Leifeld et Fuhrer (2010) ont analysé 68 jeux de données comparant des systèmes C et AB. Ils montrent que la quantité de carbone du sol en AB augmente de 2,2% en moyenne chaque année, alors qu'il n'évolue pas significativement en C, sur une moyenne de 20 cm de profondeur et 18 années d'étude. Ils soulignent le fait que les quantités de matières organiques retournées au sol sont supérieures en AB qu'en C dans 37 situations de cette étude. La méta-analyse de Tuomisto et al. (2012c) compare 71 études portant sur l'impact environnemental de l'AB comparé à C. Ils montrent que les sols en AB ont un taux de MOS 7% plus élevé que dans C. Il faut noter dans cette étude que les expérimentations AB apportent en moyenne 65% de compost et fumures en plus qu'en C, et ont 14% de prairies en plus que C dans les rotations culturales. La FAO (2009c) estime que le taux de séquestration des systèmes biologiques pourrait être de 200 kg C.ha⁻¹.an⁻¹ pour des terres cultivées et de 100 kg C.ha⁻¹.an⁻¹ pour les prairies. Le scénario optimum serait une combinaison de l'agriculture biologique avec un labour réduit, auquel cas le taux de séquestration pourrait atteindre 500 kg C.ha⁻¹.an⁻¹.

La méta-analyse d'Angers et Eriksen-Hamel (2008) porte sur 23 études avec 47 sites comparant des systèmes en non-labour depuis plus de 5 ans et des systèmes C labourés, dont la profondeur moyenne de labour est 23 cm. Ils montrent que le stock de carbone organique est en moyenne significativement supérieur en système de non-labour (+4.9 t C ha⁻¹). Dans une autre méta-analyse, Virto et al. (2012) obtiennent des résultats similaires avec une augmentation du stock de carbone du sol de 6,7% (soit 3,4 t C ha⁻¹) pour des essais comparant non-labour et C et mis en place depuis plus de 5 ans, sur une profondeur de 30 cm. De plus, ces auteurs montrent que les différences d'entrées de carbone sont le principal facteur explicatif des différences de stocks de carbone. A l'inverse, dans une autre méta-analyse, Luo et al. (2010a) n'ont pas trouvé de différence de stocks de carbone sur 40 cm de profondeur entre systèmes non labourés et conventionnels. De manière générale, les concentrations en carbone et azote organique dans les systèmes de non labour sont supérieures dans les 10 premiers centimètres du sol par rapport à un sol labouré et décroissent fortement dans les horizons sous-jacents (Gál et al., 2007; Koch et Stockfisch, 2006). Toutefois, peu de différences apparaissent au-delà de cette profondeur (Balesdent et al., 2000). Dimassi et al. (2014) ont comparé les systèmes AC et C, dont la gestion du sol diffère (labour, non-labour, travail superficiel) ainsi que la gestion des cultures (exportation des résidus, rotations et cultures intermédiaires), sur une durée de 41 ans. Dans ces conditions, ils montrent que ces deux gestions n'ont pas d'effet significatif sur le stock de carbone organique du sol. Selon l'étude, il existerait un lien entre la séquestration du carbone dans les sols et la pluviométrie, une saison sèche induisant un stockage et une saison humide un déstockage du carbone.

Le stockage de l'azote est lui moins bien étudié, mais serait possiblement négatif pour N₂O, en raison de processus de dénitrification accentués, en particulier en cas d'apports de fertilisants organiques (Regina et Alakukku, 2010). Rochette et al. (2008) ont montré qu'en situation de terre argileuse lourde dans l'est du Canada, l'AC pouvait engendrer un doublement des émissions de N₂O par rapport à C. La porosité engendrée par un labour entrainerait une oxygénation du sol, et inhiberait l'activité dénitrifiante des bactéries du sol (Doran, 1980). Toutefois, ils n'observent pas de différence entre AC et C pour des sols limoneux. Dans leurs travaux, Six et al. (2004) supposent cependant qu'à long terme, au-delà de 20 années sans labour, l'AC émettrait moins de N₂O.

- Les fuites de nitrate

De manière générale, la mise en place de cultures intermédiaires ou d'engrais verts dans ces différents systèmes AB, PI ou AC permettent de limiter les pertes de nitrates par lixiviation (van Faassen et Lebbink, 1994a). Les risques de fuite de nitrate en système AB sans élevage sont probablement moindres à cause de la sous-fertilisation azotée (Eltun et al, 2002; Torstensson et al, 2006), par absence du risque lié à la non réalisation de l'objectif de rendement observé en système AC (Beaudoin et al, 2005). Bloem et al. (1994) montrent dans un essai de 4 ans que la minéralisation nette d'azote peut être 30% plus élevée en PI que C, due à des apports de matière organique élevés. Un lessivage plus important peut donc avoir lieu. Dans une étude comparant différents systèmes de PI, Webster et al. (2003) ont montré l'efficacité d'une moutarde placée avant un pois de printemps afin de diminuer significativement les pertes d'azote par lessivage, la végétation prélevant plus d'azote dans le sol. De même, la mise en place d'un engrais vert avant une orge de printemps permettrait de mobiliser l'azote du sol durant l'hiver selon les résultats de l'étude de van Faassen et Lebbink (1994a) comparant les systèmes PI et C sur période de 4 ans.

- Les émissions de GES

Les émissions de GES (CO₂ et N₂O) ont été peu étudiées dans les systèmes AB. Elles sont probablement faibles, du fait de la moindre disponibilité en azote et d'un changement des conditions physico-chimiques et biologiques du sol qu'en AC (Kramer et al, 2006). Skinner et al. (2013) soulignent dans leur méta-analyse que l'agriculture biologique émet moins de N₂O par unité de surface, comparé à l'agriculture conventionnelle utilisant des engrais azotés de synthèse. Cependant, en raisonnant par unité de production, ces émissions sont plus importantes en AB, soit 42,4 kg CO₂ eq par tonne de matière sèche émis en plus par rapport à C. Une augmentation des rendements de 9 % permettrait d'égaliser les émissions de N₂O par unité de production.

Les émissions de méthane par le sol semblent plus importante en AB qu'en C (Skinner et al., 2013). D'après Hütsch (2001), les apports d'engrais azotés de synthèse limiteraient l'oxydation du méthane par les bactéries. Un apport de matière organique peut avoir différents impacts, comme une inhibition de 20 % de l'activité des bactéries méthanotrophes par des feuilles de betteraves ou à l'inverse, une augmentation de 28 % de l'oxydation de CH₄ suite à l'apport de matières organiques compostées (Hütsch, 1998).

1.3. Problématique, hypothèse de recherche et objectifs du stage

L'ensemble des études réalisées sur les systèmes alternatifs afin d'évaluer le potentiel de stockage du carbone et de l'azote indiquent un manque de références, et particulièrement d'études à long terme en situations sans apports d'effluents d'élevage (Mondelaers et al., 2009 ; Gattinger et al, 2012 ; Skinner et al., 2013). La problématique soulevée par ce contexte conduit l'INRA à mieux vouloir connaître les systèmes agro-écologiques en s'intéressant tout particulièrement aux sols et à leur capacité de stockage des éléments que sont le carbone et l'azote, grâce notamment aux sites expérimentaux existant. Sur la base de la bibliographie et de l'expertise de l'encadrant du stage, les hypothèses de recherche formulées pour cette étude sont les suivantes : i) les systèmes en agriculture de conservation en rotation céréalière sans apport d'effluents d'élevage stockent plus de carbone et d'azote organiques que les systèmes de culture conventionnels ; ii) les systèmes biologiques et intégrés stockent au moins autant de carbone et d'azote que les systèmes de production conventionnels.

Le dispositif expérimental de « La Cage » mis en place par l'UMR Agronomie INRA – AgroParis Tech a été étudié afin de répondre à la question de recherche. Implanté en 1998 dans le but d'une étude de longue durée des différents systèmes de production, il se caractérise par une absence d'usage d'effluents d'élevage et une place prépondérante donnée au blé tendre dans la succession culturale. Il compare quatre systèmes de production : l'agriculture conventionnelle, l'agriculture intégrée, l'agriculture biologique et l'agriculture de conservation.

Dans un premier temps, la démarche de l'étude de cet essai consiste en l'acquisition et la complémentation de la base de données du site expérimental de « La Cage ». Ensuite, les calculs des stocks d'azote et de carbone total du sol seront réalisés, grâce aux teneurs de ces mêmes éléments obtenues par combustion d'échantillons de sols prélevés sur l'essai (méthode Dumas) et aux mesures de densités apparentes réalisées. L'analyse statistique des données mesurées et calculées sera suivie de l'interprétation des résultats observés.

De plus, la préparation du projet de doctorat portant sur la « quantification et modélisation à long terme des bilans d'eau, de carbone et d'azote en systèmes de culture biologique et alternatifs » a été réalisée durant le stage. La préparation d'un dossier complet présentant les hypothèses de recherche, les objectifs de la thèse et les moyens de sa mise en œuvre, ainsi qu'une soutenance orale du projet de thèse devant une commission du ministère de l'agriculture se sont donc superposées au déroulement du stage.

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Le site expérimental de longue durée « La Cage »

Le site expérimental de « La Cage » est localisé dans le domaine de l'INRA de Versailles en région Île-de-France, à 15 km au sud-ouest de Paris (48°48' N, 2°08' E). Il a été mis en place en 1997 par l'UMR Agronomie INRA/INA-PG dans l'objectif d'évaluer les performances agronomiques, économiques et environnementales de quatre systèmes agricoles (productif ou PRO, intégré ou INT, biologique ou BIO et travail réduit du sol). A son implantation, l'essai fait partie du réseau national de l'INRA d'essais de longue durée sur les systèmes de culture, celui de La Cage portant sur les cultures représentatives du bassin parisien. Avant 1997, l'emplacement de l'essai était cultivé uniformément. En 1999, le système « travail réduit du sol » devient le système « sous couvert végétal » ou SCV, dont les pratiques sont semblables à celles mises en œuvre en agriculture de conservation. L'essai se présente comme indiqué sur la figure 8.

Les trois objectifs initiaux de cet essai sont i) d'obtenir une série de résultats agronomiques, économiques, et environnementaux tenant compte de l'aléa climatique, ii) de laisser au milieu le temps de se différencier en fonction des différents systèmes et de tendre vers un nouvel équilibre des caractéristiques physique, chimique, et biologique, à partir duquel on peut juger de la durabilité d'un système de culture dans le milieu qu'il a lui-même contribué à générer et iii) de mettre en évidence d'éventuels effets cumulatifs de ces systèmes de culture (Balabane et al., 2005).

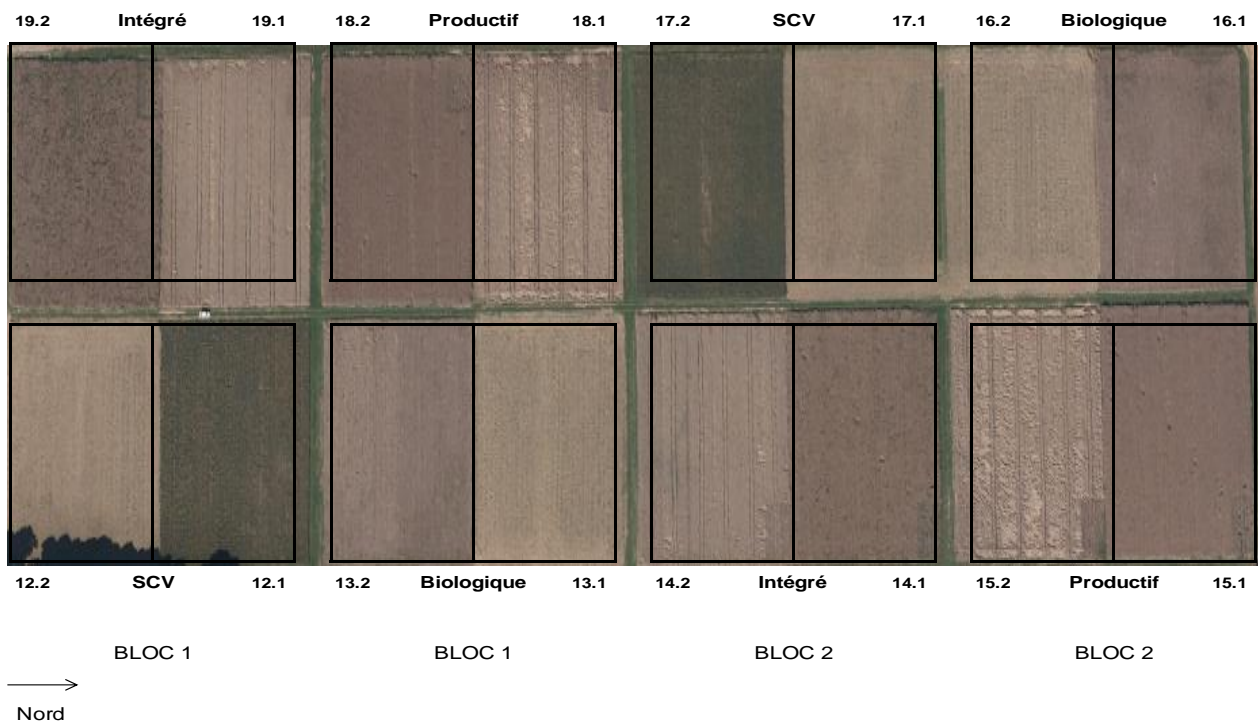


Figure 8: Schéma du dispositif expérimental de La Cage (d'après Rakotovololona, 2013).

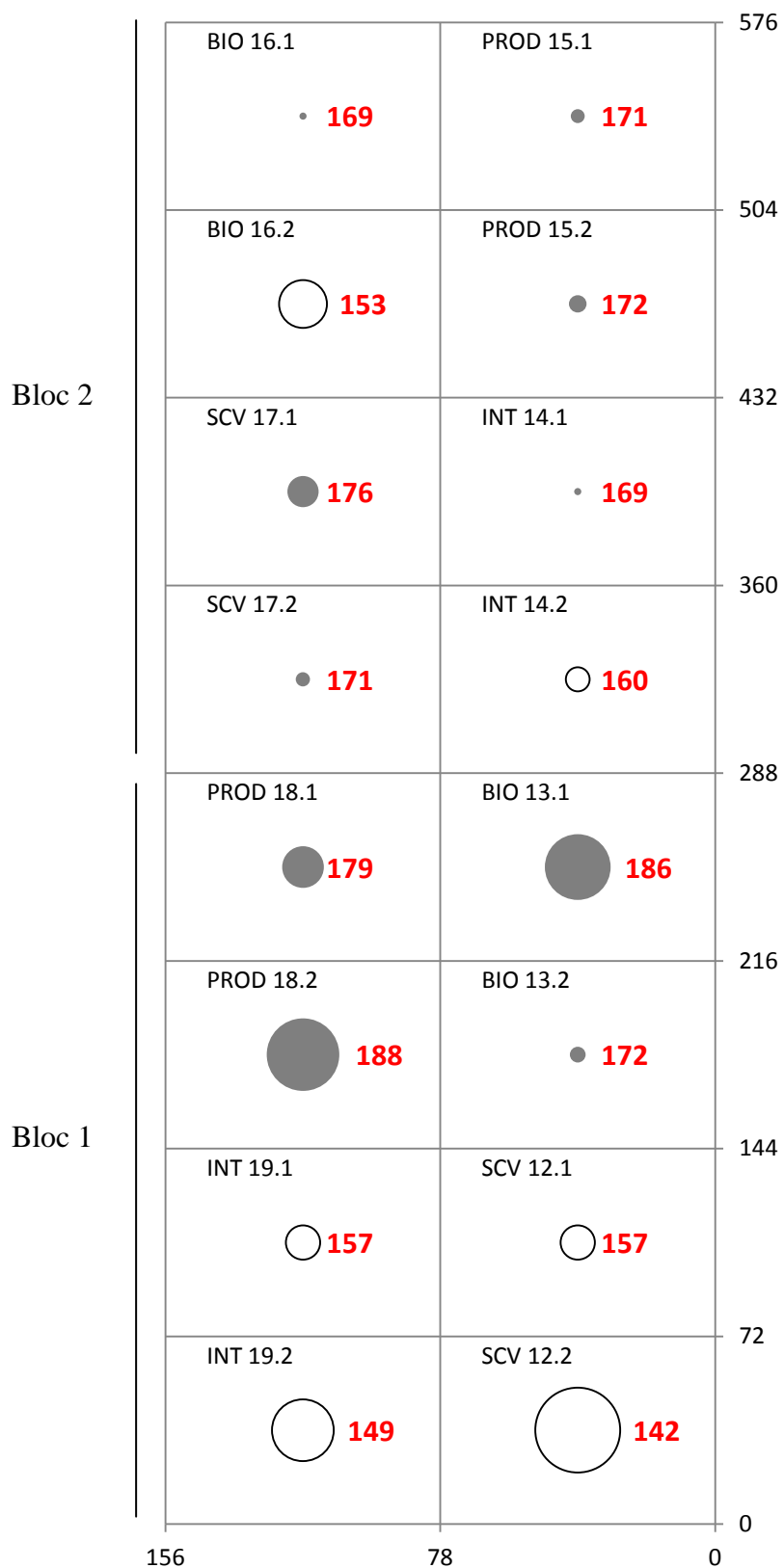


Figure 9: Carte des teneurs en argile (mesurées en 1998) de chaque parcelle en g.kg⁻¹ (en rouge). La surface du cercle représente l'écart à la moyenne de la teneur en argile de l'essai.

2.1.1. Caractéristiques de l'essai

2.1.1.1. Caractéristiques pédoclimatiques

Le site de « La Cage » se caractérise par un climat tempéré, avec des températures moyennes annuelles comprises entre 6,8°C et 15,7°C et une pluviométrie moyenne annuelle de 675 mm entre 1998 et 2013. Le tableau 1 présente les caractéristiques pédologiques de chaque parcelle étudiée. Le sol est un limon profond et drainé, installé sur une roche mère de type loess, de texture moyenne en surface (argile 17%, limons 56% et sables 27%). Il est sensible à la battance ($I_B=1,6$), mais ses potentialités agronomiques sont élevées (Balabane et al., 2005).

Tableau 1 : Caractéristiques de la couche 0-25 cm du sol des différentes parcelles de l'essai La Cage (1998) (données transmises par Michel Bertrand).

Parcelle (Modalité – Bloc)	PRO 1	PRO 2	INT 1	INT 2	SCV 1	SCV 2	BIO 1	BIO 2	
Texture (g.kg-1)	<2 μ m	184	172	153	165	150	174	179	161
	2-20	175	205	178	197	173	186	182	165
	20-50	413	406	329	432	303	404	414	342
	50-200	205	193	291	184	311	213	202	282
	200-2000	25	25	49	23	63	25	23	51
pH eau	7.55	7.4125	7.45	7.05	7.3375	7.35	7.35	7.5	
CaCO ₃ (g.kg-1)	1.5	2.125	2	1	2	1	1.375	1.5	
C (g.kg-1)	10.0	9.1	11.7	9.4	10.9	9.5	9.3	10.3	
N (g.kg-1)	1.0	0.9	1.2	0.9	1.1	1.0	0.9	1.1	
CEC (cmol+/kg)	Totale	12.35	11.525	12.6	10.1	11.3	11.15	11.5	11.6
	Ca ²⁺	10.17	9.45	10.85	8.42	9.42	9.29	9.36	9.36
	K ⁺	0.67	0.71	0.68	0.71	0.69	0.76	0.62	0.71
	Mg ²⁺	1.02	0.83	0.80	0.79	1.16	1.13	1.07	0.95
	Na ⁺	0.04	0.03	0.03	0.03	0.02	0.04	0.03	0.02

Sur les trois analyses de sol réalisées au cours de l'essai (1998, 2002 et 2006), seule celle de 1998 comporte une analyse granulométrique. Les valeurs de teneurs en argiles ont été évaluées pour chaque parcelle suite au prélèvement d'échantillons de sol. La figure 9 représente la répartition spatiale des écarts à la moyenne (167 g.kg⁻¹) des teneurs en argiles pour chaque parcelle de l'essai. On observe des teneurs en argile plus hétérogènes dans le bloc 1 par rapport au bloc 2, au sud de l'essai : + 14,7 % argile dans la parcelle SCV 12.2, - 12,6 % dans la parcelle PRO 18.2.

2.1.1.2. Le dispositif expérimental

Le dispositif expérimental est constitué de 8 parcelles de 1,1 ha chacune et réparties en 2 blocs. Chaque bloc comprend 4 parcelles, qui représentent les 4 systèmes de cultures étudiés afin d'avoir deux répétitions de la modalité « système de culture ». Chacune de ces parcelles est subdivisée en 2 parcelles élémentaires (unité expérimentale). Les parcelles élémentaires sont d'une largeur de 72 m et d'une longueur de 78 m, soit une surface de 0,56 ha. Ces dimensions permettent l'utilisation de matériel agricole comparable à celui utilisé en grande culture en Ile-de-France et des mesures de rendement par moissonneuse batteuse.

Tableau 2: Caractérisation des systèmes de culture mis en place dans l'essai (d'après Rakotovololona, 2013).

	PRO	INT	SCV	BIO
Système de culture	Productif	Intégré	Sous couvert végétal	Biologique
Objectif	Atteindre la production potentielle permise par le pédoclimat	Limiter les nuisances environnementales ; Compenser la baisse de production par un plus faible usage des intrants		Répondre au cahier des charges de l'agriculture biologique
Rotation	colza – blé – pois – blé		maïs – blé – pois – blé puis introduction de luzerne	blé en alternance avec pois, colza, lupin, soja, ou luzerne
Choix variétal	Variété de blé représentative de la région Ile de France + blé de qualité boulangère	Variétés résistantes aux principales maladies + blé cde qualité boulangère		Variétés résistantes
Travail du sol	Labour, tous les ans, sauf derrière le pois	Labour un an sur deux, avant pois et colza	Aucun travail du sol, même superficiel	Labour, tous les ans, sauf derrière le pois
Gestion de l'interculture	Pas de couvert végétal en interculture		Couverture du sol permanente (culture de vente et/ou de « couverture », cultures intermédiaires)	Pas de couvert végétal en interculture
Stratégie de fertilisation	Stratégie d'assurance : pesticides appliqués avant apparition des symptômes	Stratégie réduisant les intrants sur l'ensemble du cycle		Légumineuses pour les apports azotés + engrais organiques (guano, farine de plume)
Stratégie de lutte contre les adventices et bioagresseurs		Stratégie d'intervention en cas de seuil de nuisibilité dépassé ; le choix du produit repose sur sa propriété à respecter l'environnement et sur le rapport efficacité / coût		Stratégies d'évitement (date de semis décalée...) + travail du sol contre les adventices (binage, hersage...)
Rendements moyens en blé (1998 – 2003)	98 q.ha ⁻¹ .an ⁻¹	90 q.ha ⁻¹ .an ⁻¹	73 q.ha ⁻¹ .an ⁻¹	55 q.ha ⁻¹ .an ⁻¹

2.1.1.3. Les systèmes de culture étudiés

Le site expérimental se caractérise par des rotations courtes, dans lesquelles le blé meunier est présent une année sur deux, et les effluents d'élevage absents. Le blé est présent chaque année pour chaque système, avec un décalage de un an dans la rotation culturale des deux parcelles élémentaires. Les systèmes, leurs caractéristiques et leurs niveaux de production sont représentés dans le tableau 2.

La succession culturale initiale choisie était la suivante : colza – blé d'hiver – pois de printemps – blé d'hiver. Or, les systèmes de culture étudiés ont évolué au cours de l'expérimentation par la prise en compte des résultats des années passées (démarche en boucle de progrès) et par l'intégration des innovations techniques. Ainsi, certaines contraintes liées au système cultural ont conduit à des modifications au cours de l'essai :

- en système biologique, la fourniture en azote du sol et la lutte contre les adventices ont conduit à faire se succéder des légumineuses diverses revenant en alternance avec le blé
- en système sous couvert végétal, la volonté d'avoir deux intercultures longues a conduit à remplacer le colza d'hiver par le maïs. A partir de 2004, le maïs est supprimé de la succession culturale de SCV, les rendements obtenus étant jugés trop faibles. Il est alors remplacé par de la luzerne.

La fréquence d'apparition des cultures dans la rotation est résumée sur la figure 10. Les légumineuses sont introduites dans la succession sous forme de culture de rente comme le pois, ou sous forme de culture « engrais vert » ou exportée comme la luzerne en BIO et SCV par exemple. Pour chaque système de culture, on observe deux variantes de cultures en place avec un décalage de un an dans la succession culturale. Pour l'année 2014, on note C1 pour un blé en place et C2 pour les légumineuses (luzerne en BIO et pois pour les autres).

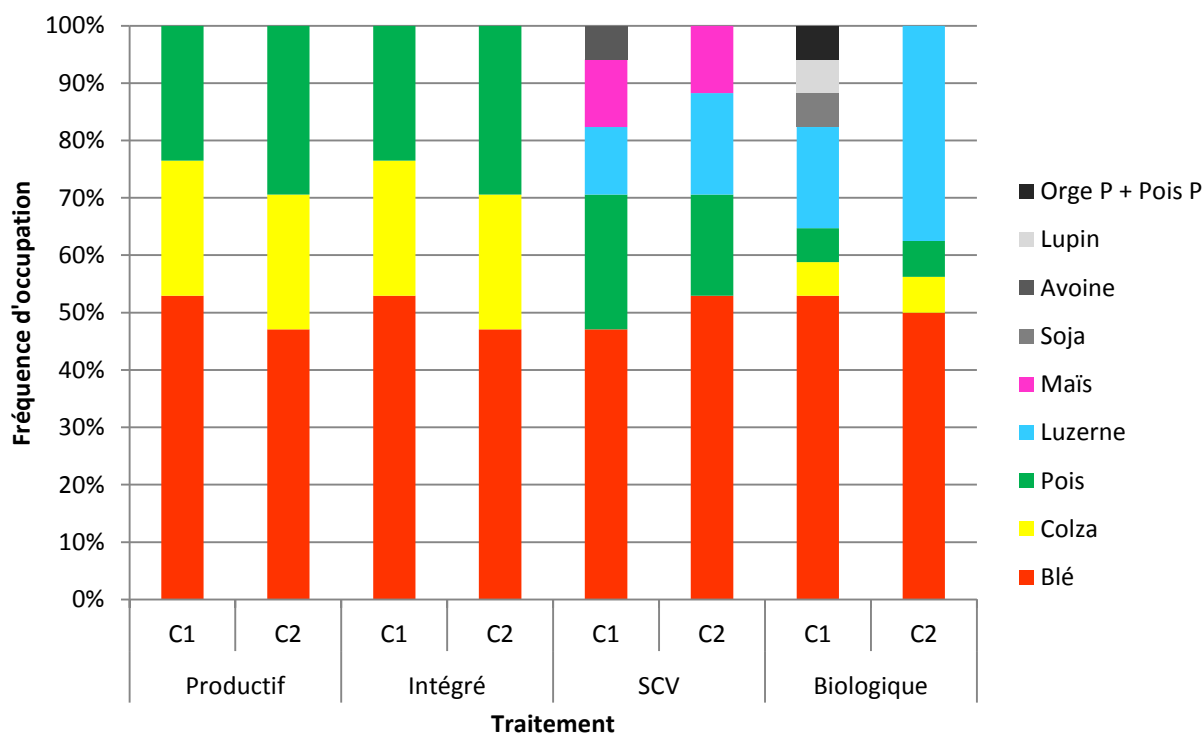


Figure 10: Fréquence d'occupation de la succession culturale par les cultures principales dans chaque sous-système de culture depuis 1998.

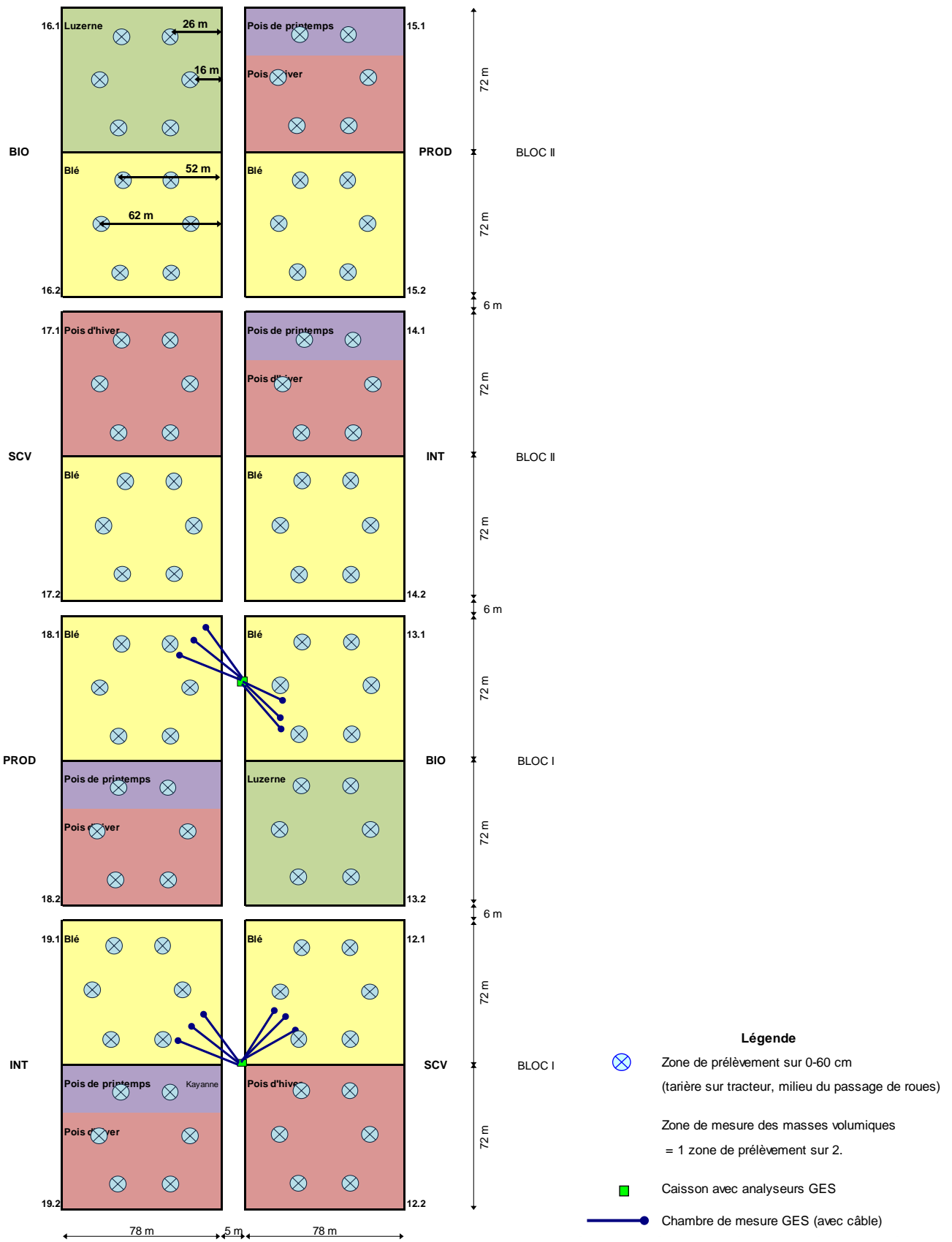


Figure 11 : Carte des prélèvements de sol réalisés en avril 2014.

Les pourcentages de culture intermédiaires et des cultures produites sous un couvert végétal sont indiqués sur la figure 12. Parmi les cultures intermédiaires mises en place sur SCV, le trèfle et la vesce sont introduits en mélange avec de l'avoine. Les autres cultures intermédiaires introduites sont la moutarde blanche, le radis fourrager, l'avoine blanche ou la fétuque. Le couvert végétal du SCV peut être de la fétuque, de l'avoine noire, du trèfle ou de la luzerne toujours dans le blé.

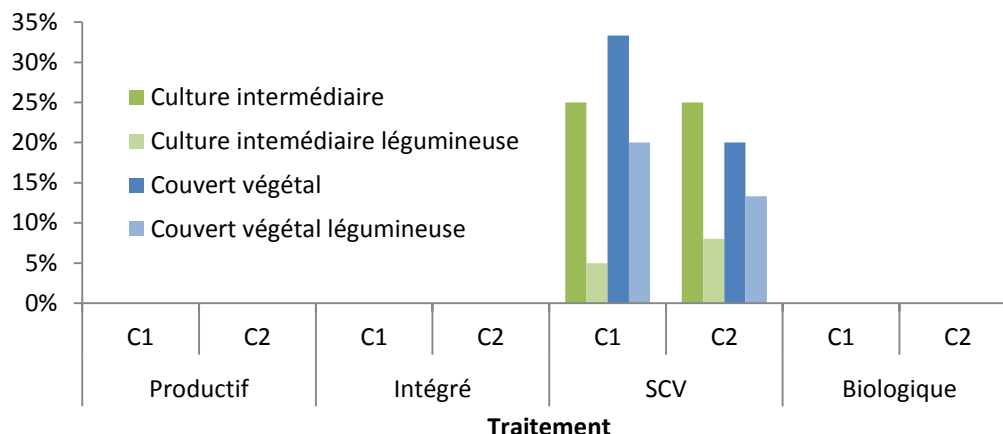


Figure 12 : Fréquence de cultures intermédiaires, de cultures intermédiaires légumineuses et de culture principale produite sous un couvert végétal, pour la période 1998-2014.

2.1.2. Mesures réalisées sur le terrain

Les mesures réalisées visent à évaluer les stocks de carbone et d'azote du sol en fonction des modes de conduite des parcelles. L'estimation des stocks peut être réalisée avec précision à condition de réaliser un nombre suffisant de prélèvements et de mesures de densité apparente qui doit être supérieur ou égal à 22 pour une parcelle de 1 ha (Arrouays et al., 2003).

Nous échantillonnons les 16 parcelles (parcelles j), à hauteur de 6 mesures par parcelle (répétitions i), soit 96 prélèvements réalisés au total (figure 11). Les prélèvements de sol sont réalisés à l'aide d'une sonde cylindrique de 6 cm de diamètre montée sur un tracteur, sur une profondeur allant de 0 à 60 cm (figure 13). Ils permettent d'extraire une longue carotte emprisonnée entre 2 demi-coques amovibles en PVC.

La mesure de masse volumique du sol est réalisée à hauteur de 3 mesures par parcelle élémentaire, soit 48 mesures. Pour la couche superficielle de sol, comprise entre 0 et 5 cm, la mesure est réalisée grâce à un cylindre en acier de 98,18 cm³, avec deux mesures par site, soit 96 cylindres. Ces cylindres sont insérés dans le sol verticalement, extraits puis pesés après séchage à 105 °C. Une sonde Gamma (LPC-INRA, Angers, France) est utilisée pour mesurer la densité apparente sur les profondeurs de sol comprises entre 5 et 40 cm, avec une mesure tous les 5 cm (figure 14).



Figure 13 : Dispositif de prélèvement des carottes attelé au tracteur.



Figure 14 : Mesure des masses volumiques par sonde Gamma pour les profondeurs entre 5 et 40 cm.

2.2. Analyse des échantillons de sol

2.2.1. Méthodes de préparation des échantillons

Au laboratoire, chaque carotte de sol prélevée est placée horizontalement et ouverte en retirant les demi-coques en PVC. La profondeur maximale de l'ancien labour est repérée visuellement d'après le changement de couleur, lorsque celui-ci est visible. On réalise un fractionnement de la carotte en 5 échantillons correspondant aux profondeurs suivantes : de 0 à 10 cm, 10 à 25 cm, 25 à 30 cm, 30 à 35 cm et 35 à 60 cm (couches *k*). Le choix de ces profondeurs s'explique par la volonté de calculer les stocks de carbone et d'azote à masse de sol constante depuis le début de l'essai et entre traitements (cf. Partie 2, 2.2.4.). La terre est émietée dans des barquettes en aluminium et les racines présentes dans les échantillons sont retirées à la main.

Les 480 échantillons obtenus par découpage des carottes de terre sont pesés humides, séchés à 35°C puis pesés secs. Ils sont ensuite broyés à 2 mm. Sur des sous-échantillons de sol (40 g), un séchage à 105°C est effectué, et la teneur en eau, ou humidité résiduelle, est déterminée. La mesure de l'humidité résiduelle du sol peut permettre d'accéder à la teneur en argile des différentes parcelles (Bigorre et al., 1999). Connaître la teneur en eau du sol doit permettre i) d'évaluer la variabilité pédologique de l'essai, notamment au sein de chaque parcelle si une relation linéaire existe entre la teneur en eau résiduelle moyenne mesurée en 2014 et la teneur en argile moyenne mesurée en 1998 et ii) d'en déduire des zones où le complexe argilo-humique peut être plus important et donc où la composition du sol influence le stockage du carbone. Il s'agit de plus d'une méthode simple et peu coûteuse pour accéder aux valeurs des teneurs en argile.

Sur un autre sous-échantillon (20 g), on réalise un broyage fin au broyeur planétaire à billes (PM400 Retsch, Allemagne). Une aliquote (50 mg) est ensuite pesée avec une micro-balance (M500P Sartorius, Etats-Unis) et placée dans une capsule en étain en vue de faire l'analyse élémentaire.

2.2.2. Analyse des échantillons de sol

Les teneurs en carbone et azote sont analysées par combustion sèche à l'aide d'un analyseur élémentaire (EURO EA, Eurovector, Milan, Italie) connecté à un spectromètre de masse isotopique (Delta Plus Advantage, Thermo Electron, Brême, Allemagne) pour les 480 capsules d'étain (figure 15).

La connaissance des compositions isotopiques en ^{13}C et ^{15}N des différents échantillons permet d'évaluer l'évolution du carbone et de l'azote dans le sol, le renouvellement du carbone organique des matières organiques du sol et de caractériser les processus de transformations de l'azote dans le sol. Le $\delta^{13}\text{C}$ correspond à la déviation du rapport isotopique $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ par rapport à la référence internationale PDB. Les $\delta^{13}\text{C}$ moyens des cultures en C3 ou en C4 sont de l'ordre de -27‰ et -13 ‰ respectivement, du fait d'un fractionnement isotopique différent selon les plantes (Balesdent, 1991). Concernant l'azote, les processus générant la volatilisation et la dénitrification dans les sols génèrent un fractionnement isotopique significatif (Mariotti, 1982; Sebiló, 2003). L'isotope léger de l'azote ^{14}N réagissant préférentiellement à l'isotope lourd ^{15}N , on observe au cours d'une réaction incomplète un enrichissement du produit initial en isotope ^{15}N (donc du sol). De plus, les légumineuses impactent négativement le $\delta^{15}\text{N}$ du sol lorsque leur biomasse lui est restituée. En effet, la fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses conduit à produire du matériel végétal très légèrement appauvri par rapport à l'air avec une composition voisine de -1 ‰ lorsque le taux de fixation est de 100% (Peoples et al., 1995).

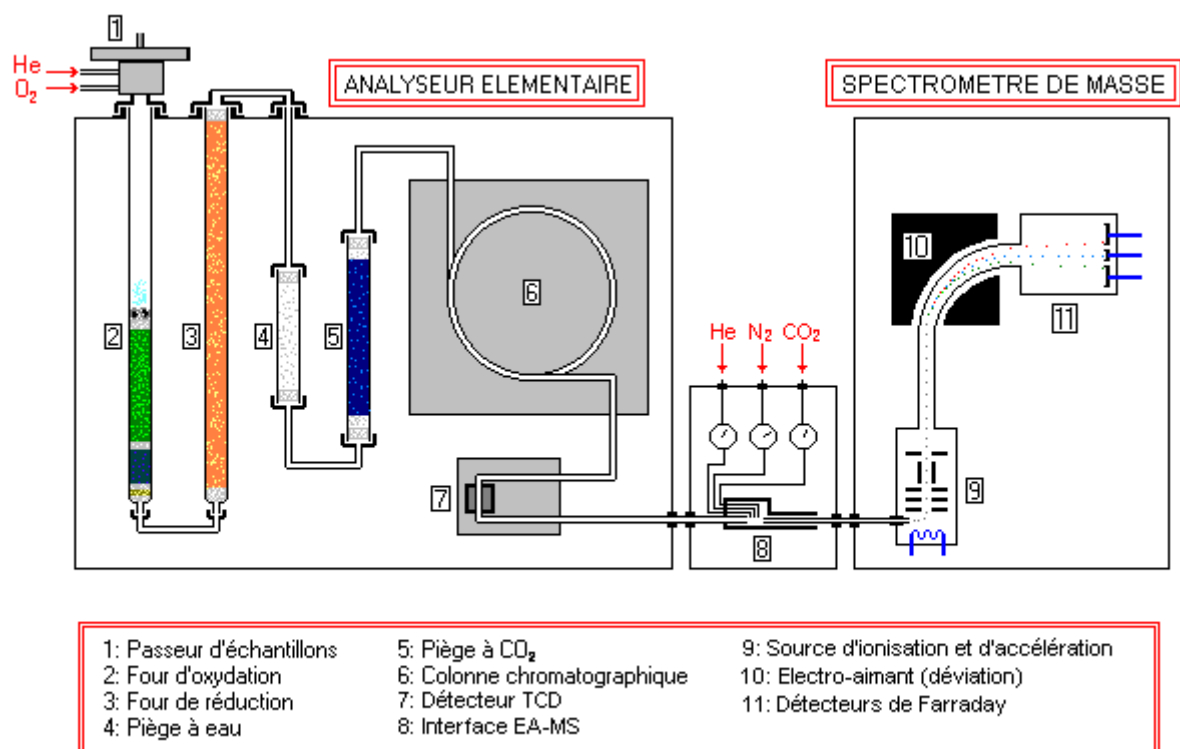


Figure 15: Analyseur élémentaire et spectromètre de masse : principe de fonctionnement (Olivier Delfosse, communication personnelle).

Enfin, les apports d'azote minéral constituent une source d'azote avec un $\delta^{15}\text{N}$ plus faible que celui du sol (de l'ordre de 0 ‰).

2.2.2.1. Analyse élémentaire

Les capsules sont placées dans le passeur automatique. A chaque début de cycle, une capsule est introduite dans le four d'oxydation (chauffé à 1000°C), en présence d'oxygène pur. La capsule d'étain et son contenu s'oxydent, libérant l'azote de l'échantillon sous forme de N_2 et le carbone sous forme de CO_2 . Les gaz issus de la combustion (entraînés sous flux d'hélium) traversent un catalyseur d'oxydation (2) qui achève l'oxydation en CO_2 , H_2O , SO_2 , SO_3 , N_2 et oxydes d'azote, puis un second catalyseur en cuivre (3) qui réduit les oxydes d'azote en azote élémentaire N_2 , le SO_3 en SO_2 et piège l'excès d'oxygène. A la sortie du tube, on trouve en plus du gaz vecteur hélium, les gaz N_2 , CO_2 , SO_2 et H_2O puis différents pièges (4 et 5) qui éliminent les molécules non désirées. Le N_2 et le CO_2 sont ensuite séparés dans une colonne chromatographique en 2 pics distincts qui sont détectés par un TCD (Thermal Conductivity Detector). L'aire de ces pics (proportionnelle à la quantité de carbone ou d'azote de l'échantillon) est calculée par un logiciel d'intégration. En divisant ces quantités par la masse de la prise d'essai, on obtient les teneurs en carbone et en azote de l'échantillon, avec une précision d'environ 0,5%.

2.2.2.2. Analyse isotopique

Une faible proportion du flux de gaz (0,003%) sortant de l'analyseur élémentaire est injectée dans le spectromètre de masse. Les molécules de N_2 et de CO_2 sont ionisées en ions de charge +1, et accélérées par un champ électrique (9). Elles entrent alors dans un champ magnétique qui les dévie en fonction de leur masse (10). Ceci permet de séparer les ions en fonction des isotopes qui le constituent. On obtient en sortie de champ magnétique un ensemble de faisceaux, dont chacun est constitué d'une combinaison d'isotopes différente. Ces faisceaux d'ions sont détectés par des collecteurs de Farraday, donnant naissance à un courant électrique proportionnel au flux d'ion correspondant. La mesure très précise des rapports de ces signaux permet de calculer la proportion des différents isotopes (rapport $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ et $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ en l'occurrence), avec une précision relative de +/- 0,01%.

2.2.3. Calcul de la masse de sol considérée et de la profondeur de labour

Les différentes méthodes de travail du sol influencent la masse volumique : un labour induit une baisse de la densité apparente du sol tandis qu'un travail du sol simplifié induit une augmentation de la densité apparente. La stratégie d'échantillonnage des sols a été conçue pour calculer les stocks de carbone sur une base de masse de sol équivalente (ESM) (Ellert et Bettany, 1995) sur une profondeur au moins égale à la profondeur maximale de travail du sol (Jolivet et al., 2002a). Une masse de sol se calcule comme suit, pour une couche k de sol donnée :

$$M(i, j, k) = 100 \cdot Da(i, j, k) \cdot E(i, j, k)$$

$M(i, j, k)$ = masse de sol de la couche k ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$)

$Da(i, j, k)$ = densité apparente de la couche k , pour la répétition i de la parcelle j ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)

$E(i, j, k)$ = épaisseur de couche k supposée connue sans erreur (cm)

Pour un cumul de couches, la masse de sol sur une profondeur z se calcule comme suit :

$$M(i, j, z) = \sum_{k=1}^n M(i, j, k)$$

$M(i, j, z)$ = masse de sol sur la profondeur z ($t.ha^{-1}$)

n = nombre de couches sur le profil 0- z (ici, $z = 10, 25, 30, 35$ ou 60 cm)

De plus, la masse de sol correspondante à la profondeur maximale de l'ancien labour (M_0) a été estimée en 1998 à $4300 t.ha^{-1}$ pour l'essai de La Cage (Balabane et al., 2005). On considère cette valeur homogène pour l'ensemble de l'essai en 1998. Nous faisons également l'hypothèse qu'il n'y a pas d'érosion significative et que cette masse doit donc rester constante au cours du temps, la profondeur maximale de travail du sol depuis 1998 ayant été plus faible.

On appelle « y » la profondeur maximale de l'ancien labour. En fonction des pratiques qui impactent la densité apparente du sol, la profondeur y en 2014 peut être différente d'un traitement à l'autre. La masse de sol sur cette profondeur ($M(y)$) est, par hypothèse, égale à M_0 . Bien que la profondeur y soit évaluée à l'œil nu par changement de couleur dans les carottes de sol, nous faisons l'hypothèse que cette évaluation est peu précise et qu'il est préférable de recalculer cette profondeur en utilisant les mesures de densité apparente. La profondeur de labour y est donc évaluée en 2014 pour les différentes parcelles à partir de la masse de sol calculée à 30 cm de profondeur comme suit :

$$y = 30 + \frac{M_0 - M(30)}{100 Da(30)}$$

$M_0 = 4300 t.ha^{-1}$

$M(30)$ = masse de sol calculée à 30 cm de profondeur ($t.ha^{-1}$)

La valeur de y calculée permet de déduire $M(y)$ par le calcul suivant :

$$M(y) = M(30) + Da(y). (y - 30) = M_0$$

$M(y)$ = masse de sol sur la profondeur y ($t.ha^{-1}$) = $4300 t.ha^{-1}$

$Da(y)$ = densité apparente de y ($g.cm^{-3}$): si $y < 30$ cm, $Da(y) = Da(25-30)$; si $y > 30$ cm, $Da(y) = Da(30-35)$

2.2.4. Calcul des stocks de carbone et d'azote

Le stock de carbone par couche de sol se calcule ainsi (le calcul pour le stock d'azote étant identique en prenant la teneur en azote) :

$$QC(i, j, k) = Da(i, j, k). E(i, j, k). C(i, j, k) \quad (1)$$

$$\Leftrightarrow QC(i, j, k) = M(i, j, k). C(i, j, k) \quad (2)$$

$C(i, j, k)$ = teneur en C de la couche k , pour la répétition i de la parcelle élémentaire j ($g.kg^{-1}$)

Les différentes valeurs de stocks obtenues pour chaque couche sont ensuite cumulées pour obtenir les valeurs de stocks cumulées pour les profils 0-10 cm, 0-25 cm, 0-y cm, 0-35 cm et 0-60 cm.

Les calculs de stocks doivent être réalisés à masse de sol équivalente afin de pouvoir comparer les systèmes entre eux et leur évolution dans le temps. Pour cela, nous avons fixé en plus de M_0 , des masses de sol de référence correspondant aux différentes profondeurs mesurées (tableau 3). Ces masses de sol de référence permettent de recalculer la valeur des stocks de carbone et d'azote à masse de sol équivalente : des nouvelles profondeurs sont donc redéfinies et remplacent les épaisseurs de prélèvement. On utilisera par la suite les identifiants de profils et de couches donnés dans le tableau 3.

Tableau 3: Identifiants des profils et des couches de sol considérées.

1	Profil	Limites indicatives (cm)	ESM (t.ha ⁻¹)	2	Couche	Epaisseur indicative (cm)	ESM (t.ha ⁻¹)
	P1	0-10	1300		L1	0-10	1300
	P2	0-25	3200		L2	10-25	1900
	P3	0-y	4300		L3	25-y	1100
	P4	0-35	5000		L4	y-35	700
	P5	0-60	8800		L5	35-60	3800

Les identifiants des profils présentés dans la partie 1 du tableau 3 peuvent s'associer aux identifiants des couches de la partie 2. Le profil P1 équivaut à la couche L1. Les profils P correspondent au cumul des différentes couches L (P2 = L1 + L2 ; P3 = L1 + L2 + L3, etc.).

2.2.5. Analyse de la variabilité

La teneur en carbone mesurée en faisant varier une profondeur de prélèvement peut être très variable car cette teneur connaît un fort gradient de concentration depuis la surface (Angers et al., 1995 ; Staricka et al., 1991). Cette variabilité suggère que la densité apparente influence le stock de carbone dans le profil de sol considéré, en particulier à la surface du sol où sont localisés la majorité des résidus de culture. L'analyse de la variabilité consiste à regarder s'il existe une relation entre la variabilité des mesures réalisées pour les teneurs en carbone et azote et la variabilité des densités apparentes. La question posée est : pour chaque traitement et chaque couche, faut-il moyenner séparément la teneur en carbone et la densité apparente ? En effet, si une corrélation existe réellement, un risque de biais peut apparaître si l'on utilise une densité moyenne par traitement dans la suite des calculs de stocks (Arrouays et al., 2003). Pour savoir si une telle relation existe, on regarde si :

$$\frac{C(i, j, k)}{C(j, k)} = f\left(\frac{Da(j, k)}{Da(i, j, k)}\right)$$

$C(j, k)$ = teneur moyenne en carbone de la couche k du traitement j (g.kg⁻¹)

$Da(j, k)$ = densité apparente moyenne de la couche k du traitement j (g.cm⁻³)

Si une relation linéaire apparaît, elle indique que la densité apparente et la concentration en carbone de chaque échantillon sont négativement corrélées. Dans ce cas, on calcule les stocks par la relation (1) ou (2). Dans le cas contraire, en l'absence de relation, on peut utiliser une valeur moyenne de densité apparente pour chaque traitement et chaque couche dans les calculs de stocks et on calcule le stock comme suit :

$$QC(i, j, k) = Da(j, k). E(i, j, k). C(i, j, k) \quad (3)$$

La formule utilisée est la même dans le cas du calcul du stock d'azote, avec la teneur en azote.

2.2.6. Méthode d'analyse statistique des données

L'essai de La Cage est un dispositif en « split-plot », ou parcelles subdivisées, à 2 facteurs : le facteur principal « système de culture » (4 modalités : PRO, INT, SCV et BIO), appliqué aux parcelles principales et le facteur subsidiaire « précédent cultural » (2 modalités : C1 et C2) appliqué aux parcelles élémentaires. Le traitement est la combinaison d'un système de culture et d'un précédent, soit ici 8 traitements. Ces traitements sont répétés deux fois, sur les deux blocs. On a donc au total 16 observations. Le dispositif est équilibré car 2 observations sont faites par traitement.

Les analyses statistiques sont exécutées à l'aide du logiciel R. Les analyses de variance sont réalisées sur les mesures faites en 2014 pour tester l'effet des facteurs « système de culture » et « précédent cultural » et de leur interaction sur les différentes variables, pour l'ensemble des couches ou des profils de sol du tableau 3. Pour prendre en compte le type de dispositif (split-plot), un modèle mixte a été utilisé (fonction « lme » du package « nlme »). Lors de la mise en évidence d'un effet significatif d'un ou deux facteurs sur la variable observée, ou de leur interaction, un test de comparaison des moyennes est réalisé (fonction « lsmeans » du package « lsmeans »).

3. RESULTATS

Dans la partie suivante sont présentés les résultats portant sur les mesures d'humidité des sols au prélèvement, d'humidité résiduelle, de densités apparentes, de teneurs en azote et en carbone des sols, sur l'évaluation des stocks de carbone et d'azote et sur les mesures de composition isotopiques de différentes couches et horizons étudiés. Les résultats des analyses de variance sont donnés en annexe 1.

3.1. Analyse de la variabilité pédologique

L'analyse statistique des mesures d'humidité résiduelle ne met pas en évidence de différence significative entre les traitements. Les valeurs mesurées sont en moyenne très faibles (teneur en eau de $1,2 \% \pm 0,2 \%$).

La relation entre les données de teneurs en argiles de 1998 et les mesures d'humidité résiduelle de 2014 moyennées pour chaque parcelle apparait sur la figure 16. Le coefficient de corrélation ne permet pas de mettre en évidence une relation suffisamment précise entre les mesures. Il n'est donc pas possible d'estimer des teneurs en argiles plus précises pour chaque parcelle de l'essai pour 2014 uniquement sur la base des mesures d'humidités résiduelles de 2014 et des résultats d'analyses de sol de 1998.

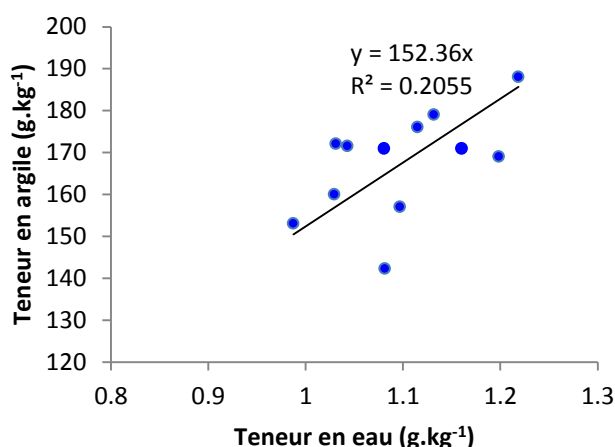


Figure 16 : Relation entre les valeurs d'humidités résiduelles moyennes par parcelle mesurées en 2014 sur l'épaisseur 0-30 cm et les teneurs en argile mesurées en 1998.

3.2. Profondeur de labours calculées

Pour chaque système, les profondeurs de l'ancien labour y calculées sont données dans le tableau 4. Ces profondeurs correspondent à la borne inférieure du profil P3. Ces valeurs ne sont pas corrélées à la profondeur de changement de couleur observée à l'œil nu sur les carottes, ce qui montre la difficulté de ce repérage visuel.

Tableau 4: Profondeur de labour y calculée pour chaque système de culture.

	SCV	BIO	INT	PRO
Profondeur de labour calculée y (cm)	28.5	28.7	28.7	28.9
Ecart type	0.38	0.27	1.51	1.39
Profondeur du changement de couleur (cm)	32.0	30.1	28.5	28.8
Ecart type	1.42	1.45	1.34	1.10

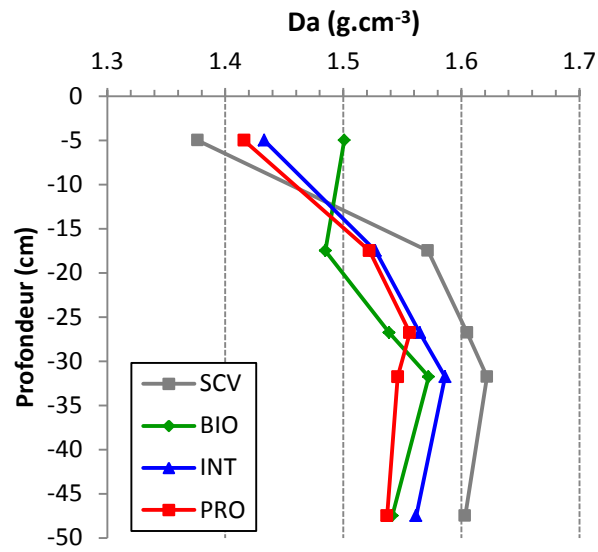


Figure 17 : Valeurs moyenne des densités apparentes à masse de sol équivalente pour chaque système de culture.

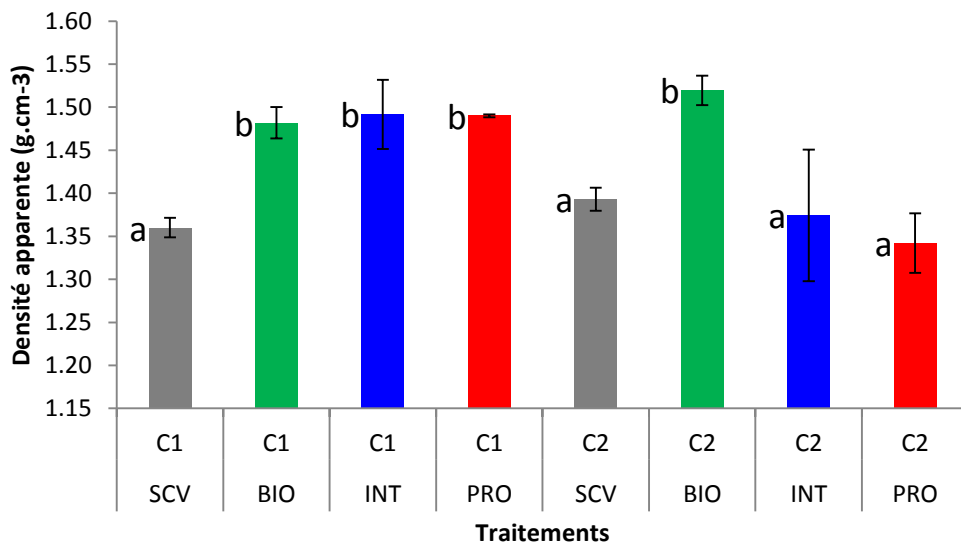


Figure 18 : Densités apparentes par traitement, pour la couche 1. Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p < 0.05$).

3.3. Variabilité des densités apparentes

L'analyse statistique des mesures de densités apparentes (figure 17) met en évidence des différences significatives entre les systèmes et les cultures en place pour P1 soit 0-10 cm environ (figure 18). Les traitements se répartissent en deux groupes homogène : le groupe « a » réunissant les traitements SCV-C1, SCV-C2, PRO-C2 et INT-C2 avec $Da_{moy}=1,37 \text{ g.cm}^{-3}$ et le groupe « b » les traitements BIO-C1, BIO-C2, PRO-C1 et INT-C1 avec $Da_{moy}=1,50 \text{ g.cm}^{-3}$. Le groupe « a » présente les moyennes de densités apparentes les plus faibles relativement à « b » (-9,4% en moyenne).

Bien que la figure 13 montre des valeurs de densité apparente à priori plus élevées pour SCV dans les couches inférieures ($Da_{moy}=1,60 \text{ g.cm}^{-3}$ pour les couches L2 à L5), aucune différence significative n'est mise en évidence par l'analyse de variance.

3.4. Analyse des teneurs en carbone et azote du sol

3.4.1. Des teneurs de la couche superficielle influencées par SCV

Les analyses élémentaires de sol permettent d'obtenir les teneurs en carbone et en azote des différentes couches de sol considérées. Les teneurs sont calculées à masse de sol équivalente. Les figures 20 et 21 présentent les teneurs en carbone et en azote respectivement, pour chaque système de culture et chaque masse de sol équivalente correspondant à chaque horizon considéré. L'analyse statistique met en évidence une différence significative entre les systèmes de culture pour la couche L1, mais pas pour les couches L2 à L5. Sur L1, le SCV se détache des trois autres systèmes PRO, BIO et INT, avec des teneurs plus élevées de 38% en moyenne pour les teneurs en carbone ($+6.3 \text{ g C.kg}^{-1}$ de sol en moyenne) et de 34% en moyenne pour les teneurs en azote ($+0,6 \text{ g N.kg}^{-1}$ de sol en moyenne).

3.4.2. La culture en place influence la teneur en azote de la couche superficielle

En plus de la sensibilité aux différents systèmes de culture, les teneurs en azote mesurées montrent une sensibilité à la culture en place : il existe une différence significative de teneur en azote pour le profil P1 (figure 19), avec C2 présentant une moyenne plus élevée que C1 (+4% en moyenne).

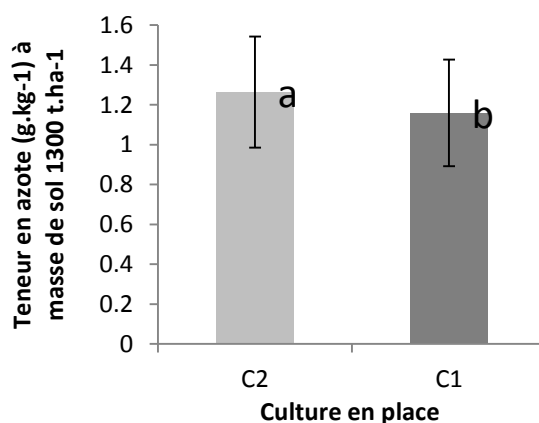


Figure 19 : Teneur en azote moyenne en fonction de la culture en place dans la parcelle. Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p<0.05$).

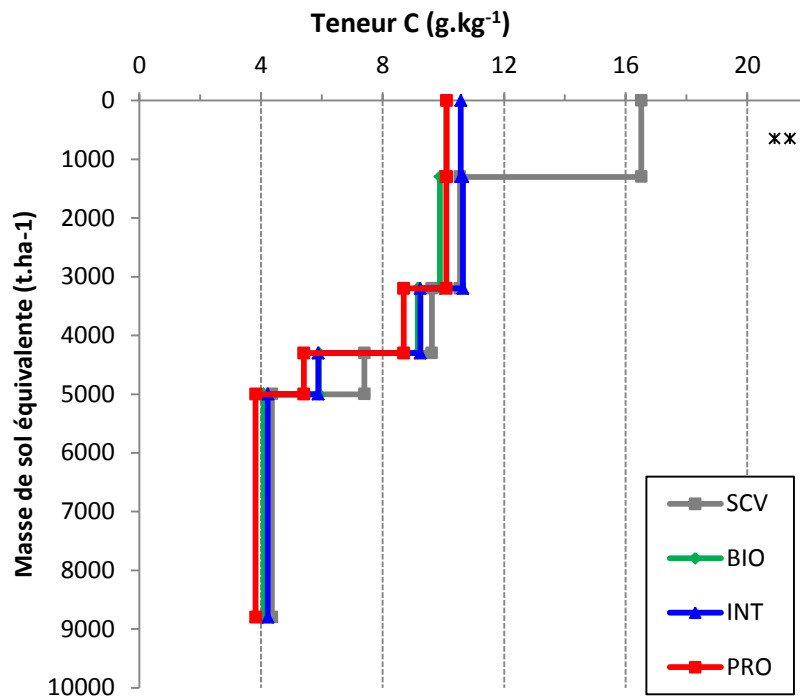


Figure 20 : Teneur en carbone par système de culture, par couche et à masse de sol équivalente. Les valeurs qui diffèrent significativement sont indiquées par *** (p-value<0.1%), ** (p-value<1%), * (p-value<5%) (test "lsmeans").

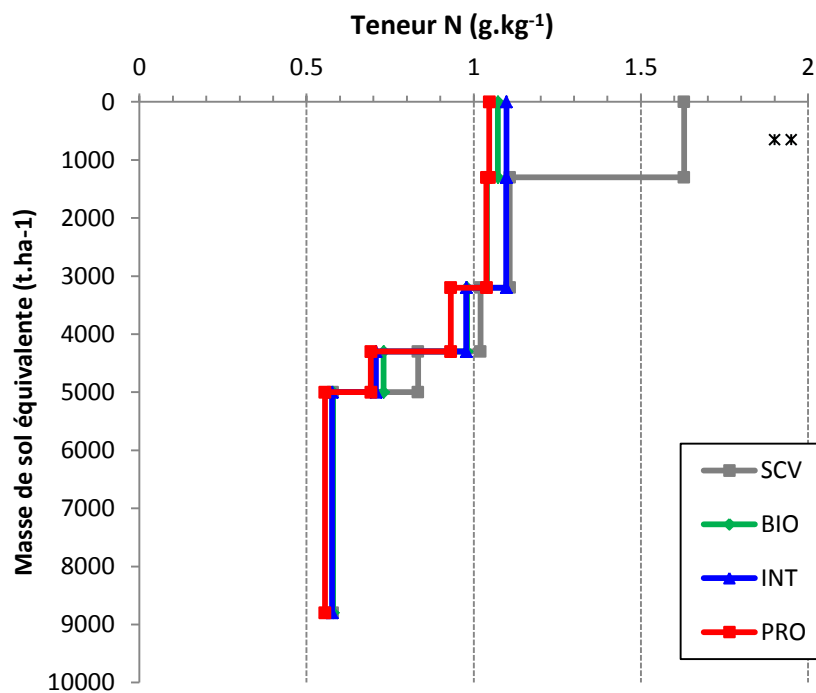


Figure 21 : Teneur en azote par système de culture, par couche et à masse de sol équivalente. Les valeurs qui diffèrent significativement sont indiquées par *** (p-value<0.1%), ** (p-value<1%), * (p-value<5%) (test "lsmeans").

Bien que cette différence soit peu élevée, la mise en place d'une culture de type légumineuse (luzerne ou pois) impacte positivement la teneur en azote du sol en surface par rapport à une culture céréalière comme le blé, l'année même de sa mise en place : il y aurait donc un effet à court terme de la culture en place sur la teneur en azote.

3.5. Analyse de la variabilité en vue des calculs de stocks

L'analyse de la relation entre la variabilité des teneurs en carbone et en azote et celle des densités apparentes ne permet pas de mettre en évidence de relation linéaire entre les mesures réalisées, pour tous les traitements (figure 22 et 23). Dans cet essai, une augmentation de la teneur en carbone au sein d'un traitement donné ne semble donc pas directement liée à une baisse de la densité apparente.

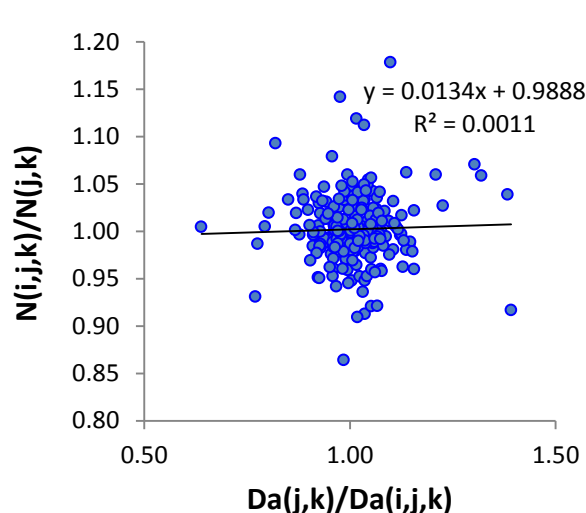


Figure 22 : Analyse de la relation entre densité apparentes et teneurs en carbone mesurées.

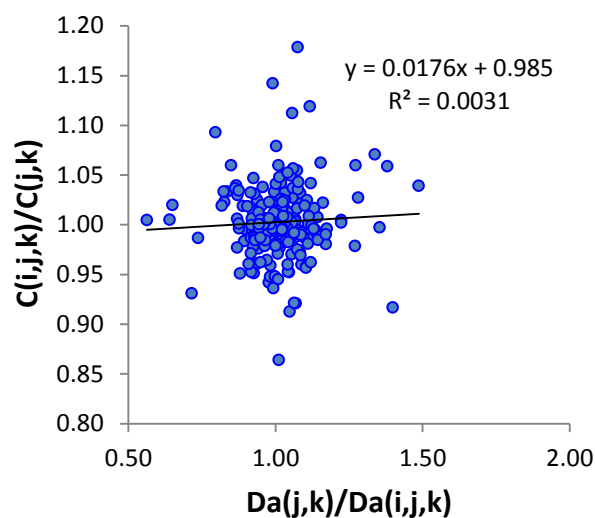


Figure 23 : Analyse de la relation entre densité apparentes et teneurs en azote mesurées.

Les calculs de stocks de carbone et d'azote sont donc réalisés avec la relation (3) (cf. Partie 2, 2.2.4.), c'est-à-dire la valeur moyenne de la densité apparente pour la parcelle j , par couche k , et la valeur mesurée de la teneur en carbone ou azote pour le traitement j , la répétition i et la couche k .

3.6. Analyse des stocks de carbone et d'azote calculés

Les analyses statistiques des valeurs des stocks de carbone mettent en exergue un effet significatif du système de culture pour L1 et pour P1 à P5, mais pas de la culture en place (annexe 1). Pour l'azote, l'analyse de variance montre également un effet significatif du système de culture (pour L1, P1, P2 et P5), et aussi un effet de la culture en place pour L1 et P1 à P2. Parmi les différents systèmes, on observe une différence significative du système SCV par rapport aux autres systèmes de culture uniquement pour la couche L1, puis pour tous les profils pour le stock de carbone (P1 à P5) et uniquement pour les profils P1, P2 et P5 pour les stocks d'azote.

L'analyse statistique des stocks de carbone calculés permet de voir qu'il n'y a pas eu de différenciation significative du stock de carbone sur le profil P3, pour les systèmes BIO et INT par rapport au système PRO (figure 24). Le système SCV présente lui un stock de carbone significativement plus élevé sur ce même profil par rapport à l'ensemble des autres systèmes PRO, INT et BIO (de +21% environ, soit +9,4 t C.ha⁻¹).

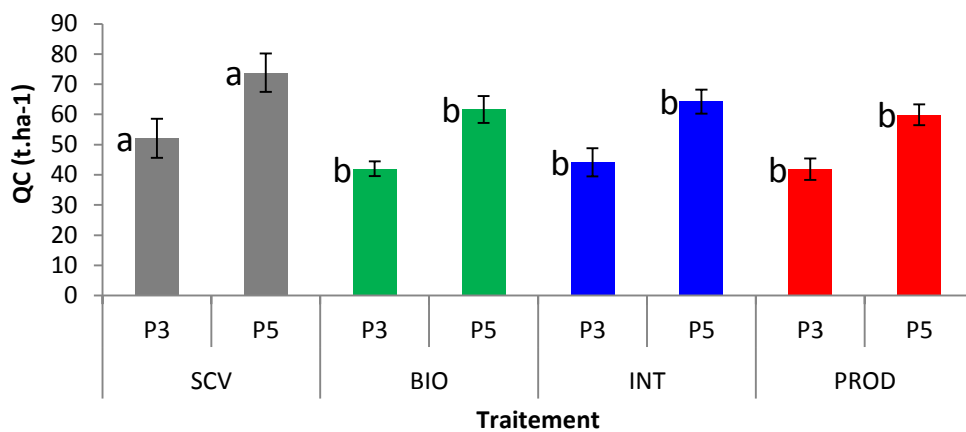


Figure 24 : Stock de carbone sur les profils P3 (0-y cm) et P5 (0-60 cm environ). Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p < 0.05$).

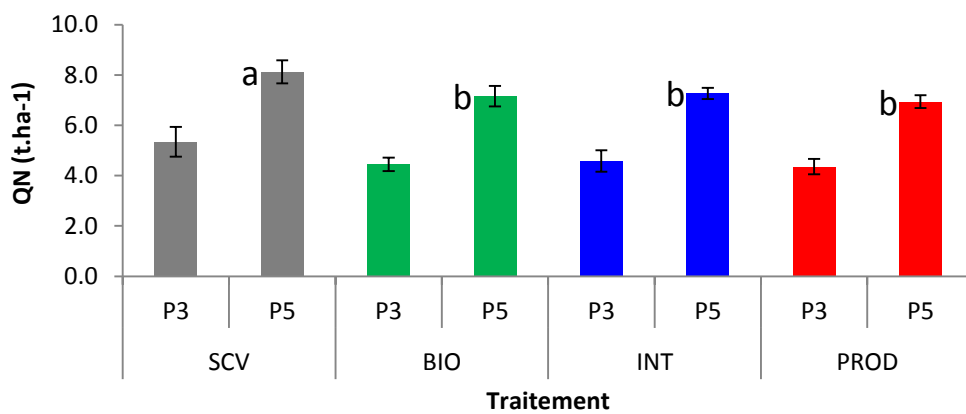


Figure 25: Stock d'azote sur les profils P3 (0-y cm) et P5 (0-60 cm environ). Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p < 0.05$).

Les stocks d'azote calculés montrent de même une différence significative entre SCV et les autres systèmes pour P1, P2 et P5. La figure 25 présente les stocks d'azote des systèmes sur pour les profils P5 : le stock d'azote de SCV est 12,4% plus élevé que la moyenne des autres systèmes (+1 t N.ha⁻¹). Les stocks d'azote sur P3 indiqués sur la figure 22 ne sont pas significativement différents pour ce profil.

Ces constats sont à replacer dans le contexte des mesures précédemment réalisées durant le projet Dmostra en 2005. Le tableau 5 synthétise les différentes teneurs en carbone mesurées à différentes dates et à masse de sol équivalente sur P3 (ancien horizon de labour). Les comparaisons de moyennes effectuées en 2005 ont été réalisées sur le bloc 2 uniquement, l'hétérogénéité du sol observée sur l'essai ayant conduit à l'exclusion du bloc 1. Les traitements statistiques montrent qu'il n'y avait pas de différence significative entre les différents systèmes de culture en 1999. Après 16 années de changement de pratiques dans les deux blocs de l'essai, les systèmes en production intégrée INT ou biologique BIO n'ont pas conduit à un changement significatif du stock de carbone de l'horizon labouré P3 par rapport au système productif initial PRO, alors que le passage à une agriculture de conservation SCV entraîne après 15 ans de mise en culture une augmentation significative de 22% du stock de carbone sur P3 pour le bloc 2 et de 24% en moyenne pour l'ensemble de l'essai (bloc 1 et 2).

Tableau 5 : Teneur en C de la couche L3 des quatre systèmes de cultures. Les lettres indiquent des différences significatives entre les systèmes pour chaque test (Newmann-Keuls, Intervalle de confiance = 95%). *A titre indicatif, valeurs de la campagne de caractérisation du sol (0-25 cm). D'après Balabane et al., 2005.

Date	Durée (ans)			PRO	INT	SCV	BIO		
		BIO, INT	SCV	g.kg ⁻¹ sol					
Bloc 2	1998*			9.36	9.07	9.88	9.41		
	1999	2	1	9.39 a	9.53 a	9.76 a	8.98 a		
	2001	4	3	9.64 ab	9.73 ab	10.19 a	9.02 b		
	2003	6	5	9.32 b	9.34 b	10.04 a	9.42 b		
	2014	17	16	9.05 b	9.39 b	11.07 a	9.44 b		
Bloc 1	2014			10.44 b	11.14 b	13.17 a	10.09 b		

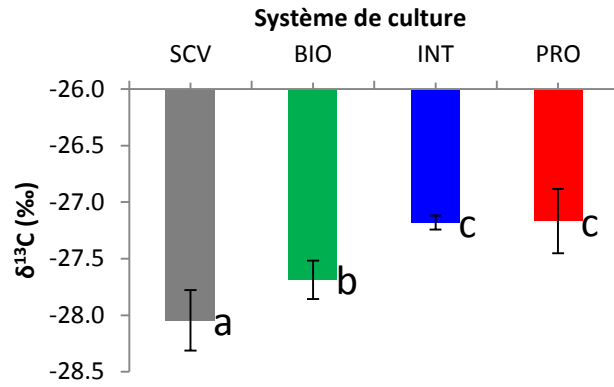


Figure 26 : Composition isotopique moyenne en ^{13}C de P1 (0-10 cm environ) pour chaque système de culture. Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p < 0.05$)

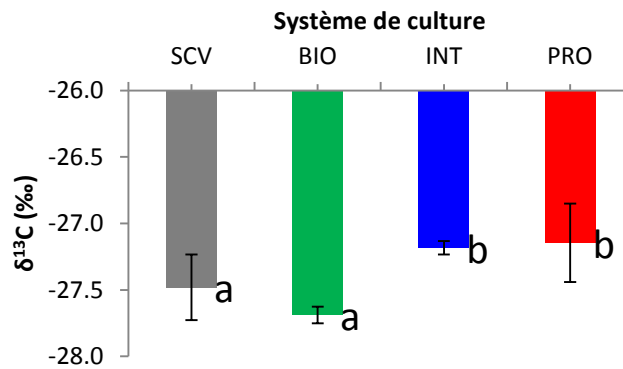


Figure 27 : Composition isotopique moyenne en ^{13}C de P2 (0-25 cm environ) pour chaque système de culture. Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p < 0.05$)

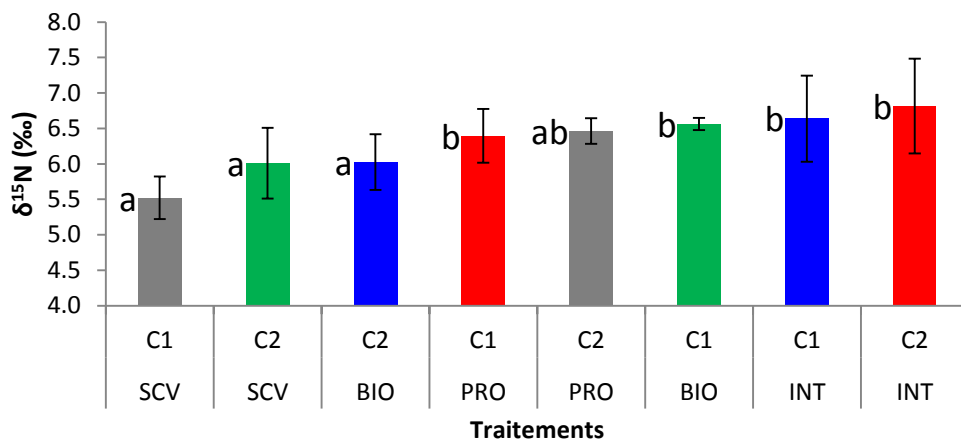


Figure 28 : Composition isotopique moyenne en ^{15}N par traitement, pour P2 (0-25 cm environ). Les lettres indiquent les différences significatives entre traitements (test « lsmeans », $p < 0.05$)

3.7. Un rapport C/N non différencié

Les valeurs de C/N atteintes par les différents systèmes pour P1 et P3 sont indiquées sur la figure 29. L'analyse statistique des valeurs du rapport C/N par couche et par horizon ne met pas en valeur de différence significative entre les traitements

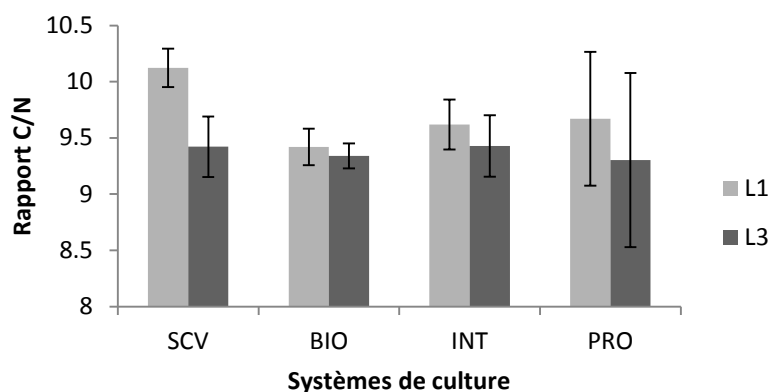


Figure 29 : Rapport C/N par système de culture pour P1 (0-10 cm environ) et P3 (profondeur de labour).

3.8. Résultats des mesures d'isotopes

3.8.1. Une composition en ^{13}C variable selon les systèmes de culture pour P1

L'analyse statistique des mesures de composition isotopique en ^{13}C des différentes couches de sol met en évidence une différence significative entre les systèmes de culture pour P1 (figure 26). Les systèmes INT et PRO ne sont pas significativement différents l'un de l'autre, et appartiennent au même groupe « c ». Le système SCV se détache dans un premier groupe « a » avec une valeur moyenne de $\delta^{13}\text{C}$ significativement plus basse que celle des autres systèmes de culture (-3% environ par rapport au groupe « c » et -1% par rapport à « b »). Le système BIO se détache dans un groupe « b », dont la valeur moyenne de $\delta^{13}\text{C}$ est 2% plus basse que celle du groupe « c ». Sur une plus grande épaisseur, sur P2 (0-25 cm environ), la différence entre BIO et SCV s'estompe et la valeur moyenne du $\delta^{13}\text{C}$ de ces deux systèmes y est significativement inférieures de PRO et INT de -2% en moyenne (figure 27). Pour les profils P3 à P5, il n'y a plus de différence significative entre traitements.

3.8.2. Une composition en ^{15}N variable selon les traitements pour le profil P2

L'analyse statistique des mesures de composition isotopique en ^{15}N des différents profils de sol met en évidence une différence significative entre les traitements uniquement pour le profil P2 (figure 28). Trois groupes se distinguent lors de l'analyse statistique, selon les traitements : le groupe « a » composé des traitements SCV-C1, SCV-C2 ainsi que BIO-C2 et le groupe « b » PRO-C1 et C2 et INT-C1 et C2. Le traitement BIO-C1 appartient lui au groupe « ab » et n'est donc pas significativement différent des deux groupes exposés ci-dessus. Le groupe « a » témoigne d'un $\delta^{15}\text{N}$ significativement inférieur au $\delta^{15}\text{N}$ du groupe « b », de -11,4% environ.

4. DISCUSSIONS

Les discussions portent dans un premier temps sur les méthodes de calcul et d'analyse mises en œuvre pour évaluer les stocks de carbone et d'azote dans les différents systèmes de l'expérimentation, puis sur les résultats et les différents facteurs susceptibles de les expliquer.

4.1. Discussion sur le sujet d'étude et les méthodes de calcul et d'analyse

4.1.1. Intérêt et limites du dispositif étudié

L'essai de La Cage est une expérimentation « système », c'est-à-dire qu'on y étudie l'impact d'un ensemble de facteurs regroupés dans un système cohérent sur différentes variables mesurées ou calculées. L'objectif d'un tel essai est de mieux comprendre l'influence qu'ont un ensemble de choix (cultures introduites, fertilisation, gestion des coûts, contrainte de la réglementation...) dans la production finale du système. Une des limites de cette approche est qu'elle ne permet pas d'identifier clairement quel facteur influence le résultat, et quels leviers actionner afin de modifier celui-ci. Les résultats issus d'expérimentations factorielles peuvent toutefois permettre d'expliquer ceux d'une expérimentation système : en connaissant l'impact d'un facteur dans une situation donnée, on peut estimer s'il peut ou ne peut pas avoir un impact sur un système pris dans son ensemble.

4.1.2. Etude de la variabilité

L'étude de la relation entre la variabilité de la teneur en carbone et en azote d'une couche de sol donnée et de la variabilité de sa densité apparente est rarement réalisée dans les études portant sur l'évaluation des stocks de carbone ou d'azote de sols cultivés. Dans cette étude, l'absence de relation entre ces deux variables autorise un report de la totalité de la variabilité sur la teneur en carbone, et le choix d'une valeur moyenne de densité apparente par traitement.

4.1.3. Méthode d'estimation des stocks de carbone et d'azote

La méthode choisie pour le calcul des stocks de carbone et d'azote dans les sols de systèmes de culture aux modes de gestion contrastés est issue de la bibliographie et de l'expertise de l'UR AgroImpact. En effet, l'un des problèmes méthodologiques majeurs soulevé dans la bibliographie est l'absence de calculs réalisés à masse de sol équivalente, les différences de densités apparentes n'étant pas relevées. Un autre biais fréquemment observé est la profondeur de prélèvement souvent peu élevée, entraînant une sous-estimation des stocks totaux de carbone ou d'azote. En effet, la matière organique emmagasinée dépend de la masse de sol considérée, qui évolue et se différencie durant toute la durée de la mise en œuvre de la gestion. La prise en compte de ces deux points méthodologiques permet de comparer les systèmes entre eux sans introduire de biais.

L'estimation des stocks de carbone à une échelle locale comme celle de l'expérimentation de La Cage nécessite un échantillonnage rigoureux, mais reste entachée d'erreurs non négligeables. En effet, la lenteur des évolutions observées et le cumul d'erreurs entre deux dates de prélèvement de sol permet très difficilement de détecter des changements relatifs inférieurs à 5% (Arrouays et al., 2003). De plus, l'observation de tels changements demande un temps long d'expérimentation, les stocks de matières organiques évoluant très lentement.

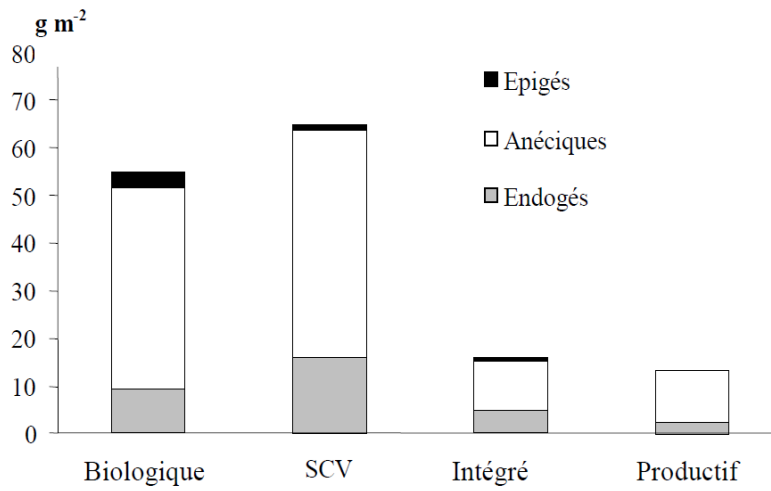


Figure 30: Biomasse de vers de terre dans les différents systèmes de culture du site de La Cage (Balabane et al., 2005).

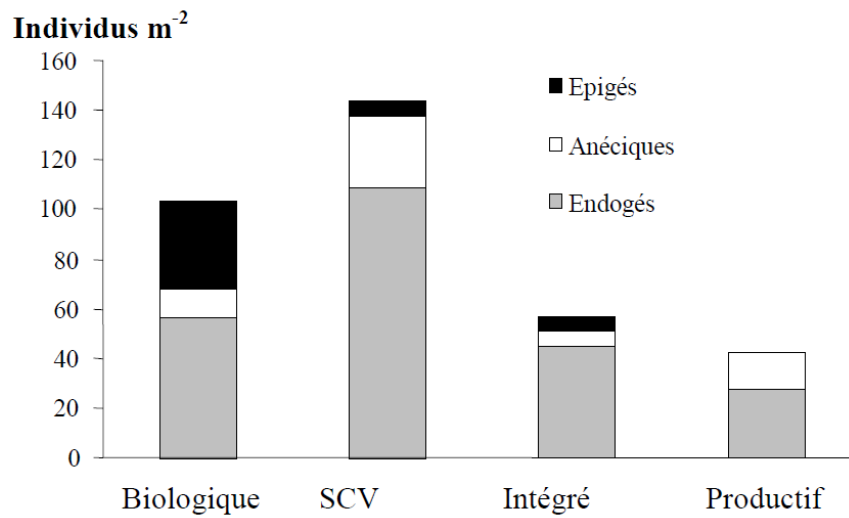


Figure 31 : Abondance moyenne des vers de terre dans les différents systèmes de culture du site de La Cage (Balabane et al., 2005).

4.1.4. Les difficultés rencontrées pour l'analyse des variables

La nature du dispositif expérimental de La Cage, subdivisées en sous parcelles, aussi appelé « split plot » rend l'analyse de variance des données observées et mesurées particulière. En effet, les interactions non spécifiées entrent dans la composante résiduelle finale de l'analyse de variance. Il s'agit ici des interactions traitement-bloc.

4.2. Discussion des résultats et interprétations

Les résultats observés confirment en partie l'hypothèse de recherche de départ : les stocks de carbone dans l'horizon labouré P3 et d'azote de l'horizon P2 du système alternatif SCV sont significativement plus élevés que ceux observés dans le système PRO représentatif des systèmes agricoles du bassin parisien. A l'inverse, les deux autres systèmes alternatifs ici étudiés BIO et INT ne présentent pas de différence significative des stocks de carbone et d'azote entre eux ni avec le système PRO, pour ces mêmes horizons. Afin de mieux comprendre pourquoi les traitements se différencient ainsi depuis la mise en place de l'essai, il est nécessaire d'observer les pratiques caractérisant chacun de ces systèmes impactant les cycles du carbone et de l'azote

4.2.1. Variabilité pédologique de l'essai

L'absence de relation entre les mesures d'humidités résiduelles de sols et les teneurs en argiles mesurées en 1998 ne nous permet pas de confirmer ces valeurs de teneur en argile. Il faut cependant noter que la densité d'échantillonnage pratiquée en 1998 n'est pas connue. Il est possible qu'elle ait été trop faible pour obtenir une mesure fiable des teneurs en argile à l'échelle de la parcelle. De plus, la réalisation des mesures d'humidité résiduelles peut aussi être à l'origine d'une perte de précision. Le temps écoulé entre le prélèvement des échantillons (8 et 9 avril 2014) et leur traitement au laboratoire (du 10 au 29 avril 2014), le temps de séchage à l'étuve à 35°C puis 105°C variable entre les séries d'échantillons (48h en moyenne, parfois 4 jours) ont pu impacter les valeurs d'humidité du sol et d'humidité résiduelle mesurées.

4.2.2. Densités apparentes

Parmi les traitements, les densités apparentes mesurées statistiquement inférieures aux autres mesures (cf. Partie 3, 3.3.) concernent trois traitements en C2 et deux traitements en SCV. Les différences de densités apparentes s'expliquent d'abord par la biomasse restituée au sol en SCV, la teneur en matière organique impactant négativement la valeur de la densité apparente (augmentation de la stabilité structurale). De plus, le semis d'un pois de printemps sur des moitiés de parcelles élémentaires des traitements PRO-C2 et INT-C2, précédé d'un travail du sol plus tardif peut aussi expliquer cette différence : le sol ayant été travaillé moins tardivement, il garde encore en surface une structure décompactée. Pour SCV, le non travail du sol pourrait expliquer une porosité accrue du sol en surface, liée à une activité biologique plus importante. Enfin, le rapport Dmostra (Balabane et al., 2005) décrit une présence de communautés de lombriciens (figures 30 et 31), en particulier anéciques et endogés, significativement plus importante en SCV que dans les trois autres systèmes. Les galeries creusées par ces communautés sont notamment à l'origine de macroporosités dans le sol.

Toutefois, la densité apparente n'est pas une propriété permanente dans le temps. Elle évolue rapidement, et connaît des augmentations ou diminutions pour tous les systèmes à divers moments de l'année. Des mesures régulières de la densité apparente sont donc nécessaires afin d'évaluer avec précision les stocks de carbone et d'azote du sol.

4.2.3. Impact du non travail du sol sur les stocks de carbone et d'azote

Les résultats montrent que le stock de carbone de l'horizon labouré est significativement plus élevé en SCV que dans les trois autres systèmes étudiés PRO, BIO et INT. Le stock d'azote de l'horizon P2, plus superficiel, est de même significativement plus important en SCV que dans les autres systèmes.

Une des particularités du système SCV est le non labour depuis 1999 : on n'observe aucun passage d'outil travaillant le sol durant les 15 années de mise en culture, pas même en surface. Seul le semis peut être susceptible de venir perturber sa structure en surface, via les disques du semoir, préparant le sillon des semences qui y sont directement déposées. Or, le travail du sol est souvent considéré comme un facteur favorisant la minéralisation de la matière organique du sol, notamment via une « dé-protection » physique des matières organiques piégées dans les agrégats du sol (Balesdent et al., 2000). Le tableau 6 présente l'ensemble des interventions de labour et de travail superficiel du sol réalisées entre 1998 et 2012 pour chaque système de culture de La Cage.

Tableau 6 : Nombre de labour et de travail superficiel du sol effectués en moyenne entre 1998 et 2012 par système de culture.

	BIO	PRO	INT	SCV
Labour	13	11,5	7	0,5
W superficiel	40,5	37,5	42,5	5,5

Le système BIO présente le plus grand nombre de passages pour le labour (13). Concernant le travail superficiel du sol, le système INT a lui le plus grand nombre de passages (42,5). Dans les deux cas, le système SCV présente le nombre le plus faible d'interventions, qui correspondent aux dernières interventions réalisées en 1998 avant la transition d'un système en travail minimum du sol à SCV en 1999. Ce classement est à mettre en parallèle avec les stocks de carbone et d'azote calculés pour ce système, dont l'augmentation significative est la seule observée depuis 1999.

4.2.4. Impact des entrées de matière organique sur les stocks de carbone et d'azote

Les entrées de matière organique dans les différents systèmes de culture jouent un rôle majeur sur l'évolution du stock de carbone et d'azote du sol. Les systèmes de culture étudiés se différencient par la nature des cultures introduites dans leur succession culturale et par leur fréquence depuis le début de l'essai. De plus, la présence de cultures intermédiaires et d'un couvert végétal permanent restitués au sol, ainsi que d'apports de matières organiques d'origine extérieure aux systèmes caractérisent les entrées de matière organique dans chacun des systèmes.

Il existe entre les systèmes des différences d'entrées de matière organique qui ont pu être mesurées à la récolte (biomasse restituée par la moissonneuse batteuse), calculées à partir du rendement et des valeurs de références de l'indice de récolte, où données par des experts selon l'aspect des parcelles et en comparaison à des mesures réalisées sur d'autres parcelles (Balabane et al., 2005). Toutefois, les valeurs auxquelles nous avons pu accéder lors de cette étude sont celles évaluées entre 1998 et 2003, celles des années suivantes étant en cours de traitement. On peut toutefois caractériser les systèmes par ces données de restitution de matière organique au sol résumées dans la figure 32.

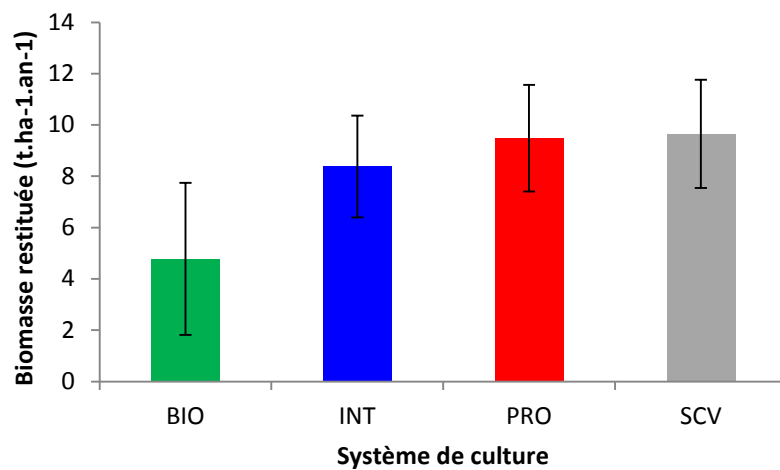


Figure 32: Quantité moyenne de matière organique restituée au sol pour chaque système de culture par année entre 1998 et 2003 (d'après Balabane et al., 2005).

Les entrées réalisées dans le système SCV correspondent, en plus des résidus de récoltes des cultures principales, aux résidus de fétuque et de mélange vesce-avoine broyés ou détruits chimiquement et restitués au sol. La différence entre le système SCV et PRO ne semble pas très marquée. Toutefois, ces données correspondent à une moyenne après 3 années de mise en place pour SCV. On peut supposer que la biomasse restituée pour SCV les années suivantes a été plus importante, la démarche en boucle de progrès de la gestion des systèmes sur l'essai entraînant la mise en place et le choix des plantes de couvertures liés à l'acquisition de nouvelles références. De plus, certaines cultures comme le maïs ont été détruites sur place, la récolte estimée ayant été jugée trop faible. Ces différents éléments participent à l'hypothèse d'une biomasse restituée en SCV très supérieure aux autres systèmes sur toute la durée de l'essai.

Ainsi, comme pour le classement des systèmes selon la fréquence de travail du sol, on peut les classer selon les quantités de biomasses restituées, le SCV se classant au premier rang, suivi du système PRO, puis INT et enfin BIO. La faible valeur de biomasse restituée observée en BIO reflète les faibles rendements atteints pendant cette période comprenant la conversion, malgré des apports de matière organique via les farines de plume ou le guano épandus sur ces parcelles. Les rendements en BIO ont par la suite augmenté entre 2003 et 2010, passant en moyenne de 38 q.ha⁻¹ à 55 q.ha⁻¹ pour un blé.

Conclusion partielle sur les stocks de carbone et d'azote

La mise en évidence de stocks de carbone plus élevés dans le système SVC apparaît cohérente avec les conclusions des méta-analyses d'Angers et Eriksen-Hamel (2008) et de Virto et al. (2012), qui montraient des stocks de carbone en moyennes plus élevés dans des systèmes en non-labour, par rapport à des systèmes labourés. Cependant, d'autres études n'avaient à l'inverse pas montré d'effet du non-labour sur les stocks de carbone (Luo et al., 2010a ; Dimassi et al., 2014). Dans le SCV, on observe comme dans le cas général des concentrations en carbone et azote supérieures dans les 10 premiers centimètres du sol par rapport à un sol labouré (Gál et al., 2007; Koch et Stockfisch, 2006°. Toutefois, il n'y a pas ici de décroissance des stocks de carbone et d'azote significative pour le système SCV par rapport aux autres systèmes dans les horizons inférieurs du sol. Cette observation est contraire à de nombreuses données recueillies dans les comparaisons de systèmes labour/non-labour (par exemple Dimassi et al., 2014 ; Angers et Eriksen-Hamel, 2008). Les résultats obtenus semblent plutôt en accord avec le constat de Balesdent et al. (2000), pour qui la différence entre les systèmes en non-labour et labour est très faible au-delà du premier horizon. Le facteur restitution de biomasse, ainsi que l'impact du système racinaire important développé par les intercultures et les couverts végétaux expliqueraient donc le fait que SCV ne soit ici pas significativement inférieur aux autres systèmes en profondeur, au-delà des 10 premiers centimètres de sol, par rapport à un simple système sans labour dont le sol resterait nu en interculture. La couverture végétale du sol en SCV, qui augmente les entrées de carbone au sol, aurait donc au moins autant d'importance que le seul non-labour pour expliquer les stocks de carbone plus élevés pour ce système.

Concernant les systèmes biologiques et intégrés, on constate une divergence des résultats obtenus dans cette étude par rapport à ceux présentés par Boller et al. (2004), Mondelaers (2009) et Leifeld et Fuhrer (2010), qui observent des différences significatives de stocks de carbone des sols étudiés sur la profondeur de labour par rapport au système conventionnel. Les systèmes biologiques étudiés dans ces situations présentent souvent des apports de matière organiques très importants, et notamment de matières organiques issues d'élevage, ce qui n'est pas le cas pour le système BIO de La Cage. Ces variations dans la conduite des systèmes biologiques semblent donc jouer un rôle primordial dans la possibilité d'augmenter le stock de carbone du sol. De plus, il est généralement admis que le stock de carbone dans le sol augmente lorsque les résidus de culture sont restitués au sol (Powlson et al., 2011a) ou quand des cultures intermédiaires sont mises en place régulièrement (Constantin et al., 2010 ; Justes et al., 2012) : plus on apporte de carbone au sol, plus on le stocke.

Enfin, il semble important de souligner que la cinétique d'augmentation du stock de carbone suite au passage d'un système de culture de type PRO à un autre comme SCV n'est pas linéaire : elle est d'abord rapide dans les premières années d'installation du nouveau système, puis se stabilise dans la décennie suivant le changement (Arrouays et al., 2002).

4.2.5. Impact des systèmes de culture sur la composition isotopique en ^{13}C

Bien que le SCV soit le seul des quatre systèmes ayant connu du maïs dans sa succession culturale (implanté 2 fois sur les 15 ans de mise en culture), la mise en place de cette culture ne se retrouve pas clairement dans les résultats d'analyse, culture qui aurait alors pu augmenter la valeur de $\delta^{13}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}_{\text{maïs}} = -13 \text{ ‰}$). Ce phénomène peut s'expliquer par des apports en matière organique très importants en SCV, et notamment de luzerne dont le $\delta^{13}\text{C}$ vaut -29 ‰ environ. Ces apports combinés au non travail du sol en SCV peuvent entraîner un enrichissement de la couche superficielle de sol en matières organique, et donc un $\delta^{13}\text{C}$ plus faible par rapport aux autres systèmes PRO et INT où la pratique du labour participe à la dilution de la matière organique dans le profil P3.

Le système BIO, bien que significativement différent des autres systèmes, présente une valeur de $\delta^{13}\text{C}$ intermédiaire, qui peut être liée à la forte proportion de légumineuse et notamment de luzerne dans sa succession culturale associée à des labours fréquents. Il présente donc à la fois des caractéristiques de SCV concernant la biomasse restituée et celle de PRO et INT concernant le travail du sol.

4.2.6. Impact des traitements sur la composition isotopique en ^{15}N

Plusieurs facteurs peuvent expliquer les différences observées entre les systèmes (cf. Partie 2, 3.8.2). Tout d'abord, la proportion de légumineuses dans les successions culturales joue un rôle dans l'appauvrissement du sol en ^{15}N de par la fixation d'azote atmosphérique appauvri en ^{15}N . La restitution de la biomasse des légumineuses au sol modifie le $\delta^{15}\text{N}$ du sol et abaisse sa valeur. La part de légumineuses dans la succession culturale du système SCV atteint les 35% pour la période 1998-2014 (cf. Partie 2, 2.1.1.3.), et 44% pour le traitement BIO-C2. Ces proportions sont supérieures à celles des autres traitements qui atteignent en moyenne 26% de légumineuses dans la rotation. Le traitement BIO-C1 connaît toutefois une proportion élevée de légumineuse dans sa rotation, de 41% environ, mais son $\delta^{15}\text{N}$ reste lui élevé.

En règle générale, les mesures du $\delta^{13}\text{C}$ et du $\delta^{15}\text{N}$ sont des indicateurs de l'intensité de la restitution de la matière organique au sol, et permettent de confirmer l'effet de la gestion des résidus de culture en SCV et BIO sur le carbone et l'azote du sol

Un second facteur peut expliquer les différences observées : il s'agit du travail du sol. Le labour consiste en un retournement du sol sur les 30 premiers centimètres de sol, entraînant des matières organiques dans les couches inférieures du sol. Cette pratique entraîne une dilution de la matière organique dans les premiers horizons du sol. L'absence de labour dans le système SCV entraîne une concentration des matières organiques resituées au sol dans le premier horizon et donc une concentration de l'effet des légumineuses sur le $\delta^{15}\text{N}$ du sol.

Enfin, les apports d'engrais de synthèse peuvent aussi influencer le $\delta^{15}\text{N}$ du sol. En effet, le procédé Haber-Bosch permettant la synthèse d'azote ammoniacal est réalisé sur le diazote de l'air, lui-même appauvri en ^{15}N par rapport à la matière organique du sol ($\delta^{15}\text{N N}_2$ de l'air = 0‰). Ces engrais peuvent donc participer à une baisse du $\delta^{15}\text{N}$ dans le sol. Dans l'étude, le système PRO a reçu les plus importantes quantités d'azote de synthèse de 1998 à 2013, suivi par le système INT et en dernier lieu le SCV (tableau 4), le BIO ne recevant aucun apport d'engrais de synthèse.

Tableau 7 : Quantités d'azote apporté via les engrais de synthèse aux différents systèmes (d'après Rakotovololona, 2013).

Système de culture	SCV-C1	SCV-C2	INT-C2	INT-C1	PRO-C2	PRO-C1
Entrées N (kg.ha-1.an-1)	102	110	112	125	141	159

Il semblerait donc que les facteurs influençant le $\delta^{15}\text{N}$ soient ici plutôt corrélés aux restitutions de biomasse issue de légumineuses ainsi qu'au travail du sol plutôt qu'aux quantités d'engrais apportées.

CONCLUSION

Le carbone et l'azote sont deux éléments au cœur des changements actuels du climat, en lien avec une activité humaine surexploitant ses ressources naturelles. Le sol est un compartiment singulier où interviennent des étapes importantes et complexes des cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote. C'est aussi un compartiment sur lequel l'homme peut avoir une influence forte. Son intervention peut modifier les équilibres de stockage ou de déstockage du carbone et de l'azote, et donc participer ou au contraire atténuer les évolutions actuelles du climat. Les nouveaux systèmes de culture, ou systèmes alternatifs, mis en place dans le but de limiter a priori l'impact de l'agriculture sur l'environnement interviennent en particulier sur ces équilibres.

Objectifs de l'étude et résultats

L'estimation des stocks de carbone et d'azote présents dans des sols agricoles dont le mode de gestion diffère selon les systèmes de culture repose sur la méthode de calcul envisagée. L'objet d'étude qu'est l'essai de La Cage, une expérimentation comparant quatre systèmes de culture à dominance céréalière, mise en place depuis 1998 à l'INRA de Versailles, doit pouvoir fournir une estimation des stocks de carbone et d'azote dans les sols des différents systèmes. Les objectifs initiaux de l'étude consistent à acquérir des connaissances et des références sur les modes de production alternatifs, puis à analyser l'ensemble des données mesurées et calculées, en particulier concernant les stocks de carbone et d'azote présents dans les sols étudiés. Un objectif parallèle à cette étude était de mettre en œuvre le projet de recherche sous forme de thèse faisant suite au stage.

Les objectifs ont été globalement atteints. Les résultats mettent en évidence une différence significative de stockage du carbone pour le système alternatif appelé SCV dans l'essai de La Cage, c'est-à-dire en agriculture de conservation, sur l'ensemble du profil observé entre 0 et 60 cm, même si ce stockage s'effectue essentiellement en surface. De même, on observe des quantités d'azote supérieures en SCV comparé à un mode de production conventionnel. Toutefois, les deux autres systèmes de culture alternatifs biologique et intégré ici étudiés ne montrent pas de différence avec un système conventionnel concernant les stocks de carbone et d'azote du sol, après 16 années de différenciation des gestions des systèmes de culture. Ces résultats s'opposent aux résultats d'études, où le système biologique est très rarement étudié dans un système céréalière sans élevage et où les apports de matière organique très importants permettent un stockage de carbone dans les premiers horizons du sol.

L'interprétation faite de ces résultats montre que i) par rapport à un simple système agricole sans labour, l'agriculture de conservation permet en plus du stockage de carbone en surface, une conservation des stocks en profondeur ; ii) la quantité et la nature de la biomasse restituée au sol impactent positivement le stock de carbone d'un système en agriculture de conservation sur l'ensemble du profil jusque 60 cm de profondeur grâce notamment à des cultures au système racinaire très développé ; iii) l'étude de la composition isotopique du sol en carbone et en azote est un indicateur des restitutions faites dans un système de culture.

Perspectives de travail

Suite aux résultats obtenus durant la période de l'étude, d'autres points sont à examiner pour pouvoir étayer les observations faites et renforcer les interprétations :

La suite de l'étude de l'essai de La Cage doit dans un premier temps consister en la réalisation d'un état initial complet sur des échantillons de sol prélevés en 1998, afin notamment d'estimer les différences déjà existante à ce moment entre chaque parcelle de l'essai. Cette étape est nécessaire pour pouvoir conclure quant à l'évolution des sols et l'évaluation de l'impact des systèmes de culture sur les stocks en carbone et azote mesurées de 1998 jusque nos jours.

Ensuite, des données de restitutions concernant notamment les cultures intermédiaires et les couverts végétaux, ainsi que la biomasse des résidus de culture seraient utiles pour mieux comprendre l'évolution des stocks de carbone. L'étude des matières organiques particulières grossières et de leur proportion dans chaque système permettra aussi de mieux caractériser la matière organique de sol et son évolution dans le sol. La quantification des flux de carbone et d'azote est indispensable pour compléter les références sur ces systèmes alternatifs, qui sont peu nombreuses dans les systèmes de grande culture sans élevage. Le développement et l'amélioration des performances de ces systèmes de culture passent par une meilleure connaissance de leur fonctionnement et de leurs impacts.

La modélisation de l'évolution des stocks de carbone avec le modèle AMG permettra d'une part de tester des hypothèses sur les déterminants du fonctionnement de ces systèmes à bas intrants, et d'autre part d'extrapoler les résultats à d'autres systèmes.

Enfin, au-delà de l'essai de La Cage et suite à la sélection et la validation du projet de thèse par le ministère de l'agriculture, l'étude d'autres expérimentations comparant des systèmes de cultures à bas niveaux d'intrants ou biologique aux systèmes de culture conventionnels permettra d'obtenir de nouvelles références, et donc d'améliorer la connaissance de ces systèmes (voir projet de thèse en annexe 3). L'ensemble des données les caractérisant pourront servir à leur modélisation grâce au modèle STICS. Cette modélisation affinera la connaissance de l'impact à long terme de tels systèmes sur leur environnement, via un bilan global des entrées et sorties de carbone depuis ces systèmes.

BIBLIOGRAPHIE

- ADEME, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, (2006). Sols et changement climatique. Consultable : <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=15728#> [Consulté le 8 juillet 2014].
- Angers, D., Voroney, R., and Cote, D. (1995). Dynamics of Soil Organic-Matter and Corn Residues Affected by Tillage Practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 1311–1315.
- Angers, D.A., and Eriksen–Hamel, N.S. (2008). Full–Inversion Tillage and Organic Carbon Distribution in Soil Profiles: A Meta–Analysis. *Soil Science Society of America Journal* 72, 1370.
- Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J.C., Jayet, P.A., Soussana, J.F., and Stengel, P. (2002). Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Synthèse du rapport d'expertise. INRA. 32.
- Arrouays, D., Feller, C., Jolivet, C., Saby, N., Andreux, F., Bernoux, M., Cerri, C. (2003). Estimation de stocks de carbone organique des sols à différentes échelles d'espace et de temps. *Etude et Gestion des Sols*, 10 (4), 347-355.
- Balabane, M., Chenu, C., Akpa, M., Arrouays, D., Barray, S., Bertrand, M., Bodet, J.M., Brygoo, Y., Bureau, F., Cluzeau, D., et al. (2005). Restauration de fonctions et propriétés des sols de grande culture intensive: Effets de systèmes de culture alternatifs sur les matières organiques et la structure des sols limoneux, et approche du rôle fonctionnel de la diversité biologique des sols. Rapport final, INRA, 119.
- Balesdent, J. (1991). Estimation du renouvellement du carbone des sols par mesure isotopique ^{13}C : précision, risque de biais. *Cahiers - ORSTOM. Pédologie* 26, 315–326.
- Balesdent J., Chenu C. & Balabane M. (2000). Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research*, 53:215-230.
- Balesdent, J., Arrouays, D., Chenu, C., and Feller, C. (2005). Stockage et recyclage du carbone. In *Sols et Environnement*, M.C., Walter, C., Remy S.C, Berthelin J., Morel JL, Girard, ed. (Dunod), 238–261.
- Beaudoin N., Saad J., Van Laethem C., Maucorps J., Machet J.M. and Mary B., (2005). Nitrate leaching in intensive arable agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 111, 292-310.
- Bengtsson, J., Ahnström, J., et Weibull, A.-C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42, 261–269.
- Bigorre F., Tessier D., Pedro G. (1999). Contribution des argiles et des matières organiques à la rétention de l'eau dans les sols. Signification et rôle fondamental de la capacité d'échange en cations. Significance of CEC and surface area of soils. How clay and organic matter contribute to water retention properties. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 330 : 1-6.
- Billen G., Thieu V., Garnier J., Silvestre M., (2009). Modelling the N cascade in regional watersheds: The case study of the Seine, Somme and Sheldt rivers. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133: 234-246.

- Bloem, J., Lebbink, G., Zwart, K.B., Bouwman, L.A., Burgers, S., Devos, J.A. et Deruiter, P.C. (1994). Dynamics of microorganisms, microbivores and nitrogen mineralisation in winter wheat fields under conventional and integrated management. *Agriculture Ecosystems & Environment* 51, 129–143.
- Bock, E., Koops, H.P., Ahlers, B., and Harms, H. (1992). Oxidation of inorganic nitrogen compounds as energy source. New York, USA: Springer-Verlag Inc. 414-430.
- Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., and Beaudoin, N. (2010). Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135, 268–278.
- Craheix, D., Angevin, F., Bergez, J.E., Bockstaller, C., Colomb, B., Guichard, L., Reau, R., Doré, T., (2012). MASC 2.0, un outil d'évaluation multicritère pour estimer la contribution des systèmes de culture au développement durable. *Innovations Agronomiques* 20, 35-48.
- Dimassi, B., Mary, B., Wylleman, R., Labreuche, J., Couture, D., Piraux, F., and Cohan, J.-P. (2014). Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agric. Ecosyst. Environ.* 188, 134–146.
- Doran, J.W. (1980). Soil Microbial and Biochemical Changes Associated with Reduced Tillage. *Soil Science Society of America Journal* 44, 765.
- Doré, T., Bail, M.L., Martin, P., Ney, B., and Roger-Estrade, J. (2006). *L'agronomie aujourd'hui* (Editions Quae). 284.
- Doré T., Le Corre-Gabens N., Meynard J.M., (2011). Le Grenelle de l'Environnement : implications pour l'agronomie et les métiers d'agronomes. *Agriculture, environnement et sociétés*. 1, 13-20.
- Ellert, B.H., and Bettany, J.R. (1995). Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil. Sci.* 75, 529–538.
- Eltun R, Korsæth A, Nordheim O., (2002). A comparison of environmental, soil fertility, yield, and economical effects in six cropping systems based on an 8-year experiment in Norway, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90: 155-168.
- Fares, M., Magrini, M.-B., Triboulet, P. (2012). Transition agroécologique, innovation et effets de verrouillage : le rôle de la structure organisationnelle des filières. *Cahiers Agricultures* 21, 34–45.
- FAO, (2009a). *Food Security and Agricultural Mitigation in Developing Countries. Options for Capturing Synergies*. Rome.
- FAO, (2009c). *Rapport de la Cinquième session du Groupe de travail technique intergouvernemental sur les ressources zoogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture* Rome, 28–30 janvier 2009.
- Fares, M., Magrini, M.-B., Triboulet, P. (2012). Transition agroécologique, innovation et effets de verrouillage : le rôle de la structure organisationnelle des filières. *Cahiers Agricultures* 21, 34–45.

- Van Faassen, H.G., and Lebbink, G. (1994a). Organic matter and nitrogen dynamics in conventional versus integrated arable farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 51, 209–226.
- Fog, K. (1988). The Effect of Added Nitrogen on the Rate of Decomposition of Organic Matter. *Biological Reviews* 63, 433–462.
- Fontaine, S., Barot, S., Barré, P., Bdioui, N., Mary, B., and Rumpel, C. (2007). Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450, 277–280.
- Fontaine L., Fourrié L., Garnier J.F., Mangin M., Colomb B., Carof M., Aveline A., Prieur L., Quirin T., Chareyron B., Maurice R., Glachant C., Gouraud J.P., 2012. Connaître, caractériser et évaluer les rotations en systèmes de grandes cultures biologiques. *Innovations Agronomiques* 25, 27-40.
- Gál, A., Vyn, T.J., Micheli, E., Kladivko, E.J., and Mcfee, W.W. (2007). Soil carbon and nitrogen accumulation with long-term no-till versus moldboard plowing overestimated with tilled-zone sampling depths. *Soil & Tillage Research* 96, 42–51.
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mäder, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.–H., et al. (2012). Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *PNAS* 109, 18226–18231.
- Germon, J.C., et Couton, Y. (1999). La dénitrification dans les sols : Régulation de son fonctionnement et applications à la dépollution. *Courrier de l'Environnement de l'INRA* (38), 67–74.
- GIEC, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (2000). *Land Use, Land-Use Change and Forestry - Rapport spécial du GIEC*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Meteorological Office, Bracknell, United Kingdom. 377 .
- Gobat J-M., Aragno M. & Matthey W. (2010). *Le sol vivant : Bases de pédologie, Biologie des sols - 3e édition*. Presses polytechniques et universitaires romandes, 815.
- Guillou, M., Riba, G., Houllier, F., Eddi, M., Leverage, X., Guyomard, H., Soussana, J.-F., Chemineau, P. (2010). Document d'orientation Inra 2010 - 2020 : une science pour l'impact.
- Guiraud G. (1984). Contribution du marquage isotopique à l'évaluation des transferts d'azote entre les compartiments organiques et minéraux dans le système sol–plante. (Thèse de Doctorat, Univ. Pierre et Marie Curie, Paris VI).
- Hoffmann, U. (2011). *Assuring Food Security In Developing Countries Under The Challenges Of Climate Change: Key Trade And Development Issues Of A Fundamental Transformation Of Agriculture* (United Nations Conference on Trade and Development). Geneva : UNCTAD.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., and Evans, A.D. (2005). Does organic farming benefit biodiversity ? *Biological Conservation* 122, 113–130.
- Hopkins, W.G. (2003). *Physiologie végétale* (De Boeck Supérieur). 532.

- Hütsch, B.W. (1998). Methane oxidation in arable soil as inhibited by ammonium, nitrite, and organic manure with respect to soil pH. *Biol Fertil Soils* 28, 27–35.
- Hütsch, B.W. (2001). Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production — invited paper. *European Journal of Agronomy* 14, 237–260.
- IGBP. Terrestrial Carbon Working Group (1998). *Climate: The Terrestrial Carbon Cycle: Implications for the Kyoto Protocol*. *Science* 280, 1393–1394.
- Jarvis, S.C., Stockdale, E.A., Shepherd, M.A., and Powlson, D.S. (1996). Nitrogen Mineralization in Temperate Agricultural Soils: Processes and Measurement. In *Advances in Agronomy*, Donald L. Sparks, ed. (Academic Press), 187–235.
- Jolivet, C., Arrouays, D., Bourhis, F., Bourennane, H., Andreux, F., Leveque, J., de Forges, A.R., Chaussod, R., Loustau, D., Trichet, P., et al. (2002a). Clear-cutting effects on soil organic matter content and quality in a temperate maritime pine forest: a spatial and temporal assessment. (Bangkok, Thailand: Soil and Fertilizer Society of Thailand).
- Justes, E., N. Beaudoin, P. Bertuzzi, R. Charles, J. Constantin, C. Dürr, C. Hermon, A. Joannon, C. Le Bas, B. Mary, C. Mignolet, F. Montfort, L. Ruiz, J.P. Sarthou, V. Souchère, J. Tournebize, I. Savini, O. Réchauchère (2012). Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires: conséquences sur les bilans d'eau et d'azote et autres services écosystémiques. Expertise collective INRA, Paris.
- Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Durr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., et al. (2013). Les cultures intermédiaires pour une Production agricole durable. (Editions Quae)
- Koch, H.J., and Stockfish, N. (2006). Loss of soil organic matter upon ploughing under a loess soil after several years of conservation tillage. *Soil Tillage Res.* 86, 73–83.
- Kramer SB, Reganold JP, Glover JD, Bohannon B.J.M., Mooney H.A., (2006). Reduced nitrate leaching and enhanced denitrifier activity and efficiency in organically fertilized soils. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 103: 4522-4527.
- Lal, R. (2004). Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science* 304, 1623–1627.
- Leifeld, J., et Fuhrer, J. (2010). Organic farming and soil carbon sequestration: what do we really know about the benefits ? *Ambio* 39, 585–599.
- Leifeld, J., Reiser, R., and Oberholzer, H.-R. (2009). Consequences of Conventional versus Organic farming on Soil Carbon: Results from a 27-Year Field Experiment. *Agronomy Journal* 101, 1204.
- Luo, Z., Wang, E., and Sun, O.J. (2010a). Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 224–231.
- Luo, Z., Wang, E., and Sun, O.J. (2010b). Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: A review and synthesis. *Geoderma* 155, 211–223.

- Mariotti A. (1982), Apport de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote, Thèse de l'Université PARIS VI, 476 pp
- Mary, B., Recous, S., Darwis, D., Robin, D. (1996). Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil*, 181, 71–82.
- Meynard J.M., Aggeri F., Coulon J.N., Habib R., Tillon J.P., (2006). Recherches sur la conception de systèmes agricoles innovants. Rapport du groupe de travail. INRA, Paris.
- Millennium Ecosystem Assessment, (2005a). Ecosystems and Human well being, Global Assessment Reports, Vol.1: Current State and Trends, Washington D.C., Island Press, 948.
- Mondelaers, K., Aertsens, J., VanHuylbroeck, G. (2009). A meta-analysis of the difference in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal*, 111, 1098–1119.
- Nicolardot B, Mary B, Houot S, et Recous S (1997) Nitrogen dynamics in cultivated soils. *Maitrise de l'azote dans les agrosystemes*, Reims, France, 87-103.
- Nicolardot, B., Recous, S., et Mary, B. (2001). Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant and Soil* 228, 83–103.
- Parr J.F., Hornick S.B. & Papendick R.I. (1994). Soil quality: The foundation of a sustainable agriculture. Dans: Parr J.F., Hornick S.B. & Simpson M.E. Second International Conference on Kyusei Nature Farming, Proceedings of the Conference at Luiz de Queiroz College of Agriculture. University of São Paulo, Piracicaba, SP, Brazil, October 7–11, 1991, U.S. Dept. of Agriculture, Washington, D.C, pp. 73-79.
- Peoples, M.B., Herridge, D.F., and Ladha, J.K. (1995). Biological nitrogen fixation: An efficient source of nitrogen for sustainable agricultural Production? In *Management of Biological Nitrogen Fixation for the Development of More Productive and Sustainable Agricultural Systems*, J.K. Ladha, and M.B. Peoples, eds. (Springer Netherlands), pp. 3–28.
- Powlson, D.S., Glendining, M.J., Coleman, K., and Whitmore, A.P. (2011a). Implications for Soil Properties of Removing Cereal Straw: Results from Long-Term Studies. *Agronomy Journal* 103, 279.
- Puget, P., and Lal, R. (2005). Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil and Tillage Research* 80, 201–213.
- Regina, K., et Alakukku, L. (2010). Greenhouse gas fluxes in varying soils types under conventional and no-tillage practices. *Soil Tillage Res.* 109, 144–152.
- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., et Bertrand, N. (2008). Nitrous oxide emissions respond differently to no-till in a loam and a heavy clay soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 1363–1369.
- Sebilo M. (2003), Utilisation du traçage isotopique naturel pour caractériser et quantifier les processus de nitrification et de dénitrification à l'échelle du réseau hydrographique de la Seine, Thèse de l'Université PARIS VI, 123 pp.

- Rakotovololona, L. (2013). Etude de la variabilité interannuelle et inter-parcellaire des balances minérales (azote, phosphore et potassium) en système de culture biologique . Application à un essai de longue durée à Versailles et à un réseau d'exploitations agricoles biologiques en région Picardie (Mémoire, Université d'Antananarivo Madagascar).
- Scherr, S.J. and Sthapit, S. (2009). Farming and Land Use to Cool the Planet. In: 2009 State of the World – Into a Warming World, The Worldwatch Institute, New York.
- Six, J., Ogle, S.M., Jay breidt, F., Conant, R.T., Mosier, A.R., and Paustian, K. (2004). The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology* 10, 155–160.
- Skinner, C., Gattinger, A., Muller, A., Maeder, P., Fliessbach, A., Stolze, M., Ruser, R., and Niggli, U. (2014). Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management - A global meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 468, 553–563.
- Staricka, J., Allmaras, R., and Nelson, W. (1991). Spatial Variation of Crop Residue Incorporated by Tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 1668–1674.
- Torstensson G., Aronsson H., Bergström L., (2006). "Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden." *Agronomy Journal* 98(3): 603-615.
- Trinsoutrot, I., Recous, S., Bentz, B., Linères, M., Chèneby, D. and Nicolardot, B. (2000). Biochemical quality of crop residues and C and N mineralisation kinetics under non – limiting N – conditions. *Soil Science Society of American Journal* 64, 918 – 926.
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., and Macdonald, D.W. (2012c). Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112, 309–320.
- Turpin, N., Vernier, F., et Joncour, F. (1997). Transferts de nutriments des sols vers les eaux– Influence des pratiques agricoles. Synthèse bibliographique. *Ingénieries–EAT* 11, 3–16.
- Ulrich, E., Lanier, M., et Combes, D. (1998). Dépôts atmosphériques, concentrations dans les brouillards et dans les solutions du sol (sous réseau CATANEAT) – Rapport scientifique sur les années 1993 à 1996. Office national des forêts, Direction technique, Fontainebleau, France.
- Uphoff N.T., Ball A.S., Fernandes E., Herren H.R., Husson O., Palm C., Pretty J., Sanginga N., Thies J.. 2006. In : Uphoff Norman T. (ed.), Ball Andrew S. (ed.), Fernandes Erik C.M. (ed.), Herren Hans R. (ed.), Husson Olivier (ed.), Laing Mark V. (ed.), Palm Cheryl (ed.), Pretty Jules (ed.), Sanchez Pedro (ed.), Sanginga Nteranya (ed.), Thies Janice (ed.). *Biological approaches to sustainable soil systems*. Boca Raton : CRC Press, p. 3-13. (Book in *Soils, Plants and the Environment*, 113).
- Viaux P. (1992). Conduite intégrée en grandes cultures. *Cultivar* 331, 40.
- Viaux P. (1997). Les systèmes de Production intégrés. *Oléagineux, Corps Gras, Lipides* 4, 430–41.
- Vilain, L. (1999). De l'exploitation agricole à l'agriculture durable: aide méthodologique à la mise en place de systèmes agricoles durables. Educagri Editions.

Virto, I., Barré, P., Burlot, A., et Chenu, C. (2012). Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry* 108, 17–26.

Webster, C. P., Conway, J.S., Crew, A.P., and Goulding, K. W. T. (2003). Nitrogen leaching losses under a less intensive farming and environment (LIFE) integrated system. *Soil Use and Management* 19, 36–44.

ANNEXES

Annexe 1 : Résultats des analyses de variance pour chaque variable étudiée, par profil et couche de sol considérées présentées dans le tableau 3. Les valeurs qui diffèrent significativement sont indiquées par *** (p-value<0.1%), ** (p-value<1%), * (p-value<5%) et NS (Non significatif)..... II

Annexe 2 : Script pour l'analyse de variance et test de comparaison des moyennes sur l'ensemble des variables étudiées. VI

Annexe 3 : Prospective pour le projet de thèseIX

Annexe 1 : Résultats des analyses de variance pour chaque variable étudiée, par profil et couche de sol considérées présentées dans le tableau 3. Les valeurs qui diffèrent significativement sont indiquées par * (p-value<0.1%), ** (p-value<1%), * (p-value<5%) et NS (Non significatif).**

Facteur d'interaction	Teneur en carbone				
	Couche				
	L1	L2	L3	L4	L5
Système	**	NS	NS	NS	NS
Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
Système : Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
Facteur d'interaction	Profil				
	P1	P2	P3	P4	P5
	Système	**	*	*	*
Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
Système : Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS

Facteur d'interaction	Teneur en azote				
	Couche				
	L1	L2	L3	L4	L5
Système	**	NS	NS	NS	NS
Culture en place	*	NS	NS	NS	NS
Système : Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
Facteur d'interaction	Profil				
	P1	P2	P3	P4	P5
	Système	**	*	NS	NS
Culture en place	*	*	NS	NS	NS
Système : Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS

Facteur d'interaction	Densité apparente				
	Couche				
	L1	L2	L3	L4	L5
Système	NS	NS	NS	NS	NS
Culture en place	**	NS	NS	NS	NS
Système : Culture en place	**	NS	NS	NS	NS
Facteur d'interaction	Profil				
	P1	P2	P3	P4	P5
	Système				
Culture en place					
Système : Culture en place					

Humidité (à 35°C)

Facteur d'interaction	Couche				
	L1	L2	L3	L4	L5
Système	NS	NS	NS	NS	NS
Culture en place	NS	**	NS	*	*
Système : Culture en place	NS	**	NS	NS	NS
	Profil				
	P1	P2	P3	P4	P5
Système	NS	NS	NS	NS	NS
Culture en place	NS	**	*	*	*
Système : Culture en place	NS	**	**	**	*

Humidité résiduelle

Facteur d'interaction	Couche				
	L1	L2	L3	L4	L5
Système	NS	NS	NS	NS	NS
Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
Système : Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
	Profil				
	P1	P2	P3	P4	P5
Système	NS	NS	NS	NS	NS
Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
Système : Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS

Stock de carbone

Facteur d'interaction	Couche				
	L1	L2	L3	L4	L5
Système	**	NS	NS	NS	NS
Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
Système : Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
	Profil				
	P1	P2	P3	P4	P5
Système	**	*	*	*	*
Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
Système : Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS

Stock d'azote

Facteur d'interaction	Couche				
	L1	L2	L3	L4	L5
Système	**	NS	NS	NS	NS
Culture en place	*	NS	NS	NS	NS
Système : Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
	Profil				
	P1	P2	P3	P4	P5
Système	**	*	NS	NS	*
Culture en place	*	*	NS	NS	NS
Système : Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS

C/N

Facteur d'interaction	Couche				
	L1	L2	L3	L4	L5
Système	NS	NS	NS	NS	NS
Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
Système : Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
	Profil				
	P1	P2	P3	P4	P5
Système	NS	NS	NS	NS	NS
Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
Système : Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS

d¹³C

Facteur d'interaction	Couche				
	L1	L2	L3	L4	L5
Système					
Culture en place					
Système : Culture en place					
	Profil				
	P1	P2	P3	P4	P5
Système	*	*	NS	NS	NS
Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
Système : Culture en place	NS	*	NS	NS	NS

Facteur d'interaction	$d^{15}N$				
	Couche				
	L1	L2	L3	L4	L5
Systeme					
Culture en place					
Systeme : Culture en place					
	Profil				
	P1	P2	P3	P4	P5
Systeme	NS	NS	NS	NS	NS
Culture en place	NS	NS	NS	NS	NS
Systeme : Culture en place	NS	*	NS	NS	NS

Annexe 2 : Script pour l'analyse de variance et test de comparaison des moyennes sur l'ensemble des variables étudiées.

```
#####  
## ANALYSE DONNES STOCKS C ET N LA CAGE 2014      B.AUTRET  
#####  
  
##CHARGEMENT DES LIBRAIRIES  
library(nlme)  
library(lsmeans)  
library(FactoMineR)  
library(multcompView)  
library(multcomp)  
  
##CHARGEMENT DES REPERTOIRES DE TRAVAIL  
repertoire <- ("C:/Users/inra/Desktop/Bénédicte AUTRET - Stage 2014/STAGE  
INRA 2014/Analyses_LaCage2014/Analyse statistique/")  
resultats <- ("C:/Users/inra/Desktop/Bénédicte AUTRET - Stage 2014/STAGE  
INRA 2014/Analyses_LaCage2014/Analyse statistique/Résultats/")  
  
##CHARGEMENT DU FICHER  
data<- read.table(paste(repertoire,"Data.csv",sep=""), header = T, sep=";",  
na.strings="")  
  
data$bloc <- as.factor(data$bloc)  
data$hor <- as.factor(data$hor)  
str(data)  
  
var <- colnames(data)  
variable <- var[-(1:12)]  
  
#####  
## ANALYSE de toutes les variables: effet syst de culture et précédent#  
#####  
  
#Boucle de répétition de l'anova pour chaque variable  
for(j in variable) {  
  
  # Calcul de la moyenne par système de culture et par précédent  
  data_m <- aggregate(data[,j],by=list(syst=data$syst,bloc=data$bloc,trait=data$Trait,cult=data$cult,hor=data$hor),mean,na.rm=TRUE) <-  
  colnames(data_m) <- c("syst","bloc","trait","cult","hor","j")  
  
  liste_hor <- levels(data_m$hor)  
  
  # Enregistrement des graphiques dans le fichier "Résultats SystPrécédent"  
  pdf(paste(resultats,"graph_",j,".pdf"))  
  par(mfrow=c(3,2))  
  
  # Boucle de répétition de l'anova pour chaque horizon  
  for (i in 1:length(liste_hor)) {  
  
    data_mh <- data_m[data_m$hor == liste_hor[i],]  
    titre <- paste ("horizon : ", liste_hor[i], " , variable : ", j)  
    write.infile(titre,file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"),append=TRUE)  
  
    #Représentation graphique des données  
    k <- data_mh$j
```

```

syst<-data_mh$syst
cult<-data_mh$cult
trait <-data_mh$trait
bloc<-data_mh$bloc

plot.design(k ~ syst * cult,data=data_mh,xlab="Facteurs",
ylab=paste(j,"moyen"),main= paste("horizon",liste_hor[i]))

interaction.plot(syst,cult,k,trace.label="Culture",xlab="Système",ylab=paste(j,"moyen"),main= paste("horizon",liste_hor[i]))
stripchart(k ~ cult, vertical=T, pch = 1, xlim=c(0.5,2.5),
xlab="Culture", ylab=j, main= paste("horizon",liste_hor[i]))
stripchart(k ~ syst, vertical=T, pch = 1, xlab="Système",
ylab=j,main= paste("horizon",liste_hor[i]))

#Modèle choisi
options(contrasts=c("contr.sum","contr.poly"))
lme.k <- lme(k ~ syst * cult,data=data_mh,random= ~1 | bloc/syst)
options(contrasts=c("contr.treatment","contr.poly"))

lme.k
summary(lme.k)

#Validation du modèle
data_mh$fit <- fitted(lme.k)
data_mh$res <- residuals(lme.k)

plot(res~fit,data=data_mh)
abline(h=0)

hist(data_mh$res)

#Test de Shapiro : normalité de la distribution des résidus
shapiro <- shapiro.test(data_mh$res)

write.infile("shapiro.test",file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"),append=
TRUE)
write.infile(shapiro$p.value,
file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"),append=TRUE)

#Test de Bartlett : homogénéité des variances
bartlett <- bartlett.test(k~trait)
write.infile("bartlett.test",
file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"),append= TRUE)
write.infile(bartlett$p.value,
file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"),append= TRUE)

#Analyse de variance
ano <- anova(lme.k, type ="marginal")
write.infile("Anova",file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"),
append=TRUE)
write.infile(ano,file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"), append=TRUE)

#Comparaison de moyennes si résultats significatif pour l'anova sur
syst ou sur cult
if (ano[2,4]<=0.05) {
lsm.k<-lsmeans(lme.k,pairwise~syst)
write.infile("Comparaison des
moyennes",file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"), append=TRUE)
Comp1 <- as.data.frame(summary(lsm.k$lsmmeans))
Comp2 <- as.data.frame(summary(lsm.k$contrasts))
write.table(Comp1,file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"),sep = ";",
row.names=FALSE, append=TRUE)

```



```

write.table(Comp2, file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"), sep = ";",
row.names=FALSE, append =TRUE)
write.infile("Groupes",file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"),
append=TRUE)
groupes<- as.data.frame(cld(lsm.k))
write.table(groupes,file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"), sep =
";", row.names=FALSE, append=TRUE)
}
if(ano[3,4]<=0.05) {
lsm.k<-lsmeans(lme.k, pairwise~cult)
write.infile("Comparaison des
moyennes",file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"), append=TRUE)
Comp1 <- as.data.frame(summary(lsm.k$lsmeans))
Comp2 <- as.data.frame(summary(lsm.k$contrasts))
write.table(Comp1,file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"), sep = ";",
row.names=FALSE, append=TRUE)
write.table(Comp2, file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"), sep = ";",
row.names=FALSE, append =TRUE)
write.infile("Groupes",file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"),
append=TRUE)
groupes<- as.data.frame(cld(lsm.k))
write.table(groupes,file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"), sep =
";", row.names=FALSE, append=TRUE)
}
if(ano[4,4]<=0.05) {
lsm.k<-lsmeans(lme.k, pairwise~syst|cult)
write.infile("Comparaison des
moyennes",file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"), append=TRUE)
Comp1 <- as.data.frame(summary(lsm.k$lsmeans))
Comp2 <- as.data.frame(summary(lsm.k$contrasts))
write.table(Comp1,file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"), sep = ";",
row.names=FALSE, append=TRUE)
write.table(Comp2, file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"), sep = ";",
row.names=FALSE, append =TRUE)
write.infile("Groupes",file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"),
append=TRUE)
groupes<- as.data.frame(cld(lsm.k))
write.table(groupes,file=paste(resultats,"anova_",j,".csv"), sep =
";", row.names=FALSE, append=TRUE)
}
}
}
dev.off()

```

Annexe 3 : Prospective pour le projet de thèse : synthèse du dossier de thèse pour l'obtention du financement de la formation complémentaire par la recherche (FCPR)



Synthèse du dossier d'admission en FCPR

Maximum 2 pages lisibles à remettre avec la demande d'admission

avant le 28 avril 2014 minuit.

Nom – Prénom : Autret Bénédicte	Date : 28 avril 2014
Titre du projet : Quantification et modélisation des bilans d'azote et de carbone et des émissions de gaz à effet de serre à long terme, en situation expérimentale de grandes cultures à bas niveau d'intrants	
Domaine de recherche : Agronomie	
<p>Descriptif du sujet :</p> <p>La recherche de systèmes de cultures plus autonomes en intrants est une nécessité impérieuse pour améliorer le bilan social, énergétique et environnemental de l'agriculture (Sutton et al., 2011). Une solution est de développer des systèmes « agro-écologiques », économes en intrants et valorisant les services éco-systémiques, dont l'agriculture biologique (AB) est un prototype. Ces systèmes ont un bilan environnemental <i>a priori</i> positif en termes de pression de pesticides et de maintien de la biodiversité mais incertain quant aux impacts liés aux composés azotés (NO₃, N₂O) ou carbonés (C organique du sol, CO₂), lorsqu'ils sont exprimés par unité de production comme le montre la méta-analyse de Mondelaers et al. (2009). Cette méta-analyse comporte cependant peu d'études à long terme ou sur les systèmes de culture sans élevage. Les systèmes AB incluant des apports de fumier ou de compost favorisent le stockage de carbone et d'azote organique (Well et al., 2000 ; Mancinelli et al, 2010). En leur absence, un déstockage est possible sachant que le stockage du carbone dans le sol dépend d'abord des quantités de résidus restitués au sol (Saffih-Hdadi et Mary, 2008; Leifeld et al, 2009). Toutefois, la séquestration de carbone pourrait être plus forte en système AB par la fréquence des légumineuses favorisant le processus de rhizodéposition (Kramer et al, 2006, Drinkwater et al, 1998 ; Wichern et al, 2008). Ce facteur pourrait s'ajouter à ceux de la quantité de résidus enfouis et de leur ratio C/N, déjà identifiés comme déterminants de l'évolution des stocks de carbone et d'azote organiques en systèmes conventionnels (Ludwig et al, 2007; Leifeld et al, 2009 ; Constantin et al, 2011). De plus, la modélisation du stock d'humus à long terme est sensible à la prédiction des restitutions (Gabrielle et al., 2003), à la caractérisation des effluents apportés (Leifeld et al., 2009) et à la prise en compte de la biomasse racinaire complétée des rhizodépôts (Constantin et al., 2011). Elle peut rendre compte des situations agricoles réelles en contexte d'agriculture raisonnée (Beaudoin et al., 2008). Cependant, peu de références bibliographiques existent sur la modélisation déterministe de systèmes à bas intrants, et il n'en n'existe pas appliquée à l'AB.</p> <p>Les questions de recherche de la FCPR sont les suivantes : i) <i>est-ce que, en situation de grande culture sans apport d'effluents d'élevage, les systèmes à bas niveau d'intrants ont un impact environnemental meilleur par unité de production ?</i> ii) <i>la relation entre production et impacts environnementaux C-N présente-t-elle un optimum ?</i></p> <p>Les réponses apportées à ces questions de recherche seront portées par trois hypothèses : i) <i>les systèmes à bas niveau d'intrants stockent plus de carbone dans le sol, à production égale, grâce notamment à l'introduction de légumineuses dans les successions culturales ;</i> ii) <i>ces systèmes produisent moins de fuites de nitrate par unité de surface, les flux d'organisation et de minéralisation du sol étant modifiés ;</i> iii) <i>ces systèmes émettent moins de gaz à effet de serre par unité de surface, en lien avec une moindre disponibilité en azote minéral ;</i> iv) <i>il est possible de modéliser l'évolution de ces systèmes en intégrant les facteurs eau, carbone, azote et la compétition inter-espèces pour ces facteurs.</i> Une approche préalable consiste à tester si les bases actuelles de la modélisation des cycles de l'eau, du carbone et de l'azote sont applicables aux systèmes AB, avec un modèle générique tel que STICS (Brisson et al., 2008).</p>	

Laboratoire d'accueil : INRA, Unité de Recherche Agro-ressources et Impacts environnementaux (Unité 1158), site de Laon (02)

Directeur de thèse : Bruno Mary, Directeur de recherche, INRA AgroImpact

Établissement d'inscription en thèse : Ecole doctorale « Agriculture Alimentation Biologie Environnement Santé » (ABIES) de l'AgroParisTech

Voie d'approfondissement effectuée : Ingénieur agronome VetAgro Sup, Spécialité Agronomie, Production Végétale et Environnement, promotion 2011-2014

Motivations personnelles :

Le choix de la FCPR vient dans un premier temps d'une volonté d'approfondir et d'assimiler des connaissances liées aux sciences agronomiques au sein d'une équipe de recherche. Elle s'inscrit dans la logique du développement de mon projet personnel et professionnel. Dans un second temps, je souhaite pouvoir mettre en œuvre les compétences de mon parcours alliant mon expérience d'ingénieur agronome de terrain et de spécialiste des sciences du sol et des systèmes de cultures innovants au service du ministère de l'agriculture. La FCPR sera pour moi un moyen d'épanouissement, et pour le futur employeur une ressource originale et valorisable sur différents postes de par ma capacité d'adaptation.

Perspectives professionnelles d'après thèse :

Suite à la réalisation d'une FCPR, je pourrai valoriser mes compétences d'ingénieur agronome associées aux connaissances scientifiques et méthodologiques apportées par la thèse dans différentes carrières. Le statut d'expert ou de spécialiste dans le domaine des systèmes de culture plus durables et leur modélisation me permettra de participer à la définition et de la mise en œuvre de politiques publiques agricole. Des possibilités d'évolutions pourraient ensuite me conduire vers des postes de direction en service déconcentré. Le métier de chercheur est aussi envisageable, afin de poursuivre et d'approfondir des projets de recherche portant sur l'impact environnemental de l'agriculture.

Personnes rencontrées/contactées :

Claire CHENU (Professeur AgroParis Tech) ; May BALABANE (Chargée de recherche INRA Versailles, UR des Sciences du sol) ; Michel BERTRAND (UMR Agronomie INRA, AgroParisTech) ; Paul MADER (FiBL) ; Frédéric DUBOIS (UPJV) ; Jean-Pierre COHAN (Arvalis, possibilité de collaboration) ; Monique ROUSSELOT, cheffe de la Mission des affaires générales (DGPAAT) ; Valérie MAQUERE (cheffe du bureau de l'eau et des sols, DGPAAT) ; Emma DOUSSET (chargée de mission, DGPAAT) ; Julien COLIN (chargé de mission au bureau de la biomasse et de l'énergie, DGPAAT) ; Françoise D'EPENOUX (cheffe du bureau de la formation de l'enseignement supérieur, DGER) ; François BONNET (Directeur de la DRAAF Picardie)

Bibliographie :

Beaudoin N., Launay M., Sauboua E. , Ponsardin G. , Mary B., 2008. Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the “on farm” database of Bruyères catchment, *European Journal of Agronomy*, 29, 1, 46-57.

Brisson N., Launay M., Mary B., Beaudoin N. Eds., 2009. Conceptual basis, formalisations and parametrization of the STICS crop model. INRA Science Update, 297pp.

Constantin J., Beaudoin N., Laurent F., Cohan J.P., Duyme F., Mary B. ,2011. Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant Soil*, 341:137

Drinkwater L.E., Wagoner P., Sarrantonio M., 1998, Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses, *Nature*, vol. 396, 262-265.

Gabrielle B., Mary B., Roche R., Smith P., Gosse G., 2002. Simulation of carbon and nitrogen dynamics in arable soils: a comparison of approaches. *European Journal of Agronomy* 18: 107-120.

Sutton MA, Oenema O, Erisman JW, Leip A, van Grinsven H, Winiwarter W (2011) Too much of a good thing. *Nature*, 472: 159-161.

Kramer SB, Reganold JP, Glover JD, Bohannan B.J.M., Mooney H.A., 2006. Reduced nitrate leaching and enhanced denitrifier activity and efficiency in organically fertilized soils. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 103: 4522-4527.

Leifeld J., Reiser R., Oberholzer H-R., 2009. Consequences of Conventional versus Organic farming on Soil Carbon: Results from a 27-Year Field Experiment, 2009. *Agronomy Journal*, 101:1204-1218.

Mancinelli R., Campiglia E., Di Tizio A., Marinari S., 2010. Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by conventional and organic cropping systems in Mediterranean environment, *Applied Soil Ecology*, 46 : 64-72

Mondelaers K, Aertsens J, VanHuylenbroeck G (2009) A meta-analysis of the difference in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal*, 111: 1098-1119.

Saffih-Hdadi, K. and Mary, B., (2008). Modelling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 594-607.

Wells A.T., Chan K.Y., Cornish P.S., 2000; . Comparison of conventional and alternative vegetable farming systems on the properties of a yellow earth in New South Wales; *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 80 , 1-2: 47-60

Wichern F., Eberhardt E., Mayer J., Joergensen R.G., Muller T., 2008. Nitrogen rhizodeposition in agricultural crops: Methods, estimates and future prospects. *Soil, Biology & Biochemistry* 40: 30.48.



VetAgro Sup

AUTRET, Bénédicte, 2014, Etude expérimentale de l'impact à long terme de systèmes de culture alternatifs sur le stockage du carbone et de l'azote organique dans les sols, 31p, mémoire de fin d'études, Lempdes, 2014.

STRUCTURE D'ACCUEIL ET INSTITUTIONS ASSOCIEES:

- ♦ Institut National de Recherche Agronomique (INRA)

ENCADRANTS :

- ♦ Maître de stage : MARY, Bruno (INRA)
- ♦ Tuteur pédagogique : VASSAL, Nathalie

OPTION : Agronomie, Productions Végétales et Environnement

RESUMÉ

La capacité de stockage de carbone et d'azote d'un sol cultivé est un indicateur de son impact environnemental et de sa durabilité. De nombreuses études ont été menées sur l'impact des modes de production agricoles alternatifs sur le stockage du carbone et de l'azote dans les sols. Malgré un engouement fort pour ces nouveaux systèmes de culture depuis les années 90 et 2000, il n'existe pas de consensus au sein de la communauté scientifique sur leur réelle capacité à séquestrer le carbone et l'azote. Dans cette étude, nous quantifions les stocks de carbone et azote de l'essai de La Cage mis en place en 1998 en comparant un système agricole productif (PRO), un système intégré (INT), un système sans travail du sol et sous couvert végétal comparable à l'agriculture de conservation (SCV) et un système biologique (BIO). Les stocks sont calculés à masse de sol équivalente pour chaque système afin de prendre en compte les variations de densité apparente et de redistribution de carbone dans les couches plus profondes du profil de sol depuis 1998 (Ellert et Bettany, 1995). Les résultats montrent qu'après 17 années de mise en culture, les systèmes PRO, INT et BIO ne présentent pas de différence significative de stocks de carbone et d'azote dans l'horizon de sol labouré. Le système SCV permet un stockage significatif de carbone et d'azote par rapport aux autres systèmes : +18% pour le carbone (soit +9,4 t C.ha⁻¹) sur la profondeur de l'ancien labour et +19% pour l'azote (soit +0,8 t N.ha⁻¹) sur environ 0-25 cm. Les couches inférieures de sol situées entre 10 et 60 cm ne montrent pas de différence significative de teneur en carbone et en azote entre les systèmes. Ces résultats sont en accord avec ceux du projet Dmostra de l'INRA de Versailles (Balabane et al., 2005), montrant déjà en 2003 une différence significative entre le système SCV et les trois autres systèmes. Cette étude montre qu'un système agricole alternatif de type « agriculture de conservation » peut potentiellement stocker du carbone et de l'azote en surface, sans pour autant en déstocker en profondeur.

Mots clés : Stockage du carbone ; stockage de l'azote; agriculture biologique ; agriculture intégrée ; non-labour ; agriculture de conservation ; gaz à effet de serre