



PROJET CE-CARB

CULTURES EN ERGETIQUES ET STOCKAGE DE CARBONE DANS LES SOLS

INRAC AGREAMSFER

RAPPORT FINAL





EXPERTISES 👂

REMERCIEMENTS

Les auteurs de ce rapport remercient toutes les personnes qui sont intervenues dans la conduite des dispositifs expérimentaux, en particulier Emilie MIGNOT (INRAE) et Horianne COULOUMIES (ARVALIS), et dans l'acquisition des données au champ et au laboratoire. Ils remercient également les deux stagiaires qui ont travaillées dans le cadre du projet : Thidarat RUPNGAM (M2 AgroParisTech) et Bérénice DEBRIL (M1 UPJV). Les auteurs remercient aussi Thomas EGLIN (ADEME), Sylvain PELLERIN (INRAE) et Sylvie RECOUS (INRAE) pour les échanges et conseils.

CITATION DE CE RAPPORT

FERCHAUD Fabien, BOISSY Joachim, MOUNY Jean-Christophe, DUPARQUE Annie, MARSAC Sylvain, CHENU Claire, 2022. Projet CE-CARB: cultures énergétiques et stockage de carbone dans les sols. Rapport final. 125 pages.

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'oeuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME ADEME 20, avenue du Grésillé BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01 Numéro de contrat : 17-03-C0005

Étude réalisée par INRAE, Agro-Transfert Ressources et Territoires et GIE GAO pour ce projet financé par l'ADEME

Projet de recherche coordonné par : INRAE Appel à projet de recherche : GRAINE

Coordination technique - ADEME : EGLIN Thomas Direction : Bioéconomie et Energies Renouvelables

SOMMAIRE

RÉSUMÉ	5
ABSTRACT	6
1. CONTEXTE ET OBJECTIFS DU PROJET	7
2. METHODOLOGIE	9
2.1. Lot 1 - Effet des cultures énergétiques sur les stocks de carbone	9
2.1.1. Sites et dispositifs expérimentaux	9
2.1.1.1. Dispositif « Biomasse & Environnement »	9
2.1.1.2. Plateforme du GIEGAO	13
2.1.2. Prélèvements de sol, mesures et analyses	17
2.1.2.1. Etats initiaux	
2.1.2.2. Campagnes de mesure réalisées dans le cadre de CE-CARB	
2.1.3. Calcul des stocks de C et N organiques du sol	
2.1.3.1. Calcul des stocks à masses equivalent es	
2.1.3.2. Etats initiaux et masses de sol de reference	
2.1.3.3. Stocks en 2018 et 2019	21
2.1.3.4. Calcul des slocks de C « ancien » et « nouveau » à partir des données	01
0 1 2 5 Analyses statisticuse	
2.1.3.5. Analyses statistiques	
2.2. Lot 2 - Déterminants des variations des stocks de carbone	
2.2.1. Evaluation des entrées de carbone	
2.2.1.1. Mesure des restitutions aériennes de biomasse	
2.2.1.2. Mesure de la productivité racinaire	
2.2.2. Evaluation de la protection physique	
2.2.2.1. Fractionnement physique granulométrique et densimétrique de particule	s 24
2.2.2.2. Fractionnement de la matière organique localisée dans les micros-agrégat	ts24
2.2.2.3. Analyse des fractions obtenues	
2.2.3. Simulations avec le modèle AMG	
2.2.3.1. Le modèle AMG	
2.2.3.2. Stratégie de simulation	
2.2.3.2.1. Ensemble des traitements du dispositif B&E	
2.2.3.2.2. Cultures pérennes sur les deux sites d'étude	
2.2.3.3. Critères d'évaluation des performances du modèle	
2.3. Lot 3 - Bilan GES des cultures énergétiques	
2.3.1. Systèmes de culture analysés	
2.3.2. Inventaire des données	
2.3.2.1. Emissions indirectes liees a la production des intrants	
2.3.2.2. Emissions indirectes liees a l'utilisation des machines agricoles	
2.3.2.3. Emissions liees a l'application des fertilisants	
2.3.2.4. Emissions de GES et attenuation nees au destockage du carbone organiqu	le des
5015 34	
2.4 Lot 4 - Adaptation du modèle AMG de dynamique du carbone dans les sols	35
2.4.1. Développement d'une méthode d'estimation des entrées de C du miscanthu	s 35
2.4.2. Simulation de scénarios de production	
3. RESULTATS OBTENUS	41

 3.1. Lot 1 - Effet des cultures énergétiques sur les stocks de carbone	41 .41 .43 .44 .51 .55 .59 .62 .62 .63
 3.1.2.5. Stocks cumulés en 2019	70 72 73 76
 3.2. Lot 2 - Déterminants des variations des stocks de carbone 3.2.1. Evaluation des entrées de carbone. 3.2.1.1. Restitutions aériennes. 3.2.1.2. Productivité racinaire. 3.2.2. Evaluation de la protection physique	 80 80 80 81 83 83 83 85 87 90
 3.3. Lot 3 - Bilan GES des cultures énergétiques	94 95 97 98
 3.4. Lot 4 - Adaptation du modèle AMG de dynamique du carbone dans les sols 1 3.4.1. Développement d'une méthode d'estimation des entrées de C du miscanthus1 3.4.1.1. Simulation du stockage de carbone C4 sur les sites étudiés par Poeplau & Don (2014) 100 3.4.1.2. Analyse des sorties des simulations pour l'ensemble des sites et traitements en miscanthus	00 100
3.4.2. Simulation de scénarios de production1	105
4. CONCLUSION / PERSPECTIVES1	10
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	14
INDEX DES TABLEAUX ET FIGURES	21
SIGLES ET ACRONYMES12	25

RÉSUMÉ

La production de cultures énergétiques sera probablement amenée à se développer pour répondre aux besoins en biomasse (combustion, méthanisation, biocarburants, matériaux biosourcés). Parmi les cultures candidates, on trouve des cultures pérennes herbacées, comme le miscanthus ou le switchgrass, des cultures pluriannuelles traditionnellement fourragères, ou des cultures annuelles. Ces différentes cultures doivent pouvoir concilier forte productivité et faibles impacts environnementaux, notamment au regard de leurs bilans gaz à effet de serre (GES). Cependant, il existe encore de nombreuses incertitudes sur ces bilans, notamment concernant le stockage/déstockage de carbone (C) dans les sols. Le projet CE-CARB (Cultures Energétiques et stockage de CARBone dans les sols) avait pour objectifs d'apporter des références fiables concernant l'impact des cultures énergétiques sur les évolutions de stocks de C du sol dans différents contextes, d'identifier les déterminants des variations de stocks observées, d'évaluer leurs conséquences sur le bilan GES des cultures et d'adapter/paramétrer un outil de simulation de l'évolution des stocks de C du sol pour ces cultures afin d'évaluer des scénarios de production de biomasse.

Des mesures ont été effectuées sur deux plateformes expérimentales situées dans la Somme et en Haute-Garonne, douze à treize ans après leur implantation, avec des résultats contrastés : 1) augmentation des stocks de C du sol sous cultures pérennes (miscanthus et switchgrass), plus importantes sur le site de Haute-Garonne que sur celui de la Somme ; 2) pour ces cultures pérennes, tendance à une augmentation plus importante des stocks en récolte tardive (fin d'hiver) qu'en récolte précoce (automne) et avec que sans irrigation en Haute-Garonne ; 3) dans la Somme, stocks mesurés après douze ans proches des stocks initiaux sous cultures pluriannuelles (fétuque et luzerne) et en forte diminution sous cultures annuelles.

Les mesures de restitution de résidus et les simulations réalisées avec le modèle AMG ont montré que les différences d'évolution des stocks de C du sol entre cultures pérennes, pluriannuelles et annuelles, pour le site de la Somme, s'expliquent principalement par des entrées de C au sol plus faibles pour les cultures annuelles, principalement du fait des entrées souterraines. Il n'a par contre pas été mis en évidence d'effet du type de culture sur la protection physique du C organique du sol. L'utilisation d'AMG a aussi permis de montrer que le stockage de C pour les cultures pérennes plus important en Haute-Garonne que dans la Somme s'explique à la fois par des entrées de C au sol supérieures (entrées aériennes et souterraines) et par une minéralisation du C organique du sol plus faible. Les évolutions de stock de C du sol ont un impact important sur les bilans GES réalisés pour les traitements expérimentaux du site de la Somme. Les cultures pérennes sont ainsi les moins émettrices, du fait notamment d'une atténuation importante par le stockage de C. Au contraire, les cultures annuelles ont les bilans GES les plus élevés. Une méthode générique a pu être établie pour estimer les entrées de C au sol sous miscanthus en récolte tardive. Cette méthode ne nécessite que deux variables facilement accessibles : la température moyenne annuelle du site et le rendement du miscanthus à la récolte. Ce mode de calcul pourra donc être facilement intégré dans les outils de simulation basés sur le modèle AMG. Le stockage de C après vingt ans sous miscanthus, par rapport à un système de référence en grande culture, a été simulé avec AMG dans cinq cas types : ces simulations montrent un stockage additionnel moyen de 0.25 ± 0.08 t C ha⁻¹ an⁻¹ dans le nord de la France et de 0.75 t C ha⁻¹ an⁻¹ en Haute-Garonne. Les cultures énergétiques pérennes semblent donc prometteuses pour produire de la biomasse avec de faibles émissions de GES.

ABSTRACT

Bioenergy crops are expected to provide biomass for combustion, methanization, biofuels or biomaterials. Different crop types such as perennial grasses, semi-perennial forage or annual crops are being investigated. These crops will have to fulfil several requirements, including high productivity, low environmental impacts and low greenhouse gas (GHG) emissions. However, these GHG balances remain very uncertain, particularly regarding changes in soil organic carbon stocks (SOC).

The CE-CARB project had several objectives: 1) provide new and reliable experimental data regarding SOC stock changes under bioenergy crops in different contexts; 2) to identify the causes of the observed changes; 3) to assess their consequences on the GHG balance of the crops; 4) to adapt/parameterize a model for simulating changes in SOC stocks for these crops and evaluating biomass production scenarios.

Measurements were carried out on two experimental sites located in France (Somme and Haute-Garonne), after twelve to thirteen years, with contrasting results: 1) increase in SOC stocks under perennial crops (miscanthus and switchgrass), more important in the Haute-Garonne site than in the Somme site; 2) for these perennial crops, tendency to a more important increase in stocks in late harvest (end of winter) than in early harvest (autumn) and with than without irrigation in the Haute-Garonne site; 3) in the Somme site, SOC stocks measured after twelve years close to the initial stocks under semi-perennial crops (fescue and alfalfa) and strongly decreasing under annual crops.

Crop residue measurements and simulations performed with the AMG model showed that the differences in soil C stocks between perennial, semi-perennial and annual crops, for the Somme site, are mainly explained by lower C inputs for annual crops, mainly due to belowground inputs. However, no effect of crop type on the physical protection of SOC was found. The use of AMG also showed that the higher SOC storage for perennial crops in the Haute-Garonne site than in the Somme site is explained by both higher C inputs (aboveground and belowground inputs) and lower SOC mineralization.

Changes in SOC stocks have a significant impact on the GHG balances for the experimental treatments at the Somme site. Perennial crops are the least emitting, due in particular to a significant mitigation by C storage. On the contrary, annual crops have the highest GHG balances.

A generic method could be established to estimate C inputs under late-harvested miscanthus. This method requires only two easily accessible variables: the mean annual temperature of the site and the miscanthus yield at harvest. This method can therefore be easily integrated into simulation tools based on the AMG model. SOC storage after 20 years under miscanthus, compared to a reference field crop system, was simulated with AMG in five situations: these simulations show an average additional storage of 0.25 ± 0.08 t C ha⁻¹ yr⁻¹ in northern France and 0.75 t C ha⁻¹ yr⁻¹ in Haute-Garonne. Perennial bioenergy crops such as miscanthus thus seem promising for producing biomass with low GHG emissions.

1. Contexte et objectifs du projet

La biomasse est une source de carbone renouvelable qui peut contribuer à remplacer les ressources fossiles non seulement pour l'énergie (IPCC, 2011), mais aussi pour la chimie et les matériaux (Ragauskas et al., 2006; Cherubini, 2010). Le développement de cette « bioéconomie » s'accompagne cependant d'un défi important : produire en quantité des ressources renouvelables adaptées aux valorisations énergétiques et/ou industrielles tout en assurant la sécurité alimentaire et la préservation de l'environnement. L'agriculture constitue une des sources majeures de biomasse, en particulier via les résidus (pailles) des grandes cultures (Scarlat et al., 2010). La disponibilité de ces résidus est cependant limitée par les conséquences négatives à long terme de leur exportation systématique sur la fertilité des sols (Powlson et al., 2011). La production de cultures énergétiques valorisées en plante entière (ou cultures « lignocellulosiques ») sera donc probablement amenée à se développer pour répondre aux besoins en biomasse.

Les cultures herbacées en C4, comme le miscanthus (*Miscanthus x giganteus*) et le switchgrass (*Panicum virgatum*) suscitent un vif intérêt (Lewandowski et al., 2003). Il s'agit de plantes pérennes à rhizome, récoltées annuellement et dont la durée de production après implantation peut être d'une vingtaine d'années. Elles présentent de nombreux atouts : 1) productivité importante ; 2) besoins en intrant très faibles, en particulier engrais azotés et pesticides (Gabrielle et al., 2014) ; 3) bénéfices environnementaux, notamment sur la qualité de l'eau et en particulier les teneurs en nitrate (Lesur et al., 2014). Ces cultures peuvent être valorisées par différentes filières énergétiques (combustion, méthanisation, biocarburants de deuxième génération) ou de production de matériaux biosourcés.

Les cultures pluriannuelles traditionnellement fourragères, telles que la luzerne, pourraient aussi être valorisées comme cultures énergétiques, pour les biocarburants de deuxième génération (Sanderson and Adler, 2008) ou pour des filières de méthanisation. En effet, ces cultures présentent plusieurs atouts : 1) elles sont relativement productives et bien maîtrisées par beaucoup d'agriculteurs ; 2) elles ont des besoins limités en intrants (peu de pesticides et pas d'azote de synthèse pour les légumineuses) ; 3) elles ont un impact favorable sur la qualité de l'eau (Pugesgaard et al., 2015).

Pour être développées, ces différentes cultures devront concilier une forte productivité et de faibles impacts environnementaux. Dans ce contexte, le bilan gaz à effet de serre (GES) sera un critère prépondérant pour choisir les espèces et pratiques culturales les plus adaptées (par exemple dans le cadre de la réglementation européenne sur les biocarburants). Or, il existe encore de nombreuses incertitudes sur ces bilans et en particulier sur le stockage/déstockage de carbone dans les sols. Préciser ces bilans GES est important pour aider au choix des systèmes de cultures et fiabiliser les évaluations à l'échelle de la filière (biocarburants de deuxième génération par exemple) ou du territoire.

Le projet CE-CARB (Cultures Energétiques et stockage de CARBone dans les sols) a été financé par l'ADEME dans le cadre de l'Appel à Projets de Recherche GRAINE 2016 (gérer, produire et valoriser les biomasses). Ces objectifs était : 1) d'apporter de nouvelles références fiables concernant l'impact des cultures énergétiques pérennes, pluriannuelles et annuelles sur les évolutions de stocks de carbone (C) du sol, en fonction des pratiques culturales et du contexte pédoclimatique ; 2) d'identifier les déterminants des variations de stocks observées ; 3) d'évaluer leurs conséquences sur le bilan GES des cultures ; 4) d'adapter et paramétrer un outil de simulation de l'évolution des stocks de C du sol pour ces cultures et évaluer des scénarios de production de biomasse. Ces quatre objectifs correspondent aux quatre lots du projet.

Le projet s'est appuyé **sur deux sites expérimentaux, initiés en 2006 et** permettant d'explorer **des contextes pédoclimatiques contrastés : le dispositif « Biomasse & Environnement » (B&E)** d'INRAE, dans la Somme, et la plateforme du GIE GAO, en Haute-**Garonne**.

Des campagnes de prélèvement ont donc été réalisées sur ces deux sites en 2018 et 2019 dans le cadre lot 1 du projet CE-CARB. Celles-ci ont permis de quantifier les stocks de carbone (et d'azote) dans les différents traitements et de calculer les évolutions de stocks par rapport à 2006.

Deux hypothèses relatives aux différences observées entre traitements expérimentaux ont ensuite été évaluées dans le lot 2 du projet : 1) les différences résultent de la variabilité des quantités et nature des entrées de C aériennes et/ou souterraines (quantités de C restitué et taux d'humification) ; 2) elles résultent de différences de vitesse de minéralisation du C organique, liées à une plus ou moins forte protection physique des matières organiques du sol. Pour cela, des mesures ont été réalisées pour quantifier les entrées de C au sol (tâche 2.1), d'autres mesures ont été effectuées pour évaluer le degré de protection physique du carbone du sol sous différents types de cultures (tâche 2.2) et les traitements expérimentaux étudiés ont été simulés avec le modèle AMG (tâche 2.3).

Le lot 3 s'est attaché à comparer les bilans GES globaux des systèmes de cultures étudiés, via une Analyse de Cycle de Vie (ACV) allant de l'amont agricole jusqu'à la récolte. Un bilan carbone global de système de culture comprend à la fois une évaluation des émissions brutes de gaz à effet de serre issus de l'utilisation d'intrants agricoles et de carburants, mais aussi une évaluation des variations de stocks de C du sol. En effet, si le stockage de C peut être considéré comme un service écosystémique important, il n'est pas la seule composante du bilan GES. A l'échelle du système de culture, ce bilan GES peut cependant être fortement impacté par l'évolution du stock de C du le sol. Pour évaluer, *in fine*, les systèmes de culture, il est donc important de relativiser l'importance du stockage de carbone, en le confrontant aux autres sources de GES. Ce travail s'est focalisé sur le dispositif B&E, pour lequel les émissions de protoxyde d'azote (N₂O) ont été mesurées en continu, à l'aide de chambres automatiques, sur différents traitements et pendant plusieurs années.

Enfin, dans le lot 4, un paramétrage générique du miscanthus pour le modèle AMG a été développé (tâche 4.1) et des scénarios de production ont été simulés pour différents cas types (tâche 4.2).

2. Méthodologie

2.1. Lot 1 - Effet des cultures énergétiques sur les stocks de carbone

Dans ce premier lot, des mesures de stocks de carbone organique du sol (COS) ont été réalisées sur deux plateformes expérimentales. Nous avons choisi de nous focaliser sur ces deux sites car ils présentent un ensemble de caractéristiques rendant possible l'obtention de données fiables et valorisables :

- ils ont fait l'objet d'une **mesure initiale des stocks de COS lors de leur mise en place en** 2006, permettant une connaissance fine de l'hétérogénéité spatiale initiale de ces stocks, et d'une mesure intermédiaire à 5-6 ans pour le dispositif B&E;
- ils comportent des traitements répétés et randomisés ;
- les rendements y ont été mesurés chaque année et les pratiques enregistrées ;
- ils permettent de comparer différentes espèces et pratiques culturales ;
- il s'agit des expérimentations avec des cultures énergétiques pérennes parmi les plus anciennes en France.

Cette partie présente les deux plateformes, les prélèvements, mesurées et analyses réalisés, ainsi que les méthodes employées pour le calcul des stocks.

2.1.1. Sites et dispositifs expérimentaux

2.1.1.1. Dispositif « Biomasse & Environnement »

Le dispositif « Biomasse & Environnement » (B&E) d'INRAE est situé dans la Somme à Estrées-Mons (49.872°N, 3.013°E). Sur la période 2006-2018, la température moyenne a été de 10.8°C, la pluviométrie annuelle de 648 mm et l'ETP annuelle de 719 mm. Le sol est un sol de limon profond (Haplic Luvisol), avec une texture de type limon moyen à limon argileux sur l'horizon 0-30 cm (Tableau 1). La partie ouest du dispositif a des teneurs en argile un peu supérieures à la partie est.

Partie du dispositif	Couch e de sol (cm)	Argile <2 μm (g kg ⁻¹)	Limon fin 2-20 μm (g kg⁻¹)	Limon grossier 20-50 μm (g kg¹)	Sable fin 50-200 μm (g kg ⁻¹)	Sable grossier 200-2000 μm (g kg ⁻¹)	CaCO₃ (g kg⁻¹)	pH eau
Ouest	0-30	180 (27)	319 (14)	447 (22)	40 (8)	12 (2)	2 (1)	7.8 (0.2)
	30-60	233 (20)	311 (19)	409 (14)	39 (12)	6 (2)	2 (2)	7.8 (0.2)
Est	0-30 30-60	148 (19) 187 (35)	331 (14) 340 (61)	471 (14) 430 (60)	34 (10) 36 (15)	14 (4) 7 (3)	3 (2) 1 (1)	7.9 (0.2) 8.0 (0.2)

 Tableau 1 : Caractéristiques du sol du dispositif B& E mesurées en 2006 pour les deux parties du dispositif

 (Ouest : cultures pérennes ; Est : cultures pluriannuelles et annuelles).

Les valeurs entre parenthèses correspondent aux écarts types entre les 24 parcelles de chaque moitié du dispositif.

Le dispositif B&E, mis en place en 2006, permet de comparer des cultures énergétiques :

- pérennes (miscanthus et switchgrass) récoltées soit en récolte précoce (octobre), avant sénescence complète et chute des feuilles, soit en récolte tardive (février-mars)
- pluriannuelles, avec deux rotations (fétuque-luzerne et luzerne-fétuque, inversion tous les trois ans environ) ;
- annuelles, avec deux rotations (sorgho-triticale et triticale-sorgho, le sorgho ayant été remplacé par du maïs à partir 2014).

Ces huit systèmes sont croisés avec deux niveaux de fertilisation azotée (N- et N+) pour donner seize traitements expérimentaux (Tableau 2).

Tableau 2 : Liste des traitements expérin	nentaux du dispositif B&Eet	codes en français et en a	Inglais.
-------------------------------------------	-----------------------------	---------------------------	----------

Traitement expérimental (nom complet)	Code en français	Code en anglais
Miscanthus récolte précoce fertilisation azotée basse		
Miscanthus récolte précoce fertilisation azotée		
	Mis PN-	Mis EN-
Miscanthus récolte tardive fertilisation azotée basse	Mis PN+	Mis EN+
Miscanthus récolte tardive fertilisation azotée	Mis T N-	Mis L N-
haute	Mis T N+	Mis L N+
Switchgrass récolte précoce fertilisation azotée	SwiPN-	SwiEN-
basse	SwiPN+	SwiEN+
Switchgrass récolte précoce fertilisation azotée haute	Swi T N-	Swi L N-
Switchgrass récolte tardive fertilisation azotée	Swi T N+	SwiLN+
basse	Fet-Luz N-	Fes-Alf N-
Switchgrass récolte tardive fertilisation azotée	Fet-Luz N+	Fes-Alf N+
Fátuque Luzerne fortilization ezetés harro	Luz-Fet N-	Alf-Fes N-
	Luz-Fet N+	Alf-FesN+
Fetuque-Luzerne fertilisation azotee haute	Sor-Tri N-	Sor-Tri N-
Luzerne-Fétuque fertilisation azotée basse	Sor-Tri N+	Sor-Tri N+
Luzerne-Fétuque fertilisation azotée haute	Tri-Sor N-	Tri-Sor N-
Sorgho-Triticale fertilisation azotée basse	Tri-Sor N+	Tri-Sor N+
Sorgho-Triticale fertilisation azotée haute		
Triticale-Sorgho fertilisation azotée basse		
Triticale-Sorgho fertilisation azotée haute		

Les doses d'azote minéral apportées et les cultures présentes chaque **année dans les différents** traitements sont détaillées dans le Tableau 3.

L'essai est divisé en deux parties avec à l'ouest les cultures pérennes et à l'est les cultures annuelles et pluriannuelles. Chaque partie comprend 3 blocs avec la rotation en parcelles principales et la fertilisation en sous-parcelles de 360 m² (Figure 1).

	Fertilisation		Culture et niveau de fertilisation azotée (kgN ha-1)											
Rotation	azotée	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Mis P		Mis	Mis P	Mis P	Mis P	Mis P	Mis P	Mis P	Mis P	Mis P	Mis P	Mis P	Mis P	Mis P
	N-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	N+	0	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120
Mis T		Mis	Mis T	Mis T	Mis T	Mis T	Mis T	Mis T	Mis T	Mis T	Mis T	Mis T	Mis T	Mis T
	N -	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	N+	0	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120
Swi P		Swi	Swi P	Swi P	Swi P	Swi P	Swi P	Swi P	Swi P	Swi P	Swi P	Swi P	Swi P	Swi P
	N-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	N+	0	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120
Swi T		Swi	Swi T	Swi T	Swi T	Swi T	Swi T	Swi T	Swi T	Swi T	Swi T	Swi T	Swi T	Swi T
	N-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	N+	0	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120
Fet-Luz		CC/Fet	Fet	Fet	Luz	Luz	Fet	Fet	Fet	Luz	Luz	Luz	Luz	Fet
	N-	0	120	80	0	0	0	120	120	0	0	0	0	90
	N+	0	240	160	0	0	0	240	240	0	0	0	0	200
Luz-Fet		Luz	Luz	Luz	Fet	Fet	Luz	Luz	Luz	Fet	Fet	Fes	Fes	Luz
	N-	0	0	0	40	120	0	0	0	0	120	90	90	0
	N+	0	0	0	80	240	0	0	0	40	240	200	200	0
Sor-Tri		CI	Sor	Tri/CI	Sor	Tri/CI	Sor	Tri/CI	Sor	Tri/CI	Maïs	Tri/CI	Maïs	Tri/CI
	N-	0	0	60	0	60	0	60	0	60	40	60	0	60
	N+	0	120	120	120	120	120	120	120	120	140	120	120	120
Tri-Sor		Sor	Tri/CI	Sor	Tri/CI	Sor	Tri/CI	Sor	Tri/CI	Maïs	Tri/CI	Maïs	Tri/CI	Maïs
	N-	0	60	0	60	0	60	0	60	60	60	70	60	0
	N+	0	120	120	120	120	120	120	120	120	120	140	120	120

Tableau 3 : Traitements du dispositif "Biomasse & Environnement" (B&E) avec les cultures présentes chaque année et le niveau de fertilisation azotée

Mis = miscanthus, Swi = switchgrass, Fet = fétuque, Fes = festulolium, Luz = luzerne, Sor = sorgho fibre, Tri = triticale, CI = culture intermédiaire, P = récolte précoce (octobre), T = récolte tardive (février), N- = fertilisation azotée basse, N+ = fertilisation azotée haute. Pour le triticale, l'année correspond à celle de la récolte et pas à celle du semis.



Figure 1 : Plan du dispositif "Biomasse & Environnement" (B&E). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

Avant 2006, toute la parcelle du dispositif B&E était cultivée en grandes cultures depuis de nombreuses décennies et régulièrement labourée. En décembre 2005, elle a été labourée entièrement à environ 25 cm de profondeur.

Le miscanthus (*Miscanthus* x *giganteus*) a été implanté en avril 2006 (1,5 plantes m⁻²) et le switchgrass (variété Kanlow) semé en juin 2006. Etant donnée la faible biomasse produite en première année, celle-ci a été broyée en janvier 2007 et laissée au sol. Les années suivantes, la récolte s'est faite soit mi-octobre (récolte précoce), soit fin février ou début mars (récolte tardive) avec une ensileuse expérimentale).

Les cultures pluriannuelles (fétuque et luzerne) ont été semées une première fois en 2006, puis en 2009, 2011, 2014 et 2018. Ces implantations ont été réalisées en général au mois d'avril, après la destruction de la culture précédente en fin d'automne (par travail du sol superficiel en 2009 et labour sur environ 20-22 cm ensuite). Elles ont été récoltées en deux à trois coupes par an avec une ensileuse expérimentale.

Les cultures annuelles (triticale et sorgho fibre ou maïs) ont été semées tous les ans en octobre pour le triticale et entre mi-avril et début juin pour le sorgho fibre et le maïs. La récolte a été réalisée avec une ensileuse expérimentale, fin juillet ou début août pour le triticale et fin septembre ou début octobre pour le sorgho et le maïs. Ces cultures ont été conduites en travail du sol superficiel (profondeur de travail d'environ 15 cm), sauf en 2013 et en 2017 où un labour a été réalisé en fin d'automne sur environ 20 cm de profondeur. Une culture intermédiaire a été semée chaque année après la récolte du triticale (fin août ou début septembre).

Il n'y a pas eu d'irrigation sur l'essai, sauf en mai 2011 su**r les cultures annuelles et pluriannuelles** (58 mm).

2.1.1.2. Plateforme du GIE GAO

La plateforme du GIE GAO, également mise en place en 2006, est située en Haute-Garonne à Montgaillard-Lauragais (43.433°N, 1.679°E). Sur la période 2006-2018, la température moyenne a été de 13.7 °C et la pluviométrie et l'ETP annuelles de 658 et 915 mm. Le sol est un limon argilo-sableux avec dans certaines parcelles une présence assez importante de calcaire (Tableau 4).

Partie du dispositif	Couche de sol (cm)	Argile <2 μm (g kg⁻¹)	Limon fin 2-20 μm (g kg ⁻¹)	Limon grossier 20-50 μm (g kg ⁻¹)	Sable fin 50-200 μm (g kg ⁻¹)	Sable grossier 200-2000 μm (g kg ⁻¹)	CaCO₃ (g kg⁻¹)	pH eau
Alimenta -tion hydrique	0-30 30-60	286 (24)	226 (15)	149 (6)	190 (9)	148 (13)	2 (4) 9 (31)	7.6 (0.3) 7.9 (0.2)
Date de récolte	0-30 30-60	262 (21)	231 (20)	131 (10)	161 (16)	163 (61)	65 (38) 204 (68)	8.5 (0.1) 8.6 (0.0)

Tableau 4 : Caractéristiques du sol de la plateforme du GIEGAO mesurées en 2006 pour les deux parties du dispositif.

Les valeurs entre parenthèses correspondent aux écarts types entre les parcelles de chaque partie du dispositif.

La plateforme du GIE GAO est centrée sur les cultures pérennes et étudie :

- l'alimentation hydrique (cultures pluviales ou irriguées à évapotranspiration maximale
 ETM ou maximale/2) pour 3 espèces (miscanthus, switchgrass, canne de Provence) récoltées en récolte tardive ;
- la date de récolte (comparaison récolte précoce et tardive) pour 2 espèces (miscanthus et switchgrass) cultivées sans irrigation.

La différenciation des traitements a cependant été arrêtée pour ces deux essais respectivement après 2014 et 2013. Toutes les parcelles ont ensuite été conduites en récolte tardive sans irrigation.

Pour l'essai alimentation hydrique, seuls les traitements en miscanthus et switchgrass, sans irrigation ou irrigués à ETM, ont été étudiés dans le cadre de CE-CARB (

Tableau 5). Le détail des traitements étudiés est donné dans le Tableau 6. Cet essai est situé au sud-est de la plateforme avec un bloc en miscanthus et un bloc en switchgrass. Les traitements sont randomisés à l'intérieur de ces blocs avec trois parcelles de 81 m² par modalité (Figure 2).

Pour l'essai date de récolte, tous les traitements ont été étudiés (

Tableau 5). Le détail des traitements est donné dans le Tableau 7. Cet essai est situé au nordouest de la plateforme avec un bloc en switchgrass et un bloc en miscanthus. Chaque bloc comprend 6 parcelles de 81 m² qui ont chacune été découpées en deux avec une moitié en récolte précoce et une moitié en récolte tardive (avec donc des parcelles élémentaires de 40.5 m²). Seules trois parcelles par modalité ont été prélevées dans le cadre de CE-CARB (Figure 2).

Traitement expérimental (nom complet)	Code en français	Code en anglais							
Partie alimentation hydrique (Water supply)									
Miscanthus récolte tardive non irrigué (pluvial)	Mis Pluvial	Mis Rainfed							
Miscanthus récolte tardive irrigué à ETM	Mis ETM	Mis ET0							
Switchgrass récolte tardive non irrigué (pluvial)	Swi Pluvial	Swi Rainfed							
Switchgrass récolte tardive irrigué à ETM	Swi ETM	Swi ET0							
Partie date de récolte (Harvest date)									
Miscanthus récolte précoce	Mis P	Mis E							
Miscanthus récolte tardive	Mis T	Mis L							
Switchgrass récolte précoce	Swi P	Swi E							
Switchgrass récolte tardive	Swi T	Swi L							

Tableau 5 : Traitements expérimentaux étudiés sur la plateforme du GIEGAO et codes en français et en anglais.

		Culture and apports d'irrigation (mm)												
Culture	Irrigation -	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Mis		Mis	Mis T											
	Pluvial	90	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	ETM	90	60	328	633	496	233	341	210	328	0	0	0	0
Swi		Swi	Swi T											
	Pluvial	90	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	ETM	90	60	325	618	293	129	301	187	242	0	0	0	0

 Tableau 6 : Traitements de l'essai alimentation hydrique de la plateforme du GIE GAO étudiés dans le cadre de CE-CARB avec les cultures présentes chaque année et

 les apports d'eau par irrigation.

Mis = miscanthus, Swi = switchgrass, T = récolte tardive (Mars-Avril) ; ETM = Evapotranspiration Maximale

<i>Tableau 7 :</i> Traitements de	l'essai date de récolte de la	plateforme du GIEGAC	étudiés dans le cadre de CE-CARB
-----------------------------------	-------------------------------	----------------------	----------------------------------

	Dísslus	Bécolto Culture et modalités de récolte													
Culture	Hecolle -	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	
Mis	Précoce	Mis	Mis T	Mis P	Mis T	MisT	Mis T	Mis T	Mis T						
	Tardive	Mis	Mis T	Mis T	Mis T	MisT	MisT	Mis T	Mis T	Mis T	MisT	MisT	MisT	MisT	
Swi	Précoce	Swi	Swi T	Swi P	Swi T										
	Tardive	Swi	Swi T												

Mis = miscanthus, Swi = switchgrass, P = récolte précoce (septembre-octobre), T = récolte tardive (mars-avril)



Figure 2 : Plan de la plateforme du GIE GAO avec les parcelles prélevées dans le cadre de CE-CARB (miscanthus en vert et switchgrass en bleu). Voir le Tableau 5 pour les codes de traitements.

Avant 2006, la parcelle était cultivée en grandes cultures depuis de nombreuses années et régulièrement labourée sur environ 30 cm de profondeur.

Le miscanthus (*Miscanthus* × *giganteus*) a été implanté le 28/04/2006 (1,5 plantes m⁻²) et le switchgrass (variété Kanlow) semé le 02/06/2006. Pour le miscanthus, un complément d'implantation a été réalisé en février-mars 2007 pour atteindre la densité visée. D'autre part, certaines parcelles de switchgrass qui n'avaient pas levées en 2006 ont été re-semées le 25/04/2007 (parcelles S4 à S9). Etant donnée la faible biomasse produite en première année, celle-ci a été broyée début 2007 et laissée au sol. Pour la campagne 2007, toutes les parcelles ont été récoltées en fin d'hiver (18/02/2008). Les années suivantes, la récolte s'est faite soit entre fin septembre et mi-octobre (récolte précoce), soit entre mi-mars et fin avril (récolte tardive) avec une ensileuse expérimentale. Des apports d'eau par irrigation ont été réalisées sur toutes les parcelles les deux premières années (90 mm en 2006 et 60 mm en 2007) pour assurer

une bonne implantation des cultures. Il n'y a pas eu de fertilisation azotée en 2006 et 2007. Puis, entre 2008 et 2014, la fertilisation a été de 200 kg N ha⁻¹ an⁻¹ sur la partie alimentation hydrique et de 80 kg N ha⁻¹ an⁻¹ sur la partie date de récolte. Enfin, entre 2015 et 2018, 80 kg N ha⁻¹ an⁻¹ ont été apportés sur toutes les parcelles.

2.1.2. Prélèvements de sol, mesures et analyses

2.1.2.1. Et at s initiaux

Un état initial des stocks de carbone (C) et d'azote (N) organiques du sol a été réalisé sur chaque **dispositif expérimental en 2006.**

Sur le dispositif B&E, deux carottes de 8 cm de diamètre et 40 cm de profondeur ont été prélevées sur chaque parcelle en mai 2006 (une au sud et une au nord), à l'aide d'un carottier tubulaire (Humax, Suisse). Les carottes ont été découpées en 3 horizons : 0-20 cm, 20-y cm et y-40 cm (y représente la profondeur maximale de travail du sol, repérée par le changement de couleur du sol). La profondeur moyenne de y était de 33,9 cm. Les échantillons ont ensuite été émiettés, séchés à 35 °C pendant 96 h et pesés, puis tamisés à 2 mm à l'aide d'un broyeur à rouleau. Enfin, une aliquote a été prélevée et broyée finement au broyeur à bille (PM 400 – Resch, Allemagne) avant analyse.

Des mesures de masse volumique du sol ont également été réalisées en avril 2006, à 6 emplacements répartis sur l'essai à l'aide d'un gamma-densimètre (LPC-INRA, Angers, France). Ces mesures ont porté sur l'horizon 0-40 cm par pas de 5 cm.

Sur la plateforme du GIE-GAO, 6 prélèvements par parcelle ont été réalisés en août 2006 à l'aide d'une gouge et d'un préleveur hydraulique (Géonor) sur 90 cm de profondeur, découpés par horizons de 30 cm (0-30, 30-60 et 60-90 cm) et regroupés pour chaque horizon afin d'obtenir un échantillon composite par parcelle. Les échantillons ont ensuite été séchés à température ambiante, puis tamisés à 2 mm (broyeur à rouleau) et une aliquote a été passée au broyeur à bille avant analyse.

Il n'y a par contre pas eu de mesure de masse volumique en 2006. Des mesures ont par contre été réalisées en 2009 avec des cylindres à 6 profondeurs (5-10, 20-25, 35-40, 45-50, 65-70 et 80-85 cm).

L'analyse de la teneur en C et N et de la composition isotopique ¹³C des sols a été réalisée par l'UMR FARE (INRAE Reims) avec le même matériel et les mêmes méthodes que pour les échantillons prélevés en 2018-2019 (voir ci-dessous).

2.1.2.2. Campagnes de mesure réalisées dans le cadre de CE-CARB

Le travail expérimental a été réparti en 3 campagnes d'échantillonnage :

- cultures pérennes du dispositif B& E en mars-avril 2018 ;
- cultures pluriannuelles et annuelles du dispositif B& E en novembre 2018 ;
- plateforme du GIE-GAO en avril 2019.

Toutes les parcelles et traitements du dispositif B& Eont été échantillonnés (48 parcelles pour 16 traitements). Une sélection a par contre dû être opérée pour la plateforme du GIE GAO : 3 répétitions sur 6 ont été échantillonnées pour la partie date de récolte et le traitement ETM/2 n'a pas été retenu pour la partie alimentation hydrique. Au final, 24 parcelles élémentaires ont été échantillonnées sur cette plateforme pour un total de 8 traitements expérimentaux.

Les protocoles des trois campagnes ont été globalement similaires. Lors de chaque campagne, ont été réalisés :

• pour les cultures pérennes, le prélèvement des résidus végétaux présents à la surface du sol (bases de tiges, feuilles et fragments de tiges) ;

- une mesure directe de la densité apparente du sol, par la méthode des cylindres sur la couche 0-5 cm et par un gamma-densimètre sur la couche 5-40 cm (par horizons de 5 cm);
- des prélèvements de carottes de sol à l'aide d'une sonde tubulaire jusqu'à 60 cm de profondeur (6 carottes par parcelle).

Tout d'abord, une placette de 2 à 3,6 m² selon les traitements a été délimitée dans chaque parcelle. Sur le dispositif B&E, ces placettes étaient situées au nord des parcelles, à proximité des prélèvements déjà réalisés en 2011 ou 2012. Pour les cultures pérennes, les résidus végétaux en surface (bases de tiges, feuilles et gros fragments de tiges, > 10 mm) ont été prélevés sur toute la surface de chaque placette. Ensuite, l'emplacement des 6 carottes de sol à prélever par placette a été matérialisé. Ces 6 carottes étaient distribuées au sein des placettes de manière à représenter les surfaces d'emprise des plantes et les zones de sol nu entre les plantes. Les petits fragments de tiges et de feuilles (2-10 mm) en surface ont ensuite été collectées dans 6 zones de 27 x 27 cm (au niveau de l'emplacement de chaque carotte), puis regroupées par placette. Tous les échantillons de résidus ont été séchés à 65 °C pendant 96 h, pesés, puis broyés avant analyse.

Les mesures de densité apparente ont été réalisées avec 4 cylindres par placette sur l'horizon 0-5 cm (cylindres de 5 cm de diamètre et de hauteur) et avec le gamma-densimètre (LPC-INRA, Angers, France) pour les horizons 5-10, 10-15, 15-20, 20-25, 25-30, 30-35 et 35-40 cm (2 profils par placette sur le dispositif B&E en un seul sur la plateforme du GIE-GAO) (Tableau 8).

Campagne d'échantillonnage	Nombre de parcelles	Nombre de cylindres (0-5 cm)	Nombre de mesures par gamma-densimétrie sur le profil de sol (5-40 cm)	Nombre de mesure par gamma-densimétrie sur la couche superficielle (0-5 cm)		
B&Ecultures pérennes	24	96	48	336		
B&Eautres	24	96	48	336		
GIE-GAO	24	96	24	168		

Tableau 8 : Nombres et types de mesures réalisées en 2018-2019 pour la densité apparente du sol.

Pour les cultures pérennes, sur les deux dispositifs, des carottes de 8 cm de diamètre ont alors été prélevées avec un carottier tubulaire (Humax, Suisse). Pour les cultures annuelles et pluriannuelles sur le dispositif B&E, ce sont des carottes de 5,5 cm de diamètre qui ont été prélevées (carottier Apageo, France).

Les échantillons de sols ont tous été traités au laboratoire INRAE de Laon avec différentes étapes. Chaque carotte a d'abord été découpée en six horizons : 0-5, 5-20, 20-30, 30-35, 35-40 et 40-60 cm. Les échantillons ont ensuite été émiettés et les résidus végétaux (> 2 mm), les racines (sauf les racines très fines) et les éventuels rhizomes ont été extraits manuellement et conservés. Les sols ont alors été séchés à l'étuve à 35 °C pendant au moins 96 h et pesés. Afin de limiter le nombre d'analyses de sol à réaliser, les échantillons ont été regroupés par deux pour chaque horizon (ce qui a permis de passer de 6 à 3 échantillons par parcelle et horizon), sauf pour les horizons 0-5 et 5-20 cm des cultures pérennes (Tableau 9). Les échantillons ainsi regroupés ont été entièrement tamisés à 2 mm à l'aide d'un broyeur à rouleau, ce qui a permis également de bien les mélanger. Deux aliquotes ont alors été réalisées, l'une pour conservation d'un échantillon à 2 mm, et l'autre pour broyage fin (broyeur à billes PM 400 – **Resch**, Allemagne) puis analyse.

Tableau 9 : Nombres d'échantillons de	e sol prélevés en 2018-2019 et analysés.
---------------------------------------	------------------------------------------

Campagne d'échantillonnage	Nombre de parcelles	Nombre de carottes de sol (0-60 cm)	Nombre total d'échantillons (couches individuelles)	Nombre d'échantillons analysés (composites)
--------------------------------------	---------------------------	----------------------------------------------	-----------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------

B&Ecultures	24	144	964	576
pérennes	24	144	004	576
B&Eautres	24	144	864	432
GIE-GAO	24	144	864	576

Les résidus végétaux, racines et rhizomes ont été regroupés par horizon et par parcelle, puis lavés, séchés à l'étuve à 65 °C pendant 96 h et pesés. Les échantillons de racines de certains horizons ont été regroupés pour obtenir des échantillons correspondant aux horizons 0-20, 20-40 et 40-60 cm. Puis, tous les échantillons ont été broyés avant analyse.

Afin d'obtenir une meilleure estimation de la biomasse de rhizome de miscanthus sur le **dispositif** B&E, le rhizome entier d'une plante par parcelle a été extrait (plante « médiane » sur la base du nombre de tiges). Ce rhizome a ensuite été lavé, séparé des racines, séché à 65 °C pendant 96 h et pesé, puis broyé avant analyse.

L'analyse des teneurs en C et N des échantillons végétaux a été confiée au LDAR (analyse élémentaire).

Concernant les sols, l'analyse de la teneur en C et N et de la composition isotopique ¹³C a été confiée à l'UMR FARE (INRAE Reims), après conditionnement dans une nacelle d'étain d'une aliquote d'environ 50 mg par échantillon. Le matériel utilisé pour l'analyse est un analyseur élémentaire (EURO EA, Eurovector) couplé à un spectromètre de masse (Delta Plus Advantage, Thermo Electron).

Les échantillons de sol de l'essai «date de récolte » de la plateforme du GIE-GAO pouvant présenter des teneurs importantes en CaCO3 (jusqu'à environ 300 g kg⁻¹), deux analyses ont été effectuées : analyse des teneurs en C et N total sur des échantillons sans décarbonatation et analyse des teneurs en C organique et du δ^{13} C après décarbonatation. La décarbonatation a été réalisée par un apport d'acide phosphorique, accompagné de sulfate de fer pour limiter l'oxydation de la matière organique (protocole interne UMR FARE). Pour l'essai alimentation hydrique, une analyse de la teneur en CaCO₃ a été réalisée au LDAR pour vérifier l'absence de carbonates. Des teneurs d'au moins 10 g CaCO₃ kg⁻¹ ont été mesurées pour 10 échantillons, pour lesquels la méthode d'analyse après décarbonatation a été utilisée. Pour 50 autres, les teneurs étaient comprises entre 1 et 9 g CaCO₃ kg⁻¹ : l'analyse a été faite sans décarbonatation mais une correction a été apportée aux résultats (1 g CaCO₃ = 0.12 g C et hypothèse d'un δ^{13} C nul pour ce carbone).

Sur le dispositif B& E, de petits graviers de calcaire friable sont présents dans le sol, conséquence d'un amendement calcique ancien. Sur les échantillons de l'état initial (2006), cela représentait une teneur moyenne en CaCO₃ de 1.4 g kg⁻¹, avec une gamme de variation allant de 0 à 15 g kg⁻¹ (les teneurs en CaCO₃ ont été systématiquement mesurées). Pour les campagnes de prélèvement ultérieures, ces graviers ont été retirés manuellement avant le tamisage à 2 mm. La teneur résiduelle en CaCO₃ a cependant été déterminée pour une sélection d'échantillons (parcelles avec les teneurs les plus élevées en 2006). Les teneurs en CaCO₃ ont été prises en compte pour corriger les teneurs en C total et les δ^{13} C.

2.1.3. Calcul des stocks de C et N organiques du sol

2.1.3.1. Calcul des stocks à masses équivalentes

Les calculs de stocks ont été réalisés pour différentes couches de sol à masses de sol équivalentes (ou equivalent soil mass), afin de pouvoir comparer les différentes dates et traitements sur la même base, malgré les différences de densité apparente (Ellert and Bettany, 1995; Lee et al., 2009). Nous avons utilisé pour cela un package R appelé SEME (pour Stocks d'Elements à Masse Equivalente), développé dans un autre projet (Chlebowski et al., 2018) et déjà appliqué sur l'essai travail du sol de Boigneville (Mary et al., 2020). Le principe des calculs est détaillé ci-dessous. Cependant, dans le cadre de CE-CARB, un script R plus simple d'utilisation (fonction SimpleESM) a été développé (Ferchaud and Chlébowski, 2020). Celui-ci

reprend la méthode appliquée dans SEME (avec les même résultats), mais permet aussi de comparer cette méthode avec une autre basée sur l'utilisation de splines cubiques (von Haden et al., 2020). Les deux méthodes donnant des résultats très proches dans notre cas, la méthode « SEME » a été conservée. Le script SimpleESM et sa documentation sont accessibles en ligne¹ Il est référencé dans la norme ISO 23400 :2021 « Lignes directrices pour la détermination des stocks de carbone organique et d'azote et de leurs variations dans les sols minéraux à l'échelle d'une parcelle ».

Le sol est discrétisé en couches élémentaires de 1 mm d'épaisseur. On affecte à chaque couche élémentaire la valeur de densité apparente et de teneur en C mesurée pour l'horizon correspondant. La masse de sol pour une profondeur z (en mm) est calculée comme la somme des masses de sol des z couches élémentaires :

$$M(z) = 10 \sum_{j=1}^{z} \rho(j)$$

avec M(z) la masse de sol sec (t ha⁻¹) et $\rho(j)$ la densité apparente de sol pour la couche élémentaire j (g cm⁻³). Le calcul correspondant pour le stock de carbone cumulé (t C ha⁻¹) est le suivant :

$$SOC(z) = 0.001 \sum_{j=1}^{z} \rho(j) \cdot C(j)$$

avec C(j) la teneur en carbone mesurée dans la couche élémentaire j (g kg⁻¹ de sol sec).

Des masses de sol de référence (MR) correspondant à différentes couches doivent être définies par dispositif. Les stocks de C cumulés sont calculés pour chaque parcelle et chaque couche cumulée en ajustant la profondeur de calcul de manière à ce que M(z) = MR. Les stocks par couche sont ensuite obtenus par différence entre les couches cumulées et la concentration en C dans chaque couche est calculée en divisant le stock de C par la masse de sol de la couche.

Le même type de calcul est appliqué aux données isotopiques.

2.1.3.2. Et at s initiaux et masses de sol de référence

Etant donné que les parcelles expérimentales étaient gérées de manière homogène avant la mise en place des dispositifs expérimentaux, les masses volumiques de sol en 2006 ont été considérées comme spatialement homogènes.

Sur le dispositif B&E, les mesures de densité apparente réalisées en 2006 ont permis de définir les masses de sol de référence (Tableau 10). Cependant, les données ont été légèrement corrigées par rapport aux valeurs précédemment publiées (Ferchaud et al., 2016). En effet, les mesures de densité ont été réalisées environ un mois avant le prélèvement des carottes de sol et il semble que le sol se soit légèrement re-tassé entre temps. Les valeurs de densité apparente ont donc été un peu augmentées de manière à ce qu'elles soient cohérentes avec les masses de sol mesurées sur les carottes. La couche L1-3 (4905 t ha⁻¹) correspond à la couche de sol anciennement travaillée.

Couche de sol individuelle	Couches de sol cumulées	Profondeur du sol en 2006 (cm)	Masse de sol (t ha ⁻ 1)	Masse de sol cumulée (t ha ^{.1})
L1	L1	5	715	715
L2	L1-2	20	2150	2865

Tableau 10 : Masses de référence utilisées pour le dispositif B& E.

¹ <u>https://www6.hautsdefrance.inrae.fr/agroimpact/Nos-dispositifs-outils/Modeles-et-outils-d-aide-a-la-decision/Outils-R/SimpleESM</u>

L3	L1-3	33.9	2040	4905
L4	L1-4	40	930	5835
L5	L1-5	60	3137	8972

La réalisation de 96 carottes géoréférencées et réparties sur toute la surface du dispositif B&E a permis d'utiliser une approche de géostatistique pour quantifier les stocks initiaux. Le package R gstat (Graler et al., 2016) a été utilisé pour ajuster un modèle sphérique de variogramme sur les données, pour chaque variable et chaque couche de sol, et réaliser une interpolation spatiale par krigeage. Les données montrant une nette structuration spatiale, ce sont les données prédites par krigeage à l'emplacement des prélèvements des campagnes ultérieures (au nord des parcelles) qui ont été utilisées pour calculer les stocks initiaux de chaque parcelle.

Pour la plateforme du GIE GAO, les densités apparentes en 2006 ont été estimées à partir des mesures réalisées en 2009 et 2019. Pour cela, deux hypothèses ont été retenues : 1) les densités apparentes en 2006 dans l'horizon 0-30 cm étaient égales à celles mesurées en 2009 ; 2) les densités apparentes dans l'horizon 30-60 cm sont restées constantes entre 2006 et 2019. Les masses de référence ont été calculées à partir de ces données (Tableau 11).

Couche de sol individuelle	Couches de sol cumulées	Profondeur du sol en 2006 (cm)	Masse de sol (t ha ⁻ 1)	Masse de sol cumulée (t ha [.] 1)
L1	L1	5	730	730
L2	L1-2	20	2190	2920
L3	L1-3	30	1600	4520
L4	L1-4	60	4920	9440

2.1.3.3. Stocks en 2018 et 2019

Les calculs étant réalisés à l'échelle de la parcelle expérimentale, on a moyenné préalablement les valeurs des répétitions intra-parcellaires pour les densités apparentes et les analyses. Dans le cas du miscanthus et du switchgrass, les quantités de sol retrouvées dans les différentes carottes étaient très variables pour les horizons 0-5 et 5-20 cm à cause d'une grande variabilité des biomasses souterraines (rhizomes et racines). La teneur en C moyenne de la parcelle pour un horizon donné a donc été calculée en pondérant la teneur de chaque carotte par la masse de sol.

Les stocks calculés à masse équivalente en 2018 ou 2019 ont ensuite été comparés aux stocks initiaux calculés en 2006 pour obtenir l'évolution de stock pour chaque parcelle.

Pour le dispositif B&E, les mesures réalisées en 2011 (cultures pérennes) et 2012 (cultures annuelles et pluriannuelles) avec un protocole très proche de celui de 2018 ont également été reprises avec la même méthode de calcul des stocks.

2.1.3.4. Calcul des stocks de C « ancien » et « nouveau » à partir des données isotopiques

A l'état initial, le carbone organique du sol était dérivé d'un mélange de cultures en C3 (blé, orge, betterave sucrière, etc.) et en C4 (maïs), avec une prédominance de cultures en C3. Dans les traitements ne comprenant que des cultures en C4 (pérennes) ou en C3 (pluriannuelles) depuis 2006, il a été possible de calculer la proportion du stock final de carbone dérivée des entrées de C issues des cultures appliqués depuis le début de l'expérimentation, c'est-à-dire le stock de C « nouveau ». Selon Andriulo et al. (1999), la proportion α du C nouveau dans le C organique total est la suivante :

$$\alpha = \frac{\delta - \delta_0}{\delta_1 - \delta_0}$$

avec δ le δ^{13} C final, δ_0 le δ^{13} C initial en 2006 et δ_1 le δ^{13} C de la culture en place depuis 2006. δ_1 a été obtenu à partir d'analyses réalisées sur les parties aériennes et/ou souterraines de différentes cultures. Sur le dispositif B&E, plus de 750 analyses isotopiques ont été réalisées à différentes dates et sur différents organes (parties aériennes, racines, rhizomes, etc.). Ces données ne montrent pas d'écarts importants entre organes, mais des différences entre espèces. Les valeurs moyennes retenues étaient de -12.7 ‰ pour le miscanthus, -13 ‰ pour le switchgrass, -28,6 ‰ pour la fétuque et -30,2 ‰ pour la luzerne. Sur la plateforme du GIEGAO, 24 analyses isotopiques ont été réalisées sur différents organes prélevés en 2019. Les valeurs moyennes retenues étaient de -13.4 ‰ pour le miscanthus et de -13.9 ‰ pour le switchgrass.

L'évolution du stock de C « nouveau » (ASOCNew, t ha-1) peut ainsi être calculée :

$$\Delta SOC_{New} = \alpha \cdot SOC$$

SOC étant le stock de C organique du sol. L'évolution du stock de C « ancien » (ΔSOC_{old} , t ha⁻¹) est alors calculée par différence :

$$\Delta SOC_{Old} = SOC - SOC_0 - \Delta SOC_{New}$$

avec SOC_0 le stock de C organique en 2006.

2.1.3.5. Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec R (R Core Team, 2020).

Concernant le dispositif B&E, des analyses de variances (ANOVA) ont été réalisées pour tester l'effet de la « rotation » et de la fertilisation azotée (et de l'interaction de ces deux facteurs) sur les teneurs et stocks de C et sur les δ^{13} C de chaque couche aux différentes dates. Ces ANOVA ont été faites séparément pour les cultures pérennes d'une part et pour les cultures pluriannuelles et annuelles d'autre part, en utilisant des modèles linéaires mixtes du package *nlme* (Pinheiro et al., 2020) adaptés aux designs des dispositifs. D'autres ANOVA ont été réalisées pour tester l'effet de la date sur les mêmes variables.

Concernant la plateforme du GIE GAO, les différentes espèces étant situées dans des blocs différents, seuls les effets des traitements (Pluvial vs. ETM ; Précoce vs. Tardive) au sein de chaque espèce en 2019 ont été testés par ANOVA. Une autre ANOVA à deux facteurs (le traitement et la campagne de mesure) a été réalisé pour chaque bloc afin de tester les différences entre années.

Les hypothèses du modèle linéaire ont été vérifiées par l'examen visuel de la distribution des résidus et par l'utilisation des tests de Shapiro-Wilk et de Levene. Les données ont été passées en log si nécessaire. Les différences significatives entre modalités (p < 0.05) ont été détectées à l'aide du package *emmeans* (Lenth, 2020).

2.2. Lot 2 - Déterminants des variations des stocks de carbone

Le lot 2 comprend trois tâches. La première porte sur l'évaluation des entrées de C au sol, avec des mesures sur les entrées aériennes et une comparaison de la productivité racinaire pour deux espèces. La deuxième tâche s'intéresse à l'évaluation de la protection physique du C du sol, à travers des méthodes de fractionnement. Enfin, dans la troisième tâche, les différents traitements expérimentaux étudiés dans le lot 1 ont été simulés avec le modèle AMG, pour distinguer le rôle des entrées de C et de la minéralisation.

2.2.1. Evaluation des entrées de carbone

2.2.1.1. Mesure des restitutions aériennes de biomasse

Des mesures de résidus laissés après récolte ont été réalisées en 2018 sur les différents traitements du dispositif B&E (cultures pérennes et annuelles). Les bas de tiges (chaumes) ont été prélevés juste après la récolte sur une placette représentative dans chaque parcelle (entre 2 et 3.84 m² selon l'espèce). Les tiges ont été coupées au ras du sol, séchées à 65 °C pendant 96 h et pesées. Les échantillons ont ensuite été broyés, puis analysés pour obtenir leur teneur en C et N.

La dernière rotation entre cultures pluriannuelles ayant eu lieu en 2017-2018 (destruction des cultures par un labour à l'automne puis semis des nouvelles cultures au printemps), des prélèvements ont été effectués à l'automne 2017 entre la dernière coupe et le labour afin de quantifier la biomasse restituée lors de la destruction de ces cultures. La biomasse aérienne résiduelle a été quantifiée sur une placette de 1 m² et la biomasse souterraine a été évaluée à partir de carottages (0-40 cm, 4 à 6 carottes de 8 cm de diamètre par parcelle). Le sol a été séparé de la biomasse végétale par lavage à l'eau.

2.2.1.2. Mesure de la productivité racinaire

Un suivi de la productivité racinaire par la méthode des *root ingrowth cores* (IGC) a été mis en place au printemps 2019 sur le dispositif B& Epour comparer la productivité racinaire dans deux traitements : Miscanthus tardif N+ et Fétuque-Luzerne N+ (culture de fétuque en 2ème année).

Il s'agit d'insérer dans les parcelles des carottes de sol (vierge de racines et résidus végétaux) entourées d'un solide filet. Au bout d'un moment, on retire les carottes pour quantifier la biomasse de racines ayant poussées à l'intérieur. Au bout d'un an de suivi, on peut ainsi estimer la croissance brute annuelle de racines. En comparant celle-ci à la biomasse totale de racines en début ou fin de suivi, on obtient une estimation du turnover racinaire.

Dans chaque parcelle, 6 (miscanthus) ou 4 (fétuque) carottes de 8 cm de diamètre (préleveur Humax) ont été prélevées le 29/03/2019 sur l'horizon 0-30 cm. Puis, le sol ainsi prélevé a été remplacé par du sol dépourvu de racines et entouré d'un filet (= IGC). Ces IGC ont été renouvelées environ tous les deux mois, jusqu'au dernier prélèvement le 18/05/2020. On a donc obtenu un total de six mesures, plus la mesure initiale.

Le sol utilisé dans les IGC a été prélevé dans une parcelle proche du dispositif expérimental en sortie d'hiver 2019. Il a été tamisé grossièrement afin de retirer les racines, débris et cailloux éventuellement présents. Ce sol a été conservé dans un bac pour être utilisé à chaque date de renouvellement.

L'ensemble des IGC prélevées a été conservé au congélateur à -15 °C, puis traité à l'automne 2020. Après décongélation, les racines ont été extraites du sol par lavage sur tamis. Celles-ci ont ensuite été séchées à 65 °C pendant 96 h, puis pesées. Les racines issues des 6 ou 4 IGC par parcelle ont alors été regroupées avant broyage et analyse de la teneur en C et N.

2.2.2. Evaluation de la protection physique

Cette tâche s'est focalisée sur le dispositif B&E avec la comparaison des différents types de cultures (pérennes, pluriannuelles, annuelles). Pour chaque échantillon de sol prélevé en 2018, un sous-échantillon a été conservé après émiettage et séchage et avant le tamisage à 2 mm. Les échantillons issus des 6 carottes ont ensuite été poolés (au prorata des masses de sol pour les horizons 0-5 et 5-20 cm) afin d'obtenir un échantillon représentatif par parcelle et horizon.

Un stage de M2 portant sur la protection physique du carbone du sol sous cultures énergétiques a été réalisé à l'INRA ECOSYS (Rupngam, 2019), sous la direction de Claire Chenu. Une sélection a dû être effectuée pour ce travail parmi les échantillons disponibles. Nous avons retenu 4 traitements (miscanthus tardif N+, switchgrass tardif N+, fétuque-luzerne N+, sorgho-triticale N+) et 3 horizons (0-5, 5-20 et 20-30 cm). En effet, la fertilisation (pour les pérennes et pluriannuelles), comme la date de récolte pour les pérennes n'affectent pas significativement les teneurs en C et stocks de C (voir § 3.1.1.).

Deux méthodes de fractionnement ont été utilisées :

- fractionnement physique granulométrique et densimétrique de particules (méthode 1);
- fractionnement de la matière organique localisée dans les micros-agrégats (méthode 2).

2.2.2.1. Fractionnement physique granulométrique et densimétrique de particules

Cette première méthode permet de séparer les matières organiques selon leur taille : matière organiques particulaires (MOP) de taille supérieure à 200 μ m, MOP comprises en 50 et 200 μ m et MO inférieures à 50 μ m (liées aux particules minérales argiles et limons). Ce fractionnement a été réalisé pour les quatre traitements et les trois horizons, mais avec seulement une répétition pour les horizons 5-20 et 20-30 cm.

Le principe de ce fractionnement est de disperser tous les agrégats en utilisant une solution d'hexamétaphosphate de sodium (SHMP) dans laquelle est agité l'échantillon, puis de séparer les particules en différentes tailles et de séparer la fraction organique de la fraction minérale par flottation dans l'eau. Cette méthode suit la norme AFNOR NF X 31-516. La dispersion complète a été effectuée par l'agitation par retournement (55 tours/min) pendant 16 heures, avec 25 g de sol sec (tamisé à 8 mm auparavant), 180 ml de la solution d'hexamétaphosphate de sodium (SHMP) à 0.5 % (5 g de SHMP dans 1 L d'eau déminéralisée) et 10 billes de verre. La solution SHMP aide à la dispersion des agrégats. Puis, le fractionnement granulométrique a été réalisé à l'aide de tamis de 200 μ m, de 50 μ m et d'eau déminéralisée. Le fractionnement densimétrique des fractions supérieures à 200 μ m et entre 50 et 200 μ m a été effectué à l'eau déminéralisée afin de séparer les fractions organiques des fractions minérales, sachant que les fractions flottantes sont les fractions organiques (plus légères).

On a ainsi obtenu cinq fractions : fraction organique supérieure à 200 μ m, fraction minérale supérieure à 200 μ m, fraction organique entre 50 et 200 μ m, fraction minérale entre 50 et 200 μ m, fraction inférieure à 50 μ m. Ces fractions ont été séchées dans une étuve à 40-50 °C pendant 48 h puis pesées après sortis de l'étuve.

2.2.2.2. Fractionnement de la matière organique localisée dans les micros-agrégats

La deuxième méthode permet de quantifier la matière organique physiquement protégée dans les micro-agrégats (< 200 μ m). On obtient cinq fractions organiques : les MOP supérieures à 200 μ m, les MOP de taille 50-200 μ m libres, les MO inférieures à 50 μ m libres, les MOP de taille 50-200 μ m intra-agrégats (ou occluses), les MO inférieures à 50 μ m intra-agrégats. La méthode utilisée a été adaptée des travaux de Virto et al. (2008, 2010) et a donc donné lieu à un développement méthodologique dans le cadre du stage. Ce fractionnement a été réalisé pour seulement trois traitements (switchgrass tardif N+, fétuque-luzerne N+, sorgho-triticale N+), mais pour les trois horizons et les trois répétitions.

Cette méthode commence par la dispersion des macro-agrégats de taille supérieure à 200 μ m, qui a été effectuée dans un dispositif constitué d'un petit flacon de 30 ml placé dans un grand flacon de 250 ml. Ce dispositif facilite cette destruction sans disperser les micro-agrégats 50-200 μ m. Ces fractions inférieures se retrouvent alors dans le plus grand flacon qui ne contient pas de billes de verre et avec le grand volume en eau, cela minimise la dispersion des micro-agrégats à une vitesse et un temps nécessaire pour disperser les macro-agrégats. 25 g de sol sec tamisé à 8 mm et 5 billes de verre de 5 mm ont été mis dans le petit flacon. 250 ml d'eau déminéralisée a été ajoutée en remplissant auparavant le petit flacon puis le reste a été mis dans le grand flacon. L'opercule du petit flacon dont l'opercule a été fermé. L'agitation par retournement de ce dispositif a été effectuée à 55 tours/min durant 3 heures pour disperser tous les macro-agrégats (> 200 μ m).

La fraction organique retenue sur la toile de 200 μ m a été séparée de la fraction minérale par une flottation dans l'eau déminéralisée (fractions obtenues : fraction organique supérieure à 200 μ m, fraction minérale supérieure à 200 μ m). La fraction inférieure à 200 μ m récupérée a été placée sur un tamis de 50 μ m, permettant de séparer la fraction inférieure à 50 μ m (fractions obtenues : fraction inférieure à 50 μ m libre). La fraction retenue sur le tamis 50 μ m a été séchée à l'étuve de 50°C environ 44 heures. La fraction organique 50-200 μ m libre a été séparée des micro-agrégats et de la fraction minérale par séparation densimétrique. Cette séparation a été réalisée à la centrifugeuse à 20°C et 2500 rpm pendant 15 min en mettant 3 g de la fraction séchée et 25 ml de la solution de polytungstate de sodium (SPT) de 1,6 g cm⁻³ dans un tube de 50 ml (fraction obtenue : fraction organique 50-200 μ m libre).

Les micro-agrégats 50-200 μ m ont ensuite été dispersés à l'aide d'une agitation avec 100 ml de la solution d'hexamétaphosphate de sodium (0.5%, 5 g L⁻¹) durant 16 heures. Après cette dispersion, le tamisage a été effectué à l'aide d'un tamis de 50 μ m pour séparer la fraction inférieure à 50 μ m (fraction obtenue : fraction inférieure à 50 μ m occluse). La fraction organique dispersée des micro-agrégats a enfin été séparée de la fraction minérale par séparation densimétrique à l'aide de la solution de SPT (fractions obtenues : fraction organique 50-200 μ m occluse, fraction minérale 50-200 μ m occluse).

Toutes les fractions obtenues ont été séchées à l'étuve à 40-50 °C pendant 48h, à l'exception des fractions inférieures à 50 μ m qui ont été séchées à 105°C. La masse sèche de chaque fraction a ensuite été déterminée.

2.2.2.3. Analyse des fractions obtenues

Chaque fraction organique obtenue par les deux méthodes de fractionnement a été broyées à 200 μ m à l'aide d'un mortier et analysée pour connaître sa teneur en C et N et sa composition isotopique ¹³C.

Ces données ont permis de calculer la proportion α de carbone C4 (et donc C3 par différence) dans chaque fraction selon l'équation suivante :

$$\alpha = \frac{\delta - \delta_{C3}}{\delta_{C4} - \delta_{C3}}$$

avec δ le δ^{13} C mesuré sur la fraction considéré, δ_{C3} le δ^{13} C de référence pour les plantes en C3 et δ_{C4} le δ^{13} C de référence pour les plantes en C4. Ces deux δ^{13} C de référence ont été obtenu à partir d'analyses réalisées sur les parties aériennes et/ou souterraines de différentes cultures ($\delta_{C4} = -12.8 \%$ et $\delta_{C3} = -29.2 \%$).

2.2.3. Simulations avec le modèle AMG

2.2.3.1. Le modèle AMG

Le modèle AMG a été utilisé pour simuler l'évolution des stocks de C organique du sol dans l'ensemble des traitements expérimentaux étudiés dans le lot **1**.

AMG est un modèle simple permettant de simuler la dynamique du C du sol au pas de temps annuel (Saffih-Hdadi & Mary, 2008). Il considère trois pools de carbone organique (Figure 3) : 1) le C frais provenant des résidus de culture, racines et apports de produits organiques ; 2) la fraction active du C organique du sol ; 3) la fraction stable du C organique du sol. La version AMGv2, utilisée dans ce projet, a été décrite en détail par Clivot et al. (2019) et évaluée sur un large jeu de données rassemblant 20 expérimentations de long terme en France en grandes cultures (60 traitements expérimentaux au total).



Figure 3 : Diagramme conceptuel du modèle AMG (d'après Levavasseur et al. (2020).

En résumé, une proportion fixe (*h*) des entrées de C (*m*) est allouée au pool de C actif du sol (QC_A). La fraction restante (1-*h*) est minéralisée sous forme de CO₂. La valeur du coefficient d'humification *h* dépend du type d'entrée de carbone. Pour les résidus de culture aériens, *h* varie entre 0.20 et 0.35, en fonction de leur rapport C/N standard. Pour les entrées issues des racines, *h* est considéré comme fixe avec une valeur de 0.40. Le pool actif de C du sol se décompose selon une cinétique de premier ordre avec un taux de minéralisation (*k*) dépendant du climat (température moyenne annuelle et bilan hydrique) et des caractéristiques de sol (teneurs en argile et en CaCO₃, pH, C/N) (Clivot et al., 2017). La fraction stable du C du sol (QC_s) est considérée comme inerte durant la période de simulation. La proportion standard initiale de C stable en situations de grandes cultures est de 65 %. De plus, AMG permet de simuler séparément le C provenant des plantes en C3 ou C4, à partir des mesures d'abondance naturelle ¹³C.

Les données d'entrée nécessaires pour réaliser une simulation sont : l'estimation des entrées de C annuelles au sol, les données climatiques et l'irrigation annuelle, le stock de C du sol initial et les caractéristiques du sol.

Clivot et al. (2019) ont proposé une méthode pour estimer les entrées de C au sol à partir du rendement des cultures annuelles. Cette méthode, inspirée de Bolinder et al. (2007), utilise des coefficients allométriques par espèce : 1) le C des résidus aériens (C_s) est d'abord calculé à partir du rendement, d'un indice de récolte, d'une teneur standard en C (44%) et éventuellement d'une proportion de pailles exportées ; 2) le C restitué par les racine à la récolte (C_R) est ensuite calculé à partir des données précédentes, d'un ratio aérien/souterrain (*shoot-to-root ratio*) et d'une teneur standard en C (40%) ; 3) le C restitué par la rhizodéposition (turnover et exsudation racinaire) ou *extra-root C* (C_E) est alors estimé à partir de la valeur précédente ($C_E = C_R \times 0.65$) ; 4) les entrées de C liées aux racines ($C_R + C_E$) sont enfin recalculées sur la profondeur de sol considérée pour le suivi des stocks de C, à partir représentation de la répartition verticale des racines (équation asymptotique) et d'un paramètre de distribution défini par espèce (β).

2.2.3.2. Stratégie de simulation

Deux ensembles de simulations ont été réalisée : le premier concerne l'ensemble des traitements du dispositif B& E et le second les cultures pérennes sur les deux sites.

2.2.3.2.1.Ensemble des traitements du dispositif B&E

Concernant le dispositif B&E, un premier ensemble de simulations a été réalisé dans l'objectif d'évaluer la capacité du modèle à simuler l'évolution des stocks de C du sol en utilisant les paramètres par défaut pour la minéralisation et en optimisant uniquement les entrées de C non mesurées, c'est-à-dire celles liées aux organes souterrains. Le modèle a été initialisé avec les mesures de stocks de 2006 et évalué sur les stocks mesurés en 2011-2012 et 2018 (stocks de la couche L1-3).

Les données nécessaires aux simulations ont été renseignées de la manière suivante :

- teneurs en argile et CaCO₃: moyennes par traitement des mesures initiales sur chaque parcelle;
- pH et C/N : moyennes par traitement des mesures faites en 2006, 2011-12 et 2018 (pour tenir compte d'une éventuelle évolution) et interpolation linéaire pour les autres années;
- données climatiques : données annuelles issues de la station météorologique INRAE d'Estrées-Mons;
- données d'irrigation : données de suivi du dispositif B&E (uniquement 58.5 mm en 2011 sur les annuelles et pluriannuelles, pas d'irrigation autrement).

Les δ^{13} C de référence utilisés pour déterminer les stocks C3 et C4 sont issus des valeurs moyennes mesurées sur les différentes cultures : -12.7 ‰ pour le miscanthus, -13 ‰ pour le switchgrass, -29,4 ‰ pour la fétuque et la luzerne, -28.8 ‰ pour le triticale et -12.6 ‰ pour le sorgho et le maïs.

La proportion initiale de C stable, fixée par défaut à 0.65, a été estimée à partir de mesures Rock-Eval réalisées sur des échantillons de sol de 2006 en utilisant le modèle PartySOC (Cécillon et al., 2021 ; Kanari et al., 2021). La valeur moyenne obtenue était de 0.67 et a été utilisée pour tous les traitements expérimentaux. De plus, la proportion initiale de C4 stable, fixée par défaut à 0.35, a été ajustée pour reproduire de manière satisfaisante la diminution des stocks C4 sous fétuque et luzerne (pas d'entrée de C4). La valeur retenue pour tous les traitements est de 0.55.

La méthode proposée par Clivot et al. (2019) pour l'estimation des entrées de C au sol à partir des rendements des cultures ne peut pas être utilisée telle quelle sur cet essai car : 1) seule une petite fraction de la biomasse aérienne (chaumes sous la hauteur de coupe) est restituée au sol ; 2) pour les cultures pérennes et pluriannuelles, leurs organes souterrains ne sont restitués au sol que lors de la destruction des cultures, le reste du temps les entrées de C souterraines ne sont liées qu'à la rhizodéposition (turnover des organes souterrains et exsudation racinaire). Les entrées de C au sol ont donc été estimées de la manière suivante :

- C des résidus de culture aériens (C_s) des cultures principales pérennes et annuelles :
 - utilisation directe des mesures de bas de tiges de 2018 (§ 2.2.1.1) appliquées à toutes les années (sauf pour la première année des cultures pérennes où la totalité de la biomasse aérienne a été restituée);
 - pour le miscanthus en récolte tardive, le C restitué lors de la chute des feuilles avant la récolte a été calculé à partir du rendement à la récolte et d'une relation tirée de diverses mesures expérimentales (Figure 4);
- C des résidus de culture aériens (*Cs*) des cultures principales pluriannuelles :
 - pour les cultures en place, à partir du rendement exporté et d'un coefficient par espèces issu de Bolinder et al. (2007) (0.20 pour la fétuque et 0.11 pour la luzerne);
 - lors de la destruction des cultures, utilisation directe des mesures faites en 2017 (§ 2.2.1.1) appliquées à toutes les années concernées ;
- C des résidus de culture aériens (*Cs*) des cultures intermédiaires : à partir du C aérien mesuré chaque année (toute la biomasse aérienne est restituée) ;

- C issu des racines (C_R + C_E) des cultures principales annuelles et des cultures intermédiaires : à partir du rendement mesuré et des coefficients par espèce issus de Clivot et al. (2019) (Tableau 12);
- C des racines (*C_R*) des cultures principales pluriannuelles lors de leur destruction : utilisation directe des mesures faites en 2017 (§ 2.2.1.1) appliquées à toutes les années concernées ;
- C de la rhizodéposition (C_E) des cultures principales pérennes et pluriannuelles : optimisation pour simuler au mieux les stocks de C du sol observés.



Figure 4 : Relation entre le rendement à la récolte tardive du miscanthus et la quantité de C restitué par la chute des feuilles avant la récolte (données issues de Amougou et al. (2012) et de Zapater et al. (2017)).

Tableau 12 : Coefficients utilisés pour le calcul des entrées racinaires des cultures principales annuelles
et des cultures intermédiaires.

Type de culture	Culture	Ratio aérien/souterr ain	<i>C</i> _E coefficient de rhizodépositio n	eta paramètre bêta *
Culture principale	Sorgho	6.16	0.65	0.952
	Maïs	6.16	0.65	0.952
	Triticale	8.32	0.65	0.951
Culture				
intermédiai re	Avoine	10.35	0.65	0.960
	Seigle Moutard	5.20	0.65	0.960
	e blanche	13.39	0.65	0.928
	Trèfle	16.43	0.65	0.961

* Le paramètre bêta (β) intervient dans le calcul de la répartition racinaire en fonction de la profondeur (d'après Gale & Grigal, 1987).

Concernant l'optimisation des entrés de C liées à la rhizodéposition pour les cultures pérennes et pluriannuelles, celle-ci a été réalisée par espèce (miscanthus, switchgrass, fétuque, luzerne) en utilisant les fonctions d'optimisation bayésienne d'AMG Recherche et sur la base de l'évolution des stocks de C organique. Deux approches ont été testées : 1) faire varier ces entrées en fonction du rendement en utilisant un ratio rendement/rhizodéposition constant ; 2) optimiser une entrée constante (identique pour tous les traitements) de C par rhizodéposition indépendant du rendement. Pour les cultures pérennes, les meilleurs résultats ont été obtenus avec la seconde approche alors que pour les cultures pluriannuelles, les résultats retenus utilisent la première approche. D'autre part, pour les cultures pluriannuelles, les deux espèces (fétuque et luzerne) étant en rotation, il n'a pas été possible d'optimiser indépendamment leurs entrées de C souterraines. Nous avons donc fait l'hypothèse que les entrées souterraines de la luzerne sont égales à 77 % de celles de la fétuque (d'après de coefficients proposés par Bolinder et al., 2007).

Enfin, les coefficients d'humification ont été calculés à partir des valeurs moyennes de C/N mesurées pour les résidus aériens et fixés à une valeur de 0.4 pour les entrées souterraines (Tableau 13).

Type de		Coefficient d'humification (<i>h</i>)	
rype de	Culture	Apports de C	Apports de C
culture		aériens	souterrain
Culture	Miscanthus	0.200	0.400
principale	Switchgrass	0.210	0.400
	Fétuque	0.283	0.400
	Luzerne	0.342	0.400
	Sorgho	0.204	0.400
	Maïs	0.204	0.400
	Triticale	0.201	0.400
	Adventices	0.310	0.400
Culture	Avoine	0.310	0.400
intermédiaire	Seigle	0.310	0.400
	Moutarde	0.211	0.400
	blanche	0.311	
	Trèfle	0.350	0.400

Tableau 13 : Coefficients d'humification utilisées pour les simulations.

2.2.3.2.2. Cultures pérennes sur les deux sites d'étude

Un deuxième ensemble de simulations a été réalisé sur les cultures pérennes pour les deux sites étudiés, afin de quantifier les entrées de C nécessaires à l'accroissement des stocks de carbone C4 observé dans chaque traitement. Là aussi, les paramètres par défaut du modèle ont été conservés pour la minéralisation.

Pour les traitements expérimentaux de la plateforme du GIE GAO, le modèle a été initialisé avec les mesures de stocks de 2006 et évalué sur les stocks mesurés en 2019 (stocks de la couche L1-3). Les données nécessaires aux simulations ont été renseignées de la même manière que pour le dispositif B&E(données climatiques issue de la station d'En Crambade). Les δ^{13} C de références utilisés pour déterminer les stocks C3 et C4 sont issus des valeurs moyennes mesurées sur les cultures : -12.4 ‰ pour le miscanthus, -13.9 ‰ pour le switchgrass. Des mesures Rock-Eval ont également été réalisées sur les échantillons 2006 et ont permis de calculer une proportion initiale de C stable de 0.78 (donc significativement plus élevée que la valeur par défaut). La même valeur a été utilisée pour la proportion initiale de C4 stable.

Les entrées de C liées aux résidus aériens ont été calculés de la même manière que précédemment. Pour la plateforme du GIEGAO, la hauteur de coupe à la récolte étant environ deux fois plus élevée que sur le dispositif B&E, les entrées de C liées aux chaumes ont été multipliées par deux.

Pour les entrées de C souterraines, une entrée constante chaque année a été optimisée pour chaque traitement par essai-erreur et sur la base de l'évolution des stocks de carbone C4. Pour le dispositif B& E, deux périodes ont été distinguées : de 2006 à 2010 (première mesure de stocks en 2011) et de 2011 à 2017 (deuxième mesure de stocks en 2018).

Les coefficients d'humification sont ceux du Tableau 13.

2.2.3.3. Critères d'évaluation des performances du modèle

Deux critères statistiques d'évaluation ont été utilisés pour analyser les performances du **modèle** : l'erreur moyenne (*MD*) et l'erreur quadratique moyenne (*RMSE*). Ces deux critères ont été calculés de la façon suivante, pour le stock de C organique total, le stock C4 et le stock C3 :

$$MD = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^{n} (S_i - O_i)$$
$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^{n} (S_i - O_i)^2}$$

avec Set Oles valeurs simulées et observées et n le nombre d'observations.

2.3. Lot 3 - Bilan GES des cultures énergétiques

Le lot 3 s'est attaché à comparer les bilans GES globaux des systèmes de cultures présents sur le dispositif B&E. Un bilan carbone global de système de culture comprend à la fois une évaluation des émissions brutes de gaz à effet de serre issus de l'utilisation d'intrants agricoles et de carburants mais aussi une évaluation des variations du stock de carbone organique dans les sols (COS). Plus précisément, l'évaluation des émissions brutes de gaz à effet de serre intègre :

- les émissions directes et indirectes au champ liées aux apports d'azote, de chaux et d'urée : principalement N₂O par nitrification/dénitrification, mais aussi sous forme de CO_2 ;
- les émissions de CO₂ liées à la combustion du carburant lors des passages des machines
 ;
- les émissions liées à la production des intrants et des machines : production et transport des semences, engrais azotés de synthèse, amendements, transformation et transport des produits résiduaires organiques (PRO), production et stockage du matériel).

L'évaluation s'arrête après la phase de récolte. Le transport de la biomasse récoltée après récolte ainsi que le stockage de cette biomasse ne sont pas pris en compte. Concernant les variations de COS, une fois converties en équivalent CO₂ (éq. CO₂), celles-ci seront sommées aux émissions de GES. Si elles sont négatives (cas de stockage de COS) elles seront considérées comme une atténuation des émissions GES, si elles sont positives (cas de déstockage de COS) il s'agira d'émissions de GES supplémentaires.

Les bilans GES sont calculés pour :

- 1 tonne de matière sèche récoltée ;
- 1 hectare année (moyenne sur 12 ans).

2.3.1. Systèmes de culture analysés

Les systèmes de culture analysés dans cette étude et les doses d'azote, correspondant aux différents traitements du dispositif B&E, sont résumés dans le Tableau 14. Dans ces systèmes il existe trois grands types cultures, les cultures pérennes (miscanthus et switchgrass), les cultures pluriannuelles (luzerne et fétuque) et les cultures annuelles (triticale et sorgho).

Système de culture	Azote apporté (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	Code en anglais
Miscanthus récolte	0	Mis EN-
précoce	Ŭ	
Miscanthus récolte	111	Mis EN+
précoce		
Switchgrass recolte	0	SwiEN-
precoce		
	111	SwiEN+
Miscanthus récolte tardive	0	Mist N-
Miscanthus récelte tardive		MieLNL
	111	IVIIS L IN+
Switchgrass recoile	0	Swi L N-
Switchgrass récolte		
tardive	111	Swi L N+
Fétuque-Luzerne	41	Fes-Alf N-
Fétuque-Luzerne	83	Fes-Alf N+
Luzerne-Fétuque	35	Alf-Fes N-
Luzerne-Fétuque	77	Alf-FesN+
Sorgho-Triticale	31	Sor-Tri N-
Sorgho-Triticale	112	Sor-Tri N+
Triticale-Sorgho	38	Tri-Sor N-
Triticale-Sorgho	112	Tri-Sor N+

Tableau 14 : Systèmes de culture étudiés et leurs niveaux d'apport d'azote minéral.

2.3.2. Inventaire des données

Le bilan GES a été réalisé avec le logiciel SimaPro 9.2, et les bases de données ecoinvent v 3.4 (Moreno Ruiz et al., 2016) et Agribalyse v1.3 (Koch & Salou, 2016) ont été utilisées.

Les PRG (pouvoirs de réchauffement global) à 100 ans permettant de convertir les kg de GES en kg CO₂ équivalent proviennent de la méthode ReCiPe 2016 H (Huijbregts et al., 2016). Les valeurs des principaux PRG sont résumées dans le Tableau 15.

Tableau 15 : Principaux PRG utilisés dans l'étude.

Gaz	Valeur PRG
CO ₂	1
CH ₄	30
N ₂ O	265

2.3.2.1. Emissions indirectes liées à la production des intrants

Les émissions issues de la production des intrants utilisés pour la production agricole (engrais, produits phytosanitaires, etc.) sont prises en compte avec l'utilisation de la base de données ecoinvent (Wernet et al., 2016). Pour chaque processus de fabrication présent dans cette base de données, nous avons les quantités d'intrants, de matériels et d'énergie consommés ainsi que

les émissions de GES générées pour la production de l'intrant. Les données sur les quantités de fertilisant utilisées proviennent du dispositif B&E d'INRAE.

2.3.2.2. Emissions indirectes liées à l'utilisation des machines agricoles

Les opérations agricoles pour la production des cultures (travail du sol, semis, récolte, fertilisation...) correspondent à des procédés déjà existant dans la base de données Agribalyse. Ces procédés prennent en compte les émissions de GES liées à la production du matériel et à la production du carburant ainsi que sa combustion.

La nature des opérations ainsi que le nombre d'interventions pour chacune des cultures proviennent des données de la plateforme B&E.

2.3.2.3. Emissions liées à l'application des fertilisants

Les émissions de GES liées à la fertilisation se résument à des émissions de N₂O, celles-ci peuvent être dites directes ou indirectes selon le processus qui les engendre (voir Tableau 17 ci-dessous). Ces émissions de N₂O sont à la fois dépendantes de la quantité d'azote épandu mais aussi de la forme de cet azote et du type d'engrais utilisés.

Les données utilisées sur les quantités de N₂O émises ont deux provenances, une majorité d'entre elles (émissions directes) proviennent de mesures au champ par des chambres automatiques sur plusieurs années (données du dispositif B&E: Ferchaud et al. (2020) et données complémentaires acquises en 2019 et 2020) et d'autres (émissions indirectes) sont des données estimées selon le tier 1 du guide méthodologique du GIEC 2019 (Hergoualc'h, et al., 2019).

Les mesures d'émissions directes de N₂O sur le dispositif B&E ont été réalisées dans 9 traitements sur 16 (Tableau 16). Pour les cultures pérennes en N-, la valeur moyenne mesurée sur Mis T N- a été utilisée dans les calculs pour les autres traitements. Pour les cultures pluriannuelles et annuelles, les valeurs en N+ ont été estimées à partir des mesures en N-, ou inversement, en utilisant la différence d'apport d'azote et en considérant un facteur d'émission de 2.9 g N-N₂O par kg N (facteur d'émission obtenu à partir de mesures réalisées sur un autre essai en grandes cultures annuelles, situé à Estrées-Mons et avec un type d'engrais identique).

Traitement	Nombre d'années de mesure	Emissions annuelles de N ₂ O (g N ha ⁻¹)	
		Moyennes	Ecarts types
Mis PN+	4	232	221
Mis T N+	6	2326	1596
Mis T N-	3	160	278
SwiPN+	4	1224	653
Swi T N+	4	2109	1083
Fet-Luz N-	4	1081	974
Luz-Fet N-	4	989	420
Sor-Tri N+	2	1692	518
Tri-Sor N+	2	1800	734

Tableau 16 : Mesures d'émissions de N₂O réalisées sur le dispositif B& Eentre 2010 et 2019.

Les données sur les doses d'azote épandues, la forme de l'azote (organique ou minéral) et le type d'engrais (ammonitrate, solution azotée, etc.) proviennent des données du dispositif B&E d'INRAE.

Le Tableau 17 résume la liste des émissions de GES liées à la fertilisation, leurs origines et leur méthode de calcul ou d'estimation (mesuré ou calculé).

GES	Origines	Méthode de calcul ou d'estimation
N2O dit direct lié à la fertilisation	N ₂ O directement lié au processus de dénitrification / nitrification issu de l'apport d'azote	Données mesurées issues du dispositif B&E (mesures réalisées pour 9 traitements et valeurs estimées pour les autres)
N2O dit indirect lié à la volatilisation	N₂O lié à la volatilisation (NH₃ et NOx) de l'azote des engrais épandus	Données entièrement calculées pour le N ₂ O liés à la volatilisation (IPCC 2019, tier1). Les émissions de NH3 et Nox étant estimée par la méthode EMEP 2016 tier 1 (European Environment Agency (EEA), 2016).
N ₂ O dit indirect lié au lessivage	N₂O lié au lessivage (NO₃) de l'azote des engrais épandus	Données calculées selon IPCC 2019 à partir de mesure de NO₃ pour le N₂O liés au lessivage.

Tableau 17 : Origine et méthode de calcul des gaz à effet de serre liées à la fertilisation de culture.

2.3.2.4. Emissions de GES et atténuation liées au déstockage du carbone organique des sols

Une diminution du stock de carbone organique du sol du fait de pratiques agricoles peut engendrer des émissions induites de CO₂. A contrario une augmentation de ce stock va permettre une atténuation des émissions de GES car la quantité de carbone stocké une fois convertie en CO₂ équivalent pourra être déduite du bilan carbone global. Afin d'estimer ces émissions complémentaires ou cette atténuation des émissions des GES, il est nécessaire de pouvoir calculer la dynamique du stock de carbone organique dans le sol sur plusieurs années. Pour cette étude, l'évolution du stock a ainsi été considérée. Les données de stock de carbone organique du sol (COS) proviennent de mesures faites sur la plateforme B&E à l'état initial en 2006 et après 12 ans (début 2018) pour les systèmes de cultures pérennes ou 13 ans (fin 2018) pour les annuelles et les pluriannuelles. La prise en compte du stockage ou déstockage de carbone des sols dans le bilan des émissions de gaz à effet de serre a été faite selon la méthode du GIEC tier 2 (IPCC, 2006) décrite par l'équation ci-dessous. Selon cette méthode, la dynamique du stock de COS est normalement calculée pour une période de 20 ans.

$Q\ CO2 = (COSb - COSa) * 44/12$

Avec :

Q CO2 = Quantité de CO2 stocké sur 20 ans/ha

COSa = Stock de COS initial /ha

COSb = Stock de COS 20 ans après l'année initiale /ha

44/12 = Facteur de conversion carbone-dioxyde de carbone

Une fois ce calcul effectué, le $Q CO_2$ est divisé par 20 pour obtenir une quantité moyenne de CO_2 stocké par an par hectare (*Qan CO*₂). Ici, on divise le résultat par 12 ou 13 en fonction de la date de mesure des stocks.

Cette valeur *Qan CO*₂ sera ensuite déduite des autres émissions de gaz effet de serre brutes des systèmes étudiés afin d'obtenir une valeur du bilan GES global.
2.4.<u>Lot 4 - Adaptation du modèle AMG de dynamique du carbone dans les</u> sols

Dans le lot 4 du projet, nous avons choisi de nous focaliser sur le miscanthus en récolte tardive. En effet, il s'agit d'une part de la culture énergétique pérenne actuellement la plus cultivée en France ou en Europe et d'autre part, de celle dont on dispose du plus de références expérimentales en Europe. De plus, que ce soit en production ou en expérimentation, cette culture est conduite très majoritairement en récolte tardive (récolte en fin d'hiver – début de printemps).

Le travail dans ce lot a été séparé en deux tâches : 1) l'utilisation des résultats des simulations AMG réalisées dans le lot 2, auxquels ont été ajoutés des simulations sur des données issues de la bibliographie, afin de pouvoir estimer les entrées de C du miscanthus à partir de donnés facilement accessibles ; 2) la simulation de scénarios de production du miscanthus avec le modèle AMG dans différents contextes agropédoclimatiques.

Ce lot a fait l'objet d'un stage de Master 1 encadré par Jean-Christophe Mouny (Debril, 2021).

2.4.1. Développement d'une méthode d'estimation des entrées de C du miscanthus

Les résultats des lots 1 et 2 du projet permettent de disposer de références fiables sur les entrées de C du miscanthus dans deux conditions pédoclimatiques très différentes. Cela reste cependant insuffisant pour pouvoir les généraliser. Nous avons donc recherché dans la bibliographie des données expérimentales pouvant permettre de réaliser des simulations avec le modèle AMG et d'optimiser les entrées de C souterraines pour le miscanthus. Il était nécessaire de disposer à la fois de données sur l'évolution du carbone C4 sous miscanthus et de toutes les données permettant d'utiliser le modèle AMG. L'article de Poeplau & Don (2014) correspondait à ces besoins.

En effet, ces auteurs ont mesuré en 2011 dans six sites du nord de l'Europe les stocks de C et le δ^{13} C sous une parcelle de miscanthus (*Miscanthus* × *giganteus* dans 5 sites, *Miscanthus sinensis* Goliath à Jyndevad) et sous une parcelle adjacente représentant le système de culture en place avant l'implantation du miscanthus (étude synchronique). Malgré les limites de cette méthode pour ce qui concerne la quantification du stockage de C sous miscanthus (voir § 4.2), ces données restent intéressantes pour quantifier l'accumulation de carbone C4 sous miscanthus, les parcelles n'ayant jamais eu de cultures en C4 avant le miscanthus. Les données détaillées ont été obtenues après contact avec les auteurs. Seules les données météorologiques ont été obtenues par une autre source : Agri4Cast (<u>https://agri4cast.jrc.ec.europa.eu</u>). Le site de Jyndevad a cependant été exclu de l'analyse car *Miscanthus sinensis* est moins productif que *giganteus*, qui est l'espèce actuellement cultivée en Europe.

Le

Tableau 18 et le Tableau 19 présentent les caractéristiques des cinq sites étudiés par Poeplau & Don (2014). Au moment des mesures de stocks (2011), le miscanthus était âgé de 11 à 19 ans selon les sites. Ces sites présentent des rendements moyens en miscanthus assez proches mais des conditions pédoclimatiques relativement contrastées (climat frais dans l'ensemble).

Site	Pays	Age mis (an s)	Latitude	Longitude	T annuell e moyen ne (°C)	P (m m)	ETP (m m)	Rendeme nt mis* (t MSha ⁻¹)	Apport organiq ue mis
Delfzijl	Pays-Bas	11	53°17′ 58.51″ N	6°56′ 49.68 ″ E	10.0	755	616	13	Yes
Friemar	Allemag ne	15	50°58′ 30.63 ″ N	10°46′ 22.31 ″ E	9.7	650	684	15	No
Tänikon	Suisse	17	47°28′ 42.19 ″ N	8°54′ 17.02″ E	9.7	1133	747	14	Yes
Trier	Allemag ne	19	49°48′ 41.74 ″ N	6°43′ 12.72″ E	10.3	740	748	15	Yes
Weinfeld en	Suisse	15	47°33′ 50.26 ″ N	9°7′ 56.19″ E	10.8	965	762	14	Yes

Tableau 18 : Caractéristiques générales des cinq sites échantillonnés en 2011 par Poeplau & Don (2014).

* Rendement moyen à partir de l'année 2.

Tableau 19 : Caractéristiques du sol (horizon 0-30 cm) des parcelles de miscanthus des cinq sites échantillonnés en 2011 par Poeplau & Don (2014).

Site	Tupe de sol	Argile (g kg⁻¹)*	CaCO₃ (g kg⁻¹)	рН**	C/N	Stock de C organique de référence (t C ha ⁻¹)
Delfzijl	Vertisol	434	9	7.7	8.6	47.7
Friemar	Chernozem	221	14	7.6	11.3	70.9
Tänikon	Orthic Luvisol	258	53	7.5	8.9	59.7
Trier	Haplic Fluvisol	130	0	6.3	13.1	43.3
Weinfelden	Haplic Fluvisol	340	152	7.8	9.6	68.8

* Teneur en argile après décarbonatation estimée à partir de la teneur en argile granulométrique. ** pH eau estimé à partir du pH KCI.

Des simulations AMG ont donc été réalisées sur ces sites en utilisant la même approche que dans le lot 2. Les entrées de C aériennes ont été estimées à partir du rendement pour les feuilles tombées au sol avant la récolte et une valeur fixe de 1 t C ha⁻¹ an⁻¹ a été retenue pour les chaumes. Les entrées souterraines ont été optimisées sur chaque site par essai-erreur afin de simuler l'augmentation observée du stock de carbone C4. Tous ces sites étant en grandes cultures depuis plus de 20 ans au moment de l'implantation du miscanthus, la valeur standard de 0.65 a été retenue pour la proportion initiale de C stable. Celle-ci n'a de toute façon pas d'impact sur la simulation de l'accumulation du C4 (le stock initial de C4 étant nul).

L'ensemble des situations simulées, soit sept sites au total, a ensuite été analysé conjointement. Les relations entre les différentes variables ont été analysées via une matrice de corrélation (package R *corrplot*) ainsi qu'une analyse en composantes principales (ACP) (packages *FactoMineR*et *factoextra*). Un modèle linéaire a enfin été défini pour estimer les entrées de C souterraines à partir d'autres variables. Pour cela, nous avons utilisé la fonction *regsubsets* du package R *leaps*.

2.4.2. Simulation de scénarios de production

Des simulations ont été réalisées pour quantifier les évolutions de stocks de C sous miscanthus dans différents contextes pédoclimatiques et les comparer à celles obtenues pour des systèmes de grandes cultures représentatifs du contexte étudié. Cinq « cas types » ont été simulés : trois cas types représentant trois types de sol des Hauts-de-France (limon profond,

cranette sur craie, sable limoneux), un cas type en sol de craie en Champagne et un cas type en sol argilo-calcaire dans le Lauragais.

Les trois premiers cas types sont issus du projet CONSYST (Démarche de conception et évaluation de systèmes de culture pour la bioraffinerie oléagineuse intégrant les modèles de culture, de systèmes de culture et l'analyse de cycle de vie ; 2016-2018, programme GENESYS PIVERT). Ce projet portant sur la conception et évaluation de systèmes de culture avait pour cadre une zone de 50 km de rayons autour de la ville de Venette (aire d'approvisionnement d'une bioraffinerie), dans le département de l'Oise (Hauts-de-France). Trois types de sol avaient été définis comme les plus présents sur cette zone, et plus largement sur le territoire picard, et caractérisés : les limons profonds, les cranettes sur craie et les sables limoneux. Pour chaque type de sol, des systèmes de culture « de référence », c'est-à-dire représentatifs des pratiques agricoles actuelles, avaient été définis. Les rendements des cultures avaient été définis pour le territoire Picard. Des rendements moyens en miscanthus (récolte tardive) avaient également été définis pour chaque type de sol. Des simulations avaient aussi été réalisées avec le modèle STICS.

Les deux autres cas types correspondent à des sites du projet SYPPRE (SYstèmes de Production Performants et Respectueux de l'Environnement). Il s'agit d'un projet inter-instituts, initié en 2014, dans le cadre duquel cinq plateformes expérimentales ont été mises en place. Ces plateformes comparent un système de référence, représentatif du territoire et un système innovant, co-construit avec les acteurs locaux. Une caractérisation initiale des sols a été réalisée. Ces plateformes avaient déjà fait l'objet de simulations AMG dans le cadre du projet SoléBiom (Evaluation de prototypes de systèmes de grande culture orientés vers la production de biomasse pour la bioraffinerie, vis à vis de la préservation du bilan de carbone organique des sols à long terme ; 2015-2018, programme GENESYS PIVERT). Les rendements des cultures avaient été estimés à partir d'expertises locales sur les rendements moyens dans ces contextes pédoclimatiques.

Les caractéristiques de sol utilisées dans les simulations AMG pour chaque cas type sont présentées dans le Tableau 20. Les réserves utiles de ces sols, sont pour les cas types Hauts-de-France de 245, 140 et 115 mm respectivement en limon profond, cranette sur craie et sable limoneux, de 250 mm pour le cas type Champagne et de 110 mm pour le cas type Lauragais.

Zone	Type de sol	Teneur en argile (g kg ⁻¹)	Teneur en CaCO₃ (g kg⁻¹)	pH eau	C/N	Profondeur considérée (cm)	Stock de C initial (t C ha ⁻¹)
Hauts-de- France	Limon profond	180	4	7.8	9.7	30	46.9
Hauts-de- France	Cranette sur craie	140	460	8.1	8.8	25	47.5
Hauts-de- France	Sable Limoneux	90	4	7.5	10.6	30	37.8
Champagne	Rendzine grise	74	642	8.25	11.1	30	67.4
Lauragais	Argilo-calcaire	280	35.7	8.5	8.7	30	38.5

Tableau 20 : Caractéristiques du sol pour les cinq cas types simulés.

Les simulations ont été réalisées sur 20 ans, en utilisant les données climatiques des années 2000 à 2020 pour chaque site (données Agri4Cast : <u>https://agri4cast.jrc.ec.europa.eu</u>). Le

Tableau 21 récapitule les caractéristiques climatiques des cinq cas types.

Zone	Type de sol	Température moyenne annuelle (°C)	Précipitations moyennes annuelles (mm)	ETP Penman moyen annuel (mm)	P-ETP moyen annuel (mm)
Hauts-de- France	Limon profond	11.1	652	746	-94
Hauts-de- France	Cranette sur craie	11.1	652	746	-94
Hauts-de- France	Sable Limoneux	11.1	652	746	-94
Champagne	Rendzine grise	11.2	618	763	-145
Lauragais	Argilo-calcaire	14.1	617	1008	-391

Tableau 21 : Caractéristiques climatiques pour les cinq cas types simulés.

Pour chaque cas type, trois scénarios ont été simulés : le système de culture de référence, un scénario avec miscanthus implanté en première année puis en continu sur 20 ans (miscanthus permanent) et un scénario avec miscanthus implanté en première année, détruit au bout de 19 ans et avec une culture de blé en vingtième année (miscanthus destr.). En effet, il existe encore peu de recul sur le devenir à long terme des parcelles agricoles en miscanthus. Etant donnés les coûts importants d'implantation, les agriculteurs pourraient vouloir prolonger leur durée le plus longtemps possible. Au contraire, si une baisse de rendement apparaît au cours du temps, cela pourrait les inciter à détruire les parcelles pour les réimplanter en cultures annuelles ou en miscanthus. Le scénario « miscanthus permanent » permet donc d'appréhender le maintien d'un miscanthus sur 20 ans et au-delà, tandis que le scénario « misanthus destr » permet de voir l'impact d'une destruction du miscanthus, qui s'accompagne d'une restitution importante de carbone au sol (organes souterrains). A partir de ces trois scénarios simulés, des stocks de C à l'équilibre ont aussi été calculés pour se projeter sur plusieurs cas à long terme : miscanthus maintenu de manière permanente, miscanthus détruit tous les 19 ans puis réimplanté, alternance de 19 ans de miscanthus avec 21 ans de grandes cultures et enfin, système de référence exclusivement en grandes cultures.

Le Tableau 22 présente la succession culturale retenue pour chaque système de référence et le

Tableau 23 les rendements moyens des différentes cultures.

Zone	Type de sol	Succession culturale du système de référence
Hauts-de- France	Limon profond	Pomme de terre – Blé – Colza ou Pois de conserve – Blé / moutarde – Betterave – Blé / moutarde
Hauts-de- France	Cranette sur craie	Betterave - Blé - Colza / repousses - Blé / moutarde
Hauts-de- France	Sable Limoneux	Betterave – Blé/moutarde – Maïs grain – Blé/moutarde
Champagne	Rendzine grise	Betterave – Blé – Colza – Blé / vesce – Orge de printemps / vesce
Lauragais	Argilo-calcaire	Blé dur – Tournesol

Tableau 22 : Successions culturales des systèmes de référence pour les cinq cas types simulés.

		Hauts de Fra	ance		Champagne	Lauragais
Туре	Culture	Limon profond	Cranette sur craie	Sable Limoneux	Rendzine grise	Argilo- calcaire
Cultures principales	Betterave sucrière	18.0	10.4	10.4	18.2	
	Blé hiver	7.7	7.8	6.9	7.4	
	Colza hiver	4.1	2.9		3.6	
	Pomme de terre conso	15.0				
	Pois de conserve	2.0				
	Mais grain			5.9		
	Orge printemps				6.0	
	Blé dur					5.1
	Tournesol					2.3
Cultures	Moutarde	1.7	1.1	1.5		
intermédiaires	Vesce				1.5	
	Repousses Colza		0.2			

Tableau 23 : Rendements moyens des cultures (t MS ha⁻¹) des systèmes de référence pour les cinq cas types simulés.

Concernant le miscanthus, les rendements retenus sont précisés dans le Tableau 24. Ils prennent en compte l'évolution du rendement au cours des premières années de la culture et correspondent à des rendements moyens en année de production pour les cas types Hautsde-France de 17.9, 13.5 et 13.8 t MS ha⁻¹ an⁻¹ respectivement en limon profond, cranette sur craie et sable limoneux, de 16.2 t MS ha⁻¹ an⁻¹ pour le cas type Champagne et de 11.7 t MS ha⁻¹ an⁻¹ pour le cas type Lauragais. On considère que l'entrée en production se fait à partir de la deuxième année et que toute la biomasse aérienne est restituée en fin de première année (1 t MS ha⁻¹, soit 0.44 t C ha⁻¹). Pour le cas type Lauragais, les rendements de l'essai Lignoguide de Montans ont été retenus, plutôt que ceux de la plateforme du GIE GAO, car la réserve utile à Montans est plus proche de celle du sol simulé. Pour le cas type Champagne, ce sont les données d'un essai situé à Saint-Hilaire-le-Grand, sur une rendzine grise, qui ont été utilisées.

		Rendem (tMSha	ent du m ⁻¹ an ⁻¹)					
Zone	Type de sol	Année 1	Année 2	Année 3	Année n	Moyenne productio n	Source	
Hauts-de- France	Limon profond	1	15	18	18	17.9	Essai B& E	
Hauts-de- France	Cranette sur craie	1	7	10	14	13.5	Projet CONSYST	
Hauts-de- France	Sable Limoneux	1	10	14	14	13.8	Projet CONSYST	
Champagne	Rendzine grise	1	4	13	17	16.2	Essai Hilaire	Saint-
Lauragais	Argilo-calcaire	1	7	10	12	11.7	Essai Mont	ans

Tableau 24 : Rendements du miscanthus pour les cinq cas types simulés.

Pour les scénarios avec destruction du miscanthus, on considère l'itinéraire technique suivant : broyage de la biomasse aérienne à la fin du mois de juin, travail du sol de type déchaumage pendant l'été, labour et semis d'un blé à l'automne. Le C restitué au sol pendant l'année de destruction correspond donc à la biomasse aérienne broyée (rendement à la fin juin estimé à 70 % du rendement de fin d'hiver, d'après des mesures faites sur le dispositif B&E) et à la biomasse des organes souterrains. Les valeurs retenues pour ces dernières sont 8.3 t C ha⁻¹ en **Hauts-de-**France et Champagne (d'après les mesures sur le dispositif B&E) et 11.6 **t C ha⁻¹ pour** le Lauragais (d'après les mesures sur la plateforme GIE GAO). Il n'y a pas d'irrigation sauf pour le cas type Lauragais où l'on considère un apport de 100 mm lors de l'année d'implantation du **miscanthus.**

Les simulations ont été réalisées avec AMGv2, en utilisant les valeurs standard des paramètres du modèle (dont la proportion initiale de C stable, fixée à 65 %). Les entrées de C ont été calculées avec les coefficients allométriques standards pour les cultures annuelles (issus de Clivot et al., 2019 ou de Simeos-AMG : <u>http://simeos-amg.org</u>) et avec la méthode mise au point dans la partie précédente pour le miscanthus. Aucun apport organique n'est simulé, quel que soit le scénario ou le cas type.

3.1. Lot 1 - Effet des cultures énergétiques sur les stocks de carbone

3.1.1. Résultats pour le dispositif « Biomasse & Environnement »

3.1.1.1. Stocks de C de la biomasse souterraine des cultures pérennes et des résidus

La biomasse souterraine des cultures pérennes (rhizomes et racines) représente des quantités importantes de carbone (Tableau 10) : 8.3 t C ha⁻¹ en moyenne, sans différence significative entre les traitements. Ce stock de carbone se situe en majorité dans les rhizomes pour le miscanthus (70 % du total en moyenne) et dans les racines pour le switchgrass (60 % du total en moyenne). Cependant, la variabilité des mesures étant assez forte, les différences entre espèces ne sont pas toujours significatives. La quantité de C des racines est en moyenne plus élevée dans les traitements non fertilisés (N-) que dans les traitements fertilisés (N+).

On retrouve également des quantités importantes de C dans les résidus des cultures pérennes (Tableau 25). Les résidus « aériens » (en surface du sol), représentent en moyenne 3.3 t C ha⁻¹ et sont significativement plus importants pour les récoltes tardives que pour les récoltes précoces (2.6 vs. 4.6 t C ha⁻¹). Ils sont principalement constitués de la base des tiges laissée à la récolte, de fragments de tiges et de feuilles sénescente pour le miscanthus en récolte tardive. Les résidus souterrains, que l'on retrouve entre 0 et 5 cm de profondeur et qui sont principalement des fragments de tiges, représentent en moyenne 1.1 t C ha⁻¹, sans effet significatif des traitements.

Les résidus représentent des quantités de carbone beaucoup plus faibles sous les cultures pluriannuelles et annuelles (Tableau 26): 0.6 t C ha⁻¹ en moyenne. Ces résidus se situent principalement entre 0 et 20 cm de profondeur. On retrouve des quantités un peu plus élevées pour la rotation Fet-Luz, ce qui correspond à la présence de pivots de la luzerne détruite à l'automne 2017 pas encore décomposés.

	Mis P	Mis P			Mis T Sv			Swi P	Swi P			Swi T			
	N-	N+		N-		N+		N-		N+		N-		N+	
Biomasse sou	terraine (t C ha-1))													
a) Rhizomes	3.0 (0.8) a	5.0 (1.1)	а	6.2 (2.7)	а	6.7 (5.2)	а	2.4 (0.5)	а	3.4 (2.7)	а	4.7 (1.9)	а	4.1 (2.1)	а
b) Racines	2.8 (0.8) ab	2.1 (0.3)	а	2.5 (0.7)	ab	1.6 (0.2)	а	5.1 (0.4)	bc	5.0 (2.2)	bc	7.2 (0.4)	с	4.4 (1.2)	ab
Total (a+b)	5.8 (0.3) a	7.1 (1.0)	а	8.7 (2.8)	а	8.3 (5.1)	а	7.6 (0.2)	а	8.4 (4.5)	а	11.9 (1.9)	а	8.5 (3.2)	а
Résidus de cu	ulture (t C ha-1)														
a) Aériens	1.9 (0.2) a	2.4 (0.5)	а	5.0 (0.8)	b	4.7 (0.6)	b	2.2 (0.4)	а	2.0 (0.7)	а	4.2 (0.2)	b	4.2 (0.2)	b
b) Souterrains	0.7 (0.5) a	1.1 (0.4)	а	1.8 (0.4)	а	1.0 (0.8)	а	0.8 (0.2)	а	0.7 (0.3)	а	1.3 (0.6)	а	1.2 (0.7)	а
Total (a+b)	2.6 (0.4) a	3.5 (0.5)	ab	6.8 (1.2)	С	5.7 (1.1)	с	3.0 (0.2)	а	2.7 (0.7)	а	5.5 (0.5)	bc	5.5 (0.6)	С

Tableau 25 : Quantités de carbone (t C ha⁻¹) contenues dans la biomasse (0-60 cm) et les résidus des cultures pérennes en 2018.

Les valeurs entre parenthèses sont des écarts-types. Les lettres indiquent des différences significatives (p<0.05) entre traitements.

Tableau 26 : Quantités de carbone (t C ha⁻¹) contenues dans les résidus des cultures pluriannuelles et annuelles en novembre 2018.

	Fet-Luz		Luz-Fet		Sor-Tri		Tri-Sor		
	N-	N+	N-	N+	N-	N+	N-	N+	
Résidus de culture	1.2 (1.0) b	1.2 (0.3) b	0.2 (0.0) a	0.3 (0.1) a	0.3 (0.1) a	0.3 (0.1) a	0.4 (0.2) ab	0.6 (0.3) ab	

Les valeurs entre parenthèses sont des écarts-types. Les lettres indiquent des différences significatives (p<0.05) entre traitements.

3.1.1.2. Stocks initiaux

La carte des stocks de C organique initiaux sur le dispositif B&E (Figure 5a) montre un gradient est-ouest très net. Les stocks de C organique sur la couche de sol anciennement travaillée (L1-3, 4905 t ha⁻¹) en 2006 étaient en moyenne de 52.4 t C ha⁻¹ sur la partie ouest (correspondant aux cultures pérennes) et de 48.4 t C ha⁻¹ sur la partie est (correspondant aux cultures annuelles et pluriannuelles) (Tableau 27). Le même effet était observé pour les stocks d'azote total. Ceci peut s'expliquer par un gradient de teneur en argile, avec en moyenne 180 g kg-1 à l'ouest et 148 g kg-1 à l'est dans l'horizon 0-30 cm. Sur l'ensemble des 48 parcelles, les stocks de C initiaux sur L1-3 variaient ainsi de 46.7 à 55.2 t C ha⁻¹.

La variabilité spatiale initiale du δ^{13} C était plus faible, le δ^{13} C moyen pondéré sur la couche L1-3 variant de -26.4 à -25.8 ‰ (Figure 5b). Sa valeur moyenne était de -26.2 ‰, sans différence significative entre les parties est et ouest du dispositif (Tableau 27). Il existait tout de même une structuration spatiale avec une zone au sud-est présentant des valeurs un peu plus élevées que dans le reste de l'essai.



Figure 5 : Variabilité spatiale initiale (2006) sur le dispositif B&E (a) du stock de C organique (SOC) et (b) du δ¹³C moyen pondéré, sur la couche L1-3 (4905 t ha⁻¹) correspondant à la couche de sol anciennement travaillée. Cartes obtenues par krigeage à partir des points mesurés (ronds noirs).

parties du dispositif B&E : cultures pérennes et cultures pluriannuelle	es/annuelles. Les valeurs entre
parenthèses sont les écarts types entre les 24 parcelles	de chaque partie.
Carbone organique du sol (t ha ⁻¹)	δ ¹³ C _w (%)

- ·	Magaa		Carbone or	ganique du sol (th	na⁻¹)	δ	δ ¹³ C _w (‰)				
Couch e de sol	e de de sol Profondeu sol (t ha ⁻¹)		Cultures pérennes	Cultures Cultures pluriannuelles et érennes annuelles		Cultures pérennes	Cultures pluriannuelles et annuelles				
L1	715	5	8.00 (0.26)	7.31 (0.21)	***	-26.29 (0.06)	-26.10 (0.12)	NS			
L1-2	2865	20	32.05 (1.04)	29.29 (0.83)	***	-26.29 (0.06)	-26.10 (0.12)	NS			
L1-3	4905	33.9	52.44 (1.71)	48.44 (1.15)	***	-26.26 (0.06)	-26.20 (0.14)	NS			
L1-4	5835	40	58.02 (2.01)	53.93 (1.23)	***	-26.22 (0.06)	-26.15 (0.13)	NS			
			Azote t	otal du sol (t ha-1)			C/N				
Couch e de sol	Masse de sol (t ha ⁻¹)	Profondeu r (cm)	Cultures pérennes	Cultures pluriannuelles et annuelles		Cultures pérennes	Cultures pluriannuelles et annuelles				
L1	715	5	0.88 (0.06)	0.79 (0.04)	***	9.15 (0.18)	9.30 (0.21)	NS			
L1-2	2865	20	3.51 (0.06)	3.15 (0.04)	***	9.15 (0.18)	9.30 (0.21)	NS			

L1-3	4905	33.9	5.84 ^{(0.04})	5.30 (0.03)	***	8.99 (0.12)	9.14 (0.15)	NS
L1-4	5835	40	6.56 (0.05)	5.96 (0.04)	***	8.85 (0.11)	9.05 (0.14)	NS

Les astérisques indiquent des différences significatives (*** p<0.001; NS = non significatif).

3.1.1.3. Densités apparentes en 2018

Les densités apparentes du sol mesurées en 2018 étaient significativement différentes entre rotations et entre horizons, mais pas entre niveaux de fertilisation azotée.

Pour les cultures pérennes, les densités augmentent entre l'horizon 0-5 cm et l'horizon 10-15 cm et sont relativement stables en-dessous (Tableau 28). Elles étaient en moyenne plus élevées entre 0 et 25 cm de profondeur pour les coupes tardives que pour les coupes précoces. Elles étaient ainsi significativement plus élevées sur l'horizon 0-40 cm en récolte tardive (1.52 g cm⁻³) qu'en récolte précoce (1.47 g cm⁻³).

Pour les cultures annuelles et pluriannuelles, les densités en 2018 étaient un peu plus variables et significativement plus faibles sur l'horizon 0-40 cm pour la rotation Fet-luz (1.37 g cm⁻³) que pour les autres rotations (1.45 g cm⁻³ en moyenne).

Tableau 28 : Masses volumiques du sol (g cm3) mesurées en 2018 sur le dispositif B& E (moyennes N- etN+).

Profondeu Mis P r (cm)		Mis T	Swi P	Swi T	Fet-luz	Luz-Fet	Sor-Tri	Tri-Sor
0-5	1.39 ^{(0.03})	1.40 ^{(0.04})	1.34 ^{(0.04})	1.39 ^{(0.02})	1.32 ^{(0.02})	1.43 (0.04)	1.26 ^{(0.03})	1.24 (0.03)
5-10	1.33 ^{(0.02})	1.48 ^{(0.05})	1.44 ^{(0.03})	1.51 <mark>(0.01</mark>)	1.35 ^{(0.01})	1.45 ^{(0.06})	1.37 ^{(0.01})	1.42 (0.02)
10-15	1.43 ^{(0.03})	1.56 ^{(0.03})	1.50 ^{(0.04})	1.56 ^{(0.01})	1.35 ^{(0.01})	1.42 (0.06)	1.43 ^{(0.02})	1.49 ^{(0.02})
15-20	1.47 ^{(0.02})	1.55 ^{(0.02})	1.50 ^{(0.04})	1.55 ^{(0.02})	1.33 ^{(0.01})	1.38 ^{(0.05})	1.49 ^{(0.03})	1.48 ^{(0.02})
20-25	1.51 ^{(0.01})	1.56 ^{(0.02})	1.51 ^{(0.03})	1.55 ^{(0.02})	1.35 ^{(0.05})	1.38 ^{(0.03})	1.54 ^{(0.01})	1.47 ^{(0.03})
25-30	1.53 ^{(0.01})	1.55 ^{(0.03})	1.51 ^{(0.02})	1.54 ^{(0.01})	1.37 ^{(0.03})	1.44 ^{(0.02})	1.54 ^{(0.03})	1.50 ^{(0.02})
30-35	1.54 ^{(0.01})	1.55 ^{(0.03})	1.52 ^{(0.01})	1.54 ^{(0.01})	1.43 ^{(0.04})	1.49 ^{(0.01})	1.54 ^{(0.01})	1.51 ^{(0.02}
35-40	1.55 ^{(0.02})	1.53 ^{(0.03})	1.50 ^{(0.03})	1.52 ^{(0.02})	1.47 ^{(0.03})	1.56 ^{(0.09})	1.56 ^{(0.07})	1.47 ^{(0.05})
0-40	1.47 ^{(0.01})	1.52 ^{(0.01})	1.48 ^{(0.02})	1.52 ^{(0.01})	1.37 ^{(0.02})	1.44 ^{(0.03}	1.47 ^{(0.01})	1.45 ^{(0.01})

Les chiffres entre parenthèses sont des écarts types.

3.1.1.4. Teneurs par couche en 2018 et évolution par rapport à 2006

En 2018, pour les cultures pérennes, les teneurs en C organique dans les différentes couches de sol étaient proches entre les traitements. Seules les teneurs de la couche L1 étaient significativement impactées par la rotation et la fertilisation azotée (Tableau 29). Ainsi, les teneurs dans cette couche étaient en moyenne un peu plus élevées pour les coupes tardives que pour les coupes précoces (20.1 vs. 17.1 g kg⁻¹) et pour les traitements N+ que pour les traitements N- (19.4 vs. 17.8 g kg⁻¹). Par rapport à 2006, les teneurs mesurées en 2018 sous les cultures pérennes présentent une forte stratification verticale (Figure 6). Elles ont ainsi augmenté de manière importante et significative pour tous les traitements dans la couche L1 (+7.4 g kg⁻¹ en moyenne). Par contre, elles ont légèrement diminué dans les couches L2 et L3 (-

0.5 g kg⁻¹ en moyenne), de manière significative sauf pour le switchgrass en récolte précoce. Elles sont restées stables dans la couche L4.

Une augmentation significative du δ^{13} C entre 2006 et 2018 est observée pour toutes les couches de sol et tous les traitements des cultures pérennes (Figure 7). Cette augmentation est particulièrement importante dans la couche L1 (+6.3 ‰). En 2018, le δ^{13} C dans cette couche était significativement impacté par la date de récolte (Tableau 29) avec des valeurs un peu plus élevées en récolte tardive qu'en récolte précoce (-18.8 vs. -21.2 ‰). Dans les couches L3 et L4, il y avait une interaction Rotation × N significative, avec des valeurs en général plus élevées en N- qu'en N+, sauf pour le switchgrass en récolte précoce.

En parallèle, on observe une augmentation du rapport C/N pour les couches L1 à L4, particulièrement significative et importante dans L1 (Figure 8) : 9.1 en 2006 vs. 11.5 en moyenne en 2018.

Pour les cultures annuelles et pluriannuelles, les teneurs en C organique en 2018 étaient significativement impactées par la rotation dans les couches L1 à L3 (Tableau 29). En effet, dans les couches L1 et L2, ces teneurs ont significativement augmenté par rapport à 2006 pour les cultures pluriannuelles (+1.4 g kg⁻¹ en moyenne), alors qu'elles ont significativement diminué pour les cultures annuelles (-0.7 g kg⁻¹ en moyenne) (Figure 6). Dans L3, les teneurs ont diminué pour tous les traitements, mais de façon plus marquée pour les cultures annuelles que pour les cultures pluriannuelles (-0.9 vs. -2.8 g kg⁻¹ en moyenne). Dans L4, une diminution équivalente dans toutes rotations peut également être observée (-1.8 g kg⁻¹ en moyenne), avec un effet significatif mais faible de la fertilisation azotée.

Les 5¹³C ont diminué entre 2006 et 2018 de manière significative pour les couches L1 à L3 sous les cultures pluriannuelles alors qu'elles ont augmenté significativement dans la rotation Tri-Sor et de manière plus légère dans la rotation Sor-Tri (Figure 7). Les valeurs mesurées en 2018 étaient donc significativement plus élevées sous les cultures annuelles que sous les cultures annuelles (Tableau 29).

Le rapport C/N a lui peu évolué pour ces traitements (Figure 8). Il a diminué de manière significative dans L4 pour tous les traitements.

			0				Cultures pluriannuelles et							
Variable	Facteur ou		Cultu	resper	ennes			a	innuelle	es				
Variabio	Interaction	L1	L2	L3	L4	L5	L1	L2	L3	L4	L5			
Teneur en	Rotation	*					***	***	**					
COS	Fert. N	*						*		**				
COS g kg ⁻¹) Fert. N Rotati 5 ¹³ C (‰) Rotati Fert. N Rotati C/N Rotati Fert. I	Rotation × N													
δ ¹³ C (‰)	Rotation	***		*	*		***	***	**		*			
C/N	Fert. N			***	**									
	Rotation × N			***	**									
C/N	Rotation	***												
	Fert. N		*											
	Rotation × N													
Teneur C _{Nouvea}	• Rotation	**		**	**									
(g kg⁻¹)	Fert. N			***	**									
	Rotation × N			***	**									
Teneur CAncien	Rotation	**												
(g kg ⁻¹)	Fert. N	*												
	Rotation × N			*										

Tableau 29 : Résultats de l'analyse de variance par couche de sol sur la teneur en C organique, le δ¹³C, le rapport C/N, la teneur en C « nouveau » et la teneur en C « ancien » en 2018 (* p<0.05 ; ** p<0.01 ; *** p<0.01).

Pour les cultures pérennes (en C4) et les cultures pluriannuelles (en C3) nous avons également calculé les teneurs en C « nouveau » et « ancien » en 2018.

Sous les cultures pérennes, le C « nouveau » se situe majoritairement dans la couche L1 (Figure 9). Les teneurs y sont significativement plus élevées pour les coupes tardives que pour les coupes précoces (11.3 vs. 6.5 g kg⁻¹ en moyenne) (Tableau 29). Les teneurs en C « nouveau » diminuent avec la profondeur (1.3, 0.6 et 0.2 g kg⁻¹ en moyenne en moyenne dans les couches L2, L3 et L4, respectivement). Dans les couches L2 à L4, elles sont légèrement plus élevées en N- qu'en N+, sauf pour le switchgrass en récolte précoce. Sous les cultures pluriannuelles, les teneurs en C « nouveau » sont moins stratifiées (Figure 9) et sont proches pour les différents traitements. Elles sont en moyenne de 4.4, 4.1, 1.4 et 0.2 g kg⁻¹ pour les couches L1 à L4.

Les teneurs en C « ancien » mesurées sous les cultures pérennes en 2018 diffèrent selon la rotation et la fertilisation dans la couche L1, alors qu'elles sont plus homogènes dans les autres couches (Tableau 29, Figure 10). Dans L1, les teneurs sont plus faibles en récolte tardive qu'en récolte précoce (8.8 vs. 10.6 g kg⁻¹ en moyenne) et en N- qu'en N+ (9.3 vs. 10.0 g kg⁻¹ en moyenne). Ces teneurs élevées en C « ancien » pour les coupes précoces N+ pourraient être dues à la présence assez importante d'adventices dans ces traitements, qui constitue une entrée de carbone C3 (considéré à tort comme du C « ancien »). En dehors de ces situations particulières, les teneurs en C « ancien » sont logiquement plus faibles que les teneurs en C organiques initiale, sauf dans la couche L4 (pas de changement). Sous les cultures pluriannuelles, les teneurs en C « ancien » mesurées en 2018 sont proches pour les différents traitements et plus faibles que les teneurs en C organiques initiales, y compris en L4 (Figure 10).



Figure 6 : Profils de teneur en C organique (g kg¹) à masses équivalentes en 2006 et 2018 sur le dispositif B&E Les données 2006 sont moyennées entre N- et N+. Les étoiles indiquent un changement significatif entre les deux dates (* p<0.05 ; ** p<0.01 ; *** p< 0.001). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.



Figure 7 : Profils de δ¹³C (‰) calculés à masses équivalentes en 2006 et 2018 sur le dispositif B&E. Les données 2006 sont moyennées entre N- et N+. Les étoiles indiquent un changement significatif entre les deux dates (* p<0.05 ; ** p<0.01 ; *** p< 0.001). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.



Figure 8 : Profils de rapports C/N calculés à masses équivalentes en 2006 et 2018 sur le dispositif B&E. Les données 2006 sont moyennées entre N- et N+. Les étoiles indiquent un changement significatif entre les deux dates (* p<0.05 ; ** p<0.01 ; *** p< 0.001). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.



Figure 9 : Profils de concentration en C « nouveau » (g kg¹) calculés à masses équivalentes en 2006 et 2018 sur le dispositif B& Epour les cultures pérennes et pluriannuelles. Les données 2006 sont moyennées entre N- et N+. Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.



Figure 10 : Profils de concentration en C « ancien » (g k¹) calculés à masses équivalentes en 2006 et 2018 sur le dispositif B& Epour les cultures pérennes et pluriannuelles. Les données 2006 sont moyennées entre N- et N+. Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

3.1.1.5. Stocks cumulés en 2018

Au-delà de la couche L1, les stocks cumulés de C organique, le δ¹³C moyen pondéré et le rapport C/N moyen pondéré calculés à masses équivalentes en 2018 n'étaient pas significativement dépendant de la fertilisation (Tableau 30).

Pour les cultures pérennes, les stocks cumulés de C organique en 2018 pour les couches L1-2 à L1-5 n'étaient pas significativement différents entre traitements (Tableau 30). Ils étaient en moyenne de 55.6 t C ha⁻¹ sur L1-3 et de 73 t C ha⁻¹ sur L1-5 (Tableau 31).

Le δ¹³C moyen pondéré était en général un peu plus élevé pour les coupes tardives que pour les coupes précoces (-23.4 vs. -24.2 ‰ en moyenne sur L1-3) (Tableau 31).

Pour les cultures annuelles et pluriannuelles, les stocks de C organique cumulés étaient en 2018 significativement plus élevés sous cultures pluriannuelles que sous cultures annuelles : 51.1 vs. 49.9 t C ha⁻¹ sur L1-3 et 64.8 vs. 55.3 t C ha⁻¹ sur L1-5 (Tableau 30 ; Tableau 31).

Les δ^{13} C moyens pondérés étaient aussi plus faibles sous les cultures pluriannuelles que sous les cultures annuelles : -27.1 vs. -25.8 % sur L1-3 (Tableau 31).

Tableau 30 : Résultats de l'analyse de variance sur le stock cumulé de C organique, le δ¹³C moyenne pondér, le rapport C/N moyen pondéré, le stock de C « nouveau » et le stock de C « ancien » en 2018 (* p<0.05 ; ** p<0.01 ; *** p< 0.001).

Variable	Facteur ou		Cultu	respér	ennes		Cultures pluriannuelles et annuelles						
Variable	Interaction	L1	L1-2	L1-3	L1-4	L1-5	L1	L1-2	L1-3	L1-4	L1-5		
Stock de COS	Rotation	*					***	***	***	***	**		
(t ha⁻¹)	Fert. N	*									*		
	Rotation × N												
δ¹³C _w (‰)	Rotation	***	**	**	*	*	***	***	***	***	***		
δ ¹³ C _w (‰)	Fert. N												
	Rotation × N												
C/N _w	Rotation	***	*										
	Fert. N												
	Rotation × N												
CNouveau	Rotation	**	**	*	*								
(t ha⁻¹)	Fert. N												
	Rotation × N												
CAncien	Rotation	**											
(t ha⁻¹)	Fert. N	*											
	Rotation \times N												

		(a) Cı	ulturespérer	nnes									
Cauch	Masse de	Mis P)		Mis T			Swi P			Swi T		
e de sol	sol cumulée (t ha ⁻¹)	Prof (cm	COS (t ha ⁻¹)	δ ¹³ Cw (‰)	Prof (cm	COS (t ha ⁻¹)	δ ¹³ Cw (‰)	Prof (cm	COS (t ha ⁻¹)	δ ¹³ Cw (‰)	Prof (cm	COS (t ha ⁻¹)	δ ¹³ C _w (‰)
))))		
L1	715	5.1	11.95 (0.26)	a -21.0 (0.9)	A 5.1	14.5 0 (1.86)	a -18.6 ^{(0.5} B	5.3	12.2 (0.77 8)	a -21.4 ^{(0.7} A	5.1	14.13 (0.94)	a -18.9 (0.6) B
L1-2	2865	20. 3	34.7 0 (1.79)) a - (0.2 23.5)	A 19.1	36.7 (2.32 9)	a - (0.3 22.4) B	19.8	35.8 (2.54 7)	a - (0.5 A 23.5) A	19.0	37.3 (1.27 5)	a - (0.5 22.3) B
L1-3	4905	33. 7	54.2 (2.57 2)	a - (0.2 a 24.2)	A 32. 2	55.3 (2.94 2)	a - (0.3 A 23.5) B	33. 3	55.6 (2.90 7)	a - (0.4 24.2) A	32. 3	57.2 (2.31 0)	a - (0.5 23.3) B
L1-4	5835	39. 7	59.9 (3.36 8)	a - (0.2 24.4)	A 38. 3	60.9 (2.67 2)	a - (0.2 A 23.6) B	39. 4	61.7 3 (2.21)	a - (0.4 A 24.3)	38. 3	62.9 (2.94 7)	a - (0.5 23.4) B
L1-5	8972	59. 7	71.0 (4.58 5)	a - (0.2 24.5)	A 58. 3	72.0 1 (2.18)	a - (0.2 A 23.9) B	59. 4	73.9 4 (1.87)	a - (0.4 A 24.4) B	58. 4	74.9 (4.33 7)	a - (0.5 23.6) B

Tableau 31 : Stocks de C cumulés (COS, t ha⁻¹) et δ¹³C moyens pondérés (δ¹³Cw, ‰) mesurés à masses de sol équivalentes en 2018 sur le dispositif B&E (moyennes des traitements N- et N+).

		(b) C	ultures	spluria	nnı	uelles	et an	nuel	lles															
Couch	Masse de	Fet-L	uz						Luz-F	et					Sor-T	ri				Tri-So	or			
de sol de	sol cumulée (t ha ⁻¹)	Prof (cm)	(t	COS ha ⁻¹)		δ (¹³ Cw (‰)		Prof (cm)	C (t	COS ha ⁻¹)		δ ¹³ C _w (‰)		Prof (cm)	COS (t ha ⁻¹)		δ ¹³ Cw (‰)		Prof (cm)	COS (t ha¹)		δ ¹³ Ϲ _ν (‰)	w
L1	715	5.3	8.11	(0.09)	с	- 27.2	(0.2)	A	5.0	8.48	(0.29)	с	- (0.2 27.4)	A	5.6	7.25 (0.26)	b	- (0.1 26.0)	В	5.6	6.55 ^{(0.18})	а	- (0. 25.3)	. ¹ C
L1-2	2865	21.4	32.21	(0.47)	b	- 27.2	(0.2)	А	20. 2	33.3 8	(1.10)	b	- (0.3 27.3)	A	20. 6	27.7 5 (1.31)	а	- (0.1 25.9)	В	20. 3	26.8 (0.63 3)	а	- (0. 25.5)	. ¹ В
L1-3	4905	36. 0	49.3 2	(0.79)	b	- 27.1	(0.1)	Α	34. 4	50.9 3	(1.62)	b	- (0.3 27.2)	A	33. 8	41.0 (1.61 9)	a	- (0.1 26.0)	в	34. 0	40.6 (0.81 8)	a	- (0 25.5)	. ¹ в
L1-4	5835	42.1	53.14	(1.33)	b	۔ 27.0	(0.1)	А	40. 4	54.8 7	(2.00)	b	-27.1 (0.3)	A	39. 8	44.7 (1.66 6)	а	- (0.1 26.0)	В	40. 2	44.41 (0.92)	а	- (0. 25.6)	. ¹ В
L1-5	8972	62.1	64.0 3	(2.21)	b	۔ 26.8	(0.1)	Α	60. 3	65.61	(3.20)	b	- (0.2 26.9)	A	59. 8	55.1 (1.89 9)	а	- (0.1 25.9)	В	60. 2	55.3 (1.63 3)	а	- (0. 25.5)	. ¹ в

Les valeurs entre parenthèses sont des écarts types. Les lettres indiquent des différences significatives (p<0.05) entre rotations (minuscules : SOC, majuscules : $\delta^{13}C_w$). Les valeurs en gras correspondent à la couche de sol anciennement travaillée.

3.1.1.6. Evolution des stocks entre 2006 et 2018

Les évolutions de stocks cumulés de C organique et de δ^{13} C moyen pondéré entre 2006 et 2018 ont été calculées pour chaque traitement (Figure 11).

Pour les cultures pérennes, les stocks de C organique ont augmenté quel que soit la couche considérée (L1-2, L1-3 ou L1-4). Ces augmentations sont significatives, sauf pour le miscanthus en récolte précoce. Elles représentent +3.2 t C ha⁻¹ en moyenne sur L1-3, soit +0.26 t C ha⁻¹ an⁻¹ (+3.5 t C ha⁻¹, soit +0.29 t C ha⁻¹ an⁻¹ sans le miscanthus en récolte précoce). Elles sont du même ordre de grandeur pour la couche L1-4. Cette évolution s'est accompagnée d'une augmentation moyenne du δ13C moyen pondéré de 2.5 ‰ sur L1-3 et 2.3 ‰ sur L1-4.

Pour les cultures pluriannuelles (pluriannuelles), les stocks de C organique ont augmenté de manière significative sur L1-2 (+3.7 t C ha⁻¹ en moyenne), mais cette augmentation n'est plus significative sur L1-3 que pour la rotation Luz-Fet (+2.6 t C ha⁻¹ soit +0.2 t C ha⁻¹ an⁻¹). En intégrant la couche L4, l'évolution devient nulle. En parallèle, le δ^{13} C moyen pondéré a diminué de 1 et 0.9 ‰, respectivement sur L1-3 et L1-4.

Pour les cultures annuelles, on observe une diminution significative des stocks de C organique, d'autant plus grande que l'épaisseur de sol considérée est importante (-7.8 t C ha⁻¹ soit -0.60 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur L1-3, -9.6 t C ha⁻¹ soit -0.74 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur L1-4). Le δ13C moyen pondéré n'a pas évolué de manière significative pour la rotation Sor-Tri mais légèrement augmenté pour la rotation Tri-Sor (+0.5 ‰ sur L1-3).



Figure 11 : Evolutions du stock de C cumulé (SOC, t ha¹) et du δ13C moyen pondéré (δ13Cw, ‰) calculées à masses de sol équivalentes entre 2006 et 2018 sur le dispositif B&E (moyenne des N- et N+) pour les couches L1-2 (2865 t ha¹), L1-3 (4905 t ha¹) et L1-4 (5835 t ha¹). Les étoiles indiquent un changement significatif entre les deux dates (* p<0.05 ; ** p<0.01 ; *** p< 0.001). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

En parallèle, le rapport C/N a significativement augmenté pour les cultures pérennes sur L1-3 et sur L1-4, passant en moyenne de 9 à 9.7 sur L1-3. Il n'a pas significativement évolué sur L1-3 ou L1-4 pour les autres traitements.

Des mesures de stocks équivalentes à celles réalisées en 2018 avaient déjà été effectuées en 2011 ou 2012 sur le dispositif B&E, avec un protocole quasi-identique. Il est donc intéressant d'observer la dynamique des stocks de C organique sur les 3 dates de mesure.

Que ce soit sur L1-3 ou sur L1-4, les stocks de C organique ont augmenté sous les cultures pérennes depuis 2006 de manière plus ou moins linéaire (Figure 12 et Figure 13). En 2011, l'augmentation des stocks par rapport à 2006 n'était pas significative (sauf pour le miscanthus en récolte précoce). Ce dernier présente d'ailleurs une évolution particulière, puisque les stocks avaient augmenté de manière assez importantes entre 2006 et 2011, mais ont stagné, voire légèrement diminué, entre 2011 et 2018.

Pour les cultures pluriannuelles et annuelles, la dynamique des stocks sur L1-3 ou sur L1-4 est beaucoup moins monotone (Figure 12 et Figure 13). Les stocks sous cultures pluriannuelles avaient augmenté de manière importante entre 2006 et 2012 (+6.0 et +6.6 t C ha⁻¹, respectivement sur L1-3 et L1-4), mais ils ont diminué entre 2012 et 2018 (-3.5 et -5.3 t C ha⁻¹, respectivement sur L1-3 et L1-4). Sous les cultures annuelles, les stocks étaient stables, voire en légère augmentation, entre 2006 et 2012 (+1.1 et +1.2 t C ha⁻¹, respectivement sur L1-3 et L1-4), mais ils ont fortement chuté entre 2012 et 2018 (-7.6 et -9.3 t C ha⁻¹, respectivement sur L1-3 et L1-4).



Figure 12 : Evolutions du stock de C cumulé (SOC, t ha¹) de la couche L1-3 (4905 t ha¹) sur le dispositif B&E entre 2006 et 2018. Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.



Figure 13 : Evolutions du stock de C cumulé (SOC, t ha⁻¹) de la couche L1-4 (5835 t ha⁻¹) sur le dispositif B& E entre 2006 et 2018. Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

L'accumulation de C « nouveau » et la diminution de C « ancien » (exprimée en t C ha⁻¹ an⁻¹) peuvent être comparées entre les deux périodes expérimentales pour les cultures pérennes et pluriannuelles (Figure 14 et Figure 15).

Sous les cultures pérennes, la vitesse d'accumulation de C « nouveau » a peu évolué entre les deux périodes : elle était pour L1-4 de 0.87 t C ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne sur la période 1 et de 0.89 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur la période 2. Cette accumulation est un peu plus rapide pour les coupes tardives que pour les coupes précoces. Elle a lieu principalement dans la couche L1, et dans la couche L2 dans une moindre mesure.

La vitesse de diminution du C « ancien » est un peu plus variable, à la fois entre traitements et entre périodes. Pour le miscanthus en récolte précoce, celle-ci n'était pas significativement différente de zéro sur la période 1, alors qu'elle atteignait -0.93 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour L1-4 sur la période 2. Pour les autres traitements, elle était de -0.71 t C ha⁻¹ an⁻¹ en période 1 et de -0.58 t C ha⁻¹ an⁻¹ en période 2.

Pour les cultures pluriannuelles, la vitesse d'accumulation de C « nouveau » a fortement chuté entre la période 1 et la période 2, passant en moyenne de +1.78 t C ha⁻¹ an⁻¹ à +0.58 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur L1-4. En parallèle, la diminution du C « ancien » s'est un peu accélérée : elle était de -0.78 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur la période 1, contre -1.17 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur la période 2.



Figure 14 : : Evolutions du stock de C « nouveau » cumulé (SOCNew, t ha¹) de la couche L1-4 (5835 t ha¹) sur le dispositif B& E entre 2006 et 2011-2012 (Period 1) et entre 2011-2012 et 2018 (Period 2). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.



Figure 15 : Evolutions du stock de C « ancien » cumulé (SOCOld, t ha¹) de la couche L1-4 (5835 t ha¹) sur le dispositif B& E entre 2006 et 2011-2012 (Period 1) et entre 2011-2012 et 2018 (Period 2). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

Il faut cependant interpréter avec précaution les différences entre cultures pérennes et cultures pluriannuelles. En effet, le δ^{13} C du sol en 2006, était plus proche du signal de plantes en C3 que de plantes en C4. Le calcul est donc plus sensible à la variabilité du δ^{13} C des plantes pour les cultures pluriannuelles (en C3) que pour les cultures pérennes (en C4). Si l'on regarde les mesures ¹³C réalisées sur les parties aériennes des cultures, le coefficient de variation est 1.8 % pour le miscanthus, 2.3 % pour le switchgrass et en moyenne 2.5 % pour la fétuque et la luzerne. Si l'on fait varier le δ^{13} C utilisé dans le calcul du C « ancien » et du C « nouveau » de plus ou moins l'écart type correspondant, cela a très peu d'effet sur les résultats des cultures pérennes, alors que pour les cultures pluriannuelles on observe une variation des résultats de 35-40 % entre ces deux scénarios.

3.1.2. Résultats pour la plateforme du GIE GAO

3.1.2.1. Stocks de C de la biomasse souterraine des cultures pérennes et des résidus

La biomasse souterraine des cultures pérennes (rhizomes et racines), mesurée en 2019, représente des quantités importantes de carbone, avec une valeur moyenne de 11.9 t C ha⁻¹, ce qui est supérieur à la moyenne observée sur B&E (8.3 t C ha⁻¹). Le seul effet significatif des traitements observés est la date de récolte pour le switchgrass : les stocks sont plus élevés en récolte précoce (Tableau 32). Les stocks de C souterrains sont en moyenne un peu supérieurs pour le miscanthus par rapport au switchgrass (13.2 vs. 10.7 t C ha⁻¹) et surtout répartis différemment entre rhizomes et racines (à 76 % dans les rhizomes pour le miscanthus, contre seulement 28 % pour le switchgrass).

On retrouve également des quantités importantes de C dans les résidus des cultures pérennes (Tableau 32), avec en moyenne 8.5 t C ha⁻¹ (contre 4.4 t C ha⁻¹ sur B&E). Les résidus « aériens », principalement constitués de la base des tiges laissée à la récolte, de fragments de tiges et de feuilles sénescente pour le miscanthus, sont plus importants pour le miscanthus que pour le switchgrass (6.3 vs. 2.4 t C ha⁻¹ en moyenne). Les résidus « souterrains », que l'on retrouve entre 0 et 5 cm de profondeur et qui sont principalement des fragments de tiges, représentent en moyenne 4.1 t C ha⁻¹. Parmi les traitements étudiés, seule une différence significative entre le switchgrass sec et irrigué peut être observée.

	Miscanthus		Switchgrass			Miscanthus			Switchgrass		
	Pluvial	ETM	Pluvial	ETM		Précoce	Tardive		Précoce	Tardive	
Biomasse rest	tante (t C ha-1)										
a) Rhizomes	9.9 (4.4)	11.1 (2.4)	1.9 (1.3)	4.1 (1.2)		10.5 (1.8)	8.3 (5.1)	0	4.0 (0.3)	1.9 (0.5)	**
b) Racines	2.5 (0.8)	3.1 (0.5)	5.3 (1.9)	8.6 (2.7)		4.0 (0.6)	3.4 (0.9)	0	9.6 (0.4)	7.2 (1.9)	
Total (a+b)	12.4 (4.6)	14.2 (2.0)	7.2 (3.1)	12.8 (2.2)		14.5 (1.4)	11.6 (5.7)	0	13.7 (0.6)	9.1 (2.4)	*
Résidus de cu	ulture (t C ha ⁻¹)										
a) Aérien	6.3 (1.3)	5.9 (2.7)	2.2 (0.2)	4.1 (0.2)	***	6.9 (4.1)	6.3 (1.9)	0	1.5 (0.1)	1.8 (0.7)	
b) Souterrain	3.4 (2.3)	4.9 (1.9)	2.7 (0.5)	4.3 (0.7)	*	4.4 (1.2)	4.9 (1.4)	0	4.0 (0.9)	4.2 (0.7)	
Total (a+b)	9.7 (1.7)	10.8 (1.0)	4.9 (0.8)	8.4 (1.0)	**	11.3 (4.9)	11.2 (3.3)	0	5.4 (0.9)	6.0 (0.1)	

Tableau 32 : Quantités de carbone (t C ha¹) contenues dans la biomasse (0-60 cm) et les résidus des cultures pérennes en 2019.

Les valeurs entre parenthèses sont des écart types. Les astérisques indiquent des différences significatives entre les deux traitements (* : p<0.05 ; ** : p>0.01 ; *** : p<0.001).

3.1.2.2. Stocks initiaux

En 2006, les teneurs en C organique mesurées sur les différentes parcelles de l'essai étaient relativement faibles (8.3 g kg⁻¹ en moyenne sur L1-3, soit 0-30 cm). D'autre part, la partie date de récolte (Harvest) présentait des stocks en moyenne plus faibles que la partie alimentation hydrique (40.2 vs. 35.2 t C ha⁻¹ sur L1-3) (Tableau 33). Les δ^{13} C étaient eux plus homogènes : - 25.4 et -25.2 ‰ en moyenne sur L1-3 et L1-4 respectivement. Les rapports C/N étaient faibles (7.9 en moyenne sur L1-3).

Couche	Masse de Couche sol	Aliment	ation hy	drique		Date de récolte					
de sol	soi (t ha ⁻¹)	Miscant	hus	Switchg	rass	Miscant	hus	Switchg	rass		
Stock de	COS (t ha ⁻¹)										
L1	730	6.5	(0.4)	6.4	(0.2)	5.6	(0.3)	5.8	(0.3)		
L1-2	2920	26.1	(1.5)	25.8	(1.0)	22.2	(1.0)	23.2	(1.0)		
L1-3	4520	40.4	(2.3)	39.9	(1.5)	34.4	(1.6)	35.9	(1.6)		
L1-4	9440	68.7 (3.4)		71.2	71.2 (3.4)		(3.0)	56.9	(3.7)		
δ ¹³ C _w (‰)											
L1	730	-25.4 (0.2)		-25.5	(0.2)	-25.0	(0.1)	-25.4	(0.3)		
L1-2	2920	-25.4 (0.2)		-25.5	-25.5 (0.2)		-25.0 (0.1)		(0.3)		
L1-3	4520	-25.4	(0.2)	-25.5	(0.2)	-25.0	(0.1)	-25.4	(0.3)		
L1-4	9440	-25.4	(0.2)	-25.4	(0.2)	-25.0	(0.1)	-25.2	(0.2)		
Stock tot	al d'azote dı	u sol (tha	-1)								
L1	730	0.77	(0.02)	0.80	(0.02)	0.72	(0.04)	0.79	(0.03)		
L1-2	2920	3.08	(0.10)	3.21	(0.10)	2.87	(0.14)	3.15	(0.11)		
L1-3	4520	4.77	(0.15)	4.97	(0.15)	4.45	(0.22)	4.88	(0.17)		
L1-4	9440	8.55	(0.26)	9.07	(0.49)	7.12	(0.40)	7.91	(0.58)		
C/N											
L1	730	8.5	(0.3)	8.0	(0.3)	7.7	(0.3)	7.4	(0.2)		
L1-2	2920	8.5 (0.3)		8.0	(0.3)	7.7	(0.3)	7.4	(0.2)		
L1-3	4520	8.5 (0.3)		8.0	(0.3)	7.7	(0.3)	7.4	(0.2)		
L1-4	9440	8.0 (0.2)		7.9	(0.1)	7.5	(0.2)	7.2	(0.1)		

Tableau 33 : Stocks de C et N cumulés, δ¹³C moyen pondéré et C/N mesurés en 2006 sur les différentes parties de la plateforme du GIEGAO.

Les valeurs entre parenthèses sont les écarts types entre les différentes parcelles de chaque partie.

3.1.2.3. Densités apparentes en 2019

Les densités apparentes du sol mesurées en 2019 n'étaient pas significativement différentes entres les différents traitements testés, quel que soit l'horizon. Globalement, les densités augmentent entre l'horizon 0-5 cm et l'horizon 15-20 cm, passant de 1.24 à 1.61 g cm⁻³ en moyenne, et sont relativement stables en-dessous, avec une valeur moyenne de 1.62 g cm⁻³ (Tableau 34). Les valeurs sont proches pour les différentes parties et les deux espèces.

	Alimentatio	on hydrique		Date de récolte										
Profondeu	Miscanthus	;	Switchgrass	S	Miscanthus	;	Switchgras	6						
r (cm)	Pluvial	ETM	Pluvial	ETM	Précoce	Tardive	Précoce	Tardive						
0-5	1.24 (0.11)	1.26 ^{(0.12})	1.23 <mark>(</mark> 0.10)	1.32 ^{(0.08})	1.22 (0.08)	1.19 ^{(0.08})	1.24 ^{(0.02})	1.23 (0.04)						
5-10	1.40 ^{(0.13})	1.42 ^{(0.07})	1.46 ^{(0.05})	1.47 ^{(0.10})	1.43 ^{(0.12})	1.42 (0.11)	1.45 ^{(0.03})	1.42 (0.08)						
10-15	1.60 ^{(0.04})	1.55 ^{(0.08})	1.59 ^{(0.02})	1.56 ^{(0.06})	1.56 ^{(0.12})	1.58 ^{(0.01})	1.58 ^{(0.02})	1.57 ^{(0.06})						
15-20	1.58 ^{(0.10})	1.62 ^{(0.08})	1.64 (0.07)	1.59 ^{(0.03})	1.63 (0.12)	1.63 ^{(0.03})	1.63 ^{(0.05})	1.60 ^{(0.06})						
20-25	1.59 ^{(0.12})	1.64 (0.10)	1.65 ^{(0.08})	1.61 (0.02)	1.63 (0.13)	1.65 ^{(0.03})	1.64 (0.07)	1.63 ^{(0.03})						
25-30	1.66 ^{(0.08})	1.62 (0.12)	1.62 <mark>(0.10</mark>)	1.61 <mark>(0.01</mark>)	1.62 (0.13)	1.64 ^{(0.03})	1.67 ^{(0.08})	1.61 ^{(0.03}						
30-35	1.75 ^{(0.02})	1.59 ^{(0.13})	1.64 (0.14)	1.60 ^{(0.01})	1.62 (0.11)	1.62 ^{(0.03})	1.68 ^{(0.09})	1.60 ^{(0.04})						
35-40	1.78 ^{(0.03})	1.62 <mark>(0.14</mark>)	1.64 ^{(0.17})	1.61 (0.04)	1.64 (0.12)	1.60 ^{(0.06})	1.67 ^{(0.09})	1.62 ^{(0.06})						
0-40	1.57 (0.03)	1.54 (0.06	1.56 (0.06	1.55 (0.02	1.54 (0.11)	1.54 (0.01)	1.57 (0.05	1.53 (0.03						

Tableau 34 : Masses volumiques du sol (g cm⁻³) mesurées en 2019 sur la plateforme du GIEGAO.

Les valeurs entre parenthèses sont les écarts types.

3.1.2.4. Teneurs par couche en 2019 et évolution par rapport à 2006

Les teneurs en C organique mesurées en 2019 dans la couche L1 ont fortement augmenté dans tous les traitements par rapport à 2006 (Figure 16). Elles sont en général un peu plus élevées dans la partie alimentation hydrique que dans la partie date de récolte (23.8 vs. 19.4 g kg⁻¹ en moyenne). Un effet significatif de la date de récolte est observé dans cette couche pour le miscanthus (Tableau 35), avec des teneurs plus faibles en récolte précoce (18.9 g kg⁻¹) qu'en récolte tardive (22.6 g kg⁻¹). Les teneurs ont également augmenté dans la couche L2 entre 2006 et 2019 pour tous les traitements (de manière significative sauf pour le miscanthus en récolte précoce. Dans la couche L3, les teneurs en C organique sont soit restées stables (switchgrass) entre 2006 et 2019, soit ont légèrement diminué (miscanthus, -1.0 g kg⁻¹ en moyenne). Les teneurs n'ont pas significativement évolué dans la couche L4.

Le δ^{13} C a significativement augmenté entre 2006 et 2019 pour tous les traitements dans les couches L1, L2 et L3 (Figure 17). Cette augmentation est particulièrement importante dans la couche L1 (+7.2 ‰ en moyenne). En 2019, le δ^{13} C dans cette couche était significativement impacté par la date de récolte pour le miscanthus. Dans la couche L3, celui-ci était également significativement plus élevé dans les traitements irrigués que non irrigués (-23.4 vs. -24.2 ‰ en moyenne). Dans L4, l'augmentation entre 2006 et 2019 a été plus légère (+0.6 ‰ en moyenne) et n'est significative que dans 4 traitements sur 8.

En parallèle, le rapport C/N a augmenté de manière significative pour tous les traitements dans les couches L1 et L2 (Figure 18). Une tendance à l'augmentation (non significative) est aussi observée dans L3 pour le switchgrass.

L'augmentation des teneurs en C organique et du δ^{13} C s'est traduit par une teneur en C « nouveau » particulièrement élevée dans la couche L1 en 2019 (13.6 g kg⁻¹ en moyenne) (Figure 19). Celle-ci est significativement impactée par la date de récolte pour miscanthus (Tableau 35). Les teneurs en C « nouveau » sont encore assez importantes dans la couche L2 pour tous les traitements (3.2 g kg⁻¹). Dans les couches L3 et L4, elles ne représentent plus que 1.0 et 0.3 g kg⁻¹ en moyenne, respectivement.

La teneur en C « ancien » mesurée en 2019 est en général logiquement plus faible que la teneur en C organique initiale (Figure 20). On observe cependant quelques cas où la teneur en C « ancien » dans la couche L1 en 2019 n'est pas significativement différente de la teneur initiale, voire légèrement supérieure (coupes précoces en particulier). Cela pourrait être dû à la présence d'adventices (qui sont favorisées dans les coupes précoces) qui entraine une entrée de carbone C3, alors considéré à tort comme du C « ancien ». Dans la couche L4, il n'y a pas de différence significative entre la teneur en C initiale et la teneur en C « ancien » mesurée en 2019, sauf pour un traitement (switchgrass irrigué).

		101		/0	anoici	<i>i </i>	2010 (ρ.υ.	00,	ρ<υ.	01,	p < 0	.001).				
	Alim	nenta	tion h	ydriqu	le				Dat	Date de récolte							
Variable	Miso	canth	us		Switchgrass				Miso	Miscanthus				Switchgrass			
	L1	L2	L3	L4	L1	L2	L3	L4	L1	L2	L3	L4	L1	L2	L3	L4	
Teneur C									*								
$\delta^{13}C$			*				*		*		*						
Teneur N																	
C/N			**			*											
C nouveau.			*						*								

C ancien

Tableau 35 : Résultats de l'analyse de variance par couche de sol (effet du traitement sur l'irrigation ou la date de récolte) sur la teneur en C organique, le δ¹³C, le rapport C/N, la teneur en C « nouveau » et la teneur en C « ancien » en 2019 (* p<0.05 ; ** p<0.01 ; *** p< 0.001).



Figure 16 : Profils de teneur en C organique (g kg⁻¹) à masses équivalentes en 2006 et 2019 sur la plateforme du GIEGAO. Les étoiles indiquent un changement significatif entre les deux dates (* p<0.05 ; ** p<0.01 ; *** p< 0.001). Voir le Tableau 5 pour les codes de traitements.



Figure 17 : Profils de δ¹³C (‰) calculés à masses équivalentes en 2006 et 2019 sur la plateforme du GIE GAO. Les étoiles indiquent un changement significatif entre les deux dates (* p<0.05 ; ** p<0.01 ; *** p< 0.001). Voir le Tableau 5 pour les codes de traitements.



Figure 18 : Profils de rapports C/N calculés à masses équivalentes en 2006 et 2019 sur la plateforme du GIEGAO. Les étoiles indiquent un changement significatif entre les deux dates (* p<0.05 ; ** p<0.01 ; *** p< 0.001). Voir le Tableau 5 pour les codes de traitements.


Figure 19 : Profils de concentration en C « nouveau » calculés à masses équivalentes en 2006 et 2019 sur la plateforme du GIE GAO. Les étoiles indiquent un changement significatif entre les deux dates (* p<0.05 ; ** p<0.01 ; *** p< 0.001). Voir le Tableau 5 pour les codes de traitements.



Figure 20 : Profils de concentration en C « ancien » calculés à masses équivalentes en 2006 et 2019 sur la plateforme du GIE GAO. Les étoiles indiquent un changement significatif entre les deux dates (* p<0.05 ; ** p<0.01 ; *** p< 0.001). Voir le Tableau 5 pour les codes de traitements.

3.1.2.5. Stocks cumulés en 2019

Les stocks cumulés de C organique mesurés en 2019 (Tableau 36) étaient en moyenne plus élevés sur la partie alimentation hydrique que sur la partie date de récolte (54.9 vs. 45.4 t C ha⁻¹ sur L1-3). Les seules différences significatives entre traitement concernent le miscanthus, qui présente des stocks significativement plus faibles en récolte précoce qu'en récolte tardive sur L1 et L1-2. La même tendance (significative au seuil de 10 %), est également observée pour L1-3. De même les stocks de C organique sont plus faibles pour le switchgrass non irrigué que pour le switchgrass irrigué (49.1 vs. 57.3 t C ha⁻¹ dans L1-3), mais la différence n'est significative qu'au seuil de 10 %.

Le δ^{13} C moyen pondéré mesurée en 2019 (Tableau 36) est en moyenne de -21.1 ‰ dans la couche L1-3 (-20.8 ‰ en moyenne pour la partie alimentation hydrique et -21.5 ‰ en moyenne pour la partie date de récolte). Une différence significative est observée entre le miscanthus en récolte précoce et le miscanthus en récolte tardive pour les couches L1, L1-2 et L1-3.

Couche	Masse de sol	Alimen	tation hyd	rique						Date	de récolte						
		Miscan	thus			Switch	ngrass			Misca	nthus			Switc	hgrass		
de sol	(t ha ⁻¹)	Pluvial		ETM		Pluvia	ıl	ETM		Préco	се	Tardiv	/e	Préco	се	Tardive	e
		Prof. (cm)	COS (t ha ⁻¹)	Prof. (cm)	COS (t ha ⁻¹)	Prof. (cm)	COS (t ha ⁻¹)	Prof. (cm)	COS (t ha⁻¹)	Prof. (cm)	COS (t ha ⁻¹)						
L1	730	5.7	18.3 (4.5)	5.6	18.3 (3.0)	5.7	14.8 (1.7)	5.4	17.3 (2.0)	5.8	13.6 (0.9)	5.9	16.4 (1.2)	* 5.7	12.8 (2.0)	5.8	13.2 (1.5)
L1-2	2920	20.1	42.9 (5.3)	19.9	44.8 (6.0)	19.7	36.3 (2.0)	19.6	43.4 (4.9)	20.0	31.7 (1.4)	20.0	36.9 (2.1)	* 19.8	33.3 (3.7)	20.0	34.1(3.8)
L1-3	4520	29.9	55.2 (5.5)	29.8	57.8 (6.7)	29.5	49.1(2.0)	29.5	57.3 (5.5)	29.9	42.8 (1.0)	29.7	47.1(3.0)	29.4	45.3 (3.3)	29.9	46.3 (4.5)
L1-4	9440	59.1	84.9 (6.4)	59.9	87.3 (8.9)	59.5	78.6 (2.5)	59.8	87.7 (6.3)	59.9	63.4 (1.6)	59.9	67.2 (4.7)	59.2	67.6 (0.2)	60.1	66.6 (6.1)
		Prof. (cm)	δ ¹³ Cw (‰)	Prof. (cm)	δ ¹³ C _w (‰)	Prof. (cm)	δ ¹³ C _w (‰)	Prof. (cm)	δ ¹³ Cw (‰)	Prof. (cm)	δ ¹³ C _w (‰)						
L1	730	5.7	-17.0 (0.5)	5.6	-16.6 (0.6)	5.7	-18.9 (1.3)	5.4	-17.5 (0.5)	5.8	-19.1 (0.8)	5.9	-17.3 (0.7)	* 5.7	-20.0 (1.1)	5.8	-18.6 (0.9)
L1-2	2920	20.1	-19.6 (0.6)	19.9	-19.0 (0.7)	19.7	-21.1(0.7)	19.6	-19.7 (0.8)	20.0	-21.1(0.5)	20.0	-19.5 (0.8)	* 19.8	-21.7 (0.8)	20.0	-20.7 (0.8)
L1-3	4520	29.9	-20.6 (0.5)	29.8	-20.0 (0.6)	29.5	-21.9 (0.7)	29.5	-20.6 (0.7)	29.9	-21.8 (0.4)	29.7	-20.5 (0.6)	* 29.4	-22.3 (0.8)	29.9	-21.4 (0.8)
L1-4	9440	59.1	-22.0 (0.3)	59.9	-21.6 (0.5)	59.5	-22.9 (0.5)	59.8	-21.9 (0.7)	59.9	-22.6 (0.4)	59.9	-21.8 (0.4)	59.2	-23.0 (0.6)	60.1	-22.4 (0.7)

Tableau 36 : Stocks de C organique cumulés (COS, t ha¹) et δ¹³C moyens pondérés (δ13Cw, ‰) calculés à masses de sol équivalentes en 2019 sur la plateforme du GIE GAO.

Les valeurs entre parenthèses sont des écart types. Les astérisques indiquent des différences significatives (p<0.05) entre traitements. Les valeurs en gras correspondent à la couche de sol anciennement travaillée (L1-3).

3.1.2.6. Evolution des stocks entre 2006 et 2019

Entre 2006 et 2019, les stocks cumulés de C organique ont augmenté de manière significative pour tous les traitements et quelle que soit la profondeur de sol considérée (Figure 21). L'augmentation sur L1-3 est en moyenne de 12.4 t C ha⁻¹, soit 0.96 t C ha⁻¹ an⁻¹. Cette moyenne est quasi-identique pour la couche L1-4 (12.9 t C ha⁻¹, soit 0.99 t C ha⁻¹ an⁻¹). Les stocks ont en moyenne un peu plus augmenté dans la partie alimentation hydrique (+14.7 t ha⁻¹ sur L1-3) que dans la partie date de récolte (+10.2 t ha⁻¹ sur L1-3). On observe une différence significative entre le switchgrass non irrigué et irrigué (+10.2 vs. 16.3 t ha⁻¹ sur L1-3) entre le miscanthus en récolte précoce et en récolte tardive (+8.4 vs. 12.8 t ha⁻¹ sur L1-3).

En parallèle, les δ 13C moyens pondérés ont augmenté en moyenne de 5 % dans L1-2, de 4.2 % dans L1-3 et de 3.0 % dans L1-4.





Le rapport C/N du sol a significativement augmenté sur L1-3 et L1-4 dans tous les traitements, passant en moyenne de 7.9 à 9.5 sur L1-3.

L'accumulation de C « nouveau » a eu lieu principalement dans les couches L1 (+0.75 t C ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne) et L2 (+0.53 t C ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne) (Figure 22). Elle est en moyenne de +1.52 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur L1-4 (+1.41 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur L1-3). L'accumulation de C « nouveau » est, pour les deux espèces, plus importante en situation irriguée que non irriguée et en récolte tardive qu'en récolte précoce. Cependant, les différences sont plus marquées pour le switchgrass concernant l'irrigation (différence significative au seuil de 5 %) et pour le miscanthus concernant la date de récolte (différence significative au seuil de 1 %).



Figure 22 : Evolutions du stock de C « nouveau » cumulé (SOCNew, t ha¹) sur la couche L1-4 (9440 t ha¹) entre 2006 et 2019 sur la plateforme du GIE GAO. Voir le Tableau 5 pour les codes de traitements.

Concernant la vitesse de diminution du stock de C « ancien », les résultats sont assez variables (Figure 23). Celle-ci semble cependant plus homogène dans les couches L1 à L3. Ele est en moyenne de -0.45 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur L1-3 et de -0.53 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur L1-4. Ele est en moyenne plus importante sur la partie alimentation hydrique que sur la partie date de récolte (-0.57 vs. -0.33 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur L1-3). Il n'y a pas d'effet significatif des traitements.



Figure 23 : Evolutions du stock de C « ancien » cumulé (SOCOld, t ha¹) sur la couche L1-4 (9440 t ha¹) entre 2006 et 2019 sur la plateforme du GIEGAO. Voir le Tableau 5 pour les codes de traitements.

3.1.3. Evolutions des stocks sous les cultures pérennes : comparaison entre les deux sites

Le stockage de C organique sous les cultures pérennes, mesuré dans la couche anciennement travaillé (L1-3), apparait plus élevé sur la plateforme du GIE GAO que sur le dispositif B&E, quels que soient les traitements considérés (Figure 24). Ce stockage élevé de C sur la plateforme du GIE GAO s'accompagne d'une augmentation plus importante du rapport C/N (Figure 25). Les stocks d'azote du sol ont également significativement augmenté pour la plateforme du GIE GAO (+0.52 t N ha⁻¹ en moyenne, soit entre +26 et +55 kg N ha⁻¹ an⁻¹ selon les traitements), alors qu'ils sont restés stables en moyenne pour le dispositif B&E (entre -17 et +2 kg N ha⁻¹ an⁻¹ selon les traitements).



Figure 24 : Evolution annuelle du stock de C organique cumulé (SOC, t ha¹ an¹) sur la couche L1-3 pour les cultures pérennes, entre 2006 et 2018 sur le dispositif B&E et entre 2006 et 2019 sur la plateforme du GIE GAO.



Figure 25 : Evolution annuelle du rapport C/N moyen pondéré sur la couche L1-3 pour les cultures pérennes, entre 2006 et 2018 sur le dispositif B& E et entre 2006 et 2019 sur la plateforme du GIE GAO.

Si l'on regarde les évolutions de C « nouveau » et « ancien », calculées à partir du signal ¹³C, ce stockage plus élevé sur la plateforme du GIE GAO s'explique à la fois par une accumulation plus rapide de C « nouveau » et par une diminution plus lente du C « ancien » (Figure 26 et Figure 27).



Figure 26 : Evolution annuelle du stock de C « nouveau » cumulé (SOC_{New}, t ha⁻¹) sur la couche L1-3 pour les cultures pérennes, entre 2006 et 2018 sur le dispositif B& E et entre 2006 et 2019 sur la plateforme du GIEGAO.



Figure 27 : Evolution annuelle du stock de C « ancien » cumulé (SOC_{Old}, t ha⁻¹) sur la couche L1-3 pour les cultures pérennes, entre 2006 et 2018 sur le dispositif B&E et entre 2006 et 2019 sur la plateforme du GIEGAO.

On peut avancer plusieurs hypothèses pour expliquer ces différences, qui seront testées dans le lot 2 :

- Les entrées de C semblent de manière générale plus élevées sur la plateforme du GIE GAO. Ceci pourrait être lié à la fois à des entrées souterraines plus élevées (les stocks de C dans les rhizomes et racines sont en moyenne de 11.9 t C ha⁻¹ sur cette plateforme contre 8.3 t C ha⁻¹ sur le dispositif B&E) et à des restitutions de résidus aériens également plus importantes (avec des hauteurs de coupe plus élevées lors de la récolte).
- La diminution plus lente du C « ancien » sur la plateforme du GIE GAO pourrait être due au fait que d'une part, les stocks de C initiaux y était plus faibles que sur le dispositif B&E (en moyenne 37.4 contre 54.4 t C ha⁻¹ sur L1-3), et d'autre part, les caractéristiques du sol (teneur en argile plus élevée, C/N plus faible) y sont moins favorables à la minéralisation (Clivot et al., 2017).

Concernant l'effet des pratiques, il semble que les entrées de C sont plus importantes en récolte tardive qu'en récolte précoce. Ceci pourrait être dû aux pertes qui ont lieu avant la récolte des coupes tardives (chutes des feuilles en hiver pour le miscanthus) et à un éventuel effet négatif des coupes précoces sur le développement des cultures. Là-aussi, ces aspects seront analysés plus en détail dans le lot 2.

3.1.4. Evolutions des stocks sous les cultures pérennes : comparaison avec la littérature scientifique

Une synthèse de la littérature scientifique a été réalisée pour faire le bilan des études expérimentales comprenant à la fois des mesures d'évolution du stock de C organique du sol après implantation de miscanthus ou de switchgrass et un traçage isotopique ¹³C permettant de différencier l'évolution du stock de C « nouveau », issu de ces cultures en C4, et l'évolution du stock de C ancien, préexistant à leur implantation. Cette synthèse a permis d'identifier 15 publications pour le miscanthus (Cattaneo et al., 2014 ; Christensen et al., 2016 ; Clifton-Brown et al., 2007 ; Dondini et al., 2009 ; Felten and Emmerling, 2012 ; Gregory et al., 2018 ; Hansen et al., 2004 ; Hu et al., 2018 ; Poeplau & Don, 2014 ; Poeplau et al., 2019 ; Robertson et al., 2017 ; Richter et al., 2015 ; Schneckenberger and Kuzyakov, 2007 ; Zatta et al., 2014 ; Zimmermann et al., 2012)) et 4 pour le switchgrass, Chatterjee et al., 2018 ; Follett et al., 2012 ; Garten and Wullschleger, 2000 ; Sharifi et al., 2019). Ces publications correspondent à 46 situations pour le miscanthus et 9 pour le switchgrass. Dans ces études, le miscanthus est systématiquement conduit en récolte tardive alors que la date de récolte peut varier pour le switchgrass. Le niveau de fertilisation azoté est également assez variable.

Le plus faible nombre d'études disponibles pour le switchgrass s'explique probablement par le fait que cette culture est étudiée principalement en Amérique du Nord, où la végétation historique est souvent de type C4, ce qui ne permet pas d'utiliser le traçage ¹³C.

Sur ces 19 publications, 15 sont des études synchroniques, c'est-à-dire que les stocks sont mesurés au même moment pour la culture pérenne et pour une situation de référence, censée représenter l'état des stocks au moment de l'implantation (même historique et type de sol, proximité spatiale). Cette méthode repose sur deux hypothèses : que le stock de la situation de référence soit à l'équilibre (pas d'évolution du stock depuis la date d'implantation de la culture pérenne) et que la variabilité spatiale initiale soit négligeable (pas de différence de stock préexistante). Seulement 4 sont des études diachroniques avec une première mesure des stocks à l'implantation (t0) et une autre mesure au bout d'un certain nombre d'années. De plus parmi les 15 études synchroniques, 12 sont réalisées avec une approche « paired plots » et seulement 3 sont basées sur des dispositifs randomisés. Enfin, dans 17 cas sur 19, les stocks sont calculés à profondeur constante et pas à masse de sol équivalente.

Les Figure 28 et Figure 29 montrent l'évolution du stock de C organique du sol sous miscanthus et switchgrass, respectivement, en fonction du nombre d'années depuis l'implantation, d'après les situations obtenues dans la littérature et pour les deux sites étudiés dans le projet CE-CARB. Les données présentées ici concernent l'horizon de surface (0-20 à 0-40 cm, 0-30 cm en moyenne). Les résultats de la littérature sont très variables : les évolutions de stocks vont de - 20.4 t C ha⁻¹ à +30.9 t C ha⁻¹ pour le miscanthus (n = 42, dont 38 valeurs issues de suivis synchroniques et 4 issues de suivis diachroniques) et de -6.7 t ha⁻¹ à +6.7 t C ha⁻¹ pour le switchgrass (n = 9, dont 5 valeurs issues de suivis synchroniques et 4 issues de suivis diachroniques). Pour le miscanthus, le stockage observé semble être plus faible après prairie qu'après cultures annuelles : en moyenne -0.35 t C ha⁻¹ an⁻¹ après prairie et +1.36 t C ha⁻¹ an⁻¹ après cultures annuelles. De même, seules 9 observations sur 16 (soit 56 %) montrent une évolution positive des stocks après prairie, contre 19 observations sur 26 (73 %) après cultures annuelles. Le nombre de situations disponibles pour le switchgrass est trop faible pour pouvoir conclure sur ce point.

Pour le switchgrass, d'autres études n'incluant pas de mesures ¹³C (Bonin and Lal, 2014 ; Chimento et al., 2016 ; Dou et al., 2013 ; Liebig et al., 2008 ; Schmer et al., 2011) montrent également des évolutions de stocks très variables d'un site à l'autre.



Figure 28 : Evolution du stock de C organique du sol dans l'horizon de surface (0-20 à 0-40 cm) après implantation de miscanthus, en fonction de l'âge de la plante (années). Données issues de la littérature pour deux utilisations du sol précédentes (cultures annuelles ou prairie) et résultats acquis dans le projet CE-CARB sur les deux sites (dispositif B& E et plateforme du GIE GAO).



Figure 29 : Evolution du stock de C organique du sol dans l'horizon de surface (0-20 à 0-40 cm) après implantation de switchgrass, en fonction de l'âge de la plante (années). Données issues de la litté*rature pour deux utilisations du sol précédentes (cultures annuelles ou prairie) et résultats acquis dans le projet CE-CARB sur les deux sites (dispositif B& E et plateforme du GIE GAO).*

Les Figure 30 et Figure 31 montrent l'évolution du stock de C « nouveau » (C4) sous miscanthus et switchgrass, respectivement, obtenue par traçage isotopique ¹³C. La variabilité observée dans la littérature est beaucoup plus faible qu'avec les stocks totaux. La quantité de C « nouveau » augmente avec la durée de la culture. A partir d'une régression linéaire sur l'ensemble des données, cet accroissement peut être estimé à +1.00 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour le miscanthus (R² = 0.49) et +1.26 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour le switchgrass (R² = 0.64). Pour le miscanthus, les valeurs observées sur la plateforme du GIEGAO sont dans le haut de la gamme de variation, alors qu'elles sont proches de la moyenne sur le dispositif B&E. On peut noter que le site de la plateforme du GIEGAO présente la température moyenne annuelle la plus élevée. Or, Poeplau & Don (2014) ont observé sur 14 sites une corrélation positive significative entre l'a vitesse d'accumulation de C « nouveau » et la température moyenne annuelle.



Figure 30 : Evolution du stock de C « nouveau » dans l'horizon de surface (0-20 à 0-40 cm) après implantation de miscanthus, en fonction de l'âge de la plante (années). Données issues de la littérature *pour deux utilisations du sol précédentes (cultures annuelles ou prairie) et résultats acquis dans le projet CE-CARB sur les deux sites (dispositif B& E et plateforme du GIE GAO). La ligne noire correspond à la* droite de régression linéaire pour l'ensemble des données.





Les Figure 32 et Figure 33 montrent l'évolution du stock de C « ancien » sous miscanthus et switchgrass, respectivement. Les valeurs de la littérature sont de nouveau très variables. De plus, dans 22 situations, cette évolution est positive. En l'absence d'autres sources de carbone C3 (adventices, produits organiques), celle-ci devrait être négative. Or, sur ces 22 situations, seules 5 ont reçu des apports organiques exogènes. Il est donc probable que la plupart de ces observations soit due à des problèmes de mesure, et en particulier au nom respect des hypothèses des études synchroniques (situation de référence non à l'équilibre et/ou variabilité spatiale préexistante).



Figure 32 : Evolution du stock de C « ancien » dans l'horizon de surface (0-20 à 0-40 cm) après implantation de miscanthus, en fonction de l'âge de la plante (années). Données issues de la littérature pour deux utilisations du sol précédentes (cultures annuelles ou prairie) et résultats acquis dans le projet CE-CARB sur les deux sites (dispositif B& E et plateforme du GIEGAO).



Figure 33 : Evolution du stock de C « ancien » dans l'horizon de surface (0-20 à 0-40 cm) après implantation de switchgrass, en fonction de l'âge de la plante (années). Données issues de la littérature pour deux utilisations du sol précédentes (cultures annuelles ou prairie) et résultats acquis dans le projet CE-CARB sur les deux sites (dispositif B& E et plateforme du GIE GAO).

3.2. Lot 2 - Déterminants des variations des stocks de carbone

3.2.1. Evaluation des entrées de carbone

3.2.1.1. Restitutions aériennes

Les quantités de carbone restituées au sol par la base des tiges située sous la hauteur de coupe sont relativement faibles : 0.7 et 0.4 t C ha⁻¹ en moyenne pour les cultures pérennes et annuelles respectivement (Tableau 37). Les rapports C/N de ces chaumes sont systématiquement plus élevés dans les traitements N- que dans les traitements N+ (187 vs. 97 en moyenne). Dans le cas du miscanthus en récolte tardive, il faut rajouter la chute des feuilles pendant l'hiver pour connaître les restitutions aériennes totales. Celle-ci représente environ 1.4 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur cet essai, d'après Amougou et al. (2012).

Traitement	Culture en 2018	Biomasse (t MS ha ⁻¹)	Quantité de carbone (t ha ⁻¹)	C/N
Mis PN-	miscanthus	0.88 (0.19)	0.41 (0.09)	249 (8)
Mis PN+	miscanthus	1.17 (0.25)	0.55 (0.12)	165 (24)
Mis T N-	miscanthus	1.61 (0.18)	0.78 (0.09)	223 (36)
Mis T N+	miscanthus	2.10 (0.84)	1.01 (0.41)	65 (8)
SwiPN-	switchgrass	1.11 (0.11)	0.52 (0.05)	182 (7)
SwiPN+	switchgrass	1.50 (0.19)	0.72 (0.09)	90 (11)
Swi T N-	switchgrass	1.61 (0.50)	0.78 (0.24)	140 (27)
Swi T N+	switchgrass	1.90 (0.75)	0.92 (0.36)	64 (7)
Sor-Tri N-	triticale	1.20 (0.11)	0.55 (0.05)	170 (56)
Sor-Tri N+	triticale	1.23 (0.12)	0.57 (0.06)	105 (4)
Tri-Sor N-	maïs	0.77 (0.24)	0.34 (0.11)	158 (30)
Tri-Sor N+	maïs	0.79 (0.15)	0.35 (0.06)	92 (8)

Tableau 37 : Biomasse, quantité de C et rapport C/N des bas de tiges (chaumes) mesurés après la récolte des cultures pérennes et annuelles lors de la saison 2018.

Les chiffres entre parenthèses sont les écarts types.

Si l'on confronte ces quantités de biomasse restituées aux rendements mesurés la même année pour les différents traitements, on n'observe pas de corrélation significative entre les deux variables. Ainsi, rapportées au rendement, les biomasses restituées par les bas de tiges représentent entre 3.9 et 16.8 % selon les traitements (Figure 34). Ce rapport semble dépendre à la fois de l'espèce et de la date de récolte pour les pérennes (précoce ou tardive). Il est plus important pour les coupes tardives que pour les coupes précoces et est aussi en général plus faible pour les traitements N- que N+.



Figure 34 : Rapport entre la biomasse des bas de tiges et la biomasse aérienne à la récolte (%) mesuré sur le dispositif B& E en 2018 pour les cultures pérennes et annuelles.

Les quantités de biomasse restituées au sol lors de la destruction des cultures pluriannuelles, qui a lieu environ tous les trois ans, sont relativement importantes : en 2017, elles représentaient en moyenne 7.5 t MS ha⁻¹ soit 2.9 t C ha⁻¹ (Tableau 38). Pour la luzerne, ce carbone se trouve majoritairement sous forme de collets et pivots alors que pour la fétuque, ce sont les racines qui représentent un peu plus de la moitié du C restitué. Le C/N de ces différents organes est relativement bas (28 en moyenne).

Traitement	Culture en 2017	Partie de la plante	Biomasse (t MS ha ⁻¹)	Quantité de carbone (t ha ⁻¹)	C/N
Fet-Luz N+	luzerne	collet et pivot	7.46 (2.58)	3.13 (1.21)	28.5 (1.1)
Fet-Luz N+	luzerne	racines 0-40 cm	1.34 (0.52)	0.53 (0.19)	17.9 (1.4)
Fet-Luz N+	luzerne	total	8.79 (3.05)	3.66 (1.38)	26.3 (1.5)
Luz-Fet N-	festuloliu m	tiges et feuilles (repousses)	1.14 (0.27)	0.51 (0.12)	31.1 (4.2)
Luz-Fet N-	festuloliu m	collet	2.36 (1.04)	0.82 (0.36)	33.1 (2.0)
Luz-Fet N-	festuloliu m	racines 0-40 cm	3.90 (1.95)	1.41 (0.71)	30.5 (0.9)
Luz-Fet N-	Festuloliu m	total	7.41 (3.09)	2.73 (1.12)	31.4 (1.5)
Luz-Fet N+	festuloliu m	tiges et feuilles (repousses)	1.07 (0.52)	0.47 (0.21)	17.8 (1.5)
Luz-Fet N+	festuloliu m	collet	1.57 (0.17)	0.61 (0.14)	29.1 (4.6)
Luz-Fet N+	festuloliu m	racines 0-40 cm	3.76 (1.04)	1.35 (0.34)	27.3 (1.1)
Luz-Fet N+	Festuloliu m	total	6.41 (1.50)	2.43 (0.57)	25.2 (2.7)

Tableau 38 : Biomasse, quantité de C et rapport C/N des parties végétales restituées au sol lors de la destruction des cultures pluriannuelles en novembre 2017.

Les chiffres entre parenthèses sont les écarts types.

3.2.1.2. Productivité racinaire

Les biomasses prélevées fin mars 2019 sur 0-30 cm pour le miscanthus et la fétuque sont présentées dans le Tableau 39. Les biomasses racinaires des deux espèces sont équivalentes

(4.2 et 4.4 t MS ha⁻¹ pour le miscanthus et la fétuque, respectivement) mais les racines de miscanthus présentent des rapports C/N plus élevées que celles de fétuque (35.5 vs 25.8).

Tableau 39 : Biomasse, quantité de C et rapport C/N des parties végétales mesurées lors du prélèvement initial le 29/03/2019 sur 0-30 cm. Les chiffres entre parenthèses sont les écarts types.

Traitement	Culture en 2019	Partie de la plante	Biomasse (t MS ha ⁻¹)	Quantité de carbone (t ha ⁻¹)	C/N
Mis T N+	miscanthus	rhizome	18.67 (5.22)	8.18 (2.33)	50.5 (6.2)
Mis T N+	miscanthus	racines	4.22 (0.32)	1.87 (0.14)	35.5 (1.2)
Fet-Luz N+	fétuque	collet	3.68 (1.26)	1.34 (0.54)	32.5 (0.8)
Fet-Luz N+	fétuque	racines	4.40 (0.56)	1.81 (0.29)	25.8 (1.1)

Le suivi réalisé entre fin mars 2019 et mi-mai 2020 montre globalement une production de racines supérieure pour la fétuque par rapport au miscanthus, mais aussi une répartition différente dans l'année (Figure 35). L'essentiel de la production de racines pour le miscanthus a lieu entre mi-juin et mi-octobre 2019, alors que la fétuque présente deux pics de production : entre fin mars et mi-juin 2019 et entre mi-février et mi-mai 2020.



Figure 35 : Biomasse de racines mesurée dans les root ingrowth cores (IGC) lors des six dates de prélèvement.

Sur l'ensemble du suivi (13.5 mois), la production de racine cumulée mesurée dans les IGC est de 1.4 et 4 t MS ha⁻¹ pour le miscanthus et la fétuque, respectivement, soit 0.53 et 1.59 t C ha⁻¹ (Figure 36). Cela correspond à un taux de renouvellement (par rapport à la biomasse mesurée initialement) de 34 et 28 % (respectivement en biomasse et en carbone) pour le miscanthus et de 90 et 88 % (respectivement en biomasse et en carbone) pour la fétuque.



Figure 36 : Production cumulée de racines (biomasse et carbone) mesurée dans les root ingrowth cores (IGC) et valeurs initiales mesurées au début du suivi.

3.2.2. Evaluation de la protection physique

3.2.2.1. Bilans de masse et de carbone des fractionnements

A l'issue des fractionnements, le cumul des différentes fractions permet de s'assurer de la cohérence du bilan de masse. Celui-ci apparaît satisfaisant avec 102.8 ± 0.8 % pour la première méthode (fractionnement granulométrique et densimétrique) et 96.3 ± 2.0 % pour le deuxième fractionnement (fraction de la MO localisée dans les micro-agrégats). Le cumul des quantités de C dans chaque fraction peut aussi être comparé à la teneur en C mesurée sur le sol non fractionné. Ce bilan de C reste satisfaisant pour la première méthode de fractionnement, bien que plus variable (99.7 \pm 15.8 %). Par contre, avec la deuxième méthode, on constate un surplus de C (187.4 \pm 46.9 %). Une comparaison entre les résultats des deux méthodes montre que cette surestimation est liée à une teneur en C trop élevée des fractions fines (< 50 μ m) pour la deuxième méthode. L'origine de ce problème n'a pas pu être identifiée. Cependant, les teneurs en C des fractions fines libres et occluses (intra-agrégats) sont similaires. On peut donc faire l'hypothèse que la proportion de C libre/occlus n'est pas affectée par ce problème.

3.2.2.2. Répartition du carbone dans les différentes fractions

Les deux méthodes montrent que la teneur en C du sol dans l'horizon 0-5 cm est nettement supérieure sous les cultures pérennes par rapport aux autres traitement, comme observé sur le sol non fractionné (§3.1.1.4.). Ce C supplémentaire se trouve à la fois dans les fractions fines et dans les fractions grossières (Figure 37 et Figure 38). Ainsi, d'après la méthode 1, alors que la différence totale de teneur en C en moyenne entre les deux cultures pérennes et les deux autres traitements est de 6.4 g kg⁻¹, cette différeence est de 1.6, 1.5 et 3.2 g kg⁻¹ respectivement dans les fractions grossières supérieures à 200 µm (> 200 µm POM), entre 50 et 200 µm (50-200 µm POM) et dans la fraction fine (< 50 µm). La proportion de C située dans les fractions grossières est cependant supérieure pour les cultures pérennes dans l'horizon 0-5 cm : en moyenne 13, 14 et 74 % respectivement dans les fractions > 200 µm POM, 50-200 µm POM, et < 50 µm contre 6, 8 et 87 % pour les deux autres traitements.

Dans les horizons 5-20 et 20-30 cm, il y a moins de différences entre traitements. La proportion de C présente dans les fractions grossières est faible pour tous les traitements (4 et 7 % en moyenne respectivement dans les fractions > 200 μ m POM et 50-200 μ m POM, d'après la méthode 1). On note une tendance à des teneurs plus faibles pour le traitements Sor-Tri N+, surtout dans la fractions fine.



Figure 37 : Répartition du C du sol dans les fractions grossières et fines pour les quatre traitements et trois horizons (méthode 1). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.



Figure 38 : Répartition du C du sol dans les fractions grossières et fines, libres ou occluses, pour les trois traitements et trois horizons (méthode 2). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

La méthode 2 permet aussi d'évaluer la proportion du C qui est protégée dans les microagrégats (C occlus) et celle qui n'est pas protégée (C libre) pour deux fractions granulométriques : les MOP entre 50 et 200 µm et la fraction fine.

Pour ce qui concerne les MOP entre 50 et 200 μ m (catégorie qui représente entre 0.6 et 2.7 g kg⁻¹, respectivement pour Sor-Tri N+ dans l'horizon 20-30 cm et pour Swi T N+ dans l'horizon 0-5 cm), en moyenne 85 % de ce carbone est protégé dans les micro-agrégats (fraction *50-200* μ m oPOM) pour l'horizon 0-5 cm et 76 % pour les horizons 5-20 et 20-30 cm, avec très peu d'écarts entre traitements (Figure 39). Inversement, en moyenne 16 % (horizon 0-5 cm) à 24 % (horizons 5-20 et 20-30 cm) du C est libre.



Figure 39 : Proportion du C libre ou occlus pour la fraction POM 50-200 µm (méthode 2). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

Pour ce qui concerne les fractions fines 50 inférieures à μ m (qui représentent la grande majorité du C organique du sol), en moyenne 94 % de ce carbone est libre, donc non protégé (fraction < 50 μ m f), avec très peu d'écarts entre traitements et horizons (Figure 40). A l'inverse, en moyenne seulement 16 % de ce carbone est occlus, donc protégé dans les micro-agrégats (fraction < 50 μ m o).



Figure 40 : Proportion du C libre ou occlus pour la fraction < 50 µm (méthode 2). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

3.2.2.3. Proportion de carbone C4 et C3 dans les différentes fractions

La mesure du δ^{13} C des fractions a permis de calculer la proportion de C issue des plantes en C4 et en C3 pour ces différentes fractions.

Concernant les MOP grossières (fraction > 200 μ m POM), le carbone C4 représente la très grande majorité du C de cette fraction dans le cas des cultures pérennes, alors c'est le carbone C3 qui est très majoritaire dans le cas du traitement Fet-Luz N+ (Figure 41). Ainsi, pour les cultures pérennes, le carbone C4 représente 93, 74 et 72 % (respectivement pour les horizons 0-5 cm, 5-20 et 20-30 cm) du C de cette fraction, alors que pour le traitement Fet-Luz N+, le carbone C3 représente 93, 99 et 100 % du C de cette fraction dans les horizons 0-5 cm, 5-20 et 20-30 cm (d'après la méthode 1, les résultats de la méthode 2 étant très proches). Cela confirme que cette fraction représente essentiellement des matières organiques peu évoluées avec un turnover rapide. Pour le traitement Sor-Tri N+, qui inclut des plantes en C3 et C4 dans la

rotation, le carbone C3 est aussi majoritaire (entre 79 et 83 % selon les horizons d'après la méthode 1, entre 67 et 84 % d'après la méthode 2). On peut noter que le prélèvement, réalisé à l'automne 2018, a été fait sur ce traitement après une récolte de triticale, la dernière récolte de maïs datant de septembre 2017.

On retrouve les mêmestendances concernant les MOP entre 50 et 200 μ m (fraction *50-200 \mum POM*) pour le traitement Fet-Luz N+ (Figure 41). Pour les cultures pérennes, dans l'horizon 0-5 cm, c'est aussi la même tendance mais avec des proportions un peu plus faibles de C4 (76 %), alors que le C3 devient majoritaire dans les horizons 5-20 et 20-30 cm (76 et 80 % de C3 en moyenne d'après la méthode 1). D'après la méthode 2, les proportions de C récent (C4 pour les pérennes, C3 pour les pluriannuelles) sont un peu plus élevées dans la fraction *50-200 \mum oPOM* que dans la fraction *50-200 \mum fPOM* (Figure 42).

Concernant les fractions fines, environ la moitié du C de la fraction $< 50 \,\mu m$ de l'horizon 0-5 cm est constitué de C4 dans le cas des cultures pérennes (Figure 41). Cela confirme qu'une partie du C récent apporté par les cultures pérennes est stocké dans la fraction fine. Dans les horizons 5-20 et 20-30 cm, cette proportion descend à 22 % en moyenne. Pour les autres traitements, le C3 est très majoritaire dans cette fraction, avec peu de différences entre horizons et entre les deux traitements (83 % en moyenne). D'après la méthode 2, les proportions de C4 et C3 sont relativement similaires dans la fraction $< 50 \,\mu m o$ et dans la fraction $< 50 \,\mu m o$ et dans la fraction $< 50 \,\mu m f$ (Figure 42).



Figure 41 : Proportion de carbone C3 et C4 dans les fractions grossières et fines pour les quatre traitements et trois horizons (méthode 1). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.



Figure 42 : Proportion de carbone C3 et C4 dans les fractions grossières et fines, libres ou occluses, pour les trois traitements et trois horizons (méthode 2). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

3.2.3. Simulations avec le modèle AMG

3.2.3.1. Ensemble des traitements du dispositif B&E

La Figure 43 présente l'évolution des stocks de C organique du sol observée et simulée avec AMGv2 sur la couche L1-3 pour l'ensemble des traitements du dispositif B&E. Globalement, les performances du modèle sont proches de celles observées sur la base d'évaluation d'AMGv2 : la RMSE est de 2.72 t C ha⁻¹ (Tableau 40) et la RMSE relative (RMSE rapportée à la moyenne des observations) de 5.3 %, contre 3.2 t C ha⁻¹ et 5.3 % dans Clivot et al. (2019). Les tendances globales d'évolution des stocks entre 2006 et 2018 sont assez bien reproduites. Les dynamiques simulées sont cependant plus proches des observations pour les cultures pérennes que pour les autres cultures. En effet, pour miscanthus et switchgrass, la différence moyenne (MD) est faible (-0.19 t C ha⁻¹) et la RMSE de seulement 1.40 t C ha⁻¹). Pour les cultures pluriannuelles, la RMSE est de 3.23 t C ha⁻¹ : le modèle sous-estime les stocks mesurés en 2012 dans trois traitements sur quatre et surestime fortement (+5 t C ha⁻¹) le stock mesuré fin 2018 dans le traitement Fet-Luz N+, alors que les simulations sont proches des stocks finaux mesurés pour les trois autres traitements. Pour les cultures annuelles, la RMSE est de 3.90 t C ha⁻¹ : le modèle sous-estime systématiquement les stocks mesurés en 2012 (-4.7 t C ha⁻¹ en moyenne) et surestime plus faiblement (+2.3 t C ha⁻¹ en moyenne) ceux mesurés fin 2018.



Figure 43 : Stocks de C organique du sol (couche L1-3) observés et simulés avec AMG sur le dispositif B&E. Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

Concernant l'évolution des stocks de C issus des plantes en C3, les performances d'AMG sont globalement similaires à celles obtenues pour les stocks de C total (Figure 44, Tableau 40), avec une RMSE de 2.90 t C ha⁻¹. Pour les cultures pérennes, AMG sous-estime les stocks C3 dans six traitements sur 8 (MD = -2.57 t C ha⁻¹). Pour les cultures pluriannuelles et annuelles, les mêmes tendances que pour le C total sont observées.



Figure 44 : Stocks de C organique du sol issus des plantes en C3 (couche L1-3) observés et simulés avec AMG sur le dispositif B&E. Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

Concernant l'évolution des stocks de C issus des plantes en C4 (Figure 45, Tableau 40), la RMSE globale est de 2.22 t C ha⁻¹. Pour les cultures pérennes, AMG surestime les stocks C4 (MD = 2.38 t C ha⁻¹). Pour les cultures pluriannuelles, la décroissance observée des stocks C4 est bien reproduite (RMSE = 0.57 t C ha⁻¹). Pour les cultures annuelles, les stocks C4 mesurés en 2012 sont sous-estimés par AMG (-2.70 t C ha⁻¹ en moyenne), alors que les stocks C4 finaux sont bien reproduits.



Figure 45 : Stocks de C organique du sol issus des plantes en C4 (couche L1-3) observés et simulés avec AMG sur le dispositif B&E. Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

Tableau 40 : Evaluation s	statistique des peri	formances du modèle	AMG sur le dispositif B&E

Type de	Biais moyen (t C ha ⁻¹)		RMSE (t C ha	-1)	
culture	COS	C3 COS	C4 COS	COS	C3 COS	C4 COS
Pérennes	-0.19	-2.57	2.38	1.40	3.05	2.70
Pluriannuelles	-0.74	-0.38	-0.36	3.25	3.00	0.57
Annuelles	-1.19	0.32	-1.52	3.90	2.48	2.19

Projet CE-CARB : cultures énergétiques et stockage de carbone dans les sols | 93 | 🙀

Toutes	0 5 9	1 20	0.70	0.70	2.00	0 00
cultures	-0.56	-1.30	0.72	2.12	2.90	2.22

La Figure 46 présente les entrées moyennes de C au sol correspondant aux simulations AMG. Les entrées souterraines sont majoritaires et représentent en moyenne 77 % des entrées totales. Pour les cultures pérennes, les entrées aériennes calculées varient entre 0.41 et 2.14 t C ha⁻¹ an⁻¹ selon les traitements. Elles sont plus élevées pour le miscanthus en récolte tardive à cause de la chute des feuilles avant la récolte. Pour les cultures pluriannuelles et annuelles, les entrées aériennes sont en moyenne de 1.30 et 0.61 t C ha⁻¹ an⁻¹ respectivement. Concernant les entrées souterraines des cultures pérennes, les valeurs optimisées sont de 4.35 et 4.07 t C ha⁻¹ an⁻¹, respectivement pour le miscanthus et le switchgrass. Pour les cultures pluriannuelles, les valeurs optimisées pour la rhizodéposition sont de 5.03 et 3.50 t C ha⁻¹ an⁻¹, respectivement pour la fétuque et la luzerne. A cela s'ajoute le C restitué lors de la destruction des cultures, qui représente en moyenne 0.39 t C ha⁻¹ an⁻¹. Les entrées souterraines pour les cultures annuelles, les entrées souterraines calculées sont donc en moyenne de 4.48 t C ha⁻¹ an⁻¹. Enfin, pour les cultures annuelles, les entrées souterraines calculées sont en moyenne de 1.46 t C ha⁻¹ an⁻¹.



Figure 46 : Entrées de C au sol moyennes annuelles calculées et/ou optimisées pour chaque traitement du dispositif B&E. Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

En résumé, le modèle AMGv2 est capable de reproduire de manière assez satisfaisante les tendances de stockage ou déstockage de C du sol observées sur les différents traitements du dispositif B&E, en conservant les paramètres par défaut du modèle pour le calcul de la minéralisation du C du sol. Les différences observées entre d'une part, les cultures pérennes et pluriannuelles (stockage) et d'autre part, les cultures annuelles (déstockage), s'expliqueraient donc principalement par des entrées de C au sol environ 2.6 fois plus élevées pour les premières, principalement du fait des entrées souterraines. En effet, le coefficient de minéralisation calculé par AMG à partir des caractéristiques de sol et du climat (et qui s'applique au stock de C actif), varie peu entre traitements : il est en moyenne de 8.7 % pour les cultures pérennes, de 10 % pour les cultures pluriannuelles et de 9.1 % pour les cultures annuelles (les écarts entre traitements s'expliquent principales par des différences de teneurs en argile).

Pour les cultures pérennes, on peut observer une compensation d'erreur entre les stocks C3 (sous-estimés en moyenne) et les stocks C4 (surestimés en moyenne), sauf pour le switchgrass tardif. Pour les traitements en récolte précoce, il est probable qu'une partie des entrées de C soit en fait des entrées de C3 liées aux adventices. En effet, une présence non négligeable d'adventices a été observée sur ces traitements. C'est par contre peu probable pour le miscanthus en récolte tardive, pour lequel la présence du mulch de feuilles limite très fortement la présence des adventices. Le modèle surestime donc légèrement la minéralisation dans ce cas. Le modèle présente des performances acceptables après optimisation d'une

valeur unique et constante par espèce d'entrées souterraines annuelles. Alors que des différences significatives de rendement sont observées entre traitements N- et N+ (en moyenne entre +1 et + 7.5 t MS ha⁻¹ an⁻¹ selon les traitements), celles-ci ne semblent pas se traduire par des entrées souterraines différentes.

Pour les cultures pluriannuelles, alors que les stocks mesurés ont augmenté en moyenne de 6.0 t C ha⁻¹ entre 2006 et 2012 et diminué de 4.1 t C ha⁻¹ entre 2012 et 2018, AMG simule une augmentation des stocks moyenne de 2.9 t C ha⁻¹ sur la première période, puis une stabilisation (+0.7 t C ha⁻¹). Cette stabilisation sur la deuxième période est liée à la fois à une légère baisse des rendements (-1.2 t MS ha⁻¹ an⁻¹) et donc des entrées de C associées, ainsi qu'à une légère augmentation du coefficient de minéralisation (de 9.7 à 10.1 % en moyenne). L'optimisation d'entrées de C liées à la rhizodéposition proportionnelles au rendement permet donc d'améliorer les performances d'AMG par rapport à des entrées constantes. La dynamique très différente des stocks entre la première et la deuxième période n'est cependant pas complètement capturée. Il existe aussi beaucoup d'incertitudes sur les autres entrées (C restitué à la destruction mesuré à une seule date, restitutions aériennes estimées), qui pourraient notamment être affectées par les changements de variétés au cours du temps.

Pour les cultures annuelles, la récolte en « plante entière » des cultures principales ainsi que la faible production des cultures intermédiaires (en moyenne 1 t MS aérienne ha⁻¹ tous les deux ans), conduisent logiquement à de faibles entrées de C au sol. Ainsi, les entrées aériennes de C sont particulièrement faibles dans nos traitements en comparaison aux systèmes de grandes cultures étudiés par Clivot et al. (2019) : 0.61 vs. 1.97 t C ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne. La baisse des stocks de C simulés apparaît donc cohérente, puisqu'avant la mise en place du dispositif, les pailles des cultures produites sur la parcelle étaient systématiquement restituées. En effet, les résultats expérimentaux montrent généralement une diminution des stocks de C organique en cas d'exportation systématique des pailles par rapport à une situation avec pailles restituées (Saffih-Hdadi and Mary, 2008; Powlson et al., 2011). Les stocks de C mesurés en 2012, proches voire supérieures aux stocks initiaux, apparaissent donc suspects. Si l'on ne considérait pas cette date de mesure, les performances du modèle seraient nettement meilleures (RMSE = 2.60 t C ha⁻¹), même si les stocks finaux sont un peu surestimés. Enfin, on peut noter que toutes les entrées souterraines ont été estimées avec les paramètres standards (pas de mesure ni d'optimisation).

3.2.3.2. Cultures pérennes sur les deux sites d'étude

Un deuxième ensemble de simulations a été réalisé pour les cultures pérennes sur les deux sites en optimisant les entrées de C souterraines à partir des mesures de carbone C4. Les Figure 47 et Figure 48 présentent l'évolution des stocks de C organique du sol observée et simulée avec AMGv2 sur la couche L1-3 pour l'ensemble des traitements en cultures pérennes du dispositif B&E et de la plateforme du GIE GAO.

Globalement, les performances du modèle sont meilleures sur la plateforme du GIEGAO (RMSE = 1.1 t C ha⁻¹) que sur le dispositif B&E (RMSE = 2.7 t C ha⁻¹) (Tableau 25). Sur ce dernier, le modèle a tendance à sous-estimer les stocks de C (MD = -2.5 t C ha⁻¹). Sur la plateforme du GIEGAO, les stocks finaux dans les traitements irrigués sont légèrement surestimés (+2.1 t C ha⁻¹ en moyenne) alors qu'ils sont légèrement sous-estimés pour les traitements en récolte précoce (1.0 t C ha⁻¹ en moyenne).



Figure 47 : Stocks de C organique du sol (couche L1-3) observés et simulés avec AMG sur le dispositif B&E (cultures pérennes). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.



Figure 48 : Stocks de C organique du sol (couche L1-3) observés et simulés avec AMG sur la plateforme du GIEGAO. Voir le Tableau 5 pour les codes de traitements.

Concernant l'évolution des stocks de C issus des plantes en C3 (Figure 49 et Figure 50, Tableau 41), les performances d'AMG sont similaires à celles obtenues pour le C total, puisque le modèle simule parfaitement les stocks issus des plantes C4 après optimisation (Figure 51 et Figure 52). Comme pour les simulations précédentes, AMG sous-estime les stocks C3 pour les cultures pérennes sur le dispositif B&E, sauf pour le switchgrass en récolte tardive. Sur la plateforme du GIE GAO, les performances du modèle sont globalement très satisfaisantes, mais les stocks C3 sont sous-estimés pour les traitements irrigués et légèrement surestimés pour les traitements en récolte précoce.



Figure 49 : Stocks de C organique du sol issus des plantes en C3 (couche L1-3) observés et simulés avec AMG sur le dispositif B& E (cultures pérennes). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.



Figure 50 : Stocks de C organique du sol issus des plantes en C3 (couche L1-3) observés et simulés avec AMG sur la plateforme du GIEGAO. Voir le Tableau 5 pour les codes de traitements.



Figure 51 : Stocks de C organique du sol issus des plantes en C4 (couche L1-3) observés et simulés avec AMG sur le dispositif B& E (cultures pérennes). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.



Figure 52 : Stocks de C organique du sol issus des plantes en C4 (couche L1-3) observés et simulés avec AMG sur la plateforme du GIEGAO. Voir le Tableau 5 pour les codes de traitements.

Tableau 41 : Evaluation statistique des performances du modèle AMG pour les cultures pérennes sur le dispositif B& E et la plateforme du GIE GAO.

Site	Traitement	Biais moyen COS et C3 COS (t C ha ⁻¹)	RMSE COS and C3 COS (t C ha ⁻ 1)
B&E	Mis P	-4.31	4.49
	MisT	-1.86	1.94
	Swi P	-3.24	3.39
	Swi T	-0.58	0.86
GIEGAO	Mis Pluvial	0.81	0.81
	Mis ETM	2.91	2.91
	Swi Pluvial	-0.17	0.17
	Swi ETM	1.35	1.35
	Mis P	-0.88	0.88
	MisT	0.37	0.37
	Swi P	-1.17	1.17
	Swi T	0.77	0.77
Tout	Tout	-1.50	2.57

La Figure 53 présente les entrées moyennes de C au sol correspondant aux simulations AMG. Les entrées souterraines sont majoritaires et représentent en moyenne 71% des entrées totales.

Sur le dispositif B&E, les entrées totales sont de 4.40 t C ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne, dont 1.06 t C ha⁻¹ an⁻¹ d'entrées aériennes (identiques aux simulations précédentes, §1.2.3.1.) et 3.34 t C ha⁻¹ an⁻¹ d'entrées souterraines (contre 4.21 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour les entrées optimisées précédemment sur la base du C organique total). Les entrées racinaires optimisées varient modérément entre traitements (de 2.59 à 4.10 t C ha⁻¹ an⁻¹, coefficient de variation de 15 %) et augmentent de 1 t C ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne entre la période 2006-2010 et la période 2011-2017.

Sur la plateforme du GIE GAO, les entrées totales sont de 6.64 t C ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne, dont 2.20 t C ha⁻¹ an⁻¹ d'entrées aériennes et 4.34 t C ha⁻¹ an⁻¹ d'entrées souterraines. Les entrées aériennes estimées sont plus importantes pour le miscanthus en récolte tardive que pour les autres traitements (2.91 contre 1.77 t C ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne). Les entrées souterraines optimisées varient de manière plus importante entre traitements que sur le dispositif B&E (de 2.54 à 6.26 t C ha⁻¹ an⁻¹, coefficient de variation de 34 %). Elles sont proches en moyenne pour miscanthus et switchgrass, mais sont plus élevées dans les traitements irrigués (+2 t C ha⁻¹ an⁻¹ par rapports aux traitements en sec) et dans les traitements en récolte tardive (+1.2 t C ha⁻¹ an⁻¹ par rapports aux traitements en récolte précoce).



Figure 53 : Entrées de C au sol moyennes annuelles calculées (aériennes) et optimisées (souterraines) pour les cultures pérennes sur le dispositif B& E (partie gauche : voir Tableau 2 pour les codes de traitements) et sur la plateforme du GIEGAO (partie droite : voir Tableau 5 pour les codes de traitements).

Les simulations réalisées sur les cultures pérennes avec le modèle AMG permettent de confirmer que le stockage de C plus important observé sur la plateforme du GIE GAO par rapport au dispositif B&E s'explique à la fois par des entrées de C (aériennes et souterraines) supérieures et par une minéralisation plus faible. En effet, la fraction stable initiale représente 67 % du stock de C initial sur B&E contre 78 % sur la plateforme du GIE GAO. De plus, le taux moyen de minéralisation (qui s'applique à la fraction active du C) simulé par AMG est de 8.7 % pour le premier site contre 7.4 % pour le deuxième. Les plus faibles entrées de C souterraines optimisées en moyenne sur le dispositif B&E par rapport à la plateforme du GIE GAO ne s'expliquent par des différences de rendement. En effet, en récolte précoce les rendements moyens (miscanthus et switchgrass confondus) sont de 16.6 t MS ha⁻¹ an⁻¹ pour le premier site contre 14.7 t MS ha⁻¹ an⁻¹ pour le second. En récolte tardive, ils sont respectivement de 14.7 et 13.7 t MS ha⁻¹ an⁻¹.

3.3.Lot 3 - Bilan GES des cultures énergétiques

3.3.1. Bilan GES par systèmes de culture et traitements

Les figures suivantes (Figure 54 et Figure 55) montrent respectivement pour 1 hectare et pour 1t MS produite une comparaison des valeurs des bilans GES globaux des différents systèmes de culture mais aussi une comparaison entre les différents traitements de ces systèmes de cultures (N- et N+).

Ainsi, pour 1 hectare moyen sur une année, nous pouvons voir que les cultures pérennes (miscanthus et switchgrass) présentent des bilans GES nettement inférieurs aux systèmes de cultures annuelles et aussi mais dans une moindre mesure aux systèmes avec des cultures pluriannuelles.

On peut aussi voir que les traitements N+ ont logiquement des bilans GES plus élevés que les traitements N-, à cause d'une utilisation supérieure d'intrants (cf. partie suivante).

Plus précisément, les cultures pérennes, que cela soit du miscanthus ou du switchgrass, ont des bilans GES qui peuvent être négatifs (stockage de carbone > émissions brutes) dans les cas de traitement N- où il n'y a pas d'apport d'azote (de -844 à -321 kg CO₂ ha⁻¹ an⁻¹). Dans le cas d'apport azoté, ces bilans restent assez faibles (de 136 à 1027 kg CO₂ ha⁻¹ an⁻¹).



Figure 54 : Valeurs des bilans GES globaux (incluant le stockage/déstockage de C) des systèmes de culture en kg équivalent CO2 ha⁻¹ an⁻¹. Les points en jaunes représentent les valeurs des systèmes N- et les points verts représentent les valeurs des systèmes N+. Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.



Figure 55 : Valeurs des bilans GES globaux (incluant le stockage/déstockage de C) des systèmes de culture en kg équivalent CO₂ par tonne de matière sèche. Les points en jaunes représentent les valeurs des systèmes N- et les points verts représentent les valeurs des systèmes N+. Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

Pour 1 tonne de matière sèche (MS) produite les résultats sont assez semblables, les cultures pérennes ont des bilans GES moindres que les cultures annuelles et pluriannuelles.

Même si les cultures plus fertilisées (traitements N+) produisent légèrement plus de biomasse, les différences de rendement entre les traitements restent assez faibles. Ce qui implique que les traitements N- restent moins émetteurs de GES, sauf pour Triticale-Sorgho, que les traitements N+.

3.3.2. Analyse de contribution des différents postes aux émissions de GES

Afin de mieux comprendre l'origine des émissions de GES des systèmes étudiés, les contributions, en termes de kg équivalent CO₂, des principaux postes sont détaillées dans cette partie. Les émissions liées aux différents postes sont résumées dans le Tableau 42.

Nom du poste	Description et émissions liées
Déstockage/stockage COS	Emissions (déstockage) ou atténuation (stockage) issues de la dynamique du stock de carbone organique dans le sol
Emissions champ fertilisation	Emissions de N2O directes et indirects issues de l'apport engrais azotés
Fertilisation et traitements	Emissions issues de la combustion du carburant nécessaire pour les travaux de fertilisation et de traitements phytosanitaires, à la production des machines utilisées et à la production des intrants (engrais et produits phytosanitaires)
Gestion CI	Emissions issues de la combustion du carburant nécessaire à la gestion des couverts intermédiaire (semis, destruction) et à la production des machines utilisées. Ce poste est égal à 0 pour les pérennes
Récolte	Emissions issues de la combustion du carburant nécessaire pour la récolte et à la production des machines utilisées
Semis	Emissions issues de la combustion du carburant nécessaire au semis, à la production des machines utilisées et à la production des semences et plants
Travail du sol	Emissions issues de la combustion du carburant nécessaire à tous les travaux du sol et à la production des machines utilisées

Tableau 42 : Description des postes d'émissions de GES

Pour les cultures annuelles et pluriannuelles (Figure 56) que cela soit pour les traitements N- ou N+ l'un des principaux postes est lié aux émissions au champ issues de la fertilisation (entre 30 % et 50 % des émissions brutes), suivies par les émissions issues du poste Fertilisation et traitements qui correspondent à 20 % à 30 % des émissions brutes. On peut préciser que, pour ce dernier poste, les émissions issues des traitements phytosanitaires (production des intrants plus consommation de carburant du pulvérisateur) sont négligeables : elles représentent moins de 5% des émissions du poste Fertilisation et traitements. Plus de 95 % des émissions de GES de ce poste sont donc imputables à la fertilisation (production des engrais et consommation de carburant pour l'épandage). La phase de récolte peut aussi être un poste d'émissions non négligeable selon le système (de 10 % pour les annuelles à 40 % pour les pluriannuelles). Cette différence entre les systèmes pour le poste récolte dépend essentiellement du nombre de récoltes par an qui est plus élevé pour les pluriannuelles (3 par pour les pluriannuelles contre 1 par an pour les annuelles).

Concernant les cultures pérennes (Figure 57), la différence entre les traitements N- et N+ est beaucoup plus marquée. Pour les traitements N+, ce sont bien toujours les postes concernant la fertilisation (« Emission au champ N₂O » et « Fertilisation et traitement ») qui sont les plus forts contributeurs aux émissions brutes (> 70 % des émissions brutes soit plus de 1000 kg éq CO_2 ha⁻¹ an⁻¹). Par contre, pour les traitements N-, ces émissions sont beaucoup plus faibles (de 130 à 160 kg éq CO_2 ha⁻¹ an⁻¹) et sont même équivalentes aux émissions de GES de la phase de récolte.

Les émissions brutes des cultures pluriannuelles ou annuelles se situent entre 1352 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ (Luz-Fet N-) et 1914 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ (Tri-Sor N+). Cette gamme de valeur est cohérente avec les valeurs déterminées par (Prechsl et al., 2017) pour des systèmes de grandes cultures conventionnels (autour de 2500 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹) et biologiques (autour de 1100 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹). Pour les cultures pérennes les émissions brutes ont des valeurs entre 337 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ (Swi T N-) et 1795 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ (Mis T N+). La base de données ACV ecoinvent (Wernet et al., 2016) donne une valeur d'émissions brutes pour du miscanthus fertilisé (50 kg N ha⁻¹ an⁻¹) de 905 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹. Cette valeur est plutôt cohérente avec les valeurs de notre étude. En effet, elle se situe entre les valeurs des cultures non fertilisées et fertilisées, ce qui est logique car les cultures pérennes fertilisées de notre étude reçoivent le double d'azote du miscanthus décrit dans la base de données ecoinvent.



Figure 56 : Contribution des différents postes aux émissions de GES pour les cultures annuelles (triticale et sorgho) et les cultures semis-pérennes (luzerne et fétuque). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.



Figure 57 : Contribution des différents postes aux émissions de GES pour les cultures pérennes (miscanthus et switchgrass). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

Les Figure 56 et Figure 57 indiquent aussi la contribution au bilan GES global du stockage/déstockage de COS. Les émissions de CO_2 induites par le déstockage de carbone du sol peuvent représenter une part importante, voire majoritaire, des émissions de GES du bilan global. C'est notamment le cas des systèmes Triticale-Sorgho et Sorgho-Triticale où les émissions issues du déstockage de COS contribuent à plus de 50 % aux émissions globales soit de 2000 à 2500 kg éq CO_2 ha⁻¹ an⁻¹.

Pour les autres cultures (pérennes et pluriannuelles), de manière générale, l'évolution du stock de COS est positive et engendre une atténuation importante des émissions brutes de GES (représentant entre 15 % et 300 % des émissions brutes). Dans ces systèmes, pour les traitements N+, le stockage de carbone permet d'atténuer à peu près entre 660 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ (miscanthus précoce) et 1450 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ (switchgrass tardif) et est équivalent aux émissions brutes. Pour les systèmes N-, du fait des faibles valeurs des émissions brutes, l'atténuation des GES par le stockage de COS est même largement supérieure aux émissions brutes (de 660 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ pour le miscanthus précoce à 1180 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ pour le switchgrass tardif).

3.3.3. Analyse de contribution des principaux gaz à effet de serre

Pour une analyse plus complète, la Figure 58 indique la contribution des différents types de GES aux émissions brutes.

ll y a 4 types de GES :

- émissions de CO₂ directes représentant les émissions de CO₂ issues de la combustion de carburant durant les travaux agricoles ;
- émissions de N₂O directes représentant les émissions de N₂O directes au champ ;
- émissions de N₂O au champ issues de la volatilisation et de la lixiviation d'azote ;
- émissions de GES indirectes issues soit de la production des intrants, des machines ou de la combustion de carburant lors des travaux agricoles.

Cette analyse permet de rendre compte de la part des GES directement émis, c'est-à-dire durant la campagne et les travaux agricoles et de la part des GES émis en amont, par exemple lors de la production des intrants ou après la fertilisation par les processus de lixiviation et de volatilisation de l'azote.

A l'exception des cultures pérennes en N- qui ont des émissions de N₂O très faibles du fait de l'absence d'apport azoté (émissions inférieures à 100 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹), les émissions de N₂O

directes sont parmi les émissions de GES les plus importantes (de 500 à plus de 1000 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹). Celles-ci peuvent représenter entre 1 tiers et la moitié des émissions brutes de GES.

Pour tous les systèmes, on remarque aussi une part importante des émissions de GES provenant de la production des intrants et de la combustion des carburants. Les émissions directes de CO₂ issues de la combustion des carburant sont même majoritaires dans les systèmes de cultures pluriannuelles (émissions supérieures à 500 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹) et les systèmes pérennes en N-.



Figure 58 : Contribution des différents types de gaz à effet de serre aux totaux des émissions brutes totales pour chacun des systèmes de culture. Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.

3.3.4. Prise en compte de la variabilité des émissions de N₂O mesurées

Les mesures de N₂O au champ par des chambres automatiques sur la plateforme B&E ont été réalisées entre 2010 et 2019 pour 9 traitements, avec 2 à 6 années de suivi selon les traitements. Ainsi, pour 9 systèmes sur 16, nous avons une gamme de valeurs de N₂O émis au champ, les données utilisées pour estimer les bilans GES globaux dans cette étude étant les moyennes des valeurs mesurées. La Figure 59 montre les valeurs des bilans GES des systèmes de cultures en prenant en compte la variabilité des émissions de N₂O mesurées au champ. On peut voir que sur l'ensemble des cas, la prise en compte de la variabilité des émissions de N₂O mesurées au champ n'entraine pas une modification des résultats et de leurs interprétations. Quelle que soit la valeur d'émission de N₂O prise en compte, les systèmes avec les bilans GES globaux les plus élevés (cultures annuelles) restent les plus émetteurs (bilans toujours supérieurs à 2000 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹). De même, les bilans GES des systèmes de cultures pérennes et pluriannuelles peuvent toujours être considérés comme les moins élevés (bilans toujours inférieurs à 1000 kg éq CO₂ ha⁻¹ an⁻¹).



Figure 59 : Valeurs des bilans GES globaux en prenant en compte la variabilité des mesures de N₂O. Les points bleus représentent les différentes valeurs de N₂O au cours des différentes années de mesures. Les points rouges représentent la valeur moyenne des mesures (valeur utilisée pour calculer les bilans GES globaux).

3.4.<u>Lot 4 - Adaptation du modèle AMG de dynamique du carbone dans les</u> sols

3.4.1. Développement d'une méthode d'estimation des entrées de C du miscanthus

3.4.1.1. Simulation du stockage de carbone C4 sur les sites étudiés par Poeplau & Don (2014)

La Figure 60 montre l'accumulation au cours du temps du carbone C4, observée et simulée avec AMG, sur les cinq sites en *Miscanthus* × *giganteus* étudiés par Poeplau & Don (2014). Les entrées souterraines de C étant optimisées, le modèle simule parfaitement les stocks C4 mesurés en 2011. Ceux-ci varient entre 5.4 t C ha⁻¹ à Friemar (après 15 ans de miscanthus) et 17.6 t C ha⁻¹ à Trier (après 19 ans de miscanthus). Si l'on tient compte de la durée de présence du miscanthus, cela correspond à une accumulation moyenne de C4 de 0.73 t C ha⁻¹ an⁻¹, avec un minimum de 0.36 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour Friemar et un maximum de 0.93 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour Trier (Figure 61).

La Figure 61 indique également l'évolution de stock de C et de C3 simulée par AMG, en utilisant le stock mesuré en 2011 sur la parcelle de référence comme stock initial pour la parcelle de miscanthus. Le modèle simule un déstockage de -0.77 t C ha⁻¹ an⁻¹ à Friemar et un stockage pour les autres sites, variant entre 0.03 et 0.41 t C ha⁻¹ an⁻¹. Ce déstockage à Friemar s'explique à la fois par une faible augmentation des stocks C4 et par une diminution importante des stocks C3 (-1.13 t C ha⁻¹ an⁻¹ contre -0.52 à -0.88 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour les autres sites). En effet, Friemar présent un stock « initial » important (70.9 t C ha⁻¹) et un coefficient de minéralisation élevé (7.65 %, contre 3.74 à 5.58 % pour les autres sites).

Si l'on compare les stocks finaux de C simulés par AMG aux stocks mesurés en 2011 sous miscanthus (données non montrées), les stocks simulés sont en moyennes plus faibles que les stocks mesurés (entre -1 et -20 t C ha⁻¹, -12 t C ha⁻¹ en moyenne). Cependant, d'une part, tous les sites sauf Friemar ont reçu des apports organiques (fumiers, boues de STEP, etc.) qui n'ont pas été pris en compte dans les simulations et d'autre part, le stock mesuré en 2011 sur la parcelle de référence ne représente pas forcément le stock initial sur la parcelle en miscanthus.



Figure 60 : Stocks de C organique du sol issus des plantes en C4 (couche 0-30 cm) observés et simulés avec AMG pour le miscanthus en récolte tardive sur les sites étudiés par Poeplau & Don (2014).



Figure 61 : Evolution moyenne annuelle des stocks de C, de C3 et de C4 simulés avec AMG pour le miscanthus en récolte tardive sur les sites étudiés par Poeplau & Don (2014).

La Figure 62 présente les entrées moyennes de C au sol correspondant aux simulations AMG. Celles-ci varient entre 2.50 t C ha⁻¹ an⁻¹ à Friemar et 4.75 t C ha⁻¹ an⁻¹ à Trier, avec une valeur moyenne de 3.69 t C ha⁻¹ an⁻¹. Les entrées aériennes sont relativement similaires entre sites (1.97 t C ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne), les rendements des cinq sites étant proches. Les entrées souterraines représentent donc entre 20 % (Friemar) et 57 % (Trier) des entrées totales (44 % en moyenne).



Figure 62 : Entrées de C au sol moyennes annuelles calculées (aériennes) et optimisées (souterraines) pour le miscanthus en récolte tardive sur les six sites étudiés par Poeplau & Don (2014).

3.4.1.2. Analyse des sorties des simulations pour l'ensemble des sites et traitements en miscanthus

Les sorties des simulations AMG pour tous les sites et traitements en miscanthus tardif ont été regroupées : 2 traitements sur le dispositif B&E (Mis T N- et Mis T N+), trois traitements sur la plateforme du GIEGAO (Mis Pluvial, Mis ETM et Mis T) et les cinq sites issus de l'étude de Poeplau & Don (2014). La Figure 63 présente les corrélations entre les principales variables (valeurs moyennes annuelles) d'entrée et de sortie du modèle. Plusieurs corrélations significatives sont observées entre la température moyenne annuelle et d'autres variables : la température est corrélée négativement au bilan hydrique (la plateforme du GIEGAO qui est le site le plus chaud est aussi le plus sec), négativement au stock de C initial (de même, la plateforme du GIEGAO qui est le site le plus chaud a aussi les stocks initiaux les plus faibles), mais positivement à l'évolution de stock simulée et aux entrées de C aériennes et souterraines. La corrélation

linéaire entre la température moyenne annuelle et les entrées souterraines est particulièrement marquée, avec un r de 0.96 et un R^2 de 0.81. On peut également observer que l'évolution de stock simulée est corrélée négativement au stock initial (r = -0.94).



Figure 63 : Matrice de corrélation entre différentes variables d'entrée et de sortie du modèle AMG pour les 10 traitements expérimentaux en miscanthus tardif, répartis dans 7 sites (Age = âge du miscanthus lors de la mesure finale de stock ; Temp et P+I-PET = température et bilan hydrique moyen annuel ; Yield = rendement moyen annuel du miscanthus ; Clay, CaCO3, pH, C/N = teneur en argile, en CaCO₃, pH et C/N du sol moyen de l'horizon considéré (≈ 0-30 cm) ; SOC_ini = stock de C initial de l'horizon considéré ; ABG_C_inputs et BG_C_inputs = entrées moyennes annuelles de C aériennes et souterraines ; Evol_SOC_sim = évolution moyenne annuelle du stock de C simulée ; k = coefficient moyen annuel de minéralisation du compartiment actif). Les chiffres correspondent aux coefficients de corrélation (r).

Une ACP a ensuite été réalisée avec ces mêmes données, en utilisant toutes les variables « d'entrée » comme variables actives et les deux variables de sortie (*Evol_SOC_sim* et *k*) comme variables supplémentaires. D'après les valeurs propres associées aux différents axes, les deux premiers axes représentent 66 % de l'inertie totale, alors que les trois premiers axes permettent d'expliquer 80 % de l'inertie totale.

Les Figure 64 et Figure 65 donnent la représentation graphique des variables et individus de l'ACP sur le premier plan factoriel (axes 1 et 2). L'axe 1 oppose d'un côté les trois traitements de la plateforme du GIE GAO, qui combinent température élevée et fortes entrées de C aériennes et souterraines, aux sites de Friemar, Tänikon et Weinfelden, qui combinent faible température, faibles entrées de C, bilan hydrique élevé et stock initial de C élevé. L'axe 2 oppose des sites avec des teneurs en argile et des pH élevés (Delfzijl et Weinfelden) au site de Trier, avec une faible teneur en argile, un pH acide et un C/N élevé. Les traitements du dispositif B&E apparaissent au centre des deux axes. Enfin, l'évolution du stock de C du sol simulée est principalement corrélée à l'axe 1 : elle est importante lorsque les entrées de C sont élevées et le stock initial faible et est plus faible, voire négative, lorsque les entrées de C sont faibles et le stock initial élevé.

Alors que le rendement contribue peu aux deux premiers axes de l'ACP, il est la principale variable contribuant à l'axe 3 (non montré), qui oppose les deux traitements de B&E qui ont les rendements les plus élevés (16.3 et 17.3 t MS ha⁻¹ an⁻¹) aux traitements avec les rendements les plus faibles (Mis Pluvial sur la plateforme du GIE GAO et Delfzijl).



Figure 64 : Cercle de corrélation des variables de l'ACP *sur le premier plan factoriel. Voir Figure 42 pour la traduction des codes de variables. Les deux variables en bleu (Evol_SOC_sim et k) sont les variables quantitatives supplémentaires.*



Figure 65 : Représentation des individus de l'ACP sur le premier plan factoriel (Baz =plateforme GIE GAO ; BE = dispositif B&E ; DE = Delfzijl ; FM = Friemar ; TA = Tänikon ; TR = Trier ;WF = Weinfelden).

Les entrées de C souterraines (moyennes annuelles), qui apparaissent comme une variable clé pour simuler l'évolution des stocks de C organique du sol sous miscanthus, sont donc fortement corrélées à la température dans notre jeu de données. Cela rejoint une observation déjà faite par Poeplau & Don (2014). On peut penser que la température influence la durée de vie des organes souterrains (rhizomes et racines) et donc leur turnover. Cependant, sur la plateforme du GIE GAO, les trois traitements, qui ont la même température annuelle, ont des entrées de C souterraines qui varient entre 4.12 et 6.26 t C ha⁻¹ an⁻¹.

Nous avons donc testé si un modèle linéaire à plusieurs variables (régression multiple) pouvait permettre de mieux prédire les entrées de C souterraines que la température seule. Pour cela, nous avons utilisé la fonction *regsubsets* du package *leaps*, qui permet de déterminer le
meilleur modèle pour un nombre donné de variables. Cependant, si l'on rentre directement toutes les variables étudiées précédemment, il y a trop de variables par rapport au nombre d'observations. Nous n'avons donc conservé que les variables suivantes : *Age, Temp, P+I-PET, Yield, Clay, CaCO3, pH, C/N* et *SOC_ini.*

Le meilleur modèle à deux variables intègre la température moyenne annuelle et le rendement. Il permet de passer d'un R² de 0.81 à un R² de 0.87. Il permet notamment de différencier les trois traitements de la plateforme du GIE GAO. De plus, il semble assez cohérent que la quantité de carbone que la plante peut « investir » dans les parties souterraines soit liée à la production aérienne. Pour les autres cultures paramétrées dans AMG, le rendement est d'ailleurs la variable utilisée pour estimer les entrées racinaires. Ajouter encore d'autres variables (pH, etc.) ne permet pas d'améliorer de manière aussi importante les performances du modèle et surtout leur effet semble plus difficile à expliquer d'un point de vue physiologique. La Figure 66 présente l'évaluation du modèle linéaire à deux variables (*Temp* et *Yield*) sur notre jeu de données. L'équation correspondante est donnée ci-dessous :



 $BG\ C\ inputs = -11.2155 + 0.9553 \cdot Temp + 0.2459 \cdot Yield$

Figure 66 : Entrées de C souterraines pour le miscanthus en récolte tardive optimisées avec AMG et prédites avec le modèle linéaire pour les 11 traitements expérimentaux (la ligne pointillée est la régression linéaire dont l'équation est affichée sur le graphique).

Pour compléter cette évaluation, nous avons re-simulé avec AMG les situations préalablement étudiées, mais cette fois en calculant les entrées souterraines chaque année en utilisant le modèle linéaire à deux variables (en bornant la fonction à zéro pour ne pas avoir de valeur négative d'entrée de C). Les performances du modèle concernant la simulation des stocks C4 restent tout à fait satisfaisantes (Figure 67), avec une RMSE globale de 2.1 t C ha⁻¹ et une MD de 0.2 t C ha⁻¹. Le site qui présente l'écart le plus important est le site de Friemar (MD = 4.5 t C ha⁻¹), où les entrées de C souterraines optimisées étaient particulièrement faibles. Pour les sites de B&E et du GIE GAO, où l'on peut aussi évaluer la simulation des stocks de C, les RMSE varient entre 0.6 et 3.9 t C ha⁻¹ selon les traitements.



Figure 67 : Stocks de carbone C4 observés et simulés avec AMG en utilisant le modèle linéaire pour l'estimation des entrées souterraines dans les 11 traitements expérimentaux (B&E= dispositif B&E; DE= Delfzijl ; FM = Friemar ; M-L = plateforme GIEGAO ; TA = Tänikon ; TR = Trier ;WF = Weinfelden).

Si l'on regarde non plus les stocks C4 en absolu, mais l'évolution moyenne annuelle des stocks C4 (Figure 68), les performances du modèle restent bonnes. Seules l'évolution sur le site de Friemar est nettement surestimée.



Figure 68 : Evolution moyenne annuelle des stocks de carbone C4 observée et simulée avec AMG en utilisant le modèle linéaire pour l'estimation des entrées souterraines dans les 11 traitements expérimentaux (Mis L N- = Mis T N- dispositif B&E; Mis L N+ = Mis T N+ dispositif B&E; Mis Rainfed = Mis pluvial plateforme GIE GAO ; Mis ETO = Mis ETM plateforme GIE GAO ; Mis L = Mis T plateforme GIE GAO ; DE = Delfzijl ; FM = Friemar ; TA = Tänikon ; TR = Trier ;WF = Weinfelden).

3.4.2. Simulation de scénarios de production

La Figure 69 présente l'évolution des stocks de C organique du sol simulée par AMG pour les trois scénarios dans les cinq cas types. Dans le scénario de référence, le modèle simule une baisse des stocks pour tous les cas types (-1.53 à -4.47 t C ha⁻¹ après 20 ans), sauf pour la cranette sur craie en Hauts-de-France (+2.2 t C ha⁻¹ après 20 ans) (

Tableau 43). Au contraire, les deux scénarios en miscanthus permettent une augmentation des stocks au bout de 20 ans dans tous les cas (+ 0.93 à +16.57 t C ha⁻¹), sauf pour le miscanthus permanent en sable limoneux dans les Haut-de-France (-0.77 t C ha⁻¹). Cependant, ces évolutions sont très dépendantes du stock initial, qui peut varier fortement d'une situation à l'autre pour un même type de sol. Il est donc préférable d'analyser les différences de stocks entre scénarios.

Si l'on regarde les stocks finaux, on retrouve le même classement entre scénarios dans tous les cas type : Miscanthus destr. > Miscanthus perm. > Référence. Le stockage additionnel permis par le miscanthus par rapport au système de référence varie en fonction des cas types de 3.70 t C ha⁻¹ (Hauts-de-France sable limoneux) à 15.29 t C ha⁻¹ (Lauragais argilo-calcaire) pour le scénario en miscanthus permanent et de 6.00 t C ha⁻¹ (Hauts-de-France sable limoneux) à 18.10 t C ha⁻¹ (Lauragais argilo-calcaire) pour le scénario miscanthus détruit au bout de 20 ans (

Tableau 43). Les 4 cas types du nord de la France présentent des résultats proches (5.10 \pm 1.56 t C ha⁻¹ pour Miscanthus perm. et 7.36 \pm 1.47 t C ha⁻¹ pour Miscanthus destr.) alors que le stockage additionnel est bien plus élevé dans le Lauragais. La différence entre les deux scénarios en miscanthus ne se fait qu'à la fin, à partir de l'année de destruction, lors de laquelle la biomasse souterraine est restituée au sol. D'autre part, si une légère baisse des stocks par rapport au système de référence est simulée les premières années (notamment car les entrées de C au sol sont très faibles pendant l'année d'implantation), le miscanthus a déjà un effet positif marqué au bout de 5 ans pour le Lauragais (4.4 t C ha⁻¹), et un effet neutre à faiblement positif pour les cas types du nord.



Figure 69 : Evolution des stocks de C dans les trois scénarios simulés pour les cinq cas types (Référence = système de culture de référence ; Miscanthus perm. = miscanthus tardif permanent ; Miscanthus destr. = miscanthus tardif détruit au bout de 20 ans).

Zone	Type de sol	Temps (années)	Différence de stock par rapport au point initial (t C ha-1)			Différence de stock par rapport au scénario de référence (t C ha ⁻¹)	
			Référence	Miscanthus perm.	Miscanthus destr.	Miscanthus perm.	Miscanthus destr.
Hauts-de- France	Limon profond	5	-1.17	0.13	0.13	1.30	1.30
Hauts-de- France	Limon profond	20	-3.89	3.03	5.19	6.91	9.08
Hauts-de- France	Cranette sur craie	5	0.40	0.47	0.47	0.07	0.07
Hauts-de- France	Cranette sur craie	20	2.20	6.09	8.48	3.89	6.28
Hauts-de- France	Sable Limoneux	5	-2.46	-1.39	-1.39	1.06	1.06
Hauts-de- France	Sable Limoneux	20	-4.47	-0.77	1.53	3.70	6.00
Champagne	Rendzine grise	5	-1.76	-1.89	-1.89	-0.13	-0.13
Champagne	Rendzine grise	20	-4.95	0.93	3.13	5.88	8.08
Lauragais	Argilo- calcaire	5	-0.38	4.05	4.05	4.44	4.44
Lauragais	Argilo- calcaire	20	-1.53	13.76	16.57	15.29	18.1

Tableau 43 : Différentiel de stock de C du sol par rapport à l'état initial pour les trois scénarios et parrapport au scénario de référence pour les deux scénarios en miscanthus, simulé avec AMG à 5 ans et à20 ans dans les cinq cas types.

L'analyse des entrées de C humifié permet d'expliquer les différences observées entre scénarios (Figure 70). Dans les scénarios de référence, les entrées de C humifié varient selon les castypes entre 0.84 et 1.19 t C ha⁻¹ an⁻¹ (1.04 t C ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne). En moyenne, les céréales à paille et le maïs représentent 56 % de entrées de C humifié (50 à 75 % selon les castypes), les autres cultures principales 36 % (11 à 46 %) et les cultures intermédiaires 8 % (0 à 14 %). Pour les scénarios en miscanthus permanent, les entrées de C humifié sont de 1.52 \pm 0.21 t C ha⁻¹ an⁻¹ dans les cas types du nord et de 2.18 t C ha⁻¹ an⁻¹ dans le Lauragais. Pour les scénarios avec destruction du miscanthus, les entrées de C humifié sont de 1.63 \pm 0.20 t C ha⁻¹ an⁻¹ dans les cas types du nord et de 2.32 t C ha⁻¹ an⁻¹ dans le Lauragais. Dans ce dernier scénario, l'année de destruction du miscanthus (*Mis_yrF*) représente en moyenne 12 % des entrées totales. Le flux initial de minéralisation du C organique du sol varie lui selon les cas types entre 0.94 et 1.71 t C ha⁻¹ an⁻¹.



Figure 70 : Entrées de C humifié moyennes annuelles dans les trois scénarios simulés pour chaque cas types.

Les sorties du modèle AMG permettent aussi de calculer le stock de carbone organique du sol à l'équilibre pour chaque scénario (Tableau 44). Les différences de stocks à l'équilibre sont systématiquement en faveur des scénarios en miscanthus et sont proches des différences simulées à 20 ans, sauf dans le cas type Lauragais où le stockage différentiel à l'équilibre est 4 à 5 t C ha⁻¹ plus élevé que celui simulé à 20 ans. Ce calcul a également été réalisé pour un scénario mixte combinant 20 ans de miscanthus et 20 ans de grande culture. Sans surprise, le stock à l'équilibre dans ce scénario est intermédiaire entre le stock à l'équilibre du scénario de référence et celui du miscanthus avec destruction.

Zone	Type de sol	Stock de ((t C ha ⁻¹)	C à l'équilibr	e	Différence de stock de C à l'équilibre par rapport au scénario de référence (t C ha ⁻¹)			
		Référenc e	Miscanthu sperm.	Miscanthu s destr.	Miscanthu s destr. + GC 20 ans	Miscanthu sperm.	Miscanthu s destr.	Miscanthu s destr. + GC 20 ans
Hauts-de- France	Limon profond	42.67	49.62	50.81	46.74	6.96	8.14	4.07
Hauts-de- France	Cranette sur craie	50.59	55.37	57.53	54.06	4.77	6.93	3.47
Hauts-de- France	Sable Limoneu x	32.88	36.24	37.24	35.06	3.36	4.36	2.18
Champagn e	Rendzin egrise	61.05	67.29	68.86	64.96	6.24	7.81	3.91
Lauragais	Argilo- calcaire	36.79	55.67	57.63	47.21	18.88	20.84	10.42

Tableau 44 : Stock de C du sol à l'équilibre pour les trois scénarios (plus un scénario mixte) et parrapport au scénario de référence pour les scénarios en miscanthus, calculé à partir des simulations AMGdans les cinq cas types.

4. Conclusion / Perspectives

Les mesures effectuées dans le lot 1 montrent que les cultures pérennes ont permis de stocker, en 12 ou 13 ans, 3.2 t C ha⁻¹ en moyenne pour le dispositif B&E (soit 0.26 t C ha⁻¹ an⁻¹ ou 5 ‰ an⁻¹ 1) et 12.4 t C ha⁻¹ en moyenne pour la plateforme du GIEGAO (soit 0.96 t C ha⁻¹ an ⁻¹ ou 25 ‰ an ⁻¹ 1) dans la couche de sol anciennement travaillée (couche L1-3). Il y a peu d'écart en moyenne entre miscanthus et switchgrass. Les traitements en récolte tardive ont eu souvent tendance à stocker plus que les traitements en récolte précoce, même si les différences étaient rarement significatives. De même, les traitements irrigués sur la plateforme du GIEGAO ont eu tendance à stocker davantage que les traitements non irrigués. Nous n'avons par contre par observé d'effet du niveau de fertilisation azotée sur les stocks de C (dispositif B&E). Cet accroissement des stocks de C sous les cultures pérennes s'est accompagné d'une augmentation significative du rapport C/N de la matière organique du sol : le rapport C/N moyen sur L1-3 est passé en moyenne de 9 à 9.7 pour le dispositif B&E (sans différence significative entre traitements N- et N+) et de 7.9 à 9.5 pour la plateforme du GIE GAO. Les stocks d'azote du sol sont restés stables en moyenne pour le dispositif B&E (entre -17 et +2 kg N ha⁻¹ an⁻¹ selon les traitements), mais ils ont significativement augmenté pour la plateforme du GIE GAO (+0.52 t N ha⁻¹ en moyenne, soit entre +26 et +55 kg N ha⁻¹ an⁻¹ selon les traitements).

Sur le dispositif B&E, après avoir assez fortement augmenté entre 2006 et 2012 (1.00 t C ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne sur L1-3), les stocks de C organique sous les cultures pluriannuelles ont diminué entre 2012 et 2018 (-0.58 t C ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne sur L1-3), pour revenir à un niveau légèrement supérieur à ceux mesurés en 2006 (voir identique à 2006 sur L1-4). Une forte chute des stocks de COS a été observée après 12 ans sous les cultures annuelles récoltées systématiquement en plante entière, correspondant à en moyenne -0.60 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur L1-3.

Les mesures isotopiques ¹³C ont permis de tracer le C issu des plantes pérennes en C4. Si l'on regarde l'accroissement des stocks de carbone C4 en fonction du temps sous ces cultures pérennes, les mesures effectuées sont cohérentes avec les données de la littérature scientifique internationale. Les valeurs observées sur la plateforme du GIE GAO pour le miscanthus sont dans le haut de la gamme de variation, mais ce site présente la température moyenne annuelle la plus élevée parmi tous les sites étudiés. D'autre part, l'évolution des stocks de carbone C3 montre la cohérence des mesures effectuées dans le cadre du projet, alors que les résultats de la littérature sont beaucoup plus variables. Cela s'explique probablement par la prédominance dans la littérature de mesures synchroniques, qui sont moins fiables. Le suivi diachronique d'essais de long terme devrait être la méthode privilégiée pour étudier l'impact des systèmes de culture sur les stocks de C organique du sol.

Dans le lot 2, les mesures sur le dispositif B&E ont montré que les quantités de C restituées chaque année par les chaumes à la récolte sont faibles pour tous les traitements en cultures pérennes et annuelles (entre 0.34 et 1.01 t C ha⁻¹) et globalement non corrélées au rendement. Pour le miscanthus en récolte tardive, s'ajoutent à ces restitutions aériennes les feuilles tombées avant la récolte (environ 1.2 t C ha⁻¹ an⁻¹). D'autre part, les suivis de productivité racinaire effectués pour deux espèces (miscanthus en récolte tardive N+ et fétuque N+) ont montré une production annuelle de racines plus élevée pour la fétuque que pour le miscanthus et donc probablement un renouvellement (ou turnover) plus rapide des racines sous fétuque (les biomasse racinaires initiales étaient équivalentes entre les deux espèces). Ces mesures ne prennent cependant pas en compte, ni le turnover du rhizome de miscanthus (qui constitue une entrée de C au sol supplémentaire pour le miscanthus), ni les entrées de C au sol par exsudation racinaire (pour lesquelles les éventuelles différences entre espèces sont inconnues).

L'étude de la protection physique du COS n'a pas permis d'observer de différence entre les types de cultures (pérennes, pluriannuelles et annuelles), que ce soit pour les matières organiques particulaires entre 50 et 200 μ m ou pour les matières organiques associées aux

fractions fines (inférieures à 50 µm) : la proportion de C occlus dans les micro-agrégats est identique dans tous les traitements étudiés. De plus, le C additionnel sous cultures pérennes (en comparaison aux cultures annuelles) est présent à la fois dans les fractions grossières (MOP) et fines de la matière organique.

Les simulations réalisées avec le modèle AMG sur le dispositif B&E ont permis de montrer que les différences observées entre d'une part, les cultures pérennes et pluriannuelles (stockage) et d'autre part, les cultures annuelles (déstockage), s'expliqueraient principalement par des entrées de C au sol environ 2.6 fois plus élevées pour les premières, principalement du fait des entrées souterraines. En effet, après optimisation des entrées de C souterraines des cultures pérennes (valeur annuelle fixe par espèce) et pluriannuelles (valeur proportionnelle au rendement), le modèle présente des performances satisfaisantes, en utilisant le paramétrage standard pour la minéralisation. La dynamique des stocks de C du sol est cependant moins bien reproduite pour les cultures pluriannuelles et annuelles que pour les cultures pérennes. Pour les traitements en cultures annuelles, la récolte en « plante entière » des cultures principales ainsi que la faible production des cultures intermédiaires font que les restitutions aériennes de C sont particulièrement faibles, en comparaison à des cultures annuelles conventionnelles avec pailles restituées. Ces traitements constituent donc une situation extrémisée qu'il n'est bien sûr pas souhaitable d'appliquer en conditions agricoles. La fréquence d'introduction de cultures annuelles principales récoltées en « plante entière » dans les systèmes de culture devrait être raisonnée au même titre que l'exportation des pailles de cultures céréalières.

Les simulations avec AMG ont aussi permis de confirmer que le stockage de C plus important observé sous les cultures pérennes pour la plateforme du GIE GAO par rapport au dispositif B&E, s'explique à la fois par des entrées de C supérieures (entrées aériennes et souterraines) et par une minéralisation plus faible (liée à la fois à une proportion initiale de C stable plus importante et à un taux de minéralisation de la fraction active plus faible). En effet, après optimisation pour chaque traitement des entrées de C souterraines sur la base des stocks de carbone C4, le modèle présente des performances satisfaisantes. AMG sous-estime cependant légèrement les stocks de C du sol pour les récoltes précoces (entrées de carbone C3 par les adventices non prises en compte) et les surestime légèrement pour les traitements irrigués.

Les résultats obtenus dans le lot 3 montrent, sur la base des traitements du dispositif B&E, que les bilans GES globaux des cultures destinées à produire de la biomasse peuvent être très différents selon le type de culture et les pratiques culturales.

- Les cultures pérennes comme le miscanthus et le switchgrass présentent les meilleurs bilans GES du fait notamment d'une atténuation importante par le stockage de carbone dans le sol. Ces bilans peuvent même être négatifs dans les cas de pérennes non fertilisées (traitement N-). Les cultures pluriannuelles, selon les cas et dans une moindre mesure, peuvent aussi avoir des bilans GES intéressants.
- Pour les cultures annuelles (triticale et sorgho ou maïs), récoltées en plante entière, le déstockage de C est important et induit des émissions supplémentaires de GES conséquentes (> 50 % des émissions totales). Cela a pour conséquence des bilans GES plus élevés.
- Les traitements N-, malgré une production de biomasse plus faible que les traitements N+, présentent des bilans GES par tonne de matière sèche et par hectare moindres que les traitements N+. Ceci s'explique par les émissions brutes plus faibles dans les systèmes N- et par un stockage de COS équivalent aux N+.
- Les émissions de N₂O sont de même ordre de grandeur en matière de GES que les émissions provenant de la production des intrants et que la combustion du carburant durant les travaux agricoles.

Dans ce travail, le stockage de carbone dans la biomasse n'a pas été pris en compte. Pour pouvoir le considérer, il faudrait connaître le devenir de cette biomasse, savoir si le carbone stocké sera relargué rapidement dans l'atmosphère (cas de la combustion) ou si celui-ci sera

stocké à plus long terme (cas de la chimie verte). Selon les pratiques habituelles des calculs de bilans GES, dans le cas d'un relargage rapide par combustion (stockage et combustion ayant lieu la même année), le stockage dans la biomasse n'est pas à prendre en compte, tout comme les émissions de CO₂ à l'issue de la combustion de la biomasse ou d'un autre type de relargage dans l'atmosphère. Par contre, dans le cas d'un stockage plus long (ex. : relargage du carbone sous forme de CO₂ au bout de plusieurs années), il peut être conseillé de prendre en compte le stockage mais aussi la phase de relargage en utilisant la méthode de l'ACV dynamique (Albers et al., 2019 ; Brandão et al., 2019). Il pourrait donc être intéressant de pouvoir estimer cette séquestration dans la biomasse et la durée de celle-ci afin que les bilans GES des cultures biomasse puissent représenter plus précisément toutes les émissions réellement émises sur l'ensemble de la durée de vie du produit.

Dans le lot 4, une fonction de calcul des entrées de C souterraines a pu être établie pour le miscanthus en récolte tardive à partir de simulations réalisées avec AMG (optimisation des entrées souterraines sur la base des stocks de carbone C4) dans sept sites expérimentaux, soit les deux sites étudiés dans le projet et cinq autres sites issus de la littérature. Cette fonction, qui utilise la température moyenne annuelle du site et le rendement du miscanthus, est valable pour une gamme de température assez large (9.7 à 13.7°C). Les entrées souterraines de C pour le miscanthus sont en effet fortement corrélées à la température moyenne annuelle du site (R² = 0.81). Cette fonction doit être associée à une estimation des entrées de C aériennes : valeur forfaitaire pour les chaumes et calcul à partir du rendement pour les feuilles sénescentes. Pour les sept sites testés, ce mode de calcul des entrées de C au sol permet de simuler de manière fiable les stocks de carbone C4 avec AMG. Ce mode de calcul peut donc d'ores et déjà être intégré dans les outils de simulation basés sur le modèle AMG, comme SIMEOS-AMG, afin de pouvoir simuler l'évolution des stocks de C sous une culture de miscanthus. A notre connaissance, il s'agit du premier paramétrage générique du miscanthus pour un modèle de carbone du sol.

Les scénarios simulés avec AMG dans le lot 4 du projet montrent que la culture de miscanthus permet de stocker dans les sols environ 5.0 \pm 1.6 t C ha⁻¹ de plus qu'un système de grande culture de référence au bout de 20 ans (soit 0.25 ± 0.08 t C ha⁻¹ an⁻¹), pour différents cas types au nord de la France. Dans le cas type du Lauragais, le stockage s'élève à 15 t C ha⁻¹ de plus que la référence au bout de 20 ans, soit 0.75 t C ha⁻¹ an⁻¹. Le stockage additionnel simulé pour les cas types du nord de la France est comparable à celui permis par les pratiques les plus stockantes identifiées dans l'étude 4 pour 1000 de l'INRA (+0.21 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour l'agroforesterie intra-parcellaire) (Pellerin et al., 2019). Le stockage additionnel environ trois fois plus élevé dans le cas type du Lauragais que dans les cas types du nord de la France est obtenu malgré un rendement du miscanthus plus faible, à cause du stress hydrique, et est donc principalement lié à la température moyenne annuelle élevée (14.1 °C), favorable aux entrées de C sous miscanthus, ainsi qu'aux faibles entrées de C dans le système de référence. Dans ce type de climat, le potentiel de production du miscanthus est probablement très lié à la réserve utile du sol et l'irrigation peut s'avérer indispensable la ou les premières années pour assurer une implantation correcte. La simulation de cas types intermédiaires en matière de température moyenne annuelle serait donc intéressante. D'autre part, si les niveaux de stockage de C simulés dans les cas types du nord de la France semblent atteignables sans forcément augmenter aussi les stocks d'azote du sol, cela nécessiterait pour le cas type du Lauragais une forte augmentation du rapport C/N du sol (de 8.7 initialement à 11.8 après 20 ans). Or, pour augmenter les stocks d'azote du sol, il faut que les entrées d'azote (par déposition atmosphérique, fixation biologique et fertilisation minérale et/ou organique) soient supérieures aux exportations d'azote à la récolte. Il n'est donc pas certain que de tels niveaux de stockage de C soient atteignables sans fertilisation azotée. On peut cependant noter que les bilans d'azote pour le miscanthus sont encore mal connus, car la fixation biologique d'azote par des bactéries diazotrophes, présentes dans la rhizosphère du miscanthus, pourrait représenter une

entrée significative d'azote (Wewalwela et al., 2020). Enfin, le stockage additionnel pourrait être plus important encore si l'on considère une destruction du miscanthus en fin de cycle, avec restitution au sol de toute la biomasse souterraine (0.37 ± 0.07 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour les cas types du nord de la France et 0.91 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour le cas type du Lauragais). Il serait cependant utile de confirmer cet effet de la destruction de la culture de miscanthus sur les stocks de C du sol par des mesures *in situ*.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Albers, A., Collet, P., Benoist, A., & Hélias, A., 2019. Back to the future: dynamic full carbon accounting applied to prospective bioenergy scenAlbers, A., Collet, P., Benoist, A., & Hélias, A. (2019). Back to the future: dynamic full carbon accounting applied to prospective bioenergy scenarios. International. *International Journal of Life Cycle Assessment*. https://doi.org/10.1007/s11367-019-01695-7
- Amougou, N., Bertrand, I., Cadoux, S., and Recous, S., 2012. *Miscanthusx giganteus* leaf senescence, decomposition and C and N inputs to soil. *Global Change Biology Bioenergy* 4, 698-707.
- Andriulo, A., Guerif, J., Mary, B., 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural C-13 abundance. *Agronomie* 19, 349-364.
- Ballot, R., Loyce, C., Jeuffroy, M. H., Ronceux, A., Gombert, J., Lesur-Dumoulin, C., and Guichard, L., 2018. First cropping system model based on expert-knowledge parameterization. *Agronomy for Sustainable Development* 38.
- Bolinder, M. A., Janzen, H. H., Gregorich, E. G., Angers, D. A., and VandenBygaart, A. J. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture Ecosystems & Environment* 118, 29-42.
- Bonin, C.L., Lal, R., 2014. Aboveground productivity and soil carbon storage of biofuel crops in Ohio. *Global Change Biology Bioenergy* 6, 67-75.
- Brandão, M., Kirschbaum, M. U. F., Cowie, A. L., & Vedel Hjuler, S., 2019. Quantifying the climate change effects of bioenergy systems : Comparison of 15 impact assessment methods. *GCB Bioenergy*, 11(June 2018), 727–743.
- Cattaneo, F., Barbanti, L., Gioacchini, P., Ciavatta, C., Marzadori, C., 2014. C-13 abundance shows effective soil carbon sequestration in Miscanthus and giant reed compared to arable crops under Mediterranean climate. *Biol. Fertil. Soils* 50, 1121-1128.
- Cécillon, L., Baudin, F., Chenu, C., Christensen, B. T., Franko, U., Houot, S., Kanari, E., Kätterer, T., Merbach, I., van Oort, F., Poeplau, C., Quezada, J. C., Savignac, F., Soucémarianadin, L. N., and Barré, P., 2021. Partitioning soil organic carbon into its centennially stable and active fractions with statistical models based on Rock-Eval® thermal analysis (PARTYSOCv2.0 and PARTYSOCv2.0EU). *Geosci. Model Dev. Discuss.* 2021, 1-35.
- Chatterjee, A., Long, D.S., Pierce, F.J., 2018. Change in Soil Organic Carbon after Five Years of Continuous Winter Wheat or Switchgrass. *Soil Science Society of America Journal* 82, 332-342.
- Cherubini, F., 2010. The biorefinery concept: Using biomass instead of oil for producing energy and chemicals. *Energy Conversion and Management* 51, 1412-1421.

- Chimento, C., Almagro, M., Amaducci, S., 2016. Carbon sequestration potential in perennial bioenergy crops: the importance of organic matter inputs and its physical protection. *Global Change Biology Bioenergy* 8, 111-121.
- Chlebowski, F., Labreuche, J., Ferchaud, F., Mary, B., 2018. *Calcul des stocks d'éléments du sol à masse équivalente. Notice d'utilisation de l'applicatif SEME*. INRA, Arvalis Institut du végétal, p. 28 p.
- Christensen, B.T., Laerke, P.E., Jorgensen, U., Kandel, T.P., Thomsen, I.K., 2016. Storage of Miscanthus-derived carbon in rhizomes, roots, and soil. *Can. J Soil Sci.* 96, 354-360.
- Clifton-Brown, J.C., Breuer, J., Jones, M.B., 2007. Carbon mitigation by the energy crop, Miscanthus. *Glob. Change Biol.* 13, 2296-2307.
- Clivot, H., Mary, B., Valé, M., Cohan, J-P., Champolivier, L., Piraux, F., Laurent, F., Justes, E., 2017. Quantifying in situ and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry* 111, 44-59.
- Clivot, H., Mouny, J-C., Duparque, A., Dinh, J-L., Denoroy, P., Houot, S., Vertès, F., Trochard, R., Bouthier, A., Sagot, S., and Mary, B., 2019. Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. *Environmental Modelling* & Software 118, 99-113.
- Debril, B., 2021. Adapter un outil de simulation des stocks de C pour des systèmes de production de biomasses agricoles énergétiques. Rapport de stage de Master 1. UP.N. 41 p.
- Dondini, M., Van Groenigen, K.J., Del Galdo, I., Jones, M.B., 2009. Carbon sequestration under Miscanthus: a study of (13)C distribution in soil aggregates. *Global Change Biology Bioenergy* 1, 321-330.
- Dou, F.G., Hons, F.M., Ocumpaugh, W.R., Read, JC., Hussey, M.A., Muir, JP., 2013. Soil Organic Carbon Pools Under Switchgrass Grown as a Bioenergy Crop Compared to Other Conventional Crops. *Pedosphere* 23, 409-416.
- Ellert, B.H., Bettany, J.R., 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J Soil Sci.* 75, 529-538.
- European Environment Agency (EEA), 2016. *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016 Technical guidance to prepare national emission inventories.* https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016
- Felten, D., Emmerling, C., 2012. Accumulation of Miscanthus-derived carbon in soils in relation to soil depth and duration of land use under commercial farming conditions. *J Plant Nutr. Soil Sci.* 175, 661-670.
- Ferchaud, F., Chlébowski, F., 2020. *SimpleESM: R script to calculate soil organic carbon and nitrogen stocks at Equivalent Soil Mass.* INRAE, Laon, France, p. 7.
- Ferchaud, F., Vitte, G., Mary, B., 2016. Changes in soil carbon stocks under perennial and annual bioenergy crops. *Global Change Biology Bioenergy* 8, 290-306.

- Ferchaud, F., Peyrard, C., Léonard, J., Gréhan, E., and Mary, B., 2020. Large Variations in N₂O Fluxes from Bioenergy Crops According to Management Practices and Crop Type. *Atmosphere* 11, 675.
- Follett, R.F., Vogel, K.P., Varvel, G.E., Mitchell, R.B., Kimble, J. 2012. Soil Carbon Sequestration by Switchgrass and No-Till Maize Grown for Bioenergy. *BioEnergy Research* 5, 866-875.
- Gabrielle, B., Bamière, L., Caldes, N., De Cara, S., Decocq, G., Ferchaud, F., Loyce, C., Pelzer, E., Perez, Y., Wohlfahrt, J., Richard, G., 2014. Paving the way for sustainable bioenergy in Europe: Technological options and research avenues for large-scale biomass feedstock supply. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 33, 11-25.
- Gale, M. R., et Grigal, D. F. (1987). Vertical root distributions of northern tree species in relation to successional status. *Canadian Journal of Forest Research*. 17(8): 829-834.
- Garten, C.T., J., Wullschleger, S.D., 2000. Soil carbon dynamics beneath switchgrass as indicated by stable isotope analysis. *J Environ. Qual.* 29, 645-653.
- Graler, B., Pebesma, E., Heuvelink, G., 2016. Spatio-Temporal Interpolation using gstat. *R.burnal* 8, 204-218.
- Gregory, A.S., Dungait, J.A.J., Shield, I.F., Macalpine, W.J., Cunniff, J., Durenkamp, M., White, R.P., Joynes, A., Richter, G.M., 2018. Species and Genotype Effects of Bioenergy Crops on Root Production, Carbon and Nitrogen in Temperate Agricultural *Soil. BioEnergy Research* 11, 382-397.
- Hansen, E.M., Christensen, B.T., Jensen, L.S., Kristensen, K., 2004. Carbon sequestration in soil beneath long-term Miscanthus plantations as determined by ¹³C abundance. *Biomass and Bioenergy* 26, 97-105.
- Hu, Y., Schäfer, G., Duplay, J., Kuhn, N.J., 2018. Bioenergy crop induced changes in soil properties: A case study on Miscanthus fields in the Upper Rhine Region. *PLoS One* 13, e0200901.
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M. D. M., Hollander, A., Zijp, M., & van Zelm, R., 2016. *ReCiPe 2016 v1.1. A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level.* Report I: Characterization. RIVM Report 2016-0104a, 201. <u>https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y</u>
- IPCC, 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestery and Other Land Use:* Vol. Volume 4.
- IPCC, 2011. Summary for Policymakers. In: Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Seyboth, K., Matschoss, P., Kadner, S., Zwickel, T., Eickemeier, P., Hansen, G., Schlömer, S., von Stechow, C. (Eds.), *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1-24.

- Kanari, E., Cécillon, L., Baudin, F., Clivot, H., Ferchaud, F., Houot, S., Levavasseur, F., Mary, B., Soucémarianadin, L., Chenu, C., and Barré, P., 2021. A robust initialization method for accurate soil organic carbon simulations. *Biogeosciences Discuss*. 2021, 1-24.
- Koch, P., & Salou, T., 2016. AGRIBALYSE: METHODOLOGY Version 1.3 (Issue November). Ed ADEME.
- Hergoualc'h, K., Akiyama, H., Bernoux, M., Chirinda, N., del Prado, A., Kasimir, Å, MacDonald, J. D., Ogle, S. M., Regina K., van der Werf, T. J. 2019. N₂O Emissions From Managed Soils, and CO₂ Emissions From Lime and Urea Application. In 2019 *Refinement* to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- Rupngam, Thidarat, 2019. *Protection physique du carbone du sol sous cultures énergétiques*. Mémoire de Master 2 AgroParisTech., 50 p.
- Lee, J, Hopmans, JW., Rolston, D.E., Baer, S.G., Six, J, 2009. Determining soil carbon stock changes: Simple bulk density corrections fail. *Agric. Ecosyst. Environ.* 134, 251-256.
- Levavasseur, F., Mary, B., Christensen, B. T., Duparque, A., Ferchaud, F., Kätterer, T., Lagrange, H., Montenach, D., Resseguier, C., and Houot, S., 2020. The simple AMG model accurately simulates organic carbon storage in soils after repeated application of exogenous organic matter. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 117, 215-229.
- Lenth, R.V., 2020. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means.
- Lesur, C., Bazot, M., Bio-Beri, F., Mary, B., Jeuffroy, M.H., Loyce, C., 2014. Assessing nitrate leaching during the three-first years of *Miscanthus* x *giganteus* from on-farm measurements and modeling. *Global Change Biology Bioenergy* 6, 439-449.
- Lewandowski, I., Scurlock, JM.O., Lindvall, E., Christou, M., 2003. The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass and Bioenergy* 25, 335-361.
- Liebig, M.A., Schmer, M.R., Vogel, K.P., Mitchell, R.B., 2008. Soil carbon storage by switchgrass grown for bioenergy. *BioEnergy Research* 1, 215-222.
- Mary, B., Clivot, H., Blaszczyk, N., Labreuche, J., Ferchaud, F., 2020. Soil carbon storage and mineralization rates are affected by carbon inputs rather than physical disturbance: Evidence from a 47-year tillage experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 299, 106972.
- Moreno Ruiz, E., Lévová, T., Reinhard, J., Valsasina, L., Bourgault, G., & Wernet, G., 2016. Documentation of changes implemented in ecoinvent database v3.3. Ecoinvent, Zürich.
- Pellerin S. et Bamière L. (pilotes scientifiques), Launay C., Martin R., Schiavo M., Angers D., Augusto L., Balesdent J., Basile-Doelsch I., Bellassen V., Cardinael R., Cécillon L., Ceschia E., Chenu C., Constantin J., Darroussin J., Delacote P., Delame N., Gastal F., Gilbert D., Graux A.I., Guenet B., Houot S., Klumpp K., Letort E., Litrico I., Martin M.,

Menasseri S., Mézière D., Morvan T., Mosnier C., Roger-Estrade J., Saint-André L., Sierra J., Thérond O., Viaud V., Grateau R., Le Perchec S., Savini I., Réchauchère O., 2019. Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 114 p.

- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., R Core Team, 2020. *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models.*
- Poeplau, C., Don, A., 2014. Soil carbon changes under Miscanthus driven by C-4 accumulation and C-3 decompostion toward a default sequestration function. *Global Change Biology Bioenergy* 6, 327-338.
- Poeplau, C., Germer, K., Schwarz, K.-U., 2019. Seasonal dynamics and depth distribution of belowground biomass carbon and nitrogen of extensive grassland and a Miscanthus plantation. *Plant and Soil* 440, 119-133.
- Powlson, D.S., Glendining, M.J., Coleman, K., Whitmore, A.P., 2011. Implications for Soil Properties of Removing Cereal Straw: Results from Long-Term Studies. *Agronomy Journal* 103, 279-287.
- Prechsl, U. E., Wittwer, R., Heijden, M. G. A. Van Der, Lüscher, G., Jeanneret, P., & Nemecek, T., 2017. Assessing the environmental impacts of cropping systems and cover crops : Life cycle assessment of FAST, a long-term arable farming fi eld experiment. *Agricultural Systems*, 157(June), 39–50.
- Pugesgaard, S., Schelde, K., Larsen, S.U., Laerke, P.E., Jorgensen, U., 2015. Comparing annual and perennial crops for bioenergy production influence on nitrate leaching and energy balance. *Global Change Biology Bioenergy* 7, 1136-1149.
- R Core Team, 2020. *R: A language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ragauskas, A.J., Williams, C.K., Davison, B.H., Britovsek, G., Cairney, J., Eckert, C.A., Frederick, W.J., Jr., Hallett, J.P., Leak, D.J., Liotta, C.L., Mielenz, J.R., Murphy, R., Templer, R., Tschaplinski, T., 2006. The path forward for biofuels and biomaterials. *Science* 311, 484-489.
- Richter, G.M., Agostini, F., Redmile-Gordon, M., White, R., Goulding, K.W.T., 2015. Sequestration of C in soils under Miscanthus can be marginal and is affected by genotype-specific root distribution. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200, 169-177.
- Robertson, A.D., Davies, C.A., Smith, P., Stott, A.W., Clark, E.L., McNamara, N.P., 2017. Carbon Inputs from Miscanthus Displace Older Soil Organic Carbon Without Inducing Priming. *BioEnergy Research* 10, 86-101.
- Rupngam, T., 2019. Protection physique du carbone du sol sous cultures énergétiques. Mémoire de M2, AgroParisTech, 50 p.
- Saffih-Hdadi, K., Mary, B., 2008. Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biol. Biochem*. 40, 594-607.

- Sanderson, M.A., Adler, P.R., 2008. Perennial forages as second generation bioenergy crops. International Journal of Molecular *Sciences* 9, 768-788.
- Scarlat, N., Martinov, M., Dallemand, J-F., 2010. Assessment of the availability of agricultural crop residues in the European Union: Potential and limitations for bioenergy use. *Waste Management* 30, 1889-1897.
- Schmer, M.R., Liebig, M.A., Vogel, K.P., Mitchell, R.B., 2011. Field-scale soil property changes under switchgrass managed for bioenergy. *Global Change Biology Bioenergy* 3, 439-448.
- Schneckenberger, K., Kuzyakov, Y., 2007. Carbon sequestration under Miscanthus in sandy and loamy soils estimated by natural 13C abundance. *J Plant Nutr. Soil Sci.* 170, 538-542.
- Sharifi, M., Lynch, D., Burton, D.L., Papadopoulos, Y.A., Main, M., 2019. Quantifying the short-term contribution of switchgrass (Panicum virgatum L.) to soil carbon using C-13 natural abundance technique in a sandy loam soil in eastern Canada. *Can. J Soil Sci.* 99, 217-221.
- Virto, I., Barré, P., and Chenu, C., 2008. Microaggregation and organic matter storage at the silt-size scale. *Geoderma* 146, 326-335.
- Virto, I., Moni, C., Swanston, C., and Chenu, C., 2010. Turnover of intra- and extraaggregate organic matter at the silt-size scale. *Geoderma* 156, 1-10.
- von Haden, A.C., Yang, W.H., DeLucia, E.H., 2020. Soils' dirty little secret: Depth-based comparisons can be inadequate for quantifying changes in soil organic carbon and other mineral soil properties. *Glob. Change Biol.* 26, 3759-3770.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-ruiz, E., & Weidema, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3 (part I). https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8
- Zapater, M., Catterou, M., Mary, B., Ollier, M., Fingar, L., Mignot, E., Ferchaud, F., Strullu, L., Dubois, F., and Brancourt-Hulmel, M., 2017. A Single and Robust Critical Nitrogen Dilution Curve for *Miscanthus* × *giganteus* and *Miscanthus sinensis. BioEnergy Research* 10, 115-128.
- Zatta, A., Clifton-Brown, J., Robson, P., Hastings, A., Monti, A., 2014. Land use change from C3 grassland to C4 Miscanthus: effects on soil carbon content and estimated mitigation benefit after six years. *Global Change Biology Bioenergy* 6, 360-370.
- Zimmermann, J., Dauber, J., Jones, M.B., 2012. Soil carbon sequestration during the establishment phase of *Miscanthus* × *giganteus*: a regional-scale study on commercial farms using 13C natural abundance. *Global Change Biology Bioenergy* 4, 453-461.

Wewalwela, JJ, Tian, Y., Donaldson, J.R., Baldwin, B.S., Varco, JJ, Rushing, B., Lu, H., Williams, M.A., 2020. Associative nitrogen fixation linked with three perennial bioenergy

grasses in field and greenhouse experiments. *Global Change Biology Bioenergy* 12, 1104–1117.

INDEX DES TABLEAUX ET FIGURES

TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques du sol du dispositif B& Emesurées en 2006 pour les deux parties du dispos	sit if 9
Tableau 2 · Liste destraitements expérimentaux du dispositif B& E et codes en français et en anglais	10
Tableau 3 : Traitements du dispositif "Biomasse & Environnement" (B&E) avec les cultures présentes	
chaque année et le niveau de fertilisation azotée	11
Tableau 4 : Caractéristiques du sol de la plateforme du GIEGAO mesurées en 2006 pour les deux par	ties
du dispositif	13
Tableau 5 : Traitements expérimentaux étudiés sur la plateforme du GIE GAO et codes en français et	en
anglais	14
Tableau 6 : Traitements de l'essai alimentation hydrique de la plateforme du GIEGAO étudiés dans le	Э
cadre de CE-CARB avec les cultures présentes chaque année et les apports d'eau par irrigation	15
Tableau 7 : Traitements de l'essai date de récolte de la plateforme du GIE GAO étudiés dans le cadre	de
CE-CARB	15
Tableau 8 : Nombres et types de mesures réalisées en 2018-2019 pour la densité apparente du sol	18
Tableau 9 : Nombres d'échantillons de sol prélevés en 2018-2019 et analysés	18
Tableau 10 : Masses de référence utilisées pour le dispositif B&E	. 20
Tableau 11 : Masses de référence utilisées pour la plateforme du GIEGAO	21
Tableau 12 : Coefficients utilisés pour le calcul des entrées racinaires des cultures principales annuelle	;s
et des cultures intermédiaires.	. 28
Tableau 13 : Coefficients d'humification utilisées pour les simulations	. 29
Tableau 14 : Systemes de culture étudies et leurs niveaux d'apport d'azote mineral	32
Tableau 15 : Principaux PHG utilises dans l'étude	. 32
Tableau 16 : Mesures d'emissions de N2O realisees sur le dispositif B& E entre 2010 et 2019	. 33
Tableau 17 : Origine et methode de calcul des gaz à éffet de serre liees à la fertilisation de culture	
Tableau 16 . Caracteristiques generales des cinq sites echantinonnes en 2011 par Poeplau & Don (2014	+). 26
Tablagu 19 : Caractáristiques du sol (borizon 0-30 cm) des parcelles de missanthus des sing sites	. 30
áchantillonnás en 2011 nar Poenlau & Don (2014)	36
Tableau 20 · Caractéristiques du sol nour les cing cas types simulés	.37
Tableau 21 : Caractéristiques climatiques pour les cinq cas types simulés	. 38
Tableau 22 : Successions culturales des systèmes de référence pour les cing cas types simulés	
Tableau 23 : Rendements moyens des cultures (t MS ha ⁻¹) des systèmes de référence pour les cing cas	5
types simulés	. 39
Tableau 24 : Rendements du miscanthus pour les cinq cas types simulés	. 39
Tableau 25 : Quantités de carbone (t C ha ⁻¹) contenues dans la biomasse (0-60 cm) et les résidus des	
cultures pérennes en 2018	. 42
Tableau 26 : Quantités de carbone (t C ha ⁻¹) contenues dans les résidus des cultures pluriannuelles et	
annuelles en novembre 2018	. 42
Tableau 27 : Stocks de C et N cumulés, 513C moyen pondéré et C/N mesurés en 2006 sur les deux	
parties du dispositif B&E : cultures pérennes et cultures pluriannuelles/annuelles. Les valeurs entre	
parenthèses sont les écarts types entre les 24 parcelles de chaque partie	. 43
Tableau 28 : Masses volumiques du sol (g cm ³) mesurées en 2018 sur le dispositif B&E (moyennes N- et	t
N+)	. 44
Tableau 29 : Résultats de l'analyse de variance par couche de sol sur la teneur en C organique, le δ ¹³ C	, le
rapport C/N, la teneur en C « nouveau » et la teneur en C « ancien » en 2018	. 45
Tableau 30 : Résultats de l'analyse de variance sur le stock cumulé de C organique, le δ ¹³ C moyenne	0
ponder, le rapport C/N moyen pondere, le stock de C « nouveau » et le stock de C « ancien » en 2018	3.52
Tableau 31 : Stocks de C cumules (COS, t har) et 8 °C moyens ponderes (8 °C W, ‰) mesures à masses	de
sol equivalentes en 2018 sur le dispositif B&E (moyennes des traitements N- et N+)	. 53
aultures pérennes en 2019	61
ununes perennes en 2013 Tablagu 33 · Stacke da C at N cumuláe δ ¹³ C moyan pandárá at C/N maguráe an 2006 gur las différent	
naties de la plateforme du GIEGAO	60
Tableau 34 · Masses volumiques du sol (q cm ⁻³) mesurées en 2019 sur la plateforme du GIEGAO	63
Tableau 35 : Résultats de l'analyse de variance par couche de sol (effet du traitement sur l'irrigation o	. 55
la date de récolte) sur la teneur en C organique, le δ^{13} C, le rapport C/N. la teneur en C « nouveau » et	la
teneur en C « ancien » en 2019	64

Tableau 36 : Stocks de C organique cumulés (COS, t ha⁻¹) et δ^{13} C moyens pondérés (δ^{13} Cw, ∞) calculés à masses de sol équivalentes en 2019 sur la plateforme du GIEGAO......71 Tableau 37 : Biomasse, quantité de C et rapport C/N des bas de tiges (chaumes) mesurés après la récolte Tableau 38 : Biomasse, quantité de C et rapport C/N des parties végétales restituées au sol lors de la Tableau 39 : Biomasse, quantité de C et rapport C/N des parties végétales mesurées lors du prélèvement Tableau 41 : Evaluation statistique des performances du modèle AMG pour les cultures pérennes sur le Tableau 42: Description des postes d'émissions de GES......95 Tableau 43 : Différentiel de stock de C du sol par rapport à l'état initial pour les trois scénarios et par rapport au scénario de référence pour les deux scénarios en miscanthus, simulé avec AMG à 5 ans et à Tableau 44 : Stock de C du sol à l'équilibre pour les trois scénarios (plus un scénario mixte) et par rapport au scénario de référence pour les scénarios en miscanthus, calculé à partir des simulations AMG dans les cing cas types......109

FIGURES

Figure 1 : Plan du dispositif "Biomasse & Environnement" (B&E). Voir le Tableau 2 pour les codes de
traitements
Figure 2 : Man de la plateforme du GIE GAO avec les parcelles preievees dans le cadre de CE-CARB 16 Figure 3 : Diagramme conceptuel du modèle AMG (d'après Levavasseur et al. (2020)
Figure 4 : Relation entre le rendement à la récolte tardive du miscanthus et la quantité de C restitué par
la chute des feuilles avant la récolte (données issues de Amougou et al. (2012) et de Zapater et al.
(2017))
Figure 5 : Variabilité spatiale initiale (2006) sur le dispositif B&E (a) du stock de C organique (SOC) et (b)
du δ^{13} C moven pondéré, sur la couche L1-3 (4905 t ha ⁻¹) correspondant à la couche de sol anciennement
travaillée
Figure 6 : Profils de teneur en Clorganique (g kg ⁻¹) à masses équivalentes en 2006 et 2018 sur le dispositif
R&E Les données 2006 sont movennées entre N- et N+
Figure 7 : Profils de δ^{13} C (%) calculés à masses équivalentes en 2006 et 2018 sur le dispositif B&E. Les
donnáes 2006 sont movennées entre N- et N+
Figure 8 : Profile de rannorte C/N calculés à masses équivalentes en 2006 et 2018 sur le dispositif B&E Les
données 2006 sont movennées entre N- et N+
Figure 9 : Profils de concentration en C. « nouveau » (a ka ⁻¹) calculés à masses équivalentes en 2006 et
2018 sur le dispositif B& E pour les cultures pérennes et pluriannuelles. Les données 2006 sont
movennées entre N_{\pm} et N_{\pm}
Figure 10 : Profile de concentration en C « ancien » (a k ⁻¹⁾ calculás à masses áquivalentes en 2006 et 2018
sur la dispositif B& Epour las cultures pérennes et pluriannuelles. Les données 2006 sont moyennées
antro N_{-} at N_{\pm}
Figure 11 : Evolutions du stock de C. cumulé (SOC, t. ha ⁻¹) et du 513C moven pondéré (513Cw, %)
calculáes à masses de sel áquivalentes entre 2006 et 2018 sur le dispositif B^{0} E (movenne des N ₂ et N ₁)
nour les couches l 1-2 (2865 t ha·1) $1 1-3$ (4905 t ha·1) et l 1-4 (5835 t ha·1)
Figure 12 : Evolutions du stock de C cumulé (SOC, t ha') de la couche L 1-3 (4905 t ha') sur le dispositif
R& E ontro 2006 of 2018
Figure 13 : Evolutions du stock de C. cumulé (SOC, t. ha ⁻¹) de la couche l. 1-4 (5835 t. ha ⁻¹) sur le dispositif
$R_{entre}^{2006} = 2018$
Figure 14 · · · Fyolutions du stock de C. « nouveau » cumulé (SOCNew tha ⁻¹) de la couche l 1-4 (5835 tha ⁻¹)
sur le dispositif B& Eentre 2006 et 2011-2012 (Period 1) et entre 2011-2012 et 2018 (Period 2) 59
Figure 15 : Evolutions du stock de C « ancien » cumulé (SOCOld that) de la couche L 1-4 (5835 that) sur
Le dispositif B_{c} E entre 2006 et 2011-2012 (Period 1) et entre 2011-2012 et 2018 (Period 2) 59
Figure 16 : Profils de teneur en C. organique (g kg ⁻¹) à masses équivalentes en 2006 et 2019 sur la
nlateforme du GIEGAO
Figure 17 : Profils de δ ¹³ C (%) calculás à massas áquivalentes en 2006 et 2019 sur la plateforme du GIE
Figure 18 · Profils de rannorts C/N calculés à masses équivalentes en 2006 et 2019 sur la plateforme du
GIEGAO
Figure 19 · Profils de concentration en C. « nouveau » calculés à masses équivalentes en 2006 et 2019 sur
la niateforme du GIEGAO
Figure 20 : Profils de concentration en C « ancien » calculés à masses équivalentes en 2006 et 2019 sur la
plateforme du GIE GAO

Figure 21 : Evolutions du stock de C cumulé (SOC, t ha ^{.1}) et du δ¹³C moyen pondéré (δ13Cw, ‰) calculées à masses de sol équivalentes entre 2006 et 2019 sur la plateforme du GIEGAO pour les couches L1-2
(2920 t ha ⁻¹), L1-3 (4520 t ha ⁻¹) et L1-4 (9440 t ha ⁻¹)72
Figure 22 : Evolutions du stock de C « nouveau » cumulé (SOCNew, t ha ⁻¹) sur la couche L1-4 (9440 t ha ⁻¹)
entre 2006 et 2019 sur la plateforme du GIEGAO73
Figure 23 : Evolutions du stock de C « ancien » cumulé (SOCOId, t ha ⁻¹) sur la couche L1-4 (9440 t ha ⁻¹)
entre 2006 et 2019 sur la plateforme du GIEGAO73
Figure 24 : Evolution annuelle du stock de C organique cumulé (SOC, t ha ⁻¹ an ⁻¹) sur la couche L1-3 pour
les cultures pérennes, entre 2006 et 2018 sur le dispositif B&E et entre 2006 et 2019 sur la plateforme du
GIEGAO
Figure 25 : Evolution annuelle du rapport C/N moyen pondéré sur la couche L1-3 pour les cultures
pérennes, entre 2006 et 2018 sur le dispositif B&E et entre 2006 et 2019 sur la plateforme du GIEGAO.
Figure 26 : Evolution annuelle du stock de C « nouveau » cumule (SOC _{New} , t na ⁻¹) sur la couche LI-3 pour
ies cultures perennes, entre 2006 et 2018 sur le dispositif B&E et entre 2006 et 2019 sur la plateforme du
GIEGAO
aultures pérennes, entre 2006 et 2018 sur le dispesitif R2 E et entre 2006 et 2019 sur la plateforme du
GIEGAO
Figure 28 : Evolution du stock de C organique du sol dans l'horizon de surface (0-20 à 0-40 cm) anrès
implantation de miscanthus en fonction de l'âge de la plante (années)
Figure 29 : Evolution du stock de C organique du sol dans l'horizon de surface (0-20 à 0-40 cm) après
implantation de switchgrass, en fonction de l'âge de la plante (années)
Figure 30 : Evolution du stock de C « nouveau » dans l'horizon de surface (0-20 à 0-40 cm) après
implantation de miscanthus, en fonction de l'âge de la plante (années)
Figure 31 : Evolution du stock de C « nouveau » dans l'horizon de surface (0-20 à 0-40 cm) après
implantation de switchgrass, en fonction de l'âge de la plante (années)
Figure 32 : Evolution du stock de C « ancien » dans l'horizon de surface (0-20 à 0-40 cm) après
implantation de miscanthus, en fonction de l'âge de la plante (années).
Figure 33 : Evolution du stock de C « ancien » dans l'horizon de surface (0-20 à 0-40 cm) après
implantation de switchgrass, en fonction de l'âge de la plante (années)
Figure 34 : Rapport entre la biomasse des bas de tiges et la biomasse aérienne à la récolte (%) mesuré sur
le dispositif B& E en 2018 pour les cultures pérennes et annuelles81
Figure 35 : Biomasse de racines mesurée dans les root ingrowth cores (IGC) lors des six dates de
prélèvement
Figure 36 : Production cumulée de racines (biomasse et carbone) mesurée dans les root ingrowth cores
(IGC) et valeurs initiales mesurées au début du suivi
Figure 37 : Répartition du C du sol dans les fractions grossières et fines pour les quatre traitements et
trois horizons (methode 1). Voir le Tableau 2 pour les codes de traitements.
Figure 38 : Repartition du C du sol dans les fractions grossieres et fines, libres ou occluses, pour les trois
Figure 20 - Drepartian du C libra au acalus pour la fraction DOM 50 200 um (méthodo 2)
Figure 39 : Proportion du C libre ou occlus pour la fraction POM 50-200 µm (methode 2)
Figure 40. Froportion du Clibre du occlus pour la fractions grassières et fines pour les guatre
traitements et trais horizons (méthode 1)
Figure 42: Proportion de carbone C3 et C4 dans les fractions grossières et fines, libres ou occluses, pour
les trois traitements et trois horizons (méthode 2)
Figure 43 : Stocks de C organique du sol (couche L1-3) observés et simulés avec AMG sur le dispositif
B&E
Figure 44 : Stocks de C organique du sol issus des plantes en C3 (couche L1-3) observés et simulés avec
AMG sur le dispositif B&E
Figure 45 : Stocks de C organique du sol issus des plantes en C4 (couche L1-3) observés et simulés avec
AMG sur le dispositif B&E
Figure 46 : Entrées de C au sol moyennes annuelles calculées et/ou optimisées pour chaque traitement
du dispositif B&E
Figure 47 : Stocks de C organique du sol (couche L1-3) observés et simulés avec AMG sur le dispositif B&E
(cultures pérennes)
Figure 48 : Stocks de C organique du sol (couche L1-3) observés et simulés avec AMG sur la plateforme
du GIE GAO91
Figure 49 : Stocks de C organique du sol issus des plantes en C3 (couche L1-3) observés et simulés avec
AMG sur le dispositif B&E (cultures pérennes)
Higure 50 : Stocks de C organique du sol issus des plantes en C3 (couche L1-3) observés et simulés avec
AMG sur la platetorme du GIEGAO
Figure 51: Stocks de C organique du sol issus des plantes en C4 (couche L1-3) observes et simulés avec
Aivid sur le dispositif date (cultures perennes)

Figure 52 : Stocks de C organique du sol issus des plantes en C4 (couche L1-3) observés et simulés avec Figure 53 : Entrées de C au sol moyennes annuelles calculées (aériennes) et optimisées (souterraines) Figure 54 : Valeurs des bilans GES globaux (incluant le stockage/déstockage de C) des systèmes de Figure 55 : Valeurs des bilans GES globaux (incluant le stockage/déstockage de C) des systèmes de culture en kg équivalent CO₂ par tonne de matière sèche......95 Figure 56 : Contribution des différents postes aux émissions de GES pour les cultures annuelles (triticale et sorgho) et les cultures semis-pérennes (luzerne et fétuque)......96 Figure 57 : Contribution des différents postes aux émissions de GES pour les cultures pérennes Figure 58 : Contribution des différents types de gaz à effet de serre aux totaux des émissions brutes Figure 59 : Valeurs des bilans GES globaux en prenant en compte la variabilité des mesures de N2O. 99 Figure 60 : Stocks de C organique du sol issus des plantes en C4 (couche 0-30 cm) observés et simulés avec AMG pour le miscanthus en récolte tardive sur les sites étudiés par Poeplau & Don (2014).100 Figure 61 : Evolution moyenne annuelle des stocks de C, de C3 et de C4 simulés avec AMG pour le miscanthus en récolte tardive sur les sites étudiés par Poeplau & Don (2014)......101 Figure 62 : Entrées de C au sol moyennes annuelles calculées (aériennes) et optimisées (souterraines) pour le miscanthus en récolte tardive sur les six sites étudiés par Poeplau & Don (2014). 101 Figure 63 : Matrice de corrélation entre différentes variables d'entrée et de sortie du modèle AMG pour les 10 traitements expérimentaux en miscanthus tardif, répartis dans 7 sites......102 Figure 64 : Cercle de corrélation des variables de l'ACP sur le premier plan factoriel......103 Figure 65 : Représentation des individus de l'ACP sur le premier plan factoriel103 Figure 66 : Entrées de C souterraines pour le miscanthus en récolte tardive optimisées avec AMG et prédites avec le modèle linéaire pour les 11 traitements expérimentaux104 Figure 67 : Stocks de carbone C4 observés et simulés avec AMG en utilisant le modèle linéaire pour l'estimation des entrées souterraines dans les 11 traitements expérimentaux105 Figure 68 : Evolution moyenne annuelle des stocks de carbone C4 observée et simulée avec AMG en utilisant le modèle linéaire pour l'estimation des entrées souterraines dans les 11 traitements Figure 69 : Evolution des stocks de C dans les trois scénarios simulés pour les cing cas types......106 Figure 70 : Entrées de C humifié moyennes annuelles dans les trois scénarios simulés pour chaque cas 108

SIGLES ET ACRONYMES

ACV	Analyse de cycle de vie
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
CI	Culture intermédiaire
CO2	Dioxyde de carbone
COS	Carbone organique du sol
ETM	Evapotranspiration maximale
ETP	Evapotranspiration potentielle
GES	Gaz à effet de serre
INRAE	Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement
MD	Mean difference
MOP	Matière organique particulaire
N ₂ O	protoxyde d'azote
RMSE	Root mean square error

L'ADEME EN BREF

À l'ADEME - l'Agence de la transition écologique -, nous sommes résolument engagés dans la lutte contre le réchauffement climatique et la dégradation des ressources.

Sur tous les fronts, nous mobilisons les citoyens, les acteurs économiques et les territoires, leur donnons les moyens de progresser vers une société économe en ressources, plus sobre en carbone, plus juste et harmonieuse.

Dans tous les domaines - énergie, économie circulaire, alimentation, mobilité, qualité de l'air, adaptation au changement climatique, sols... - nous conseillons, facilitons et aidons au financement de nombreux projets, de la recherche jusqu'au partage des solutions.

À tous les niveaux, nous mettons nos capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du **ministère de la Transition écologique et du ministère de** l'Enseignement supérieur, **de la Recherche et de** l'Innovation.

LES COLLECTIONS DE L'ADEME



FAITS ET CHIFFRES

L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.

CLÉS POUR AGIR L'ADEME facilitateur : Elle élabore

des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



ILS L'ONT FAIT

L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.

Q

EXPERTISES

L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard



HORIZONS

L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.





Projet CE-CARB : Cultures énergétiques et stockage de C

Le projet CE-CARB a permis de quantifier les évolutions de stocks de C du sol liées à l'introduction de cultures énergétiques pérennes, pluriannuelles et annuelles dans des systèmes de cultures annuelles pour deux contextes pédoclimatiques dans le Nord et le Sud-Ouest de la France.

Une augmentation des stocks de C du sol, pouvant atteindre jusqu'à 1 tC/ha/an, a été mise en évidence sous cultures pérennes (Miscanthus - *Miscanthus x giganteus* et Switchgrass - *Panicum virgatum*). Elle est expliquée par des restitutions importantes de C par les organes souterrains. Cela se traduit par un bilan net d'émissions de gaz à effet de serre le plus faible pour ces cultures.

Le projet a également permis de proposer une paramétrisation simple et robuste du Miscanthus pour le modèle AMG, qui simule la dynamique du carbone dans les sols et est ainsi utilisable pour l'évaluation environnementale de projets d'implantation de ces cultures énergétiques.

L'essentiel à retenir

- L'implantation de cultures énergétiques pérennes (Miscanthus et Switchgrass) dans des systèmes de cultures annuelles permet d'augmenter les stocks de C dans les sols à des niveaux comparables à ceux permis par les pratiques agricoles identifiées comme les plus stockantes en France.
- Le modèle AMG permet d'évaluer de manière fiable l'effet sur le stockage de C dans les sols de projets d'implantation de Miscanthus en France.



