



# Modélisation de la respiration du sol dans les agro-écosystèmes

Elodie Delogu

## ► To cite this version:

Elodie Delogu. Modélisation de la respiration du sol dans les agro-écosystèmes. Sciences de la Terre. Université Paul Sabatier - Toulouse III, 2013. Français. NNT : . tel-00953712

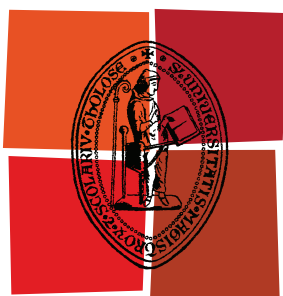
**HAL Id: tel-00953712**

**<https://theses.hal.science/tel-00953712>**

Submitted on 28 Feb 2014

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Université  
de Toulouse

# THÈSE

En vue de l'obtention du  
**DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE**

**Délivré par :**

Université Toulouse III Paul Sabatier (UT3 Paul Sabatier)

**Discipline ou spécialité :**

ECOLOGIE FONCTIONNELLE - MODELISATION

---

**Présentée et soutenue par :**

EMILIE DELOGU

**le :** 03/12/2013

**Titre :**

MODELISATION DE LA RESPIRATION DU SOL DANS LES AGRO-ECOSYSTEMES

---

**Ecole doctorale :**

Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace (SDU2E)

**Unité de recherche :**

CESBIO - UMR5126

**Directeur(s) de Thèse :**

Dr VALERIE LE DANTEC, maître de conférence à l'Université Toulouse III

Dr PATRICK MORDELET, maître de conférence à l'Université Toulouse III

**Rapporteurs :**

Pr BERNARD BODSON, professeur à l'Université de Liège, Belgique

Pr DANIEL EPRON, professeur à l'Université de Lorraine

Pr THIERRY GAUQUELIN, professeur à l'Université d'Aix-Marseille

**Membre(s) du jury :**

Dr ELIZABETH PATTEY, chercheur à Agriculture et Agroalimentaire Canada

Pr MICHELE TACKX, professeur à l'Université Toulouse III

Pr MARC AUBINET, professeur à l'Université de Liège, Belgique



# Résumé

---

Le rôle des écosystèmes agricoles – représentant environ 1/3 des terres émergées – dans la régulation du cycle du carbone est une question cruciale posée par la société aux scientifiques. L'étude de la respiration du sol, de ses composantes et de ses mécanismes doit permettre de fixer les bases de la compréhension du fonctionnement carboné du sol puis de l'écosystème agricole en lien avec les questions de réduction des émissions et de stockage de carbone atmosphérique. Les échanges de carbone du sol font d'ailleurs l'objet d'efforts de recherche récents très poussés, tant leur dynamique et leur variabilité sont encore mal connues.

Aujourd'hui, il est difficile d'estimer l'efficacité des pratiques expérimentales et aucune méthode n'a encore été reconnue comme référence. La compréhension des sources des émissions et de leurs fluctuations est cruciale pour l'estimation du potentiel de séquestration du carbone par les sols agricoles *via* l'application de pratiques culturales appropriées. Dans ce contexte, la modélisation s'avère être un outil incontournable pour quantifier les flux (approche empirique) mais aussi pour orienter les recherches vers des domaines où la faible compréhension des mécanismes rend aléatoire l'établissement du bilan carboné (approche mécaniste).

La démarche retenue pour ce travail fait appel à la modélisation théorique selon deux approches (empirique et mécaniste) définies pour satisfaire à différents compromis entre précision, généralité et réalité.

Le développement de modèles empiriques, sur 5 sites d'étude aux conditions pédoclimatiques différentes, montre l'importance de lier la respiration à plusieurs facteurs abiotiques et biotiques afin d'obtenir des prédictions génériques et robustes. Ainsi, un modèle de respiration hétérotrophe  $R_h$  paramétré à l'aide des variables climatiques de température  $T_s$  et d'humidité  $\theta_s$  s'est avéré convaincant alors que la modélisation de la respiration du sol  $R_s$  n'a pu être satisfaisante qu'à condition de prendre en compte un indice de croissance de végétation supplémentaire (GPP). L'approche empirique n'a cependant pas permis d'évaluer correctement les contributions des différentes composantes de  $R_s$ .

Le modèle semi-mécaniste décrivant finement les processus a été validé sur 3 sites aux conditions pédoclimatiques contrastées et a permis l'estimation des contributions des sources hétérotrophe et autotrophe au sein de la respiration du sol. Ainsi,  $R_h$  représente entre 63 % et 66 % de  $R_s$  pour une saison de culture de blé d'hiver et entre 52 % et 56 % de  $R_s$  pour une saison de culture de blé de printemps. La contribution de la respiration du sol dans le bilan écosystémique est évaluée entre 33% et 43% pour une culture de blé d'hiver et à hauteur de 50 % pour du blé de printemps.

Ce modèle, une fois développé pour intégrer différentes pratiques culturales (fertilisation et travail du sol), a aussi permis de démontrer que les dynamiques de stockage/déstockage du



carbone du sol et des émissions de CO<sub>2</sub> du sol sont davantage conditionnées par l'apport de matières organiques (fumier, résidus de cultures) que par le travail du sol lui-même.

# Abstract

---

Around 1/3 of the Earth land surface is used for croplands. Their role in the carbon cycle is a crucial issue for scientists today. In the context of global warming, understanding the factors influencing carbon fluxes of agricultural soils and their components is essential for implementing efficient mitigation practices.

The CO<sub>2</sub> produced at the soil surface results from several respiratory processes making the evaluation of the existing methods complicated. Understanding the soil respiration sources and their dynamics are crucial issues to estimate the potential for carbon sequestration into soils *via* efficient cultural practices. Because of its major role in carbon loss over croplands, soil respiration modeling received much attention to quantify the fluxes (empirical modeling), to highlight the lack of knowledge and to guide researches (mechanistic modeling).

In this study, empirical and semi-mechanistic models were carried out depending on how precise, generic or real the model should be.

Using abiotic and biotic factors was essential to properly model respiration among five sites with different soil and climate. The R<sub>h</sub> sensitivity to T<sub>s</sub> and θ<sub>s</sub> was adequate to obtain satisfying predictions over bare soils but the dependency of R<sub>s</sub> on an indicator of the vegetation growth (GPP) was necessary to improve the predictions during crop periods. The empirical approach could not allow a good and reliable estimation of the contributions of the different components of R<sub>s</sub>.

Semi-mechanistic model was tested on 3 sites with various climatic and soil conditions. This approach allowed a good assessment on the heterotrophic and autotrophic contributions since it described more carefully the soil respiration and its underlying processes. R<sub>h</sub> accounted for 63 % to 66 % of R<sub>s</sub> for winter wheat culture whereas it accounted for 52 % to 56 % for a spring wheat rotation. R<sub>s</sub> represented 33 % to 43 % of the total ecosystem respiration balance during winter wheat season and about 50 % for spring wheat.

The semi-mechanistic model was developed to simulate the effects under different cultural practices as fertilization (manure) and tillage systems. It was concluded that carbon sequestration and carbon dioxide fluxes were more affected by soil organic matter inputs than by the tillage system itself.



# Remerciements

---

Jamais ce moment tant attendu de l'écriture des remerciements n'aurait pu se concrétiser sans le soutien indéfectible de mes deux directeurs de thèse. Valérie, Patrick, votre duo si complémentaire m'a permis de mener à terme ce projet sans aucune encombre et avec une grande sérénité. La folle énergie de Valérie si bien compensée par le calme apaisant de Patrick m'ont permis de vivre pleinement trois années extrêmement enrichissantes. Merci pour votre patience, votre présence, votre énergie, votre pédagogie, votre dynamisme, votre écoute, votre diplomatie, votre confiance et pour toutes les autres qualités que vous possédez et que vous avez su utiliser pour m'épauler et me guider de la meilleure des manières tout au long de ce travail. En me remémorant ces trois années, il me vient un sourire. Chaque échange, qu'il fut ou non scientifique, m'a permis de grandir, de mûrir et de prendre confiance en moi. Cette thèse est une véritable réussite personnelle et c'est en très grande partie à votre investissement que je le dois. Mes premiers remerciements vous sont donc naturellement et très chaleureusement adressés.

Je tiens ensuite à remercier l'ensemble du personnel du Cesbio qui n'est pas étranger au bon déroulement de ma thèse. Merci à tous d'avoir fait de ce labo un lieu de travail appréciable et convivial, où les échanges sont aisés et les sourires toujours présents.

Je remercie en particulier Tiphaine pour les nombreuses fois où j'ai pu te solliciter et pour lesquelles tu as toujours répondu avec tant de gentillesse et de rapidité. J'associe Aurore pour vous remercier toutes les deux d'avoir accepté de vous confronter à l'une de mes répétitions : merci pour votre écoute et vos remarques précieuses. Je ne peux manquer de remercier Malik, compagnon fréquent de thé au citron et de détente. Antoine, oreille toujours présente pour mes incessants bavardages, et technicien hors pair pour palier à mes faiblesses informatiques, je te remercie encore une fois pour ta gentillesse et pour l'atmosphère si paisible que tu as su maintenir dans le bureau 113 tout au long de nos thèses.

Je souhaite exprimer toute ma gratitude à Elizabeth Pattey, Marc Aubinet et Bruno Mary pour avoir accepté de suivre mon travail durant ces trois ans. Merci pour votre temps, votre présence et vos conseils avisés sans lesquels avancer aurait été plus difficile. Je remercie tout particulièrement Elizabeth pour avoir accepté de nous accueillir de l'autre côté de l'Atlantique et de nous avoir si gentiment fait découvrir un petit bout de son Canada que j'aime tant.

Un grand merci également à Bernard Bodson, Daniel Epron et Thierry Gauquelin pour avoir accepté de lire mon manuscrit, de l'évaluer et d'être présents en tant que rapporteurs à ma soutenance. Merci à Michèle Tackx pour avoir accepté le rôle de présidente du jury lors de ma soutenance.

Durant ma thèse, j'ai eu la chance et la très grande joie d'enseigner au sein du CPP de Toulouse. Je remercie vivement Jacques Lequin pour l'organisation de mon monitorat, pour sa gentillesse et son attention.

Enfin, je souhaite exprimer encore ici toute ma reconnaissance à ma famille et mes amis.

Merci à mes parents : chaque retour en Moselle aura été un véritable apaisement. Que la choucroute, les « krumberkichle », les « lewerknepfle », la « schmierwurst », les « käsebockwurst », les « schwenk », le munster, le rôti gitan et les bouchées à la reine de ma maman existent pour toujours !

Merci à ma petite sœur d'être toujours là, toujours drôle, toujours vive, toujours parfaite.

Merci à ma tatie, mon tonton et mes cousines des Landes.

Merci à la famille Levavasseur/Féret pour avoir eu la curiosité d'assister à ma soutenance, et pour les escapades estivales toujours si agréables en votre compagnie.

Merci à mes amis toujours présents à toute heure du jour ou de la nuit pour trinquer, manger, danser, chanter, papoter et rire...et à Lucas et Touf particulièrement...

Merci à Delphine qui, même du fin fond de sa bourgade de Pasadena, aura toujours été présente, toujours réactive et toujours géniale.

Merci enfin à Pierre, soutien et support quasi-infaillible, à qui revient une très grande part de la réussite de ce projet.

*A Mamie, A Nonno*

# Sommaire

---

|                                                                                                                   |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Résumé.....                                                                                                       | 1  |
| Abstract .....                                                                                                    | 3  |
| Remerciements.....                                                                                                | 5  |
| Sommaire .....                                                                                                    | 7  |
| Liste des abréviations.....                                                                                       | 11 |
| Introduction générale.....                                                                                        | 15 |
| 1. L'atmosphère change .....                                                                                      | 15 |
| 2. Le cycle du carbone .....                                                                                      | 16 |
| 3. L'impact des changements d'utilisation des terres.....                                                         | 20 |
| 4. Le cycle du carbone dans un écosystème agricole.....                                                           | 21 |
| 5. Réaugmenter le stockage du carbone dans le sol.....                                                            | 22 |
| Chapitre I : La respiration du sol dans les agro-écosystèmes .....                                                | 27 |
| 1. La respiration du sol .....                                                                                    | 27 |
| 1.1. Qu'est-ce que la respiration ?.....                                                                          | 27 |
| 1.2. Les respirations hétérotrophes et autotrophes du sol .....                                                   | 27 |
| 1.3. La respiration du sol dépend des conditions environnementales.....                                           | 29 |
| 2. Mesurer et modéliser pour mieux maîtriser .....                                                                | 31 |
| 2.1. Mesurer les flux .....                                                                                       | 31 |
| 2.2. Modéliser la respiration du sol.....                                                                         | 33 |
| 2.3. Contenu de la thèse .....                                                                                    | 34 |
| Chapitre II : La modélisation de la respiration du sol.....                                                       | 39 |
| Etat de l'art .....                                                                                               | 39 |
| Développement et validation des modèles.....                                                                      | 51 |
| 1. Description des modèles.....                                                                                   | 51 |
| 1.1. Approche empirique .....                                                                                     | 51 |
| 1.2. Approche semi-mécaniste .....                                                                                | 53 |
| 1.2.1. Modélisation de la dynamique de la matière organique et du flux de carbone<br>associé : module $R_h$ ..... | 53 |
| 1.2.2. Modélisation de la respiration racinaire : module $R_{ar}$ .....                                           | 62 |

|        |                                                      |    |
|--------|------------------------------------------------------|----|
| 1.2.3. | Couplage des modules.....                            | 66 |
| 2.     | Présentation des sites d'étude.....                  | 67 |
| 2.1.   | Lamothe, France.....                                 | 67 |
| 2.2.   | Auradé, France.....                                  | 68 |
| 2.3.   | Boigneville, France .....                            | 68 |
| 2.4.   | Lonzée, Belgique.....                                | 68 |
| 2.5.   | Ottawa, Ontario, Canada.....                         | 68 |
| ✓      | Ce qu'il faut retenir .....                          | 69 |
| 3.     | Les données disponibles .....                        | 70 |
| 3.1.   | Mesures <i>in situ</i> .....                         | 70 |
| 3.1.1. | Les mesures de respiration de sol .....              | 70 |
|        | • Systèmes de mesure manuels .....                   | 70 |
|        | • Systèmes de mesure automatisés .....               | 70 |
|        | • Tour à flux .....                                  | 71 |
| 3.1.2. | Les données climatiques.....                         | 73 |
| 3.1.3. | Caractéristiques végétales .....                     | 73 |
| 3.2.   | Caractérisation du sol .....                         | 74 |
| ✓      | Ce qu'il faut retenir .....                          | 74 |
| 4.     | Paramétrisation des modèles .....                    | 76 |
| 4.1.   | Approche empirique .....                             | 76 |
| 4.1.1. | Modélisation de la $R_h$ .....                       | 76 |
| 4.1.2. | Modélisation de $R_s$ en période de végétation.....  | 77 |
| ✓      | Ce qu'il faut retenir .....                          | 77 |
| 4.2.   | Approche semi-mécaniste .....                        | 78 |
| 4.2.1. | Variables et paramètres d'entrée du modèle .....     | 78 |
| 4.2.2. | Méthode d'initialisation des compartiments de C..... | 82 |
| 4.2.3. | Etude de sensibilité.....                            | 83 |
| 5.     | Résultats et discussions .....                       | 84 |
| 5.1.   | Approche empirique .....                             | 84 |
| 5.1.1. | Modélisation de la composante $R_h$ .....            | 84 |
|        | • Comparaison des différents modèles .....           | 84 |

|                                                                                          |     |
|------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| • Paramètres $Q_{10}$ et $R_h$ (base) .....                                              | 92  |
| 5.1.2. Modélisation de $R_s$ .....                                                       | 94  |
| • Performances des modèles .....                                                         | 95  |
| • Paramètres $Q_{10}$ et $R_s$ (base) .....                                              | 95  |
| • Relations entre $R_s$ et GPP .....                                                     | 96  |
| 5.1.3. Représentativité temporelle du modèle .....                                       | 100 |
| ✓ Synthèse pour la modélisation empirique .....                                          | 101 |
| 5.2. Approche semi-mécaniste .....                                                       | 102 |
| 5.2.1. Etude de sensibilité du modèle .....                                              | 102 |
| 5.2.2. Compartimentation du carbone dans les différents sites d'études .....             | 104 |
| 5.2.3. Validation du module $R_h$ .....                                                  | 106 |
| 5.2.4. Validation du modèle couplé $R_h/R_{ar}$ .....                                    | 109 |
| 5.2.5. Contributions des différents horizons de sol .....                                | 112 |
| ✓ Synthèse pour la modélisation semi-mécaniste .....                                     | 114 |
| Chapitre III : Contribution de $R_s$ dans la respiration de l'écosystème .....           | 116 |
| 1. Matériels et méthodes .....                                                           | 117 |
| 2. Contribution de $R_h$ et $R_{ar}$ dans $R_s$ .....                                    | 119 |
| 3. Contribution de $R_s$ dans $R_{éco}$ .....                                            | 124 |
| ✓ Synthèse .....                                                                         | 128 |
| Chapitre IV : Effet de différentes pratiques culturales sur la respiration du sol .....  | 132 |
| 1. Matériels et méthodes .....                                                           | 133 |
| 1.1. Site d'étude .....                                                                  | 133 |
| 1.2. Formalisation des pratiques culturales .....                                        | 133 |
| 1.2.1 Apport de fumier .....                                                             | 133 |
| 1.2.2 Effet du travail du sol .....                                                      | 134 |
| 1.3. Tests du modèle .....                                                               | 135 |
| 1.4. Protocoles et scénarii étudiés .....                                                | 137 |
| 2. Effet du type de travail du sol à moyen terme .....                                   | 140 |
| 3. Effet du type de travail du sol à court terme .....                                   | 148 |
| 3.1. Scénario 1 : mise en place d'un labour après 20 années de travail superficiel ..... | 148 |
| 3.2. Scénario 2 : travail du sol allégé après 20 années de labour profond .....          | 157 |



|                                                                                                                                                        |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| ✓ Synthèse .....                                                                                                                                       | 166 |
| Conclusion générale.....                                                                                                                               | 171 |
| Perspectives .....                                                                                                                                     | 179 |
| Références bibliographiques .....                                                                                                                      | 193 |
| Liste des illustrations .....                                                                                                                          | 209 |
| Annexe 1 : Compléments sur le processus de respiration.....                                                                                            | 217 |
| Annexe 2 : Statistiques liées à l'ajustement des paramètres des modèles empiriques .....                                                               | 219 |
| Annexe 3 : Paramètres de test pour l'étude de sensibilité du modèle semi-mécaniste .....                                                               | 221 |
| Annexe 4 : Compartimentation du carbone organique dans les différents sites d'étude .....                                                              | 222 |
| Annexe 5 : Dynamique des coefficients modélisant les effets de la température et de l'humidité sur la décomposition dans le modèle semi-mécaniste..... | 223 |
| Annexe 6 : Effets des types de travaux du sol sur les différents compartiments de carbone du modèle.....                                               | 224 |
| Annexe 7 : Etat de l'art sur la mesure de la respiration du sol .....                                                                                  | 227 |
| Annexe 8 : Comparaisons des deux positions de mesures du SRC <sub>auto</sub> .....                                                                     | 235 |
| Annexe 9 : Description des cycles de mesures des dispositifs d'échanges gazeux.....                                                                    | 237 |

# Liste des abréviations

---

NEE, Net Ecosystem Exchange

GPP, Gross Primary Production

NPP, Net Primary Production

$R_{eco}$ , Respiration de l'écosystème

$R_h$ , Respiration hétérotrophe

$R_a$ , Respiration autotrophe

$R_{ar}$ , Respiration autotrophe des racines

$R_{aa}$ , Respiration autotrophe de la partie aérienne de la plante

$R_{croi}$ , Respiration de croissance

$R_{entr}$ , Respiration d'entretien

R/S, Rapport Root/Shoot

$T_s$ , Température du sol

$\Theta_s$ , Humidité du sol

ZER, Zone d'Exclusion Racinaire

TCSL, Technique Culturelle Sans Labour



---

# Introduction générale

---



# Introduction générale

---

## 1. L'atmosphère change

L'air qui nous entoure est invisible, silencieux, imperceptible. Il fait partie intégrante de notre environnement. L'ensemble gigantesque des molécules gazeuses qui le composent (53 milliards de milliards de molécules dans 1 cm<sup>3</sup> d'air) vont et viennent à travers plantes et animaux ; elles réagissent, se lient, se désagrègent.

L'air nous garde en vie : il nous fournit l'oxygène que nous respirons. Nous dépendons aussi de l'air pour une seconde raison : il nous garde au chaud. Certains gaz atmosphériques, comme le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), l'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O) ou le méthane (CH<sub>4</sub>), permettent à la chaleur du sol de rester à notre portée et de ne pas s'échapper vers les étendues glaciales de l'espace. Ces gaz à effet de serre (GES) sont essentiels, depuis des millénaires, au maintien de la vie sur notre planète.



### La prise de conscience

Le Groupe d'Expert Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) est né en 1988, sous l'égide de l'Organisation Météorologique Mondiale et du Programme des Nations Unies pour le Développement. Le GIEC regroupe plusieurs milliers de scientifiques dont le but est d'informer sur la question du climat : informer les décideurs et les citoyens de manière factuelle sur les changements climatiques.

Depuis sa création, le GIEC a produit 4 rapports d'évaluation résumant l'état des connaissances scientifiques sur le climat et son évolution, discutant de la vulnérabilité des écosystèmes naturels face aux changements climatiques et proposant des solutions permettant de limiter les émissions de gaz à effet de serre (GES).

Le second rapport du GIEC, publié en 1995, précise que les études scientifiques suggèrent une influence perceptible de l'activité humaine sur le climat planétaire et conduit à l'ouverture des premières négociations visant à la réduction des émissions de gaz à effet de serre, dans le cadre de la 3ème conférence des Nations Unies sur les changements climatiques. Le 11 décembre 1997 est ainsi signé le **Protocole de Kyoto** qui vise à restreindre les émissions de gaz à effet de serre et à favoriser les prélèvements de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) dans l'atmosphère.



Aujourd'hui, l'occupation de la Terre par l'Homme est de plus en plus dense et les révolutions innovantes et industrielles ont modifié la composition de notre air. La concentration du CO<sub>2</sub> dans l'air a augmenté et la communauté scientifique s'interroge désormais sur le futur et l'évolution de cette tendance.

Depuis la révolution industrielle, il y a 150 ans, nous avons vu la concentration de CO<sub>2</sub> atmosphérique augmenter de plus de 30 % : cette concentration est passée de 280 ppm à plus de 380 ppm aujourd'hui (Figure 0 -1).

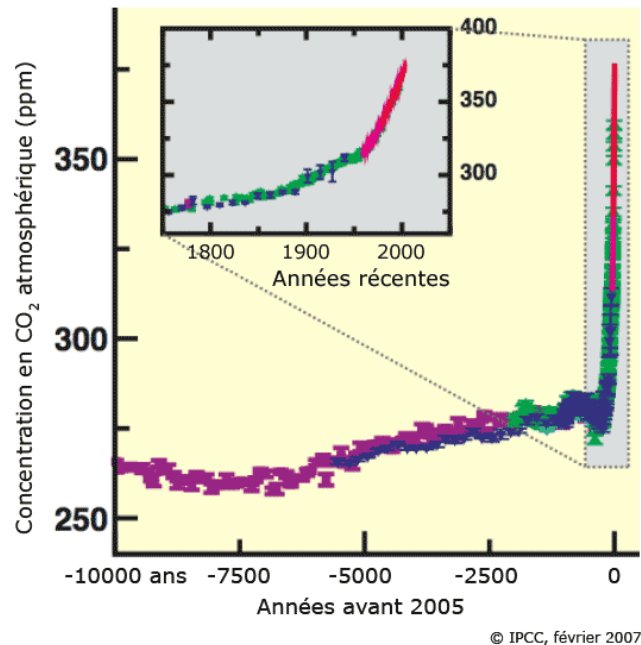


Figure 0 -1 : Évolution de la concentration en CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère depuis 10 000 ans et depuis 1750. Les mesures sont déduites des carottes glaciaires (différentes couleurs pour différentes études) et d'échantillons atmosphériques (ligne rouge). Source : IPCC 2007.

Des changements climatiques inédits sont engagés. Le quatrième rapport du GIEC publié en 2007 approuve les hypothèses formulant que l'essentiel du réchauffement climatique mesuré est vraisemblablement dû à l'augmentation des GES émis par l'Homme.

## 2. Le cycle du carbone

A l'échelle planétaire, le carbone, présent dans la constitution de tous les êtres vivants, existe sous phases solide ou gazeuse et il se retrouve sous deux formes : organique ou minérale. Le carbone organique est produit par les êtres vivants. Un composé est dit organique lorsqu'il contient au moins un atome de carbone lié avec un atome d'hydrogène. Dans sa forme minérale, le carbone est lié à des molécules inorganiques, c'est-à-dire non issues du vivant. Un composé minéral ne contient donc pas de liaison carbone-hydrogène.

Dans l'environnement du non-vivant, on trouve le carbone organique dans les résidus de végétaux et d'animaux et dans les produits en décomposition. Le carbone minéral se retrouve principalement sous forme de  $\text{CO}_2$  dans l'atmosphère et sous forme de bicarbonate ( $\text{HCO}_3^-$ ) ou de carbonate ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) dans l'eau. On le retrouve aussi sous forme de calcaire, de corail, de charbon ou de pétrole issus d'organismes fossilisés.

Le cycle global du carbone correspond à l'ensemble des échanges d'élément carbone et comprend 5 réservoirs à l'échelle de la planète : l'atmosphère, la biosphère (les êtres vivants et leur milieu de vie), l'hydrosphère (séparée en eaux de surface et eaux profondes), les roches sédimentaires et les roches fossiles. Ces différents réservoirs sont caractérisés par des temps de résidence différents correspondant au temps que passe un atome de carbone dans le réservoir. Il représente ainsi la vitesse de renouvellement du réservoir. Les 5 réservoirs qui possèdent des stocks de carbone très différents sont interconnectés et des échanges de carbone quantifiés s'opèrent entre eux (Figure 0-2).

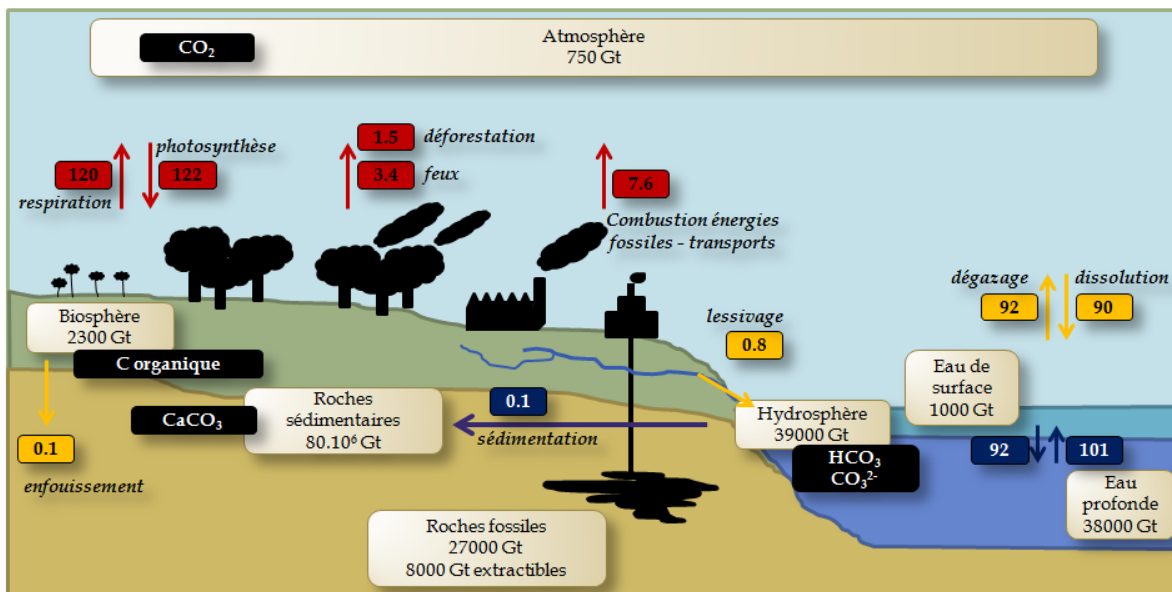


Figure 0-2 : Cycle global du carbone. Le contenu des réservoirs est exprimé en Gt de carbone. Les principaux flux entre les réservoirs sont exprimés en Gt de carbone par an. Les flèches rouges représentent les flux rapides (1 an), les flèches oranges représentent les flux lents (1 à 100 ans) et les flèches bleues représentent les flux très lents (plus de 100ans). Les principales formes sous lesquelles se trouve le carbone dans les réservoirs sont indiquées dans les cadres noirs. D'après IPCC, FAO, CNRS.

Au sein du cycle du carbone, on peut distinguer deux sous-cycles. Ainsi, le carbone minéral évolue au sein d'un cycle lent et joue un rôle important à l'échelle des temps géologiques alors que le cycle du carbone organique est plus rapide. Ces deux sous-cycles sont en relation via le réservoir atmosphérique mais les transferts de carbone de l'un à l'autre sont faibles sans intervention anthropique. A l'échelle d'une vie, il n'est pas envisageable d'agir sur le cycle du carbone minéral, donc, pour limiter la hausse rapide de concentration en  $\text{CO}_2$  atmosphérique, l'attention se porte sur le cycle rapide du carbone organique.



Les flux de carbone organique les plus importants concernent principalement les échanges entre la biosphère et l'atmosphère, au niveau des surfaces continentales. Ils sont d'origine biochimique, c'est-à-dire qu'ils ont lieu au sein du vivant.

Sur Terre, dans la biosphère, les végétaux sont à la base de la chaîne de pénétration du carbone. Ils absorbent le  $\text{CO}_2$  de l'air par les stomates de leur feuilles, le fixent et le transforment en glucides avec l'énergie du soleil par le processus de photosynthèse. Ces glucides sont transformés en énergie par la plante et deviennent les éléments constitutifs du tissu végétal. Le carbone intègre ensuite les herbivores puis les carnivores en étant consommé dans les maillons de la chaîne alimentaire. C'est ainsi qu'à partir de la photosynthèse, le carbone se retrouve dans l'ensemble des êtres vivants.

Le carbone retourne à l'atmosphère par le biais de la respiration des êtres vivants (Figure 0-3) (ou parfois lors de la fermentation dans le cas particuliers des bactéries et des levures).

Les incendies, la combustion de matière fossilisée, l'érosion sont autant d'autres processus par lesquels le carbone revient dans l'air.

### Les producteurs primaires

Les végétaux sont les principaux producteurs de carbone organique sur Terre. Ils sont dits producteurs primaires. Dans l'océan, c'est le phytoplancton qui joue le rôle de producteur primaire. Ces producteurs primaires tirent leur énergie de la lumière et utilisent les éléments minéraux tels que le  $\text{CO}_2$  afin de constituer leurs propres tissus organiques formés de molécules carbonées plus ou moins complexes.

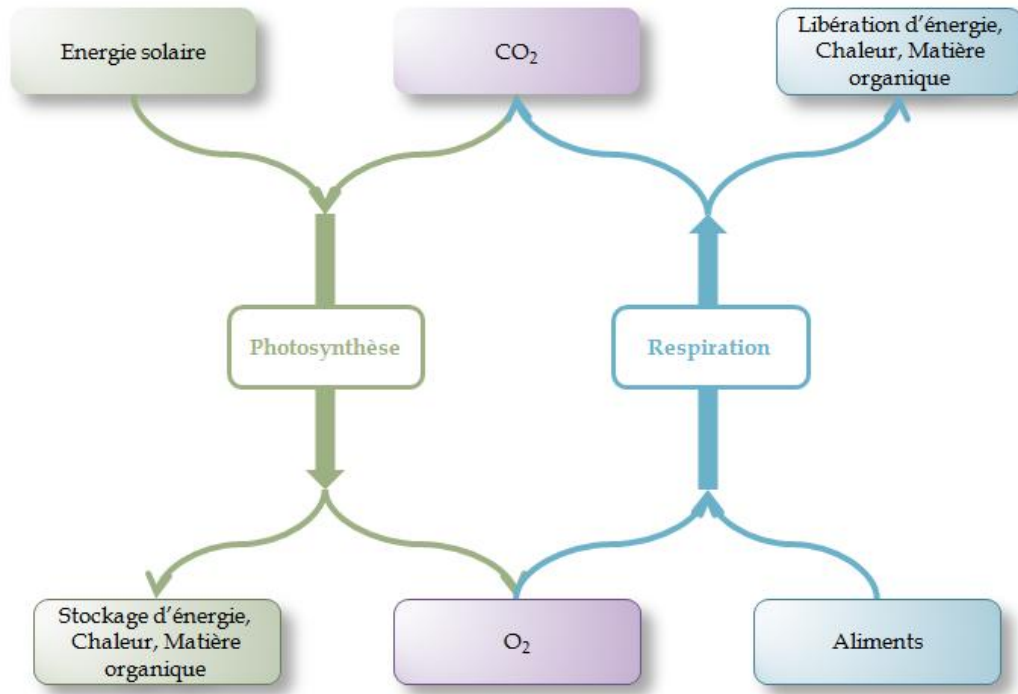


Figure 0-3 : Représentation schématique de la photosynthèse et de la respiration.

Le sol, directement alimenté par la matière organique produite grâce à la photosynthèse, constitue le réservoir de carbone le plus important de la biosphère : il contient jusqu'à trois fois le carbone stocké dans la végétation (IPCC 2007, Robert and Saugier (2003)).

Le carbone est présent dans le sol essentiellement sous forme organique provenant des racines ou des débris végétaux (litière), des déjections animales ou de la rhizodéposition composée des molécules organiques sécrétées par les racines. Le carbone du sol se retrouve également sous forme d'une biomasse microbienne. A mesure que cette biomasse microbienne décompose la matière organique morte du sol, le carbone est :

- libéré sous forme de CO<sub>2</sub> et renvoyé dans l'atmosphère par respiration,
- absorbé par les microbes,
- intégré aux matières organiques du sol.

Les temps de résidence du C organique dans les sols, qui sont en moyenne de quelques dizaines d'années, peuvent varier de quelques heures à plusieurs millénaires.

Pour les surfaces continentales, le sol présente une importance capitale dans le cycle du carbone et dans le fonctionnement des écosystèmes car il permet de recycler les éléments nutritifs essentiels aux végétaux et donc à la vie. Les stocks de matières organiques doivent être préservés, voire reconstitués si nécessaire de manière régulière, pour assurer la fertilité des sols et la croissance des végétaux.

### Le sol : un système très hétérogène

Le sol est un système complexe, hétérogène par sa structure (constituée d'agrégats de différentes tailles et de différentes compositions) et par sa constitution (une phase solide composée de matière organique et minérale, une phase liquide contenant ions et composés dissouts et une phase gazeuse). Il contient de la matière organique morte, de la matière minérale mais aussi de la matière organique vivante : les microorganismes décomposeurs, la macrofaune (larves, fourmis, lombrics..), la microfaune (minuscules organismes qui vivent dans l'eau du sol) et les racines. Ces différents constituants interagissent entre eux et il est difficile d'estimer l'origine des différentes sources de carbone du sol par l'observation ou l'analyse.

## 3. L'impact des changements d'utilisation des terres

Depuis des millénaires, le carbone s'est accumulé dans des écosystèmes naturels et vierges d'activité anthropique et y a atteint un niveau d'équilibre. Cependant, cet équilibre est instable et toute perturbation tend vers son appauvrissement en carbone. Les cultures ou l'érosion (naturelle ou forcée) appauvrissent le sol de ses matières organiques. En France, selon Antoni and Arrouays (2007)), les sols auraient perdu 53 Mt de carbone sur dix ans, soit 1,7 % de leur stock estimé. Les explications avancées sont en lien avec la conversion des prairies et forêts vers des cultures annuelles ou la modification des pratiques agricoles (travail du sol approfondi, chaulage). Ces mêmes auteurs indiquent que les observations sont semblables au niveau européen. Par ailleurs, hors d'Europe, selon le ministère de l'agriculture et de l'agroalimentaire du Canada, les riches sols des prairies canadiennes ont perdu plus de 30 % de la quantité de carbone qui y était stockée. Sont également en cause le travail du sol, l'apport moindre de carbone par les plantes cultivées par rapport aux plantes indigènes initiales et l'exportation de carbone lors des récoltes.

Les cultures ou l'érosion (naturelle ou forcée) appauvrissent le sol de ses matières organiques. Le labour mélange les couches de sol et dilue les matières organiques des surfaces riches avec les profondeurs plus pauvres. Ainsi, le sol s'appauvrit en matières organiques et la croissance des végétaux se retrouve limitée. Par conséquent, les quantités de tissus végétaux apportant la matière organique au sol sont amoindries ; les sols ne se renouvellent pas en matières organiques et sont donc plus enclin à l'érosion (Janzen (2008)).

## 4. Le cycle du carbone dans un écosystème agricole

L'écosystème agricole ou agro-écosystème représente la communauté formée des organismes vivants et de l'environnement agricoles. Le cycle du carbone dans l'écosystème agricole est composé de l'atmosphère et de 2 «sous-compartiments» de la biosphère que constituent la biomasse aérienne et le sol. Les deux flux les plus importants sont ceux issus de la respiration et de la photosynthèse (voir Figure 0-4).

Comme dans tout écosystème naturel, les plantes des agro-écosystèmes assimilent du carbone par le biais du processus de photosynthèse. Elles fixent le CO<sub>2</sub> atmosphérique le jour et en relâchent par respiration le jour et la nuit. Pour une plante, le bilan de CO<sub>2</sub> est positif le jour (absorption > relarguage) mais est négatif la nuit car, sans soleil, il n'y a pas de photosynthèse et seulement de la respiration. De plus, dans les systèmes agricoles, sous l'action de l'Homme, le carbone de la biomasse peut être exporté sous forme de fourrage, de grains ou de pailles. Mais, il peut également être réimporté sous forme de fumier, de lisier ou d'autres apports.

*Cette action anthropique pose d'ailleurs la question du vocabulaire utilisé. Parle-t-on réellement d'un cycle alors que celui-ci n'est pas « fermé » et qu'il y a export/apport de matière ? Peut-on alors réellement parler d'écosystèmes (ensemble naturel ou réseau d'échange naturel d'énergie et de matière) agricoles (supposant l'action de l'Homme) ?*

Aujourd'hui, l'agriculture est présente sur environ un tiers des terres émergées (FAOSTAT, 2009) et est responsable en Europe et dans le monde d'une part très importante des émissions biosphériques de GES (Janssens *et al.* (2003); Smith (2004)). Cela représente environ 20 % des émissions de GES en France selon l'INRA, 300Mt d'équivalent carbone émis par année en Europe selon Janssens *et al.* (2003) - soit 10 % des émissions européennes selon les inventaires effectués par les états membres de l'UE -, et environ 13,5 % des émissions de GES globale selon la FAO. Les incertitudes portant sur ces estimations restent très importantes.

Inversement, l'agriculture peut également jouer un rôle important de mitigation des GES. Les scientifiques pensent qu'il est possible de capter du CO<sub>2</sub> atmosphérique par des pratiques agricoles appropriées et la séquestration du carbone dans les sols est une solution envisagée pour réduire les émissions nettes de GES (IPCC 2007). L'agro-écosystème est alors important à considérer à la fois comme source (émetteur) et comme puits (absorbeur) de GES et notamment de carbone.

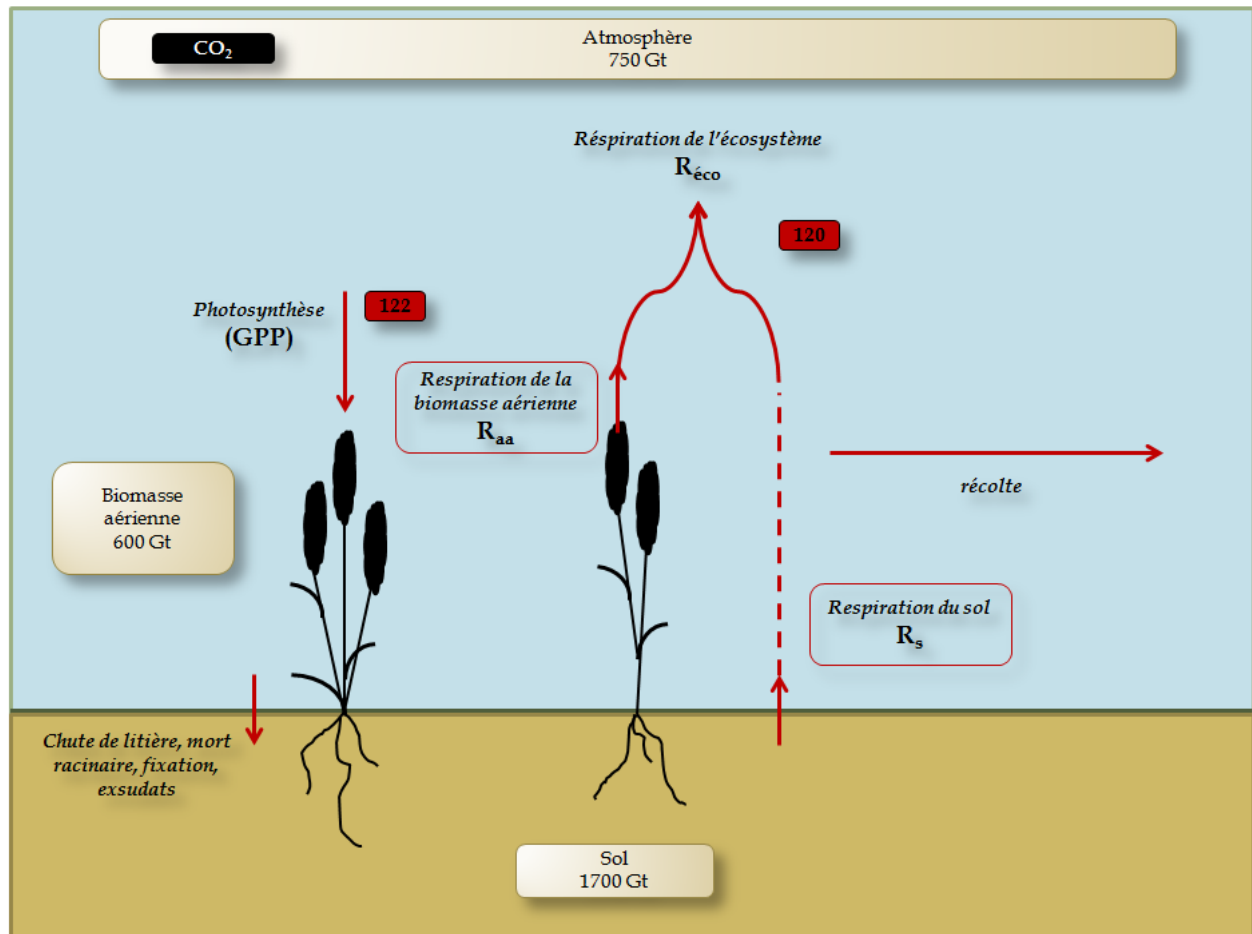


Figure 0-4 : Cycle global dans un écosystème agricole. Le contenu en carbone des réservoirs est exprimé en Gt de carbone. Les principaux flux entre les réservoirs sont exprimés en Gt de carbone par an. D'après IPCC 2007, FAO, CNRS.

## 5. Réaugmenter le stockage du carbone dans le sol

La quantité de matière organique du sol peut augmenter si l'apport en carbone dépasse son retrait. Les cinétiques de stockage de carbone sont plus lentes que celles de déstockage (Arrouays *et al.* (2002)) mais il existe des voies techniques d'accroissement de la quantité de carbone dans les sols agricoles :

- par un apport élevé de matières organiques : accroissement de la production, accroissement des résidus restitués au sol, épandage de matières organiques non agricoles, couverture des sols (par exemple, CIPAN : culture intermédiaire piège à nitrates),
- par la diminution de la vitesse de décomposition des débris végétaux : adaptation des usages pour améliorer la protection physique de la matière organique, travail cultural simplifié.

Diverses pratiques agricoles jouent sur ces mécanismes et permettent d'augmenter la concentration en carbone des sols. Depuis le début de l'agriculture, le travail du sol sert à contrôler les « mauvaises herbes » et à préparer le futur semis. Il permet également l'incorporation des résidus de culture en profondeur, réorganise donc la distribution verticale des débris végétaux dans le sol, et modifie l'état général de sa structure : destruction des agrégats, modification de l'infiltration de l'eau, et de fait, le stockage d'eau et d'air. Les différentes techniques de travail du sol intrusives comme le labour profond avec retournement s'opposent au travail du sol simplifié et autres techniques culturales sans labour (TCSL) et affectent significativement le contenu en carbone rapidement décomposable des sols. Par exemple, le stockage additionnel du au travail simplifié du sol est évalué à 0,20 tC/ha/an et le non labour peut diminuer la vitesse de décomposition des résidus organiques de culture (Arrouays *et al.* (2002)). Le travail du sol a une influence significative sur les quantités de matières organiques restituées au sol, sur l'érosion et nécessairement sur les vitesses de minéralisation de la matière organique du sol (Arrouays *et al.* (2002)).

Aujourd'hui, il est avancé que les sols agricoles contiennent environ 12 % des stocks de carbone de l'ensemble des sols (Lee et Lameers (1990)) et qu'ils possèdent ainsi un fort potentiel de stockage (Post and Kwon (2000); Robert and Saugier (2003)). C'est pour cela que le retrait du carbone de l'atmosphère et son stockage dans les sols est mis en valeur (IPCC 2007) pour atténuer les changements climatiques.

Les stocks de carbone dans les sols français sont évalués par l'INRA à 3 milliards de tonnes. Les émissions sur le territoire français représentent environ 5 % de ce stock. Ainsi, l'augmentation des stocks envisageable par an permettrait de compenser 4 % des émissions brutes annuelles (Arrouays *et al.* (2002)). Ces chiffres justifient la recherche scientifique sur les changements d'usage des sols et sur les flux de carbone qu'ils absorbent et émettent. Il apparaît effectivement nécessaire de comprendre comment le sol respire, capte et relargue le carbone avant d'espérer l'utiliser comme un véritable puits de carbone.

D'ici 50 ans, le monde aura encore changé. Le réchauffement climatique prévu par les modèles entrainera certainement une modification des précipitations, des températures et de fait, des bouleversements dans notre manière de cultiver nos terres (Brouder and Volenec (2008)). Tout changement aura un effet sur les émissions de GES. L'agriculture étant très sensible au climat, tout changement aura également un effet sur nos cultures et forcément sur nos sols.

La bonne santé des sols a été définie par la FAO comme « la capacité du sol à fonctionner comme un système vivant. Les sols en bonne santé maintiennent en leur sein une diversité d'organismes qui recyclent les nutriments végétaux essentiels, améliorent la structure du sol et, contribuent à améliorer la production végétale ». Ainsi, une agriculture suffisamment productive et pérenne doit être adaptée à son époque et s'appuyer sur des sols en bonne santé, pouvant contribuer à une production alimentaire saine ainsi qu'à la préservation de notre environnement vital (l'air, l'eau...). De la bonne santé du sol dépend également la santé des végétaux et ainsi, la qualité de notre environnement visuel.

De nombreuses questions restent encore en suspend autour des processus de respiration du sol et de leurs réponses dépendra vraisemblablement une part de notre « bonne gestion » et donc de la bonne santé de nos sols. Ce travail de thèse s'intéresse à la compréhension de la respiration du sol en faisant appel à une démarche théorique soutenue par une démarche expérimentale. La modélisation théorique aura ainsi pour but d'analyser comment la variabilité spatiale et temporelle de différents paramètres et les changements de pratiques culturales sont susceptibles d'influencer le fonctionnement des écosystèmes agricoles, en termes de stocks de carbone et de flux de CO<sub>2</sub>.

---

# Chapitre I

---





# Chapitre I : La respiration du sol dans les agro-écosystèmes

---

## 1. La respiration du sol

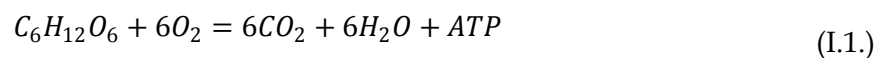
### 1.1. Qu'est-ce que la respiration ?

La respiration est une réaction d'oxydo-réduction qui intervient au niveau cellulaire. Une réaction d'oxydo-réduction est une réaction chimique au cours de laquelle se produit un échange d'électron.

Comme schématisé sur la Figure 0-3, la respiration produit l'énergie nécessaire à une cellule pour fonctionner en produisant de l'Adénosine TriPhosphate (ATP) : une molécule qui fournit l'énergie utilisable et nécessaire aux réactions chimiques des cellules.

A la base de la réaction de respiration se trouve un composé organique comme par exemple le glucose. Ce glucose provient de la digestion des aliments pour les organismes hétérotrophes. Chez les plantes, le glucose est produit par la photosynthèse ou issu de la dégradation de l'amidon ou d'autres réserves stockées dans les tissus.

Grossièrement, lors de la respiration tout se passe comme si le glucose ( $C_6H_{12}O_6$ ) était directement oxydé à l'aide du dioxygène ( $O_2$ ) de l'air, c'est-à-dire comme s'il cédait ses électrons. Lors de la réaction, c'est le carbone du glucose qui est oxydé et libéré sous forme de  $CO_2$ . Les électrons libérés sont gagnés par le dioxygène qui est alors réduit pour former de l'eau ( $H_2O$ ). La réaction bilan de combustion du glucose est la suivante :



### 1.2. Les respirations hétérotrophes et autotrophes du sol

Un organisme est dit hétérotrophe lorsqu'il est incapable de synthétiser sa propre matière organique à partir de matière minérale. C'est un organisme qui décompose la matière organique préexistante pour s'approvisionner en carbone et en oxygène. La notion d'hétérotrophie s'oppose à celle d'autotrophie. Un organisme autotrophe est un organisme qui utilise le carbone minéral (principalement le  $CO_2$ ) comme source carbonée afin de synthétiser sa propre matière organique. Les principaux organismes autotrophes sont les végétaux, qui par le biais de la photosynthèse sont capables de réduire la matière minérale en matière organique.

La Respiration dite hétérotrophe ( $R_h$ ) est liée à la décomposition de la matière organique des sols et la Respiration dite autotrophe ( $R_a$ ) est liée au fonctionnement des végétaux. Dans le cadre de la respiration du sol, on notera  $R_{ar}$  la Respiration autotrophe du sol pour parler de la respiration issue des racines et de leur zone d'influence (dite rhizomicrobienne). On fera bien la distinction avec  $R_{aa}$ , la Respiration autotrophe de la partie aérienne de la plante.

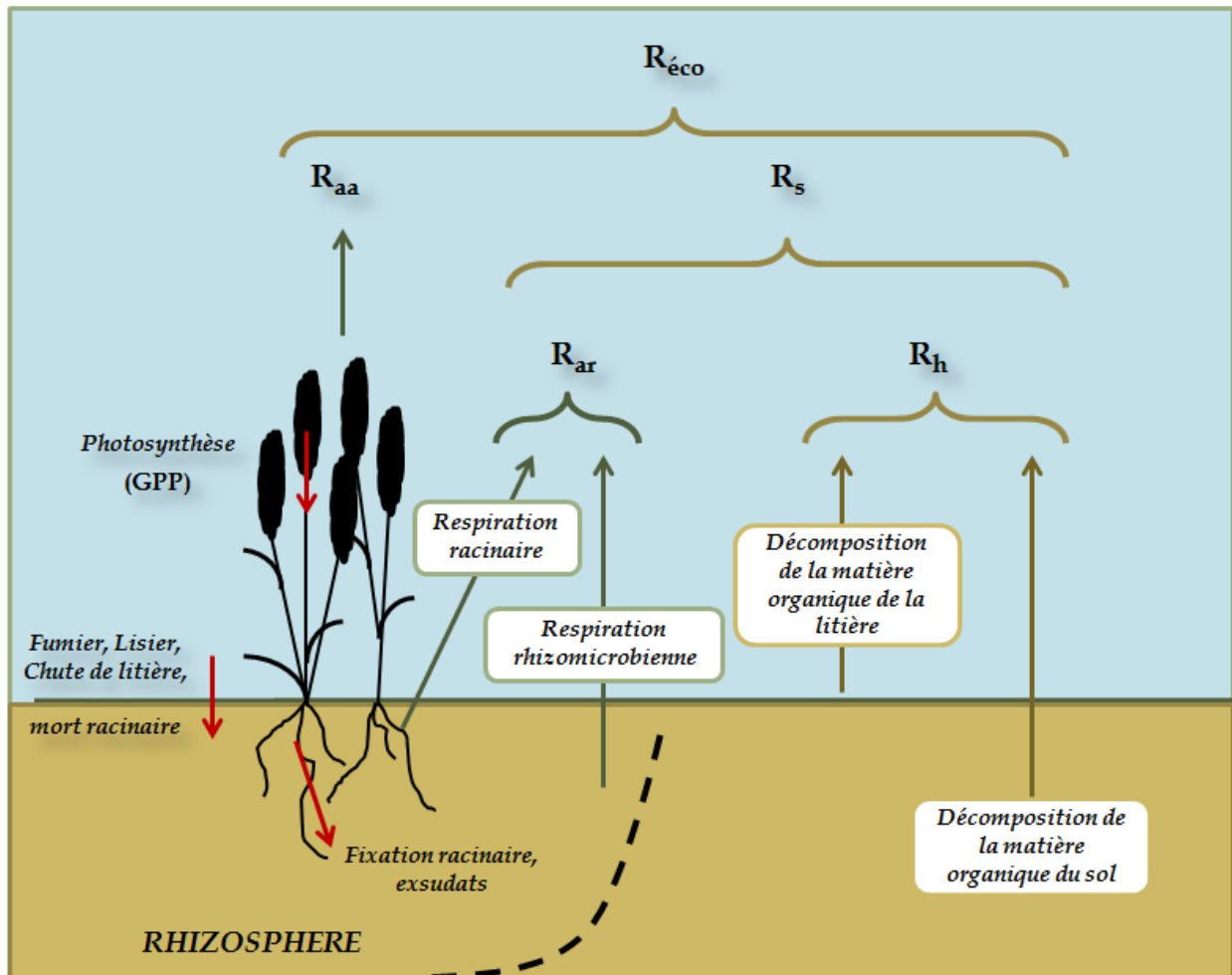


Figure I-1 : Processus impliqués dans la respiration du sol.

Différentes sources sont impliquées dans les flux de  $R_{ar}$  et de  $R_h$  (Figure I-1). Pour la respiration autotrophe du sol, on distingue la respiration racinaire qui correspond à l'oxydation des assimilats issus de la photosynthèse par les tissus racinaires, mais également la respiration des microbes de la rhizosphère. Ces microorganismes constitués de bactéries et de champignons sont directement liés à la biomasse racinaire et minéralisent la matière organique issue des exsudats (épandement de liquide) racinaires. Ces microorganismes peuvent également utiliser l'énergie issue de la minéralisation des exsudats pour décomposer la matière organique

facilement métabolisable du sol jusque là inutilisable pour des raisons énergétiques (Kuzyakov *et al.* (2000); Subke *et al.* (2004); Göttlicher *et al.* (2006)). Ce phénomène est appelé le *priming effect* et se traduit par des pics de CO<sub>2</sub> rapides au niveau du sol.

Dans les zones non influencées par la rhizosphère, la respiration hétérotrophe correspond à la décomposition de la matière organique présente dans la litière et dans le sol par la faune microbienne et la macro/microfaune.

Enfin, un dernier flux de respiration de sol, non représenté sur le schéma, peut être issu de la dissolution des carbonates pour les sols chaulés ou naturellement carbonatés et peut représenter 20 % à 100 % des flux de respirations émis par le sol (Buysse *et al.* (2012)).

En théorie, R<sub>h</sub> et R<sub>ar</sub> peuvent être séparés car ne proviennent pas des mêmes organismes, mais en réalité, l'hétérogénéité du sol et la localisation de la rhizosphère – zone d'influence des racines – rend difficile leur distinction *in situ*.

### 1.3. La respiration du sol dépend des conditions environnementales

Les flux de CO<sub>2</sub> issus du sol résultent principalement de deux processus :

- biologique : les flux sont issus de deux origines différentes (autotrophe et hétérotrophe)
- physique : la diffusion du CO<sub>2</sub> depuis sa source jusqu'à la surface du sol.

De multiples facteurs agissent à différentes échelles spatiales et temporelles sur ces deux processus.

**La température du sol** est reconnue comme la principale variable directrice des processus de respiration du sol (Kirschbaum (1995); Kätterer *et al.* (1998)). Bien que de nombreuses études montrent que la respiration du sol augmente exponentiellement avec la température, certains auteurs (Kuzyakov (2006) ; Moyano *et al.* (2007)) séparent les différents processus impliqués dans la respiration du sol (décomposition de matière organique, *priming effect*, décomposition de litière, respiration rhizosphérique, respiration des racines) pour évaluer leur dépendance supposée à la température. Moyano *et al.* (2007) montrent que la respiration rhizosphérique ne présente qu'une faible dépendance à la température, et préconise que cette hypothèse de forte dépendance à la température soit prudemment évoquée.

La température du sol peut apparaître comme un facteur primordial contrôlant la respiration du sol. Cependant, dans beaucoup de cas, voire la majorité des cas, **l'humidité du sol** et la disponibilité en substrat facilement décomposable sont les facteurs limitants de la respiration du sol (Davidson and Janssens (2006)). Ainsi, lorsque la teneur en eau du sol est faible, les flux de respiration sont limités (Yiqi and Zhou). De la même manière, lorsque le sol est saturé en eau, le manque d'oxygène empêche racines et microorganismes de respirer. De plus, Xu *et al.* (2004) constatent la présence de pics de CO<sub>2</sub> survenant suite à une pluie après une longue période de sécheresse. Ces pics sont issus de l'expulsion du CO<sub>2</sub> jusqu'alors retenu dans le sol suivie de la réactivation des processus de respiration par la mise en solution du substrat.

**La texture du sol**, et en particulier sa teneur en argile, ainsi que sa **structure** jouent un rôle important notamment sur les processus de décomposition de la matière organique. Un sol

argileux peut être composé de complexes argilo-humiques. Ces complexes correspondent à des mélanges de minéraux argileux et de matière organique, créant un ensemble de forces qui retiennent des cations sur leurs surfaces et jouent ainsi le rôle de protection de la matière organique qui est alors difficilement atteignable par les micro-organismes (Baldock and Skjemstad (2000)). La structure du sol est liée au site étudié, mais les pratiques culturales de gestion des résidus et de travail du sol peuvent la modifier. Le travail du sol amène la destruction des agrégats et peut augmenter la disponibilité de la matière organique auparavant protégée.

**La quantité et qualité des résidus de culture** jouent un rôle important sur la respiration hétérotrophe du sol car les résidus sont directement décomposés par les micro-organismes du sol. La qualité du substrat renvoie à la composition biochimique des tissus : un composé très ligneux sera difficilement décomposable, et son temps de résidence dans le sol sera très long. Au contraire, un composé constitué de beaucoup de cellulose sera très facilement décomposable et les micro-organismes du sol le consommeront rapidement. La qualité du substrat qui influe donc sur la vitesse de décomposition de la matière organique détermine le flux de respiration du sol à court terme et au stockage de carbone dans le sol à plus long terme.

Les relations entre les apports de matière organique, la qualité de cette matière organique et les stocks de carbone ou flux de carbone liés sont complexes. Il n'existe pas de relation simple entre quantité de substrat et flux de respiration. Les différentes études de ces relations mènent à des conclusions différentes (Duiker and Lal (2000); Fontaine *et al.* (2004); Chirinda *et al.* (2010)). Ces processus d'influences du substrat entrent directement en confrontation avec les effets climatiques ou de texture du sol.

**La composition biochimique des tissus racinaires** joue également un rôle important sur la respiration autotrophe du sol car elle est directement liée à la croissance des racines, et donc aux coûts de production et d'entretien énergétique de ses composés biochimiques (McCree (1970) ; McCree (1974)) variables au cours de la saison de végétation.

La respiration autotrophe des racines est également propre à **la nature de la plante cultivée** : elle est directement influencée par la productivité de biomasse résultante de la photosynthèse. Elle est donc associée à la phénologie de la plante et au coût d'entretien des tissus en place.

**L'activité anthropique** dans l'agro-écosystème comme l'épandage de fumier ou de lisier dans un champ améliore la fertilité du sol. Ces amendements, en fonction de leur richesse en matière organique (et de sa qualité), entraînent une augmentation du carbone organique du sol et donc des pics de respirations hétérotrophes associés. Tous les amendements, organiques ou minéraux améliorent le rendement de la culture et donc augmentent aussi la respiration autotrophe.

Avec **les changements climatiques** avérés, de plus en plus de cultures d'été nécessitent le recours à l'irrigation qui modifie la teneur en eau et la température des sols et, de fait, agit sur les processus de respiration du sol.

Les processus complexes biologiques et physiques de la respiration du sol sont très variables dans le temps et l'espace. L'ensemble de ces facteurs environnementaux interagissent pour influencer sur l'intensité des flux de CO<sub>2</sub>, qu'ils proviennent des processus de respiration racinaire ou de respiration hétérotrophe (Kuznyakov (2006) ; Han *et al.* (2007); Moyano *et al.* (2007))

## 2. Mesurer et modéliser pour mieux maîtriser

*Dans ce paragraphe, il ne s'agit pas de détailler les techniques et les modèles mais simplement de donner un aperçu général des besoins et des limites actuels concernant le processus de respiration du sol.*

Dans le cadre des changements climatiques, il est déterminant d'isoler la respiration du sol dans l'étude de la respiration écosystémique pour envisager une meilleure compréhension et une meilleure modélisation du fonctionnement du sol. L'étude de la respiration du sol, de ses composantes et de ses mécanismes permettra de fixer les bases de la compréhension du fonctionnement carboné du sol puis de l'écosystème en lien avec les variations climatiques et les questions de réduction des émissions et de stockage du carbone atmosphérique.

### 2.1. Mesurer les flux

Les scientifiques ont besoin de mesurer les émissions de gaz à effet de serre issus des exploitations agricoles afin d'identifier leur sources, leurs fluctuations et les leviers pouvant servir à leur réduction.

Parmi les différents gaz dont il est important de mesurer les émissions, le CO<sub>2</sub> issu des sols agricoles est l'une des variables primordiales à identifier dans le bilan de GES.

Mesurer la respiration du sol n'est pas facile. En effet, la respiration du sol est très variable dans le temps, selon les conditions climatiques, les saisons, les pratiques agricoles. Elles peuvent être très faibles durant plusieurs jours, et très importantes le jour suivant. La dynamique non linéaire de la croissance racinaire et le développement des microbes varient au cours de la saison en fonction de la température et de l'humidité.

Les flux de CO<sub>2</sub> varient également dans l'espace, et se répartissent de manière irrégulière dans le champ. Cette variabilité spatiale s'explique par les mécanismes physiques de diffusion du CO<sub>2</sub> dans le sol et par l'importance des mécanismes biologiques, fonction des sources de CO<sub>2</sub>. La répartition de la densité de population microbienne et racinaire ainsi que la variabilité spatiale de la texture, de la structure et de la porosité du sol agissent sur la distribution hétérogène des sources de respiration.

Différentes méthodes de mesure de la respiration du sol ont été développées : petites enceintes, grandes enceintes, tours instrumentées, sondes de mesure de concentration dans les sols (Figure I-2). Aucune méthode n'est parfaite, mais chacune a un rôle précis, ses avantages et ses limites. La combinaison de différentes méthodes de mesure permet d'obtenir des estimations de la respiration du sol à plusieurs échelles spatiale et temporelle.

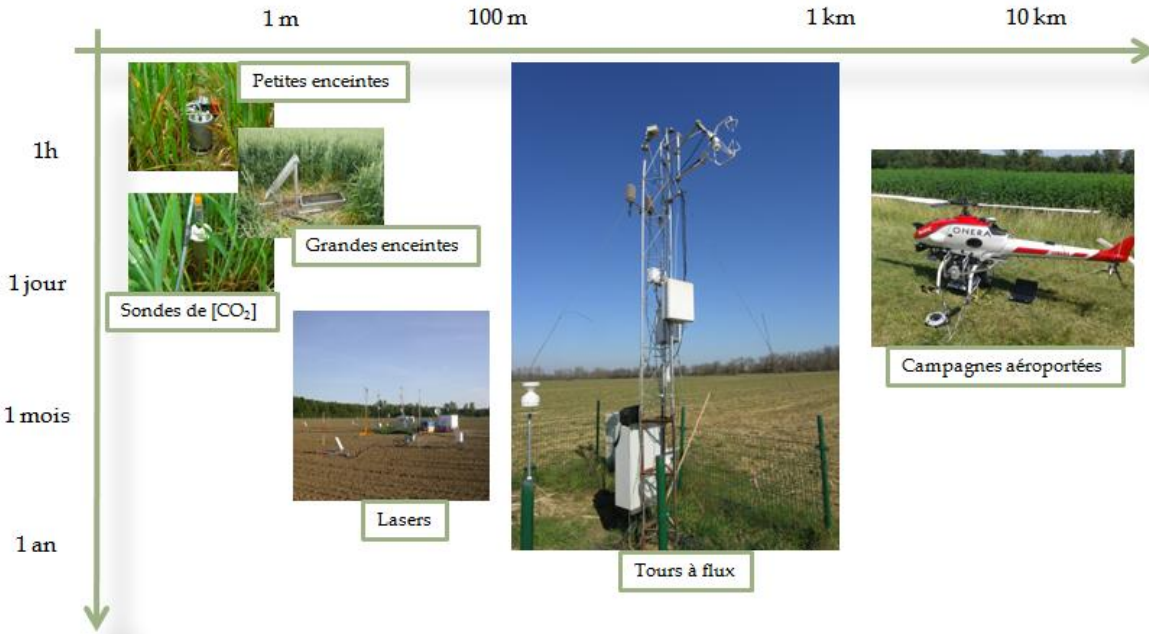


Figure I-2 : Différents systèmes de mesure de la respiration du sol et leur représentativité spatio-temporelle.

La méthode de mesure la plus communément utilisée est celle des échanges gazeux. Elle consiste à placer une chambre sur la surface du sol et à mesurer l'accumulation de  $\text{CO}_2$  à l'intérieur durant un certain temps. Cette accumulation correspond au flux de respiration du sol. Cette méthode a l'avantage de mesurer les flux de manière rapide mais est liée à de nombreux problèmes de perturbation des conditions atmosphériques à la surface du sol menant à des différences de mesures très importantes entre différentes études.

La respiration du sol peut également être mesurée à l'aide de sonde de concentration en  $\text{CO}_2$  installées de manière à mesurer les concentrations le long d'un profil de sol. Ce système, fonctionnant à haute fréquence temporelle nécessite la connaissance du coefficient de diffusion du  $\text{CO}_2$  dans le sol et n'est donc pas un système « clé en main » pour connaître le flux de respiration en surface.

Les tours à flux permettent d'estimer le flux nets de  $\text{CO}_2$  de l'écosystème au dessus de la surface du sol par une approche micro-météorologique. Ce système a pour avantage de ne pas perturber le sol et permet de calculer les flux sur une grande surface.

Avec la méthode des fluctuations turbulentes (EC pour « Eddy Covariance » en anglais), les flux de  $\text{CO}_2$  sont mesurés de manière continue dans le temps, avec une acquisition faite toute les demi-heures. Ces mesures sont représentatives des échanges de  $\text{CO}_2$  à l'intérieur d'un « footprint », c'est-à-dire d'une empreinte délimitée notamment par la vitesse et l'orientation des vents. Cette empreinte représente une surface de plusieurs centaines de  $\text{m}^2$ .

En pratique, c'est l'échange net de l'écosystème (NEE), qui représente la différence entre le  $\text{CO}_2$  émis et le  $\text{CO}_2$  capté par l'écosystème, qui est mesuré :



$$NEE = GPP - R_{\text{éco}} \quad (\text{I.2.})$$

Où  $R_{\text{éco}}$ , la respiration totale de l'écosystème représente l'émission de carbone du sol et de la plante.

$$R_a = R_{aa} + R_{ar} \quad (\text{I.3.})$$

$$R_{\text{éco}} = R_a + R_h = R_{aa} + R_{ar} + R_h = R_{aa} + R_s \quad (\text{I.4.})$$

Où  $R_a$  est la respiration autotrophe de l'écosystème, décomposée en  $R_{aa}$ , la respiration autotrophe de la plante au dessus du sol et  $R_{ar}$ , la respiration autotrophe des racines dans le sol.  $R_h$  est la respiration hétérotrophe du sol.

La GPP est la productivité primaire brute (« Gross Primary Production » en anglais), c'est-à-dire qu'elle rend compte du taux de photosynthèse brut du couvert et correspond directement à une fixation de carbone au sein de l'écosystème, sans tenir compte des pertes par respiration foliaire. En période de sol nu, la GPP ainsi que la respiration de la plante hors sol sont nécessairement nulles. Le flux de NEE mesuré avec le système d'EC correspond donc directement à la respiration du sol, et plus précisément à la respiration hétérotrophe du sol (Figure 0-4).

Il est encore difficile d'estimer l'efficacité des pratiques expérimentales et aucune méthode n'a encore été reconnue comme méthode de référence et de nombreuses comparaisons ont déjà été réalisées (Le Dantec *et al.* (1999); Tang *et al.* (2003), Pumpanen *et al.* (2004); Prevost-Boure (2008)). De plus, les scientifiques ne pourront jamais recueillir suffisamment de mesures sur des périodes assez longues et sur d'assez grandes surfaces pour comprendre la dynamique du carbone uniquement *via* les mesures.

Bien que la respiration du sol soit une composante importante du bilan carboné, la difficulté liée à sa mesure ne permet pas sa pleine connaissance. La compréhension des mouvements rapides en lien avec les changements climatiques et l'adaptation des pratiques culturales pour une agriculture saine passe donc par des outils d'analyse et de prédiction.

## 2.2. Modéliser la respiration du sol

Le développement de modèles a permis de mettre en relation la respiration du sol et ses composantes avec leurs principales variables conductrices. L'élaboration de modèles doit permettre de :

- comprendre les mécanismes *via* différentes hypothèses
- quantifier les processus et les taux de respiration du sol
- formuler des prédictions sur les futures émissions
- évaluer l'impact de différents changements (climatiques et culturels)



Bien que de nombreux modèles existent et aient été développés à des échelles spatio-temporelles très différentes, la compréhension mécaniste des processus de respiration du sol reste manquante. La plupart des modèles ont été développés à des fins de prédiction de l'évolution des stocks de carbone ou de réalisation de bilans carbonés en lien avec les changements climatiques et les changements de pratiques culturales. Les modèles peuvent être classés en trois catégories, selon leur degré de complexité.

Les modèles empiriques sont les plus simples à développer. Basés sur des relations statistiques entre différentes variables, ils sont facilement calibrés mais sont dépendants du site d'étude et des conditions dans lesquelles ils ont été établis. Ces modèles ne sont pas dédiés à la compréhension fine des processus mais à l'étude des variations relatives de la respiration du sol avec ses différentes variables conductrices.

Dans un degré de complexité opposé, les modèles mécanistes tendent à décrire de la manière la plus fine possible l'ensemble des processus biologiques et physico-chimiques inhérents à la respiration du sol. Le point bloquant à l'utilisation de ces modèles reste leur paramétrisation : ils font en effet appel à des données de calibration très spécifiques et souvent difficilement accessibles expérimentalement.

Les modèles semi-mécanistes constituent un bon compromis entre précision et généralité. Souvent composés de relations empiriques, ils cherchent à décrire les processus de manière réaliste mais exploitable. Leur paramétrisation reste le point crucial à leur utilisation, mais la compréhension du phénomène de respiration du sol passe par leur développement.

Reproduire pour comprendre la dynamique des flux de respiration du sol passe par la description du phénomène à différentes échelles spatio-temporelles et par l'adaptation de la description des processus aux échelles choisies. En améliorant la compréhension, ce sont les incertitudes et les erreurs des prédictions qui seront réduites. Dans ce cadre, l'outil de modélisation paraît incontournable pour orienter les recherches vers les domaines où la compréhension reste limitée.

### 2.3. Contenu de la thèse

Les mécanismes de respiration du sol sont encore mal connus mais pourtant essentiels au regard des enjeux environnementaux actuels. Au sein des agro-écosystèmes, la compréhension de la dynamique des flux de CO<sub>2</sub> est importante afin de positionner et d'identifier le sol agricole comme puits ou source de carbone en fonction de différentes variables (climatiques, texturales, structurales, culturales). Les travaux présentés dans cette thèse ont pour objectifs la prédiction et la compréhension des processus de respiration du sol. L'approche retenue fait appel à un aller/retour entre modélisation et expérimentation. Le travail expérimental et les résultats qui en sont issus sont principalement présentés en annexe de ce manuscrit.

Le chapitre II est consacré au développement de modèles de respiration du sol. Deux approches de modélisation y sont décrites. Une approche de modélisation empirique amène à identifier les variables fonctionnelles nécessaires à la prédiction des flux hétérotrophes et autotrophes issus du sol, au pas de temps journalier. Parallèlement, un second volet, basé sur le développement

d'un modèle semi-mécaniste, aborde la compréhension des processus de manière plus complexe et détaillée, au même pas de temps. L'effort est porté notamment sur la modélisation couplée des flux autotrophe et hétérotrophe pour chacune des deux approches. La séparation des processus hétérotrophe/autotrophe est essentielle dans les agro-écosystèmes car les périodes de sol nu, où la respiration est uniquement issue de processus hétérotrophes, sont caractéristiques de ces écosystèmes cultivés.

Différentes applications des modèles développés sont ensuite présentées et ont pour vocation :

- d'évaluer les contributions des respirations hétérotrophes et autotrophes dans le flux de respiration du sol et dans le flux de respiration écosystémique (chapitre III).
- d'évaluer l'impact des changements de pratiques culturales (fertilisation et labour) sur les stocks et les flux de carbone du sol (chapitre IV).

En début de chapitre II est proposé un état de l'art conséquent afin de visualiser le positionnement des travaux de modélisation. Les méthodologies, les résultats détaillés et les discussions associées sont développés au sein des différents chapitres.



---

## Chapitre II

---



# Chapitre II: La modélisation de la respiration du sol

---

## Etat de l'art

Aujourd'hui, de nombreux modèles existent pour simuler la respiration du sol. Leurs degrés de complexité sont variables et les échelles spatio-temporelles couvertes très différentes. Cela s'explique notamment par les objectifs poursuivis par les scientifiques et les moyens disponibles pour le développement et l'utilisation des modèles.

Les premiers modèles de la dynamique du carbone dans le sol datent des années 1940. Il s'agissait alors de comprendre les processus mis en jeu et la dynamique des stocks de carbone dans les sols, en lien avec les changements climatiques.

**Des modèles semi-mécanistes** ont, à l'origine, été développés à des échelles de temps longues afin de rendre compte des mouvements de carbone dans les sols. C'est ainsi qu'ont été formalisés les modèles Q-SOIL (Bosatta and Ågren (1985)), CENTURY (Parton *et al.* (1987)), ROTHC (Jenkinson *et al.* (1987)) ou encore CANDY (Franko *et al.* (1995)). Ces modèles utilisent des données mensuelles ou annuelles et leur objectif est de proposer des prédictions des variations de stocks de carbone dans les sols à l'échelle de plusieurs années voir de plusieurs siècles. Ces modèles ont été adaptés ou développés pour différents écosystèmes et notamment pour des agro-écosystèmes du fait de la potentialité de stockage de leurs sols.

A l'origine, les modèles semi-mécanistes présentent un formalisme simple. La décomposition de la matière organique est décrite comme un processus unique suivant une cinétique de premier ordre. La minéralisation de la matière organique est alors caractérisée par un coefficient de décomposition et varie avec les conditions de température et d'humidité du sol (QSOIL).

Puis, il a été rapidement reconnu que la matière organique du sol était composée de différentes entités plus ou moins stables ou, en d'autres termes, de différentes fractions plus ou moins rapidement décomposables. A partir de ce constat, différentes visions se sont succédées dans la conception des modèles afin de rendre compte de ces différentes vitesses de décomposition du carbone organique en lien avec son origine biochimique.

En plus de la composition biochimique du carbone organique et donc de l'importance relative de sa résistance chimique face à la minéralisation, les modèles rendent compte de la protection physique du carbone en lien avec les différentes structures et textures de sol et notamment de leur teneur en argile.

Les modèles les plus complexes tendent à décrire l'ensemble des processus contrôlant les transformations d'énergie et de matière et considèrent de multiples compartiments de carbone organique suivant la qualité biochimique de celui-ci. Les organismes vivants y sont ainsi compartimentés sous forme de biomasse ou de compartiments à temps de résidence très rapide

dans le sol (CENTURY, CANDY, DAISY (Hansen *et al.* (1990)), ROTHC), et le carbone d'origine ligneux sous forme de compartiment à temps de résidence très long. Ces derniers modèles sont dédiés à la dynamique du carbone et simulent la dynamique de l'azote comme étroitement liée, en faisant varier un rapport carbone/azote dans les différents compartiments. D'autres modèles ont été développés pour simuler la dynamique de l'azote dans le sol et en déduisent la dynamique du carbone (DNDC (Li *et al.* (1992a)), NCSOIL (Molina *et al.* (1983))).

L'intérêt principal de ces différents modèles semi-mécanistes réside dans leur besoin limité en paramètres d'entrée (principalement la teneur en argile et en sable du sol, la quantité de carbone organique totale). Désireux de décrire les processus de la manière la plus fine possible, et basés sur la connaissance de processus physiques, ils sont souvent alimentés par des équations issues de relations statistiques pour permettre leur calibration et leur paramétrisation. Ces aspects de paramétrisation constituent cependant la principale difficulté persistante pour l'utilisation de ce type de modèle car la répartition du carbone en plusieurs compartiments est théorique. En réalité, le sol est un mélange de matière organique de tous les compartiments, à tous les stades de décomposition, et la répartition du carbone dans les compartiments théoriques n'est pas expérimentalement mesurable et difficilement quantifiable.

Afin d'initialiser le modèle et de quantifier le carbone des différents compartiments, une méthode de mise à l'équilibre est souvent appliquée. La phase de mise à l'équilibre consiste à simuler l'évolution du carbone dans les différents compartiments durant un temps défini en lien avec les temps de résidence de la matière organique associés. Pour mettre le modèle à l'équilibre, deux approches sont favorisées :

- La même année climatique (souvent une année moyenne), et la gestion culturale associée dans les cas des agro-écosystèmes (culture, date de semis, de récolte, de labour, quantité de résidus de culture), se succèdent sur la période de temps choisie.
- Plusieurs années consécutives ou, dans les cas des agro-écosystèmes, une rotation culturale complète sur plusieurs années, se succèdent sur la période de temps choisie.

La répartition de la matière organique dans les différents compartiments est évaluée lorsque l'équilibre est atteint afin d'en définir les contenances relatives. Le modèle CENTURY (Parton *et al.* (1987) propose une répartition générique du carbone dans les différents compartiments considérés.

D'une manière générale, ces différents modèles ont acquis un niveau de précision suffisant en ce qui concerne la dynamique des stocks de carbone à long terme (à l'échelle de plusieurs années). Ils ont été testés sur différents écosystèmes et validés en termes de dynamique de carbone dans le sol à l'échelle de l'année et du mois (Parton *et al.* (1987) ; Parton *et al.* (1988) ; Parton *et al.* (1996) ; Kelly *et al.* (1997) ; Smith *et al.* (1997) ; Evrendilek and Wali (2001)) ainsi qu'à l'échelle journalière (Del Grosso *et al.* (2002)), mais ne sont initialement pas dédiés à la modélisation des flux de CO<sub>2</sub> issus du sol liés à la dynamique des stocks. Ces flux hétérotrophes de CO<sub>2</sub> étant variables à haute fréquence temporelle, il n'y a, à ce jour, que peu de validation de ces modèles en termes de flux (Le Dantec (2000); Epron *et al.* (2001) ; Wang *et al.* (2002), Brechet (2009)).

Aujourd'hui, l'intérêt des modèles rendant compte des flux de CO<sub>2</sub> issus du sol s'est accru : les questions concernant l'impact des changements climatiques sur la dynamique rapide du carbone organique et sur les flux liés donnent une nouvelle motivation aux modélisateurs. Les modèles se veulent désormais des outils de prédictions pour évaluer l'impact de différents facteurs déterminants, non seulement sur la dynamique des stocks, mais également sur les flux de respiration hétérotrophes inhérents (Stehfest *et al.* (2007)) afin d'en évaluer la contribution dans le flux net de carbone de l'écosystème.

Dans les écosystèmes agricoles notamment, la modélisation à titre d'outil de scénarisation est devenue cruciale au regard de l'accroissement de la population et de la demande en nourriture, du changement climatique et des émissions de GES inhérentes sur une planète où les ressources sont limitées et les contraintes économiques fortes. Le fort potentiel évoqué de stockage du carbone dans les sols agricoles (Post and Kwon (2000) ; Robert and Saugier (2003)) ajoute une autre motivation au développement de modèle de respiration hétérotrophe mais également autotrophe du sol.

De fait, d'autres approches de modélisation plus commodées d'application ont été développées pour rendre compte des flux de respiration du sol.

**Les modèles empiriques**, relativement simples à développer sont issus de relations statistiques observées entre différentes variables. Ces modèles, facilement calibrés, sont parfois très simples mais peuvent cependant mettre en relation un grand nombre de variables.

Dans le but de réduire la quantité de variables, de nombreux auteurs font le choix de modéliser la respiration totale du sol ( $R_s$ ) ou ses composantes ( $R_{ar}$  et  $R_h$ ) en fonction des principaux facteurs abiotiques facilement accessibles à la mesure. La respiration du sol ( $R_s$ ) est alors modélisée en fonction seulement de la température (Fang and Moncrieff (2001) ; Buchmann (2000) ; Janssens and Pilegaard (2003) ; Lohila *et al.* (2003)), ou uniquement l'humidité du sol (Epron *et al.* (2004b) ; Sotta *et al.* (2006)) selon les différents écosystèmes étudiés. Mais certains auteurs utilisent également l'effet combiné des deux facteurs abiotiques pour modéliser la respiration du sol (Lee *et al.* (2002) ; Epron *et al.* (2004a) ; Tang and Baldocchi (2005) ; Yuste *et al.* (2005)), et notamment au sein des agro-écosystèmes (Kutsch and Kappen (1997) ; Tufekcioglu *et al.* (2001) ; Moureaux *et al.* (2008) ; Suleau *et al.* (2011)).

Les modèles empiriques sont dépendants, par essence, du site où ils ont statistiquement été établis. Ils ne rendent pas compte des processus biophysiques complexes sous-jacents. Ces modèles s'avèrent utiles pour estimer précisément les composantes de la respiration écosystémique ou du bilan de GES à l'échelle d'une parcelle.

Raich and Schlesinger (1992) ont proposé une synthèse de modèles empiriques linéaires dans le but d'estimer le flux annuel de CO<sub>2</sub> issu des sols pour différents écosystèmes. D'autres auteurs ont calibrés des modèles empiriques à des échelles temporelles plus fines, mensuelle ou journalière, (Davidson *et al.* (1998) ; Epron *et al.* (1999) ; Qi and Xu (2001) ; Law *et al.* (2001) ; Moyano *et al.* (2007)) et ont ainsi mis en évidence les difficultés d'obtenir des prédictions précises du fait de la complexité des processus de respiration et des nombreuses variables qu'il faut prendre en considération à différentes échelles de temps et d'espace.



La formalisation de modèles empiriques résulte de compromis entre simplicité, réalité et disponibilités des mesures car un tel modèle nécessite toujours une paramétrisation relativement au site d'étude et est effectivement applicable dans la gamme de variations pour laquelle il a été paramétré. Le Tableau II-1 propose une synthèse non exhaustive de différents modèles présents dans la littérature et des écosystèmes associés à leur formalisation.

Tableau II-1: Synthèse bibliographique de différents modèles empiriques présents dans la littérature pour différents type d'écosystème. Ts représente la température du sol,  $\theta_s$  l'humidité du sol,  $\theta_{min}$  l'humidité minimale rencontrée,  $\theta_{cc}$  l'humidité à la capacité au champ,  $T_{opt}$  et  $\theta_{opt}$  sont des températures et humidités optimales définies par les auteurs. La NPP est la production nette de biomasse.

| Composantes du modèle | Modèle                                                                    | Ecosystème de référence          | Référence                                                      |
|-----------------------|---------------------------------------------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------------------------------------|
| $T_s$                 | $R_s = a * \exp^{b*T_s}$                                                  | Forêt de hêtres                  | Epron <i>et al.</i> (2004a)                                    |
|                       | $R_s = a * \exp^{-b/T_s}$                                                 | Forêt de hêtres                  | Epron <i>et al.</i> (2004a)                                    |
|                       | $R_s = a * T_s^b$                                                         | Forêt de hêtres                  | Epron <i>et al.</i> (2004a)                                    |
|                       | $R_s = a * \exp^{(b*T_s-10)}$                                             | Forêts                           | Campbell <i>et al.</i> (2005)                                  |
|                       | $R_s = a * \exp^{-b/(T_s-T_0)}$                                           | Forêt d'épicéa                   | Fang and Moncrieff (2001)                                      |
|                       | $R_s = \frac{1}{a + b \frac{(T_s-10)}{10}} + c$                           | Forêt d'épicéa                   | Fang and Moncrieff (2001)                                      |
|                       | $R_s = \exp^{a+bT_s(1-0.5\frac{T_s}{T_{opt}})}$                           | Forêt d'épicéa                   | Fang and Moncrieff (2001)                                      |
|                       | $R_s = a * \exp^{Ea * (\frac{(T_s+273.2)-283.15}{283.15*(T_s+273.2)*R})}$ | Forêt de hêtres                  | Perrin <i>et al.</i> (2004) D'après<br>Lloyd and Taylor (1994) |
|                       | $E_a = a * \frac{(T_s + 273.2)}{(T_s + 273.2) - 227.13}$                  |                                  |                                                                |
|                       | $R_s = a * \exp^{-b/R*T_s}$                                               | Forêt de pins                    | Borken <i>et al.</i> (2002)                                    |
| $\theta_s$            | $R_s = a * \exp^{308.56 * (\frac{1}{56.02} - \frac{1}{(T_s+46.02)})}$     | Culture orge et pomme de terre   | Lohila <i>et al.</i> (2003)                                    |
|                       | $R_s = a * \exp^{b*T_s}$                                                  | Culture de maïs                  | Raich and Mora (2005)                                          |
|                       | $R_s = b + \frac{a - b}{1 + \exp^{(\theta_s - c)/d}}$                     | Forêt de pins et forêt de chênes | Curiel Yuste <i>et al.</i> (2007)                              |

| Composantes<br>du modèle | Modèle                                                                                                                                      | Ecosystème de référence | Référence                   |
|--------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------|-----------------------------|
| $\theta_s$               | $R_s = a * \theta_s^2 + b * \theta_s + c$                                                                                                   | Eucalyptus              | Epron <i>et al.</i> (2004b) |
|                          | $R_s = a * R_{s \max} * \frac{\theta_s - \theta_{\min}}{a * (\theta_s - \theta_{\min}) + R_{s \max}}$                                       | Eucalyptus              | Epron <i>et al.</i> (2004b) |
|                          | $R_s = R_{s \max} * (1 - \exp^{a * (\theta_s - \theta_{\min})})$                                                                            | Eucalyptus              | Epron <i>et al.</i> (2004b) |
| $T_s$ et $\theta_s$      | $R_s = \left(\frac{T_{\max} - T_s}{T_{\max} - T_{opt}}\right)^a * \exp^{\frac{a}{b} * (1 - (\frac{T_{\max} - T_s}{T_{\max} - T_{opt}}))^b}$ | Prairie                 | Parton <i>et al.</i> (1987) |
|                          | $* \frac{1}{1 + 30 * \exp^{-8.5 * \frac{\theta_s - \theta_{\min}}{\theta_{cc} - \theta_{\min}}}}$                                           |                         |                             |
|                          | $R_s = a * \theta_s * \exp^{b * T_s}$                                                                                                       | Forêt de hêtres         | Epron <i>et al.</i> (1999)  |
|                          | $R_s = a * \theta_s * \exp^{-b / T_s}$                                                                                                      | Forêt de hêtres         | Epron <i>et al.</i> (1999)  |
|                          | $R_s = a * \theta_s * T_s^b$                                                                                                                | Forêt de hêtres         | Epron <i>et al.</i> (1999)  |
|                          | $R_s = R_{s \max} * (1 - \exp^{a * (\theta_s - \theta_{\min})}) * \exp^{b * (T_s - 27)}$                                                    | Eucalyptus              | Epron <i>et al.</i> (2004b) |
|                          | $R_s = a * \exp^{b * T_s}$ si $\theta_s > 20 \%$<br>$R_s = a * \theta_s + b$ si $\theta_s < 20 \%$                                          | Forêt de chênes         | Rey <i>et al.</i> (2002)    |
|                          | $\ln(R_s) = a + b * T_s^2 + c * T_s + d * \theta_s + e * \theta_s^2 + f * T_s * \theta_s$                                                   | Forêt                   | Martin and Bolstad (2005)   |
|                          | $R_s = a * \exp^{b * T_s} * (\theta_s - c) * (d - \theta_s)^f$                                                                              | Forêt                   | Lee <i>et al.</i> (2002)    |
|                          | $R_s = a * b^{\frac{(T_s - 10)}{10}} * (c * \theta_s + d)$                                                                                  | Forêt caduque           | Yuste <i>et al.</i> (2005)  |
|                          | $R_s = a * \theta_s * \exp^{b * T_s} + c$                                                                                                   | Prairie                 | Xu and Wan (2008)           |

| Composantes<br>du modèle                                                           | Modèle                                                                                                                                                                                                                       | Ecosystème de référence | Référence                        |
|------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------|----------------------------------|
|                                                                                    | $R_s = a * \exp^{b * T_s} * \exp^{c * \theta_s^2 + d * \theta_s}$                                                                                                                                                            | Prairie                 | Tang and Baldocchi (2005)        |
|                                                                                    | $\ln(R_s) = a * T_s + b * \theta_s + c$                                                                                                                                                                                      | Culture                 | Tufekcioglu <i>et al.</i> (2001) |
|                                                                                    | $R_s = a * (\exp^{(b * T_s - c)})^d * \frac{\exp^{(\frac{\theta_s}{\theta_{cc}} - 1)^e}}{(\frac{\theta_s - \theta_{cc}}{f} + 1)^e}$                                                                                          | Culture de maïs         | Kutsch and Kappen (1997)         |
|                                                                                    | $R_s = R_{s\ 10^\circ C} * \exp^{E * (\frac{1}{56.02} - \frac{1}{(T_s - 227.13)})} * a * (1 - \exp^{-b * (\theta_s^2 - c)})$                                                                                                 | Culture de blé d'hiver  | Moureaux <i>et al.</i> (2008)    |
|                                                                                    | $R_s = (a + \left( b * \frac{\tan^{-1}(\pi * c * (T_s - T_{opt}))}{\pi} \right)) * d$<br>$* \left( e + \frac{\tan^{-1}(\pi * f * (\frac{\theta_s - \theta_{min}}{\theta_{cc} - \theta_{min}} - \theta_{opt}))}{\pi} \right)$ | Culture de blé d'hiver  | Del Grosso <i>et al.</i> (2005b) |
|                                                                                    | $R_s = a * b^{\frac{(T_s - 10)}{10}} * (1 - \exp^{-c * (\theta_s - d)^2}) * (1 - \exp^{-e * (\theta_s - f)^2})$                                                                                                              | Culture de blé d'hiver  | Suleau <i>et al.</i> (2011)      |
| T <sub>s</sub> , θ <sub>s</sub> et<br>indicateur de<br>croissance de<br>végétation | $R_s = (a * \theta_s + b) * \exp^{c * T_s} * B_{\text{biomasse racinaire}} + (d * NPP + e)$<br>$* T_s + f$                                                                                                                   | Culture de maïs         | Han <i>et al.</i> (2007)         |

Le paramètre le plus classiquement utilisé pour caractériser la respiration du sol est le  $Q_{10}$  qui représente l'effet de la température sur le processus de respiration lors d'une augmentation de température de 10 °C. En d'autres termes, le  $Q_{10}$  représente la sensibilité de la respiration à la température.

Ainsi, le modèle le plus couramment utilisé est l'expression de la respiration du sol comme une simple fonction exponentielle à la température, issue de la relation empirique de thermodynamique de Van't Hoff (1884), mécaniquement justifiée par Arrhenius (1889). Ce modèle est nommé *de type*  $Q_{10}$  car il est caractérisé par ce facteur  $Q_{10}$ .

De très nombreuses études proposent donc des évaluations de la sensibilité de la respiration du sol à la température à l'aide de ce modèle dans lequel le  $Q_{10}$  ne varie pas avec la température.

Kätterer *et al.* (1998) proposent l'utilisation d'un  $Q_{10}$  de 2 (relatif aux réactions enzymatiques dont l'activité double tous les 10 °C) pour simuler de manière adéquate la sensibilité de la respiration du sol à la température dans différents écosystèmes. Cependant, bien que cette valeur de 2 soit souvent utilisée pour la modélisation (Hartley *et al.* (2007)), elle est rarement rencontrée en conditions réelles (Davidson and Janssens (2006)).

Différents ajustements de modèles, effectués sur des données témoignant de différentes échelles spatio-temporelles, mènent à des valeurs de  $Q_{10}$  parfois très différentes de 2. Raich and Schlesinger (1992) mentionnent un  $Q_{10}$  médiant de 2,4 calculé pour de nombreux et différents écosystèmes. Kutsch and Kappen (1997) calculent des  $Q_{10}$  entre 2 et 3 pour différentes cultures ; Buyanovsky *et al.* (1986), Kothavala *et al.* (2005), Shi *et al.* (2006), Hill *et al.* (2007), Aubinet *et al.* (2009) trouvent des  $Q_{10}$  respectivement de 1,62, 4,5, 2,0, 2,3, 1,6 et 1,65 durant des saisons de cultures de blé. En période de sol nu, pour caractériser la respiration hétérotrophe seule, Shi *et al.* (2006), Moyano *et al.* (2007) et Suleau (2010), rapportent des  $Q_{10}$  de 2,5, 1,93 et 2,34 respectivement.

Les fortes différences observées entre les différents  $Q_{10}$  peuvent s'expliquer de différentes manières. La première explication est purement mathématique : l'amplitude des gammes de température influe nécessairement sur le calcul du  $Q_{10}$ . En effet, considérons deux gammes de valeurs de respiration de sol semblables, la première associée à une large gamme de valeur de température et la deuxième à une faible gamme de valeur de température. Le  $Q_{10}$  alors calculé pour la gamme de température faible sera d'autant plus élevé pour compenser la faible variation de température. De fait, la profondeur de mesure de la température (mesurée le plus souvent à 2 cm, 5 cm ou même 10 cm de profondeur suivant les études), qui modifie la gamme de température, exerce également une influence sur le calcul du paramètre  $Q_{10}$ . La seconde explication concerne les interactions avec les influences exercées par d'autres variables climatiques, de substrat ou de croissance de végétation. En effet, comme le  $Q_{10}$  est généralement calculé sur une saison entière de culture, l'influence de la température est modulée par les autres variables (humidités du sol, croissance des racines, qualité du substrat) et la valeur du  $Q_{10}$  peut refléter le résultat de cette covariance (Suleau (2009)).

La multiplicité des valeurs de  $Q_{10}$  estimés par les différents auteurs a poussé certains auteurs à utiliser des modèles empiriques à  $Q_{10}$  variables, c'est-à-dire où le  $Q_{10}$  est paramétré comme une fonction variant avec la température (Parton *et al.* (1987) ; Jenkinson *et al.* (1990) ; Lloyd and Taylor (1994) ; Kirschbaum (1995) ; Del Grosso *et al.* (2005b)). Del Grosso *et al.* (2005b) proposent une évaluation de ces modèles à  $Q_{10}$  variables et précisent que le  $Q_{10}$  varie alors à l'inverse de la température que ce soit pour modéliser la respiration hétérotrophe ou autotrophe.

De ces discussions sur la variabilité temporelle du  $Q_{10}$  sont nés différents constats selon lesquels la respiration du sol ne peut être simulée comme provenant d'une unique source. Au contraire, différentes sources, caractérisées par leur dynamique saisonnière et leur réponse propre aux facteurs environnementaux (Ryan and Law (2005)) et notamment à la température, doivent être prises en compte.

Au sein d'un écosystème de blé d'hiver, Buyanovsky *et al.* (1986) montrent que les prédictions des modèles sont améliorées lorsque le cycle annuel de respiration du sol est découpé en deux périodes : une période où la plante a une activité forte (croissance) et la période de sol nu entre labour et semis. Dans le même sens, au sein d'agro-écosystèmes, Moyano *et al.* (2007), Han *et al.* (2007), Suleau *et al.* (2011) ont observé que la respiration du sol était fortement corrélée à différents facteurs de croissance de la plante en période de culture. De plus, selon Suleau *et al.* (2011), seuls 10 % de la variation interannuelle de la respiration totale du sol sont expliqués par des facteurs climatiques et Moyano *et al.* (2007) précisent que la respiration rhizosphérique est peu voire non corrélée à la température du sol. Kuzyakov (2006) a séparé la respiration du sol selon les processus de décomposition de matière organique, de décomposition par *priming effect*, de décomposition de la litière, de respiration des micro-organismes rhizosphériques et de respiration racinaire.

Ainsi, récemment, on tend à concevoir la modélisation séparée des processus de respiration autotrophe et hétérotrophe et non de la respiration totale du sol comme une unique entité modélisable. Le développement de modèles dans le but d'obtenir des prédictions plus réalistes en séparant les différentes sources de la respiration du sol est alors jugé nécessaire (Ryan and Law (2005) ; Kuzyakov (2006)), et d'autant plus crucial au sein des agro-écosystèmes qui présentent de longues périodes de sol nu où seule la respiration hétérotrophe est active.

Acquérir ce niveau de précision est difficile du point de vue de l'approche empirique qui permet de développer des modèles précis mais peu réalistes et peu génériques, en d'autres termes, non applicables et transposables à d'autres sites que celui de la paramétrisation. Cette contrainte implique la compréhension plus fine des processus, et crée nécessairement une demande supplémentaire en termes de paramétrisation des modèles pour gagner en réalisme notamment. C'est alors que dans un degré de complexité opposé à celui des modèles empiriques, les **modèles mécanistes** s'attachent à décrire très finement les processus biologiques et biochimiques mis en œuvre dans la respiration du sol. Parmi eux, les modèles du type de SOMKO (Gignoux *et al.* (2001)) et d'Allison *et al.* (2010) modélisent la dynamique des populations microbiennes et l'ensemble des processus enzymatiques de manière très fine. Ces

modèles sont gourmands en paramètres d'entrée. De plus, les paramètres peuvent s'avérer être très complexes : taux de croissance et de mortalité des microbes ou conditions de mises en dormance. Ces paramètres liés aux dynamiques de populations microbiennes sont difficiles à renseigner et à calibrer. Ils sont notamment difficilement mesurables *in situ*, spécifiques au site d'étude et variable temporellement. Leur évaluation nécessite généralement la mise en place de mesures et expérimentations complexes et coûteuses. L'utilisation des modèles purement mécanistes reste donc limitée en raison de la spécificité des paramètres nécessaires de calibration, et ils sont principalement utilisés pour des études expérimentales très ciblées sur la compréhension des processus de respiration.

Les **modèles semi-mécanistes** de la dynamique des stocks de carbones, évoqués précédemment, ont été adaptés ou développés au pas de temps journalier ou infra-journalier et se placent comme médiateurs entre précisions et généralité, dans l'objectif d'une compréhension fine des processus de respiration hétérotrophe. DAYCENT (Parton *et al.* (1998) ; Del Grosso *et al.* (2001)), DAISY (Hansen *et al.* (1990)), DNDC (Li *et al.* (1992b)) sont adaptés au pas de temps journalier et ont pour objectifs de mieux rendre compte de la variabilité temporelle des stocks de carbone et des flux de respiration du sol inhérents. Les modèles NCSOIL (Molina *et al.* (1983)) ou PATCIS (Fang and Moncrieff (1999)) fonctionnent au pas de temps horaire afin de rendre compte de la variation diurne des flux avec la température et l'humidité du sol.

Ces outils permettant la modélisation de la composante hétérotrophe de la respiration du sol ont pour certains été validés en termes de flux (Del Grosso *et al.* (2005a) ; Le Dantec (2000) ; Epron *et al.* (2001), Brechet (2009)) et ont vocation à être couplés avec des modules de respiration racinaire pour rendre compte de la respiration complète du sol.

Les modèles de respiration racinaire les plus simples multiplient le contenu en carbone des organes avec un taux respiratoire associé. Dans les modèles les plus mécanistes, la respiration racinaire est divisée selon des processus fonctionnels, entre une respiration de croissance (McCree (1974)) et une respiration d'entretien (Ryan (1991)) des tissus racinaires. Basée sur des coûts énergétiques de production de tissu (croissance) et de renouvellement des protéines et enzymes nécessaires au fonctionnement de l'organe racinaire (entretien), la respiration résulte de mécanismes d'oxydation du glucose ou de l'amidon issus de la photosynthèse fournissant de l'énergie nécessaire à la vie de l'organe. Certains modèles ne formalisent pas la phénologie des racines qui est pourtant un point crucial de la modélisation de la respiration autotrophe car elle est déterminante de la période de croissance et donc la respiration de croissance associée. La dynamique de mortalité des racines est également encore particulièrement mal connue (Ryan and Law (2005)) mais absolument nécessaire à modéliser. D'un point de vue théorique, le couplage des modules autotrophes et hétérotrophes s'effectue au niveau de la mortalité racinaire qui devient un apport de carbone organique pour le modèle de décomposition.

Comme pour la compartimentation de la matière organique du sol en différentes fractions plus ou moins rapidement décomposables, la distinction entre respiration de croissance et respiration d'entretien des tissus racinaires est conceptuelle. Ces deux processus sont difficilement

identifiables et séparables *in situ* et posent des problèmes quant à leur mesure, et de fait, quant à leur formalisation.

La compréhension des facteurs influençant la croissance et la mortalité des racines et les effets environnementaux sur la respiration racinaire et hétérotrophe sont intrinsèques au développement de modèles semi-mécanistes et mécanistes. La question de la sensibilité à la température et la paramétrisation du paramètre  $Q_{10}$  se pose également pour ce type de modèles (Giardina and Ryan (2000)), en lien avec notamment la respiration d'entretien des tissus racinaires, temporellement variable et fortement dépendante de la température.

Ryan and Law (2005) proposent une liste des points critiques concernant la modélisation des flux de respiration du sol, citant, entre autre, la connaissance de la dynamique de croissance des racines et l'estimation de la taille et des temps de résidences associés à chacun des compartiments de carbone. Ces deux points sont en effet cruciaux et souvent bloquant dans le développement et la paramétrisation des modèles semi-mécanistes.

---

L'état de l'art de la modélisation de la respiration du sol dont les forces, les interrogations et les difficultés intrinsèques ont été soulevées a permis de privilégier deux approches de modélisation de la respiration du sol dans ce travail afin de répondre à des problématiques précises.

Avec l'approche **empirique**, il s'agira de **mettre en relation la respiration du sol et les variables physiques qui lui sont liées pour un agro-écosystème**. Dans ce cadre, nous voudrions formaliser un modèle de respiration du sol le plus **simple** possible mais également le plus **robuste**, tenant compte des différentes **sources, hétérotrophe et autotrophe**, et applicable sur différents **agro-écosystèmes** en période de **sol nu ou de culture de blé**. Ainsi, il faudra comprendre quels sont les facteurs biotiques et abiotiques nécessaires pour modéliser la dynamique de la **respiration du sol journalière à l'échelle de la parcelle**.

Ce modèle empirique sera ensuite comparé à un modèle **semi-mécaniste**, développé aux mêmes échelles de temps et d'espace, afin d'évaluer les performances de la modélisation empirique des différentes composantes de la respiration du sol ( $R_{ar}$  et  $R_h$ ), d'en comprendre la sensibilité et la robustesse.

La démarche de modélisation semi-mécaniste pour laquelle l'accent sera mis en particulier sur le **couplage des processus de respiration autotrophe des racines et de respiration hétérotrophe** du sol mis en jeu, sera utile pour évaluer :

- les facteurs de variations au pas de temps journalier de  $R_h$ , de  $R_{ar}$  et de  $R_s$
- les contributions de  $R_{ar}$  et de  $R_h$  dans  $R_s$
- les contributions de  $R_s$  dans  $R_{éco}$
- les changements de pratiques culturales dans leur impact sur les flux de  $CO_2$  et le fonctionnement carboné d'un sol agricole



Le choix d'un **pas de temps journalier** provient d'un compromis entre les types de données disponibles pour tester les prédictions du modèle et les besoins exprimés au sein de la communauté scientifique : **un modèle réactif aux événements climatiques et aux interventions culturales** (pluie, fertilisation, labour) est nécessaire dans le but **d'évaluer les flux de respiration du sol et leur contribution dans le bilan écosystémique au sein un agro-écosystème**. Un pas de temps infra-journalier n'a pas été envisagé car, à cette échelle de temps, la complexité des processus est encore mal évaluée, la formalisation très incertaine et la paramétrisation présente une complexité trop accrue.

# Développement et validation des modèles

## 1. Description des modèles

### 1.1.Approche empirique

La respiration du sol résultant de processus complexes attendant à différentes échelles spatiales et temporelles, sa mise en relation avec des paramètres environnementaux s'avère être nécessaire dans le but de quantifier les flux de CO<sub>2</sub> de l'écosystème.

Il s'agit dans cette approche empirique de formaliser un modèle simple de respiration de sol basé sur les relations statistiques entre les mesures de respiration de sols et les paramètres environnementaux contrôlant cette respiration, sans en expliquer les processus. Pour cela, une synthèse bibliographique a permis d'identifier différentes pistes et hypothèses formulées pour modéliser la respiration du sol (Tableau II-1). Puis, différents modèles ont été paramétrés, comparés et évalués afin d'aboutir à un modèle fiable et le plus généralisable possible pour étudier notamment la décomposition du flux de respiration du sol en ses contributions hétérotrophe et autotrophe.

Dans un premier volet, on cherche à modéliser la respiration hétérotrophe du sol. Pour cela, de nombreux formalismes ont été testés et on présente ici les résultats obtenus pour 3 formalismes significatifs choisis d'après les variables utilisées et leur généricité.

Premièrement, le modèle classique *de type Q<sub>10</sub>*, nommé Mod T (pour Température), a été utilisé pour décrire la réponse de la respiration hétérotrophe à la température uniquement :

$$R_h = a * \exp^{b*T_s} \quad (\text{III.1.})$$

Où

$$Q_{10} = \frac{R_h(T_s + 10)}{R_h(T_s)} = \frac{a * \exp^{b*(T_s+10)}}{a * \exp^{b*T_s}} = \exp^{b*10} \quad (\text{III.2.})$$

est le taux d'augmentation de la respiration hétérotrophe du sol pour une augmentation de température de 10 °C et

$$R_{h \text{ (base)}} = a \quad (\text{III.3.})$$

la respiration hétérotrophe de base à 0°C.

Différents travaux antérieurs, menés souvent sur des écosystèmes forestiers, ont montré que l'utilisation combinée de la température et de l'humidité du sol permettait d'obtenir de

meilleures prédictions de la respiration du sol (Epron *et al.* (2004a) ; Yuste *et al.* (2005)). Ainsi, un second modèle, nommé Mod THlin (pour Température Humidité linéaire) est présenté. Dans ce modèle, l'influence de l'humidité du sol ( $\theta_s$ ) sur la respiration est simplement formalisée de manière linéaire d'après les travaux de Tufekcioglu *et al.* (2001), Rey *et al.* (2002), Yuste *et al.* (2005).

$$R_h = (a + a' * \theta_s) * \exp^{b * T_s} \quad (\text{III.4.})$$

Cependant, l'utilisation d'une fonction linéaire de l'humidité ne permet pas de rendre compte de l'influence de l'humidité sur la respiration lorsque la valeur d'humidité à la capacité au champ est atteinte ( $\theta_{cc}$ ) comme le soulignent certains auteurs (Kutsch and Kappen (1997) ; Del Grosso *et al.* (2005b)). C'est pourquoi, un formalisme plus complexe, inspiré du modèle semi-mécaniste CENTURY (Parton *et al.* (1987)) a été testé. Dans ce modèle, nommé Mod THexp (pour Température Humidité exponentiel), l'influence de l'humidité du sol est modélisée comme un coefficient modulant le flux de respiration. Ce coefficient est maximal, égal à 1 lorsque l'humidité atteint les conditions de la capacité au champ, et nul lorsque des conditions de sécheresse sont observées ( $\theta_{min}$ ). Ce modèle est alors valide entre  $\theta_{cc}$  et  $\theta_{min}$  mais ne décrit pas les effets restrictifs observés pour les périodes de saturation en eau du sol.

Le modèle Mod THlin utilise les valeurs absolues d'humidité, exprimées en %, alors que le modèle Mod THexp est basée sur les valeurs relatives d'humidité, normalisées par l'humidité à la capacité au champ et l'humidité minimale mesurée sur la parcelle. De cette manière, le modèle Mod THexp s'avère être plus générique car prenant en considération les propriétés hydriques du sol.

$$R_h = a * \exp^{b * T_s} * \frac{1}{1 + 30 * \exp^{-8.5 * \frac{\theta_s - \theta_{min}}{\theta_{cc} - \theta_{min}}}} \quad (\text{III.5.})$$

Dans un second volet, la respiration totale du sol a été mise au cœur du travail de modélisation. En s'appuyant sur les résultats obtenus pour la modélisation de la respiration hétérotrophe, les mêmes formalismes de modèles ont été testés.

Cependant, différents auteurs s'accordent sur l'influence non négligeable de certains facteurs biotiques sur la respiration du sol et différents facteurs relatifs à la croissance de la végétation sont mis en avant (Kuznyakov and Cheng (2001) ; Han *et al.* (2007) ; Hill *et al.* (2007) ; Moyano *et al.* (2007) ; Suleau *et al.* (2011)) pour modéliser la composante autotrophe de la respiration de sol. Nous avons ainsi choisi de formaliser la modélisation de la respiration de sol comme la somme d'une respiration hétérotrophe et d'une respiration autotrophe dépendant d'un facteur qui rend compte de la croissance de la végétation : la GPP.

La GPP a été retenue car la mesure de cette variable est accessible par la méthode EC au pas de temps journalier. D'autres auteurs, comme par exemple Han *et al.* (2007) ont utilisé la NPP

(Production Primaire Nette) ou la mesure de la biomasse aérienne pour modéliser la respiration du sol, mais ces données ne sont pas facilement accessibles à des pas de temps journaliers.

La contribution de la GPP a été formalisée par une fonction linéaire suite aux travaux de Moyano *et al.* (2007) et Suleau *et al.* (2011) montrant une relation linéaire entre la respiration autotrophe et la GPP en milieu agricole, c'est-à-dire entre la photosynthèse et la production de tissus racinaires. Cette relation est supposée peu dépendante directement de  $T_s$  et de  $\theta_s$  et la  $R_{ar}$  est formalisée directement comme une fraction de l'activité photosynthétique brute. Ainsi :

$$R_{ar} = c * GPP \quad (\text{III.6.})$$

$$R_s = R_h + R_{ar} \quad (\text{III.7.})$$

On notera ce dernier modèle Mod  $R_h+R_{ar}$ .

Dans les différents modèles, les paramètres  $a$ ,  $a'$ ,  $b$  et  $c$  sont calibrés pour chacun des sites d'étude selon un protocole décrit ultérieurement.

## 1.2. Approche semi-mécaniste

Il s'agit ici de concevoir un modèle semi-mécaniste capable de prédire les flux nets de carbone issus du sol dans un écosystème agricole. Pour cela, le modèle doit décrire les deux composantes de la respiration du sol : la respiration hétérotrophe et la respiration autotrophe. Il ne s'agit pas d'élaborer un modèle mais de s'inspirer des travaux présents dans la littérature afin de développer un modèle couplé « sol ».

Le modèle fonctionne au pas de temps journalier pour une surface variant de l'ordre de quelques  $m^2$  à l'échelle de la parcelle. Dans le modèle développé, le sol est discrétisé en plusieurs couches suivant un profil vertical. On distingue l'horizon de surface du sol et 3 couches verticales de sol de 15 cm d'épaisseur chacune sont définies pour adapter le modèle au cadre des problématiques agricoles : prises en compte des pratiques culturales, maximum d'enracinement et zone de forte dynamique de la matière organique. Cependant, aucun transfert de carbone organique entre les différents horizons pédologiques n'est pris en compte.

### 1.2.1. Modélisation de la dynamique de la matière organique et du flux de carbone associé : module $R_h$

Le module  $R_h$  est largement inspiré du module de bilan carbone du modèle CENTURY de Parton *et al.* (1987). Ce modèle a été initialement développé et validé en termes de dynamique de stock de carbone pour des prairies en Amérique du nord. Il a ensuite été appliqué et validé sur des écosystèmes forestiers (Sanford Jr *et al.* (1991) ; Epron *et al.* (2001) ; Brechet (2009)). Les simulations issues du modèle CENTURY ont été comparées et validées en termes de stock de carbone pour différents écosystèmes (Parton *et al.* (1987) ; Parton *et al.* (1988) ; Parton *et al.* (1996) ; Kelly *et al.* (1997) ; Smith *et al.* (1997)). Des études ont également montré que ce modèle,

initialement conçu pour des prédictions au pas de temps mensuel, pouvait être appliqué avec succès au pas de temps journalier (Parton *et al.* (1998) ; Del Grosso *et al.* (2005a), Waelbroeck (1995)).

Le module  $R_h$  divise la matière organique du sol en un ensemble compartimenté comme cela est classiquement reconnu et modélisé.

La litière du sol (en surface) et la matière organique du sol (enfouie), qui présentent des cinétiques de décompositions différentes, sont traitées différemment dans le module  $R_h$ . La litière est modélisée comme un apport de carbone organique qui suit des processus de décomposition jusqu'à intégrer une fraction stable de la matière organique du sol. Les micro-organismes sont également modélisés comme un compartiment de la matière organique dit « actif ». Cette hypothèse ne permet pas de prendre en compte le type de communauté microbienne ni la dynamique de carbone lié à un changement d'activité microbienne.

L'horizon de surface contenant les résidus foliaires de culture comporte 3 compartiments de carbone : un compartiment métabolique de surface (résidus foliaires), un compartiment structural de surface (résidus foliaires) et un compartiment microbien (actif) de surface associés aux résidus foliaires. Dans le modèle de base CENTURY, chacune des épaisseurs de sol contient 5 compartiments de carbone organique : un compartiment métabolique de sol (résidus racinaires), un compartiment structural de sol (résidus racinaires), un compartiment microbien (actif) de sol associé aux microbes de la biomasse racinaire, un compartiment « lent » et un compartiment « passif » (Figure II-3).

La matière organique des résidus racinaires et foliaires a été séparée en fractions métaboliques et structurales sur la base de dosages effectués en laboratoire. La fraction métabolique est caractérisée par un temps de résidence court dans le sol (quelques années), alors que la fraction structurale, constituée de cellulose, d'hémicellulose et de lignine des résidus (constituants des parois végétales résistants à la décomposition), est caractérisée par un temps de résidence long (dizaine à centaine d'années) dans le sol.

L'ensemble des compartiments est caractérisé par des taux de décomposition « K » (Figure II-1) et des temps de résidence du carbone différents. Le compartiment actif est associé à un temps de résidence du carbone de quelques années, le compartiment « lent » représente une fraction du carbone protégée et plus résistante à la décomposition, associée à un temps de résidence d'une vingtaine d'année et le compartiment « passif » est composée du carbone physiquement protégé ou chimiquement résistant contre la décomposition avec un temps de résidence associé de plusieurs centaines d'année.

Il faut bien noter que les différents compartiments de carbone ne sont pas des compartiments physiquement distincts dans le sol. En réalité, le sol est un mélange de matière organique de tous les compartiments, à tous les stades de décomposition. Dans le module, on distingue le sol en compartiments répartis le long d'horizons verticaux de sol. Cependant, aucun transfert de matière n'est simulé entre les différents horizons de sol, seul l'horizon de surface alimente certains réservoirs du sol. On suppose que tout le  $CO_2$  produit dans un horizon est nécessairement émis en surface.

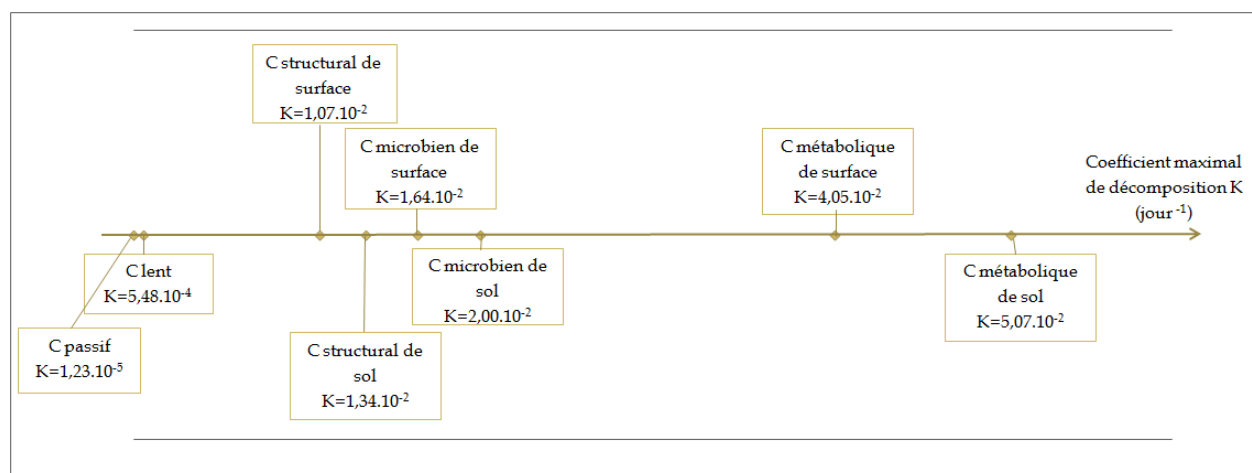


Figure II-1: Coefficient de décomposition de la matière organique du sol en fonction des différents compartiments de C organique (Waelbroeck (1995)).

Les flux de carbone sont contrôlés par les facteurs abiotiques que sont la teneur en eau et la température dans chacun des horizons de sol. Deux fonctions modulent la valeur du taux de décomposition maximal selon les valeurs de ces facteurs abiotiques ( $A_w$  pour l'humidité et  $A_t$  pour la température). La température de l'air et l'humidité surfacique agissent directement sur les flux issus de la litière du sol. Les températures et humidité de sol à différentes profondeurs agissent sur les flux issus des différents horizons de sol.

Les équations de réduction décrivant l'action de la température et de l'humidité du sol ont toutes deux été modifiées par rapport à celles initialement présentes dans le modèle CENTURY. L'optimum de température d'activité des micro-organismes était fixé à 35 °C dans la version initiale de CENTURY (prairies). Pour des agro-écosystèmes, et des populations microbiennes différentes, l'optimum de température d'activité a été placé entre 20 °C et 30 °C d'après La Scala *et al.* (2003), Pietikäinen *et al.* (2005), Izaurralde *et al.* (2006). Sur cette gamme de valeur, le facteur  $A_t$  prend une valeur de 1 (Figure II-2).

Le  $Q_{10}$  à 20 °C a été fixé à 2,3 pour rendre compte de la sensibilité à la température de la composante de respiration hétérotrophe selon les travaux antérieurs de Hartley *et al.* (2007) ; Kutsch and Kappen (1997) et Suleau (2009).

Les équations décrivant l'action de l'humidité du sol ont été modifiées dans le but de prendre en compte les effets restrictifs de la saturation en eau du sol sur le flux de respiration (Figure II-2). Cette paramétrisation est nécessaire dans le cas d'agro-écosystèmes irrigués ou de sols mal drainés. L'objectif est d'obtenir une fonction capable de modéliser les effets négatifs des taux très élevés d'humidité. Ainsi, l'équation originelle du modèle CENTURY a été conservée quand la réserve en eau varie entre 0 et 1 (humidité du sol inférieure à la capacité au champ), et une équation polynomiale d'ordre 2 ajustée sur les mesures effectuées en période de saturation en eau du sol durant une année de mesure fait décroître le facteur  $A_w$  lorsque le sol est saturé (Figure II-2). Cette équation a été modifiée selon le protocole décrit par Brechet (2009) dans le cas

d'une forêt tropicale. L'équation développée est similaire mais les valeurs des paramètres ont été adaptées.

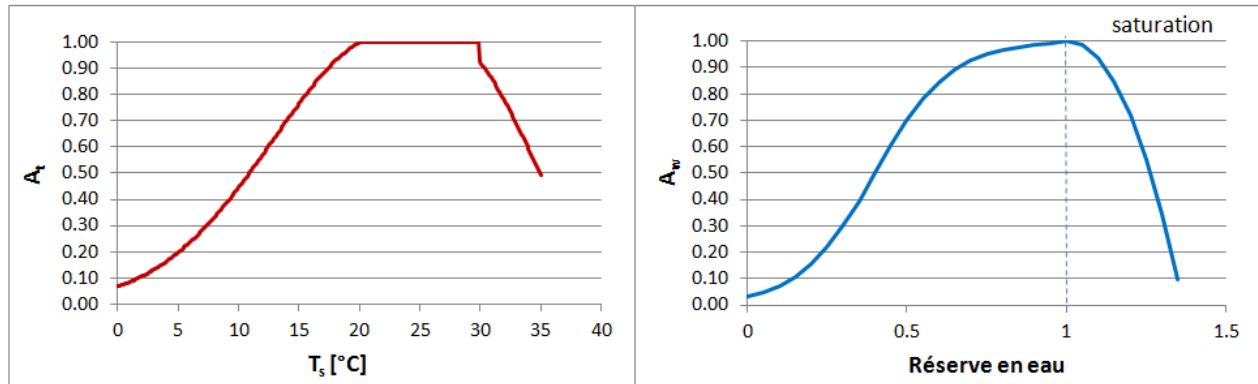


Figure II-2 : Variation des fonctions de réductions associées aux facteurs abiotiques de température et d'humidité agissant sur la décomposition de la matière organique.

Les équations de réduction utilisées pour modéliser les variations de ces facteurs abiotiques sont :

$$\text{Si } T_s < 20^\circ\text{C} \quad A_t = \left(\frac{45 - T_s}{45 - 20}\right)^{2,5} * \exp\left[1,25 * \left(1 - \left(\frac{45 - T_s}{45 - 20}\right)^{2,5}\right)\right] \quad (\text{III.8.})$$

$$\text{Si } 20^\circ\text{C} < T_s < 30^\circ\text{C} \quad A_t = 1 \quad (\text{III.9.})$$

$$\text{Si } T_s > 30^\circ\text{C} \quad A_t = \left(\frac{45 - T_s}{45 - 25}\right)^{2,5} * \exp\left[1,25 * \left(1 - \left(\frac{45 - T_s}{45 - 25}\right)^{2,5}\right)\right] \quad (\text{III.10.})$$

$$\text{Si } \theta_s < \theta_{cc} \quad A_w = \frac{1}{1 + 30 * \exp^{-8,5 * \frac{\theta_s - \theta_{min}}{\theta_{cc} - \theta_{min}}}} \quad (\text{III.11.})$$

$$\text{Si } \theta_s > \theta_{cc} \quad A_w = -7,84 * \left(\frac{\theta_s - \theta_{min}}{\theta_{cc} - \theta_{min}}\right)^2 + 15,84 * \frac{\theta_s - \theta_{min}}{\theta_{cc} - \theta_{min}} - 7 \quad (\text{III.12.})$$

De plus, les flux de carbones entre les compartiments peuvent être modulés par la texture du sol (Tex) et la qualité biochimique des résidus et notamment de leur contenu en lignine (Lig) en fonction des compartiments concernés. Plus précisément, la teneur en argile joue un rôle de protection de la matière organique du sol et conditionne l'accessibilité du substrat pour les micro-organismes décomposeurs. La vitesse de stabilisation de la matière organique du sol

augmente avec la teneur en argile et la texture du sol conditionne les contenus en eau et air, donc les flux d'eau et d'air, et de fait, les flux de CO<sub>2</sub> dans le sol. Une forte teneur en lignine des résidus entraîne une protection chimique de la matière organique végétale qui est alors plus difficilement décomposable.

La décomposition de chaque compartiment de carbone suit une équation de cinétique du premier ordre pondérée par la température ( $A_t$ ), l'humidité ( $A_w$ ) et, en fonction des compartiments par la texture ( $Tex$ ) et le contenu en lignine des résidus ( $Lig$ ). Ainsi :

$$\frac{dC}{dT} = Lig * A_t * A_w * K * C \quad (III.13.)$$

pour les compartiments structuraux associés aux résidus racinaires et foliaires,

$$\frac{dC}{dT} = Tex * A_t * A_w * K * C \quad (III.14.)$$

pour les compartiments actifs de sol,

$$\frac{dC}{dT} = A_t * A_w * K * C \quad (III.15.)$$

pour les autres compartiments.

A chaque cinétique de décomposition de la matière organique sont associés des transferts de carbone entre les différents compartiments du modèle. Les liens entre les réservoirs sont représentés par les flèches de la Figure II-3. Les résidus foliaires de l'horizon de surface se dégradent et alimentent directement le compartiment de carbone microbien associé. La lignine contenue dans le compartiment structural difficilement décomposable alimente directement le compartiment de carbone lent de l'horizon sous-jacent. La matière organique préalablement décomposée issue du compartiment actif de surface est également intégrée au compartiment de carbone lent de l'horizon de sol sous-jacent.

Au sein d'un même horizon de sol, comme pour l'horizon de surface, les compartiments structural et métabolique des résidus racinaires alimentent directement le compartiment actif correspondant de l'horizon considéré. La lignine contenue dans les compartiments structuraux de sol alimente aussi le compartiment de carbone lent. Enfin, une partie du carbone des compartiments microbiens du sol est perdue par lessivage et intègre les compartiments lent et passif du même horizon de sol.

A chaque transfert de matière organique est associée une perte de CO<sub>2</sub> correspondant à la respiration des microbes ( $R$ ). La part des transferts de carbone entre les compartiments correspondant à la perte sous forme de CO<sub>2</sub> est représentée par un coefficient ( $q$ ) variant de 30 %



à 85 % modulé par les facteurs abiotiques de texture du sol (*Tex*) et les facteurs biotiques de qualité biochimique (Figure II-4). La respiration hétérotrophe est la somme des flux respirés par l'ensemble des compartiments.

$$R = q * Lig * A_t * A_w * K * C \quad (III.16.)$$

pour les compartiments structuraux associés aux résidus racinaires et foliaires,

$$R = q * Tex * A_t * A_w * K * C \quad (III.17.)$$

pour les compartiments actifs de sol,

$$R = q * A_t * A_w * K * C \quad (III.18.)$$

pour les autres compartiments.

Pour simuler l'effet du labour sur la dynamique des stocks et des flux de carbone d'un sol agricole, trois compartiments supplémentaires ont été ajoutés à chaque horizon de sol : un compartiment structural et un compartiment métabolique liés aux résidus foliaires et un compartiment microbien associé correspondant à la population liée aux résidus foliaires. Ces trois compartiments supplémentaires ont été créés afin de modéliser l'enfouissement des résidus de culture à différentes profondeurs dans le sol au moment du labour (Figure II-5).

L'enfouissement des résidus aériens de culture est distribué de manière non équitable et non linéaire entre les différents horizons. La distribution est notamment influencée par la profondeur du labour (30 cm, 15 cm) et la mise en place ou non du retournement des couches de sol.

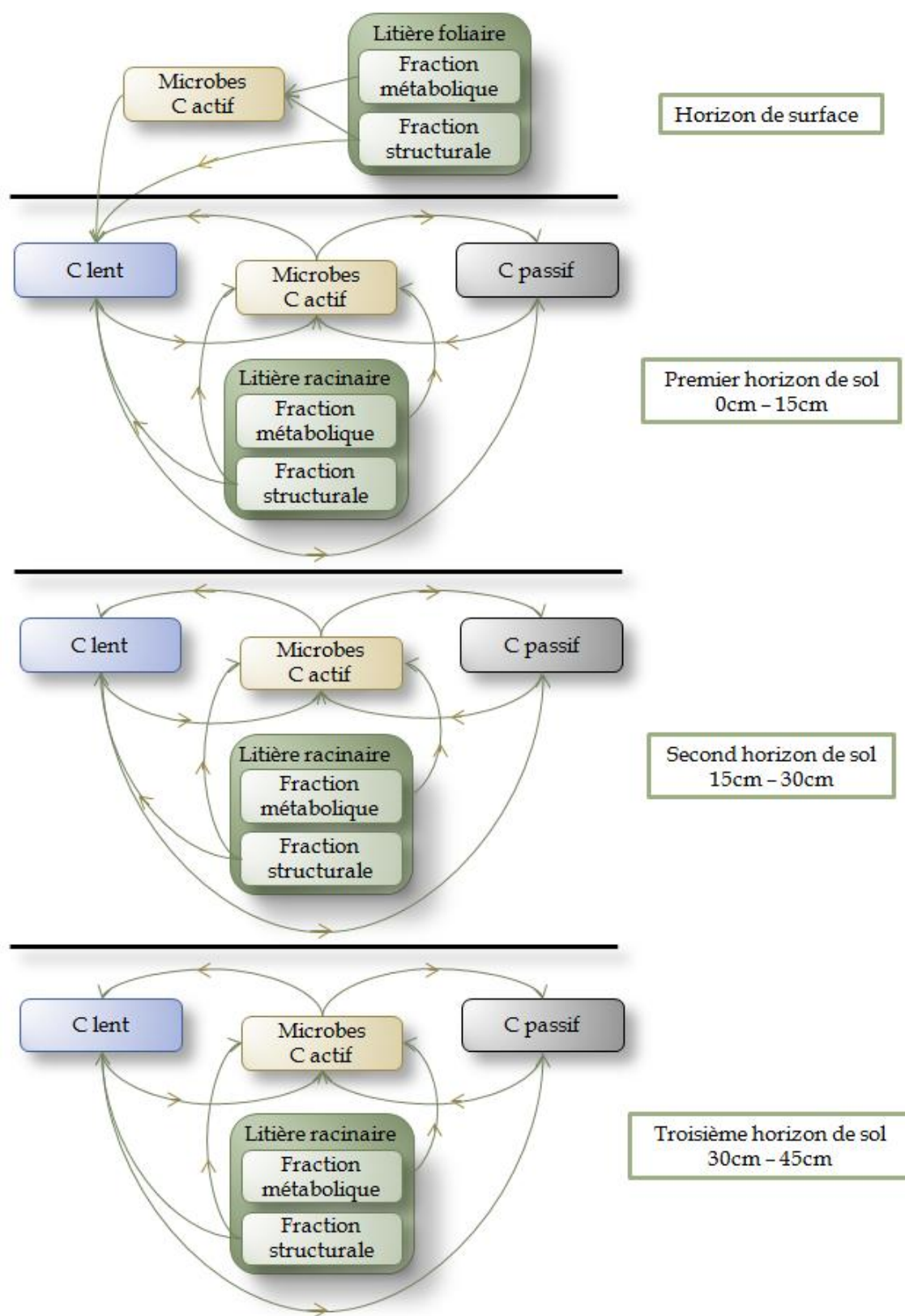


Figure II-3 : Schéma structurel original du modèle représentant les flux de CO<sub>2</sub> (flèches) entre les différents compartiments de carbone pour les 4 horizons considérés.

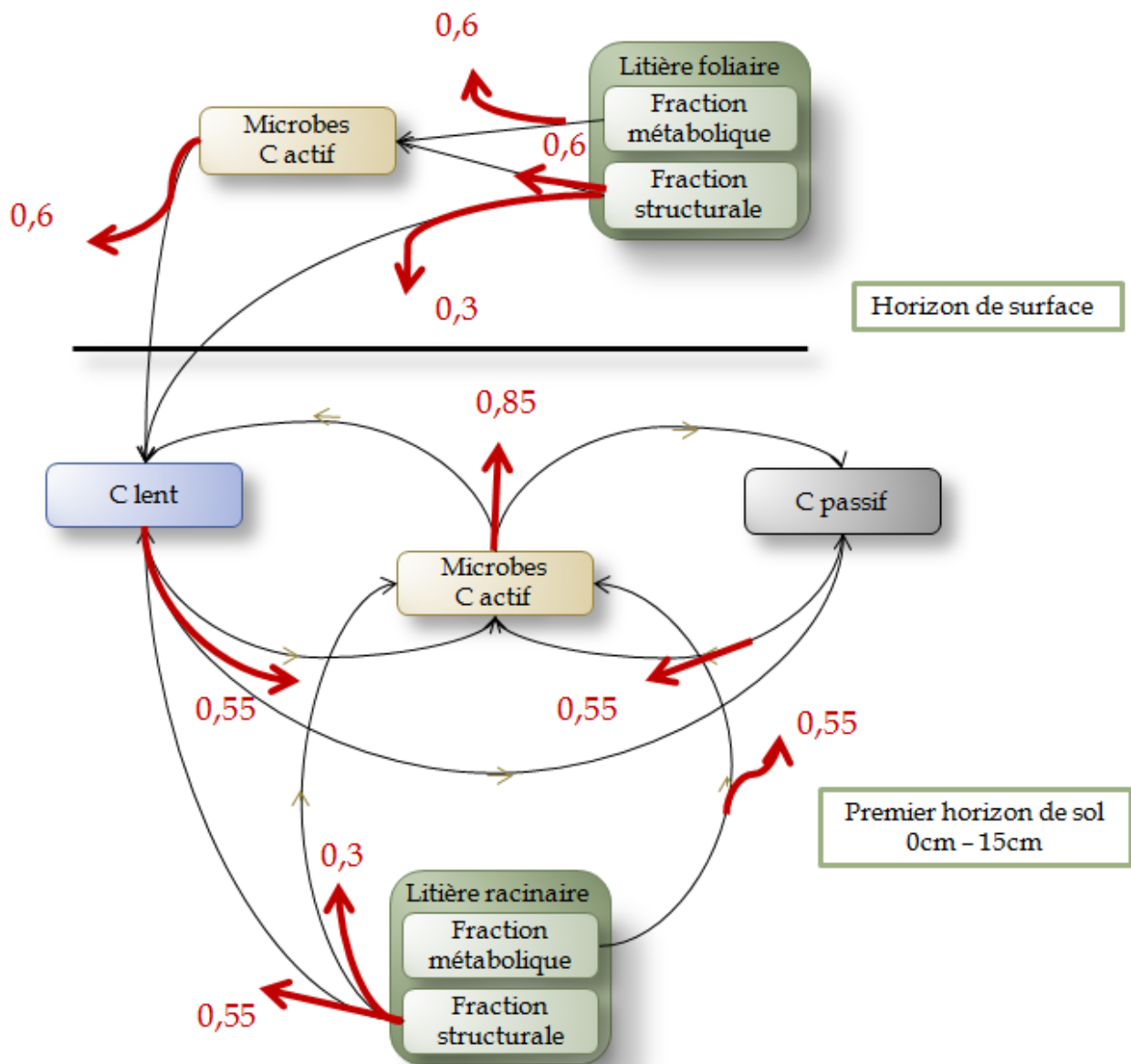


Figure II-4 : Schéma structurel original du modèle représentant les pertes de CO<sub>2</sub> (flèches rouges) entre les différents compartiments de carbone pour l'horizon de surface et le premier horizon de sol. Les pertes sont modélisées comme une part du transfert de carbone entre compartiment qui est perdu sous forme de CO<sub>2</sub>. Cette perte varie entre 30 % et 85 % du flux échangé.

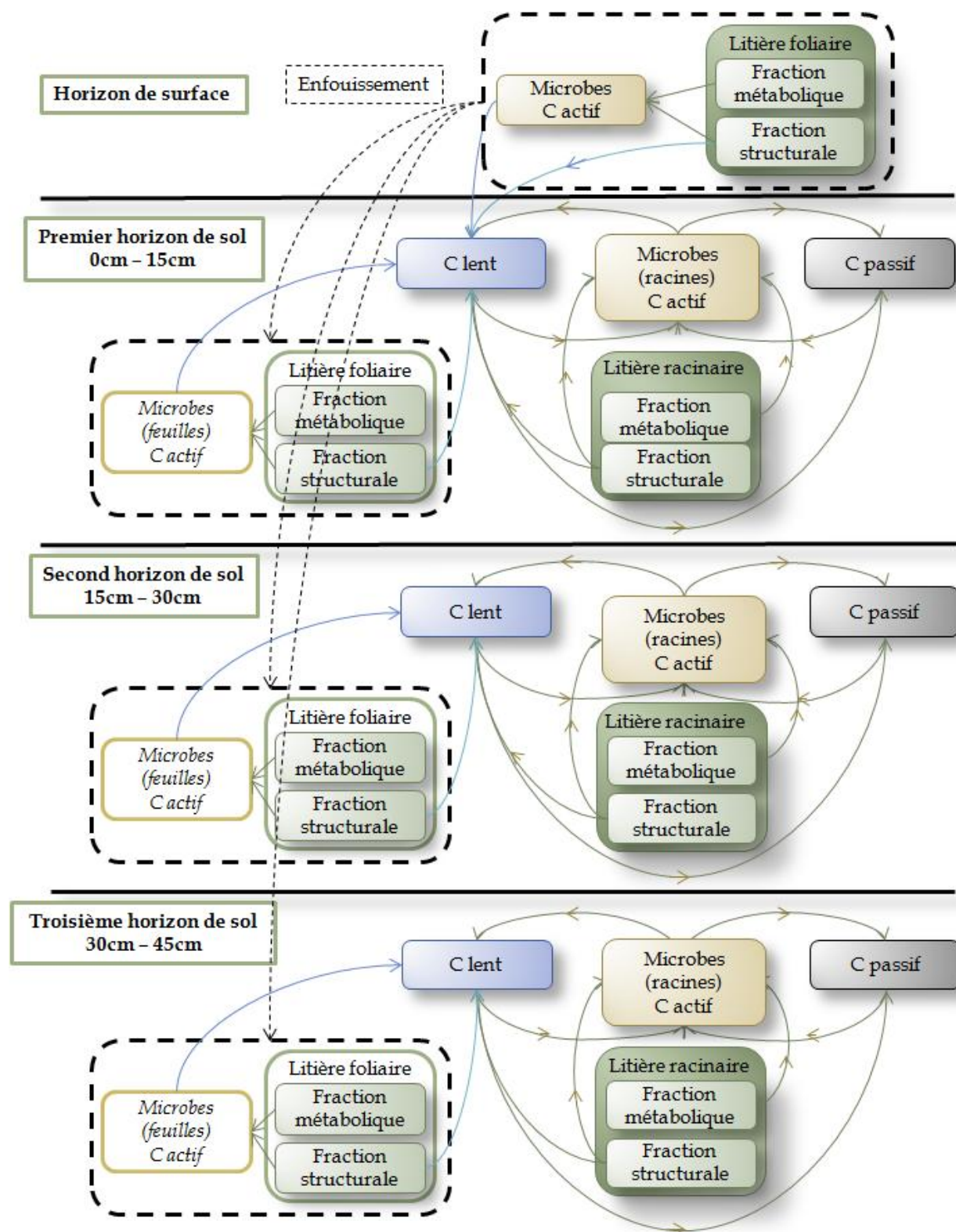


Figure II-5 : Schéma structurel du modèle développé représentant les flux de CO<sub>2</sub> (flèches) entre les différents compartiments de carbone pour les 4 horizons de sol considérés. Les compartiments encadrés en pointillés ont été ajoutés de manière à modéliser l'enfouissement des microbes et résidus de surface au moment du travail du sol.

### 1.2.2. Modélisation de la respiration racinaire : module $R_{ar}$

Dans le module  $R_{ar}$ , la respiration racinaire est modélisée comme la somme d'une respiration de croissance racinaire et d'une respiration d'entretien des tissus existants.

La respiration de croissance est calculée au pas de temps journalier et basée sur le coût de production énergétique nécessaire à la synthèse de protéines essentielles pour la construction de biomasse racinaire (Penning De Vries *et al.* (1974) ; Penning de Vries (1975a) ; Penning De Vries (1975b)). Elle est donc directement liée à la quantité de tissus synthétisés (Pregitzer *et al.* (1997) ; Pregitzer *et al.* (1998) ; Dufrêne *et al.* (2005)).

$$R_{croi} = (C_{cons} - 1) * DB_r \quad (\text{III.19.})$$

Où :

- $R_{croi}$  est la respiration de croissance en  $\text{gC}/\text{m}^2/\text{jour}$
- $C_{cons}$  le coût de construction, en  $\text{gC}$  respiré par  $\text{gC}$  synthétisé, pris égal à 1,3 d'après Agren and Axelsson (1980) et Brechet (2009)
- $DB_r$  (pour Delta de Biomasse Racinaire) est la production journalière de racines en  $\text{gC}/\text{m}^2/\text{jour}$

La respiration d'entretien des tissus est calculée à partir du coût énergétique ( $C_{éner}$ ) des réactions biochimiques nécessaires pour assurer le renouvellement des enzymes et de l'ensemble des protéines et donc l'entretien des organes :

$$C_{éner} = C_{resp} * M_C * N_r * B_r \quad (\text{III.20.})$$

Ces vitesses de réactions biochimiques sont directement fonction de la température du sol. Pour modéliser cette dépendance, une équation de type  $Q_{10}$  basée sur la biochimie est utilisée.

$$R_{entr} = C_{éner} * Q_{10}^{(T_s - T_{base})/10} \quad (\text{III.21.})$$

Où :

- $R_{entr}$  est la respiration d'entretien en  $\text{gC}/\text{m}^2/\text{jour}$
- $C_{resp}$  le coût respiratoire relatif à la quantité d'enzyme égal à  $10,6 \cdot 10^{-4}$   $\text{mol CO}_2/\text{gN}/\text{heure}$  (Ryan (1991))
- $M_C$  est la masse molaire du carbone ( $12 \text{ gC}/\text{mol}$ )
- $N_r$  est la teneur en azote des racines (lié à la quantité de protéines), exprimée en  $\text{gN}/\text{gMS}$  (gramme d'azote par gramme de matière sèche)
- $Q_{10}$  est pris égal à 3 d'après Bingham and Wu (2011)



- $T_s$  est la température moyenne journalière du sol ( $^{\circ}\text{C}$ )
- $T_{\text{base}}$  est égale à  $10^{\circ}\text{C}$ , valeur adaptée aux agro-écosystèmes présents aux latitudes moyennes
- $B_r$  est la biomasse racinaire vivante présente dans le sol journalièrement en  $\text{gMS}/\text{m}^2$

La quantité d'azote contenue dans les racines est un indicateur de la quantité d'enzymes et de protéines actives nécessaires au fonctionnement des racines. Le modèle simule la dynamique de la quantité d'azote des racines en fonction du stade de développement de la plante de manière simple, sous forme de palier :

- $N_r = 0.018 \text{ gN/gMS}$  durant la croissance
- $N_r = 0.009 \text{ gN/gMS}$  à maturité
- $N_r = 0.007 \text{ gN/gMS}$  durant la sénescence

La composition chimique pour les composés d'azote contenu dans les racines fines du blé à différents stades de leur développement a été mesurée avec un analyseur élémentaire.

Outre le contenu en azote des racines, la phénologie racinaire doit être simulée afin de modéliser la variation saisonnière de la respiration autotrophe souterraine (respirations de croissance et d'entretien). Il s'agit de modéliser :

- La dynamique de la croissance racinaire : afin de connaître la production de biomasse journalière et de calculer la respiration dite de croissance.
- La mortalité racinaire considérée comme un apport de matière organique dans le sol et de connaître la biomasse racinaire vivante effectivement présente chaque jour dans le profil de sol.

Cependant, au sein d'un écosystème cultivé, la biomasse racinaire est très variable au cours du temps en termes de quantité mais également en termes de localisation le long du profil vertical de sol, selon que l'on soit proche de la période de semis ou de celle de la récolte. De plus, la dynamique de la biomasse racinaire est particulière à chaque espèce cultivée.

Dans le cas du blé d'hiver, Barraclough and Leigh (1984) proposent une modélisation empirique de la biomasse aérienne et de la biomasse racinaire correspondante pour une culture de blé d'hiver. Ces relations ont pour variable la somme de degré jour de croissance (DJC). Le DJC est une mesure empirique utilisée pour calculer l'accumulation de chaleur qui sert à estimer la durée d'un développement biologique tel que la croissance d'une plante. Ce modèle a été comparé avec celui proposé par Baret *et al.* (1992) établi sur diverses variétés de blé d'hiver. Les deux modèles sont basés sur l'utilisation du rapport R/S, pour Root/Shoot en anglais, qui est le rapport évolutif au cours du temps entre la quantité de biomasse aérienne et la quantité de racine. Pour les deux approches, R/S varie entre un maximum de 0,7 jusqu'à un minimum autour de 0,1, mais les dynamiques présentent des évolutions temporelles très différentes

(Figure II-6). Au sein d'un agro-écosystème, il n'est pas envisageable d'utiliser un rapport R/S constant car la croissance de la végétation se fait de manière rapide et intense.

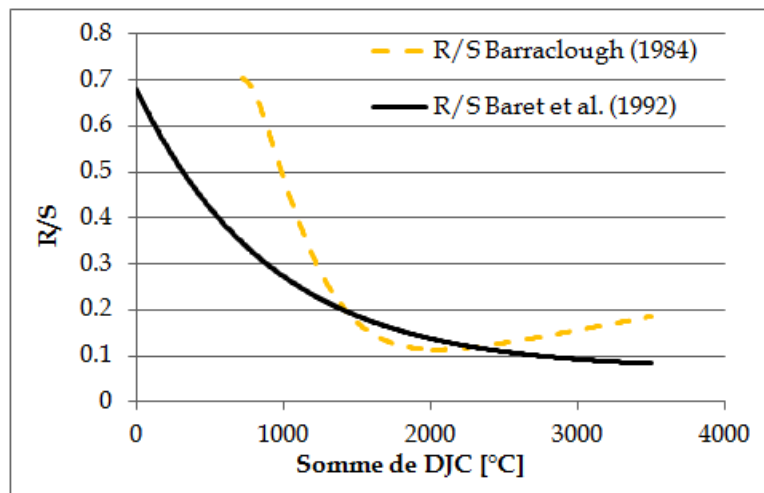


Figure II-6 : Modélisation du rapport R/S selon les approches de Barraclough and Leigh (1984) et de Baret *et al.* (1992).

Le maximum de R/S n'est notamment pas localisé au même stade de croissance pour les deux modèles, bien que l'origine de la modélisation soit fixée à la date de semis. Les valeurs maximales et minimales de R/S paramétrées sont corroborées par un certain nombre de mesures effectuées sur du blé d'hiver (Siddique *et al.* (1990); Baret *et al.* (1992) ; Kätterer *et al.* (1993) ; Bolinder *et al.* (1997)).

Les prédictions du modèle de croissance de biomasse aérienne de Barraclough and Leigh (1984) ont été comparées aux données de biomasse aérienne de blé d'hiver mesurée sur les sites de Lamothe et de Lonzée afin d'évaluer la qualité du modèle sur les données des sites d'études. Comme le modèle de croissance apparaît très bien corrélé aux mesures de biomasse aérienne (Figure II-7), le rapport R/S est formalisé suivant l'approche de Barraclough and Leigh (1984) jusqu'à une somme de DJC de 1500 °C. A partir de ce moment, le R/S ne décroît plus, mais réaugmente. A partir de 1500 °C, le R/S est paramétré suivant l'approche de Baret *et al.* (1992) pour atteindre une valeur minimale de 0,1 (Figure II-8).

Des auteurs, comme Equiza *et al.* (2001) affirment qu'il existe une différence morpho-anatomique et physiologique entre des cultivars de printemps et d'hiver. Swinnen *et al.* (1995b) montrent des différences entre les croissances de racines d'un cultivar d'hiver et d'un cultivar de printemps :

- La biomasse racinaire est deux fois plus importante pour le cultivar de printemps
- La croissance de la biomasse racinaire du cultivar de printemps est plus rapide mais ralentit plus rapidement après le maximum de biomasse

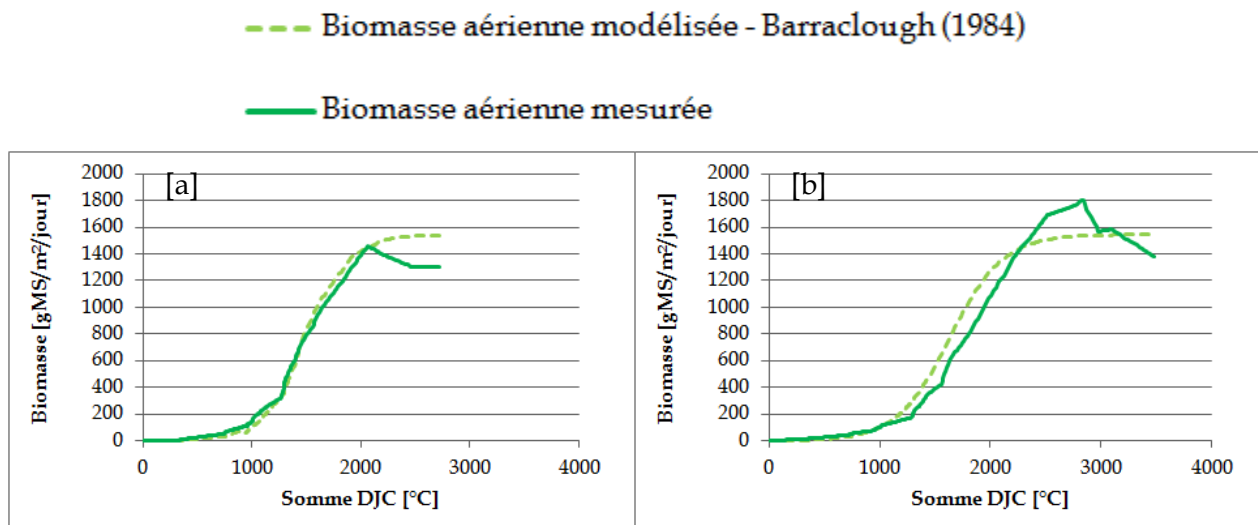


Figure II-7 : Comparaison des biomasses aériennes mesurées et simulées par le modèle de Barraclough (1984) en fonction du développement phénologique de la plante, pour les sites de [a] Lamothe et [b] Lonzée.

Germida and Walley (1996) mesurent un R/S de 1,19 (56 jours après semis) pour une culture de blé de printemps sans traitement particuliers.

Ainsi, la dynamique et les valeurs du R/S pour le blé de printemps ne peuvent être paramétré de la même manière sur les sites cultivés avec du blé d'hiver. Le R/S pour le blé de printemps a été ajusté à partir des valeurs de la littérature (Swinnen *et al.* (1995b) ; Germida and Walley (1996) ; Equiza *et al.* (2001)) et de la paramétrisation déterminée pour du blé d'hiver (Figure II-8).

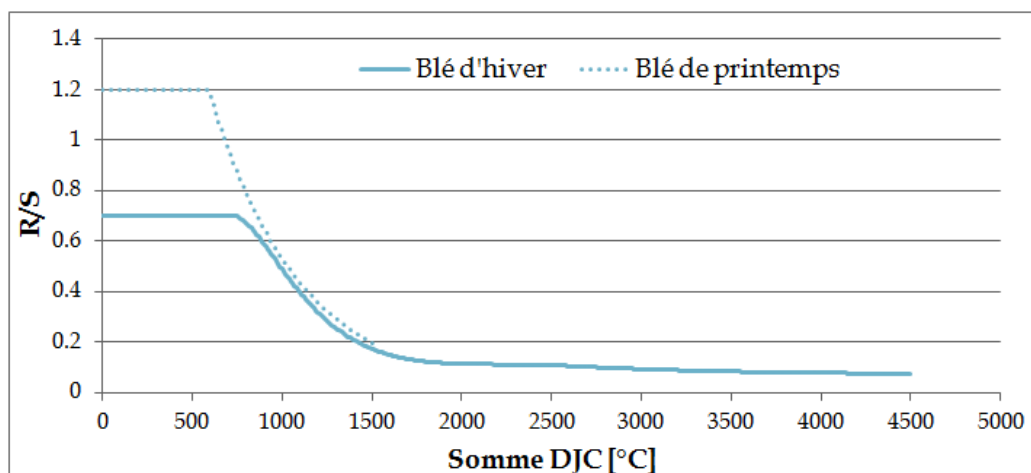


Figure II-8 : Dynamique du rapport R/S en fonction du développement phénologique de la plante pour le blé d'hiver et le blé de printemps.

En plus de la dynamique temporelle de la croissance de la biomasse racinaire dans le sol, il est nécessaire de modéliser la répartition verticale des racines dans le sol, afin que le module de



respiration autotrophe soit cohérent avec le module de respiration hétérotrophe où 3 couches de sol de 15 cm d'épaisseurs chacune sont considérées.

D'après Bolinder *et al.* (1997), environ 70 % de la biomasse racinaire est localisée dans les 15 premiers centimètres de sol pour différentes espèces de céréales dont du blé d'hiver. Germida and Walley (1996) estiment par la mesure que 55 % de la biomasse racinaire est localisée dans les 15 premiers centimètres de sol, 25 % dans la couche 15 cm à 30 cm et 15 % dans la couche 30 cm à 45 cm pour du blé de printemps.

Dans le modèle, sur la base de ces données, la biomasse racinaire est répartie comme suit :

- 60 % dans la couche 0 cm à 15 cm
- 25 % dans la couche 15 cm à 30 cm
- 15 % dans la couche 30 cm à 45 cm

Une hypothèse importante du modèle suppose cette répartition fixe dans la saison, à défaut d'information concernant la dynamique racinaire dans le profil au cours de la saison de croissance.

A partir de la connaissance du R/S, la biomasse racinaire journalière est simulée et une mortalité racinaire journalière en est déduite. En effet, plusieurs études ont mis en évidence la simultanéité de la production et de la mort du système racinaire au cours du temps et définissent la production racinaire observée comme l'équilibre entre ces deux processus (Santantonio and Grace (1987)).

Cependant, les estimations concernant la dynamique saisonnière des racines dans les agro-écosystèmes sont peu nombreuses du fait de la finesse des racines et de la complexité pratique de leur mesure. Contrairement à la croissance, la dynamique de la mortalité racinaire, par manque d'information, est supposée constante sur l'année. Ainsi, 3 % de la biomasse racinaire de blé simulée meure chaque jour (Steingrobe *et al.* (2001)).

### 1.2.3. Couplage des modules

Les modules  $R_h$  et  $R_{ar}$  sont couplés et leurs fonctionnements sont dépendants. En effet, la mortalité racinaire calculée dans le module  $R_{ar}$  alimente directement le compartiment de litière racinaire du module  $R_h$ , à chaque pas de temps mais également lors de journées particulières :

- Au jour de la récolte et durant les jours qui la suivent :
  - o toute la biomasse racinaire simulée meure en 10 jours et alimente les compartiments de C structuraux et métaboliques de sol, rapidement décomposable,
  - o les résidus aériens de cultures remplissent les compartiments de litière dédiés (Figure II-5)
- Au jour du labour : l'ensemble de la biomasse aérienne en surface (résidus) encore non décomposée est répartie dans les différents compartiments de C de sol le long du profil vertical

La matière organique issue de la mortalité racinaire conditionne donc les apports des compartiments de C métaboliques et structuraux du module  $R_h$  dans chaque horizon de sol. Ce processus correspond au point de couplage des modules  $R_h$  et  $R_{ar}$ .

## 2. Présentation des sites d'étude

Pour guider le choix des différents sites d'étude, une attention particulière a été portée à :

- la variété des conditions pédoclimatiques,
- la cohérence des mesures disponibles sur les sites (mesures de respiration du sol pour validation des modèles, mesures nécessaires pour la paramétrisation des modèles),
- la présence d'une culture de blé dans la rotation culturale.

Ainsi, des données récoltées sur 5 sites aux conditions pédoclimatiques très différentes ont été réunies afin de mener ce travail de modélisation (Tableau II-2).

Quatre de ces sites se situent en Europe (France et Belgique) et ont des sols de type luvisol avec cependant des teneurs en argile variées. La situation géographique des sites (du centre de la Belgique au Sud-ouest de la France) permet de réunir des conditions climatiques bien distinctes en termes de température et de pluviométrie. Le cinquième site se situe au Canada et permet une diversité accrue des types de sol et des conditions climatiques. Les cinq sites ont cependant en commun d'être tous localisés aux latitudes moyennes.

Bien que leurs rotations culturales soient différentes, elles incluent toutes une culture de blé (d'hiver ou de printemps). Ces cinq parcelles sont conduites avec des pratiques culturales propres en termes de labour (conduite sans labour à labour conventionnel profond régulier) et de fertilisation (minérale ou organique, voire les deux types), ce qui implique des quantités et qualités biochimiques de substrat dans les sols particulières pour chaque site.

Les différents sites sont tous équipés de systèmes de mesure automatisés de la respiration du sol et des variables climatiques qui seront détaillés plus tard.

Forts de leurs différences et singularités (Tableau II-2), ces 5 sites d'étude offrent un large éventail de flux de respiration du sol et constituent une base intéressante et variée pour la compréhension des processus à l'origine de ces flux.

### 2.1. Lamothe, France

La parcelle de Lamothe est un site expérimental mis en place dans le cadre du chantier SUDOUWEST du CESBIO et appartient à la ferme expérimentale de l'EIP (Ecole d'Ingénieur de Purpan). Cette parcelle est située au sud-ouest de Toulouse, en bordure de la rivière du Touch et suit une rotation culturale de type blé/maïs/blé/maïs. Les 32 hectares de cette parcelle sont labourés, fertilisés avec des amendements organiques et minéraux et irrigués durant les cultures de maïs. Le sol est composé de 54 % d'argile et de 34 % de limons.

## 2.2. Auradé, France

La parcelle d'Auradé est un second site expérimental lié au chantier SUDOUEST du CESBIO. Cette parcelle instrumentée de 23.5 hectares est cultivée par un agriculteur. Auradé est située dans le département du Gers sur une zone de coteaux en limite des terrasses de la Garonne. Caractérisée par une rotation blé/tournesol/blé/colza, elle est labourée et fertilisée avec de l'engrais minéral mais n'est jamais irriguée. Le sol est constitué de 32 % d'argile et 47 % de limon.

## 2.3. Boigneville, France

La station expérimentale de Boigneville se trouve à 70km au sud de Paris. Ce site expérimental est lié aux activités de recherche de l'INRA de Laon. Située dans la zone de transition entre la Beauce et le Gâtinais, le sol est de type limono-argileux, avec une teneur en argile de 24 % et en limon de 65 %. Cette parcelle de 432 m<sup>2</sup> suit une rotation blé/ maïs / blé /orge et n'est plus labourée depuis 40 ans. Elle est fertilisée avec de l'engrais minéral sous forme de d'ammonitrate.

## 2.4. Lonzée, Belgique

La parcelle expérimentale de Lonzée est située au sud-est de Bruxelles et liée aux travaux de recherche de l'Unité de physique des biosystèmes de Gembloux Agro-Bio Tech (Université de Liège). Le sol de cette parcelle de 12 hectares est composé de 20 % d'argile et de 75 % de limon. La parcelle de Lonzée suit une rotation blé/pomme de terre/blé/betterave. Elle est labourée et fertilisée avec de l'engrais minéral ou organique.

## 2.5. Ottawa, Ontario, Canada

La parcelle expérimentale instrumentée de 27 hectares fait partie d'un ensemble de 400 hectares localisés sur la ferme de l'Agence Canadienne d'Inspection des Aliments à Ottawa, en Ontario. Elle est caractérisée par une rotation blé/maïs/blé/canola (ou soja) et est cultivée selon les pratiques conventionnelles établies pour l'est du Canada par le Ministère de l'Agriculture et de l'Agro-alimentaire. La parcelle est donc labourée, drainée et fertilisée avec des amendements synthétiques, principalement sous forme d'ammonitrate ou d'urée. Cependant, elle a été fertilisée avec de l'engrais organique naturel en 2005 et 2007 (fumier de vache). Le sol est un loam argileux avec 25 % d'argile et 49 % de limon.

Tableau II-2 : Récapitulatifs des principales caractéristiques des 5 sites d'études.

|                                                                    | Lamothe                                                              | Auradé                                | Boigneville                     | Lonzée                                                | Ottawa                                |
|--------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------|-------------------------------------------------------|---------------------------------------|
| <i>Caractéristiques</i>                                            |                                                                      |                                       |                                 |                                                       |                                       |
| Coordonnées                                                        | 43°49'N,<br>01°23'E                                                  | 43°54'N,<br>01°10'E                   | 48°19'N,<br>02°23'E             | 50°33' N,<br>04°44'E                                  | 45°18'N,<br>75°45'E                   |
| Rotation culturale                                                 | blé/maïs                                                             | blé/tournesol/<br>blé/colza           | blé / orge<br>/blé/pois         | blé/pomme de<br>terre/blé<br>/betterave               | blé/maïs/blé/<br>canola               |
| Pratiques culturales                                               | •Labour<br>•Fertilisation<br>organique et<br>minérale<br>•Irrigation | •Labour<br>•Fertilisation<br>minérale | •Fertilisation<br>minérale      | •Labour<br>•Fertilisation<br>organique et<br>minérale | •Labour<br>•Fertilisation<br>minérale |
| <i>Sol</i>                                                         |                                                                      |                                       |                                 |                                                       |                                       |
| Type de sol                                                        | Luvisol                                                              | Luvisol                               | Luvisol                         | Luvisol                                               | Loam Argileux                         |
| Texture [%limon; %argile]                                          | 34; 54                                                               | 47; 32                                | 65; 24                          | 75; 20                                                | 49; 31                                |
| Contenu en carbone organique<br>dans les 15 premiers cm<br>[gC/m²] | 2,0                                                                  | 1,8                                   | 2,6                             | 2,3                                                   | 3,9                                   |
| <i>Climat</i>                                                      |                                                                      |                                       |                                 |                                                       |                                       |
| Température annuelle moyenne<br>[°C]                               | 13,1                                                                 | 13,3                                  | 10,8                            | 9,1                                                   | 6,3                                   |
| Pluviométrie annuelle<br>moyenne [mm]                              | 615                                                                  | 671                                   | 598                             | 772                                                   | 914                                   |
| Références                                                         | Béziat <i>et al.</i> ,<br>2009                                       | Béziat <i>et al.</i> ,<br>2009        | Constantin <i>et al.</i> , 2010 | Moureaux <i>et al.</i> , 2006                         | Jégo <i>et al.</i> , 2010             |

### ✓ Ce qu'il faut retenir

Les différents sites d'étude sont des **sites agricoles aux conditions pédoclimatiques variées** et comprenant tous une **culture de blé** dans leur rotation culturale.

Les sites de Lamothe et d'Auradé sont représentatifs des **agro-écosystèmes du Sud-ouest de la France** en terme de structure et texture de sol et de gestion culturale (fertilisation, irrigation, rotation de culture).

Le site de Boigneville présente des conditions climatiques peu différentes des sites du Sud-ouest de la France, mais apporte une particularité remarquable de part sa **conduite sans labour** offrant une possibilité de discussion intéressante sur les **effets labour et quantité de carbone organique du sol**.

Le site de Lonzée a été retenu pour la **forte différence de climat** proposée entre la Belgique et le Sud-ouest français. De plus, le sol de Lonzée présente une **structure et une texture permettant d'élargir la gamme étudiée pour la validation de la généricité des modèles**, tout en restant un luvisol.

Enfin, le site canadien présente un très fort intérêt par son **originalité** dans l'ensemble des sites retenus. Son **climat est singulier** (très fortes variations climatiques au cours de l'année), le sol présente une **concentration en carbone organique très supérieure** aux autres sols étudiés et il

est cultivé avec du **blé de printemps et non d'hiver**. Situés aux latitudes moyennes comme l'ensemble des sites d'étude, son caractère « extrême » comparativement aux autres sites (climat, contenu en carbone du sol, période de culture différente) présente un fort intérêt pour **tester la robustesse des modèles**.

### 3. Les données disponibles

#### 3.1. Mesures *in situ*

##### 3.1.1. Les mesures de respiration de sol

Les données de flux de CO<sub>2</sub> émis par le sol ont été acquises à l'aide de plusieurs dispositifs de mesure (Tableau II-3) et durant différentes périodes (Figure II-9). Ces données ont donc été acquises à différentes fréquences temporelles selon les quatre sites concernés et ont des représentativités spatiales variables.

Les dispositifs expérimentaux composés de chambres de mesures diffèrent selon les sites mais sont tous de type dynamiques fermés et les chambres sont reliées à un analyseur de gaz à infrarouge (voir partie dispositif de mesure).

- Systèmes de mesure manuels

Des mesures réalisées à l'aide de chambres de mesure manuelles ont été effectuées sur les sites de Lamothe et d'Ottawa.

A l'aide d'une chambre portable SRC1 de *PPsystems*, sur le site de Lamothe, la respiration du sol a été mesurée le long d'un transect environ une fois par semaine durant la culture de blé du 26/10/2006 au 03/08/2007. De plus, 4 Zones d'Exclusions Racinaires (ZER) ont été installées sur la parcelle juste après le semis. Ces zones d'un mètre carré ont été désherbées à la main dès le début de la pousse du blé. Chaque ZER a été isolée du reste de la parcelle grâce à l'installation d'une bâche plastique sur une profondeur de 30 cm autour de la zone. Ainsi, lors de chaque campagne de mesure, la respiration hétérotrophe a été mesurée en 4 points distincts sur la parcelle.

Sur le site canadien, la respiration du sol a été mesurée à l'aide d'une chambre non commercialisée décrite dans Pattey *et al.* (2001). Les flux ont été mesurés le long d'un transect, de la même manière que sur le site de Lamothe durant les cultures de blé de 2007 et 2011. En 2007, les mesures ont été effectuées 11 fois entre le 05/06 et le 21/08 et en 2011, 12 jours de mesure sont disponibles entre le 03/06 et le 16/08.

- Systèmes de mesure automatisés

Le site de Lonzée a été équipé d'un dispositif de mesure non commercialisé dont le détail est exposé par Suleau *et al.* (2011). Ce dispositif est formé de 4 chambres fonctionnant chacune 2 fois par heure, installées dans l'inter-rang de culture entre mars et juillet 2007 et permet de mesurer la respiration du sol totale ( $R_{ar} + R_h$ ). De plus, 4 ZER ont été installées sur le site belge en 2007.

Ces ZER représentent des surfaces de 3m x 3m, et ont été désherbées alors que le blé était encore bas (Suleau *et al.* (2011).). Sur chacune de ces zones a été installée une chambre de mesure permettant de mesurer la composante hétérotrophe  $R_h$  de la respiration du sol. Ainsi, le jeu de données de Lonzée est constitué de 4 chambres mesurant la respiration totale du sol toutes les demi-heures ainsi que de 4 chambres mesurant simultanément la respiration hétérotrophe du sol durant la saison de culture du blé.

La campagne de mesure sur le site de Boigneville regroupe deux années de mesure : l'une où seule  $R_s$  a été mesurée, l'autre où des ZER ont été ajoutées pour mesurer la composante  $R_h$  en parallèle de  $R_s$ . Le site de Boigneville a été équipé d'un dispositif de mesure composé de 3 chambres (Constantin *et al.* (2010)) en période de sol nu de juillet 2010 à mars 2011, permettant l'acquisition de 4 mesures de respiration de sol par jour. De novembre 2011 à juillet 2012, le site de Boigneville a été équipé de 3 mêmes chambres de mesure disposées dans l'inter-rang de culture ainsi que de 3 autres chambres identiques placées sur des ZER.

Le site canadien dispose de mesures acquises dans les inter-rangs de culture par une chambre automatisée LI-8100A (LI-COR Lincoln, Nebraska) permettant l'acquisition d'une mesure de respiration toutes les demi-heures. Les mesures ont été effectuées de mai à août 2007 et de mai à août 2011.

- Tour à flux

Le flux net de carbone de l'écosystème (NEE) mesuré en période de sol nu avec le système d'EC (Pattey *et al.*, 2006) correspond directement à la respiration du sol, et plus précisément à la respiration hétérotrophe du sol.

Des tours à flux sont installées en période de sol nu sur les sites de Lamothe et d'Auradé (décrites avec précisions par Beziat (2009)) et sur le site d'Ottawa. La NEE est mesurée toutes les demi-heures et a été sommée sur la journée entière pour être utilisée au pas de temps journalier en accord avec les différents modèles.

Tableau II-3 : Caractéristiques des systèmes de mesure disponibles sur les différents sites.

|                                                                                             | Lamothe                 | Auradé                  | Boigneville       | Lonzée            | Ottawa                  |
|---------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------|-------------------|-------------------------|
| <i>Sol nu : composante <math>R_h</math></i>                                                 |                         |                         |                   |                   |                         |
| <b>Mesures automatisées</b>                                                                 | <b>Eddy Correlation</b> | <b>Eddy Correlation</b> | <b>3 chambres</b> | -                 | <b>Eddy Correlation</b> |
| Fréquence des mesures                                                                       | demi-heure              | demi-heure              | 4 /jour           | -                 | demi-heure              |
| Nombres de jours de données                                                                 | 355                     | 383                     | 244               | -                 | 713                     |
| <i>Zones d'exclusions racinaires : composante <math>R_h</math> en période de végétation</i> |                         |                         |                   |                   |                         |
| <b>Mesures automatisées</b>                                                                 | -                       | -                       | <b>3 chambres</b> | <b>4 chambres</b> | -                       |
| Fréquence des mesures                                                                       | -                       | -                       | demi-heure        | demi-heure        | -                       |
| Nombres de jours de données                                                                 | -                       | -                       | 254               | 84                | -                       |
| <b>Mesures manuelles</b>                                                                    | <b>1 chambre</b>        | -                       | -                 | -                 | -                       |
| Fréquence des mesures                                                                       | 1/semaine               | -                       | -                 | -                 | -                       |
| Nombres de jours de données                                                                 | 20                      | -                       | -                 | -                 | -                       |
| <i>Période de culture : <math>R_s</math> totale (<math>R_{ar} + R_h</math>)</i>             |                         |                         |                   |                   |                         |
| <b>Mesures automatisées</b>                                                                 | -                       | -                       | <b>3 chambres</b> | <b>4 chambres</b> | <b>1 chambre</b>        |
| Fréquence des mesures                                                                       | -                       | -                       | 4 /jour           | 4 /jour           | demi-heure              |
| Nombres de jours de données                                                                 | -                       | -                       | 254               | 112               | 234                     |
| <b>Mesures manuelles</b>                                                                    | <b>1 chambre</b>        | -                       | -                 | -                 | <b>1 chambre</b>        |
| Fréquence des mesures                                                                       | 1/semaine               | -                       | -                 | -                 | 1/semaine               |
| Nombres de jours de données                                                                 | 21                      | -                       | -                 | -                 | 59                      |

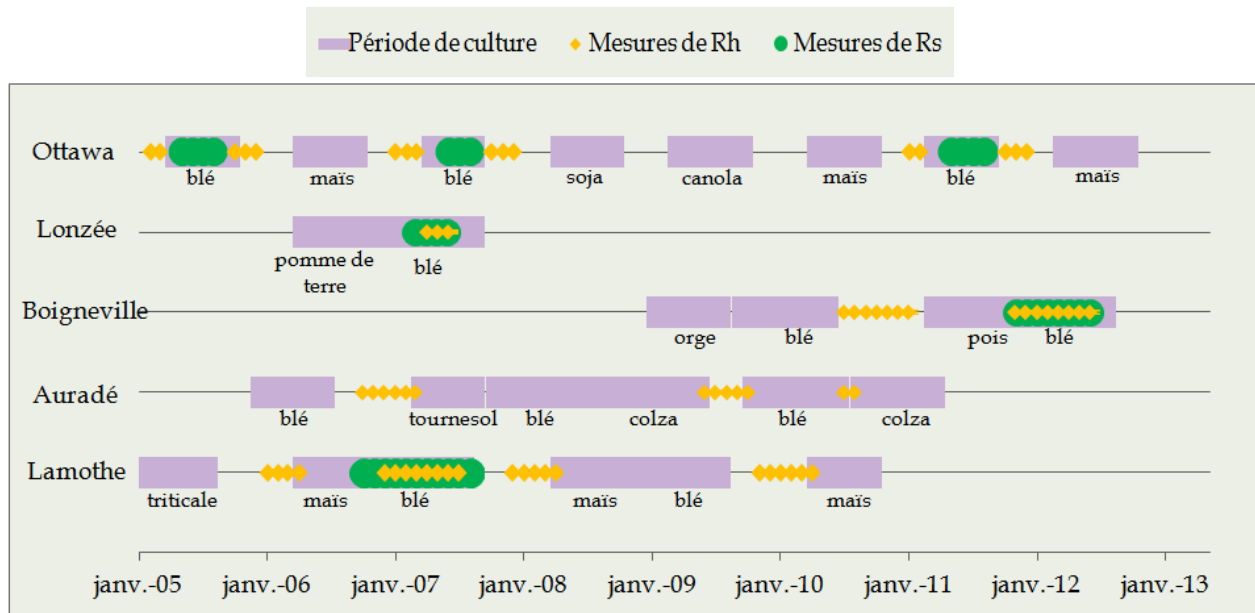


Figure II-9: Distribution temporelle des différents jeux de données sur les différents sites d'études.

### 3.1.2. Les données climatiques

L'ensemble des sites sont équipés de stations météorologiques standard et les températures du sol et humidités du sol ont été mesurées sur chacun des sites à différentes profondeurs le long de profils verticaux.

La température et l'humidité du sol ont été mesurées en surface et à 5 cm, 10 cm, 20 cm et 50 cm de profondeur sur l'ensemble des sites sauf sur le site de Boigneville où ces mesures de variables climatique du sol sont effectuées à 5 cm et 15 cm de profondeur en 2010 et seulement à 30 cm en 2012.

Sur le site canadien, la neige et le gel ont parfois empêché les mesures des variables climatiques en périodes de sol nu, essentiellement en hiver.

### 3.1.3. Caractéristiques végétales

Afin de caractériser la dynamique de croissance, la photosynthèse (GPP) a été calculée sur les sites de Lonzée et d'Ottawa (en 2007) en période de croissance du blé avec la méthode EC.

Par ailleurs, des mesures de biomasse aérienne ont été effectuées sur chacun des sites d'études à raison d'une mesure par semaine. Ces mesures ont ensuite été interpolées linéairement entre deux jours de mesures dans le modèle.

La composition biochimique du blé a été estimée à partir de dosage effectués en laboratoires habilités : la quantité de lignine, de cellulose et d'hémicellulose des feuilles et des racines ont ainsi été mesurées au stade de maturité du blé à partir de la méthode Van Soest. De plus, la quantité de résidus de culture restant sur le sol après la récolte a été estimée suite à des



prélèvements manuels sur les différents sites et la composition de ces résidus a été également mesurée en laboratoire, à partir de la même méthode.

### 3.2. Caractérisation du sol

Pour chacun des sites, la texture du sol a été définie à l'aide de mesures effectuées en laboratoires habilités (granulométrie 5 fractions sans décarbonatation, norme NF X 31-107). La quantité de carbone organique présent dans les sols a également été mesurée (par combustion sèche, norme NF ISO 10694) sur un profil de 45 cm pour Lamothe, Auradé et Ottawa et dans les 15 premiers centimètres de sol sur le site de Boigneville (Figure II-10).

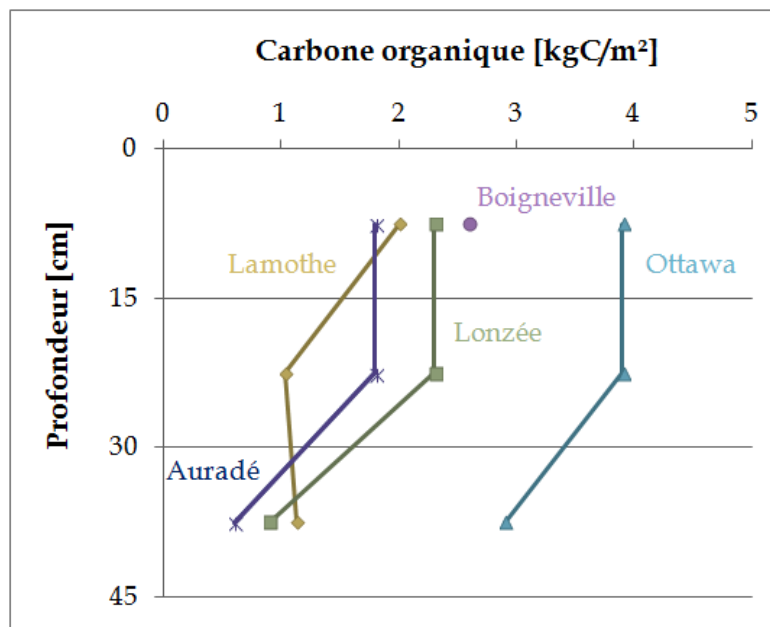


Figure II-10 : Quantité de carbone organique présente dans les différents horizons de sol des différents sites d'études.

Les quantités de carbone présentes dans les 15 premiers centimètres de sol sont très différentes pour l'ensemble des sites (de 1,8 kgC/m² à 3,9 kgC/m²).

Les profils de concentration en carbone sont similaires pour Auradé, Lonzée et Ottawa. La singularité du profil observé à Lamothe peut être mise en lien avec l'importante fertilisation organique (fumier) qui y est apporté, induisant une forte concentration en carbone en surface.

#### ✓ Ce qu'il faut retenir

Pour le travail de modélisation empirique, les données de respiration de sol sont utilisées afin de paramétrer et de valider des modèles.

Seules les mesures acquises avec un dispositif automatisé ont été retenues (Tableau II-4), ceci pour des raisons de volume de données. En effet, le calcul des paramètres (décrit au paragraphe 4) nécessite un nombre de données conséquent pour l'ajustement et la validation afin d'assurer la robustesse du modèle.

Les valeurs de NEE acquises sur le site canadien (en sol nu) n'ont pu être exploitées pour la paramétrisation du modèle empirique car les mesures des variables climatiques du sol ont été perturbées par la neige et le gel. Seul un faible nombre de mesures de NEE est disponible avec les mesures climatiques associées.

**Tableau II-4 : Sites pour lesquels les données ont été exploitées pour la paramétrisation et la validation du modèle empirique**

|                   | Lamothe | Auradé | Boigneville | Lonzée | Ottawa |
|-------------------|---------|--------|-------------|--------|--------|
| Sol nu            | X       | X      | X           | X      |        |
| Croissance du blé |         |        | X           | X      | X      |

Pour le travail de modélisation semi-mécaniste, les données de respiration sont utilisées afin de valider les prédictions du modèle. Seuls les sites présentant des acquisitions de données de  $R_h$  et de  $R_s$  totale ont été étudiés.

Les données du site d'Auradé acquises en période de sol nu n'ont pas été utilisées pour valider le modèle semi-mécaniste car aucune mesure en période de culture de blé n'y est disponible. Les données acquises sur le site de Boigneville n'ont pu être exploitées par manque de mesure des variables climatiques du sol pour l'ensemble des couches de sol considérées dans le modèle (1.2). Toutes les autres données disponibles présentées ont été utilisées (Tableau II-5) et les dates de semis et de récolte correspondants à ces mesures sont indiquées dans le Tableau II-6.

**Tableau II-5 : Sites pour lesquels les données ont été exploitées pour la validation du modèle semi-mécaniste**

|                   | Lamothe | Auradé | Boigneville | Lonzée | Ottawa |
|-------------------|---------|--------|-------------|--------|--------|
| Sol nu            | X       |        |             | X      | X      |
| Croissance du blé | X       |        |             | X      | X      |

**Tableau II-6 : Date de semis et de récolte du blé pour les 4 jeux de données étudiés pour la validation du modèle semi-mécaniste**

|             | Date de semis | Date de récolte |
|-------------|---------------|-----------------|
| Lamothe     | 18/10/2006    | 27/08/2007      |
| Lonzée      | 13 /10/2006   | 05/08/2007      |
| Ottawa 2007 | 20/05/2007    | 03/09/2007      |
| Ottawa 2011 | 11/05/20011   | 29/08/2011      |

## 4. Paramétrisation des modèles

### 4.1. Approche empirique

#### 4.1.1. Modélisation de la $R_h$

Les données de respiration de sol issues de la méthode EC durant les périodes de sol nu, ainsi que les données acquises avec des chambres de mesures placées sur des ZER ont été utilisées afin d'établir et de tester un modèle simulant la respiration hétérotrophe.

Dans une première partie, sur chacun des sites, les paramètres  $a$ ,  $a'$ , et  $b$  des équations n° III.1., III.4. et III.5. ont été ajustés sur deux tiers des données disponibles tirés au hasard. L'erreur quadratique moyenne ou RMSE (pour Root Mean Square Error en anglais) a ensuite été calculée entre les données et les valeurs calculées par le modèle ajusté.

On souhaite alors ajuster au mieux les paramètres dans le but de réduire cette RMSE.

Le tiers de données restant sert de données de validation. Ces données sont utilisées pour calculer les statistiques de validation avec les valeurs de  $R_h$  simulées par le modèle défini par le jeu de paramètres final.

Ce protocole a été appliqué 50 fois sur chaque site (ce qui correspond à 50 tirages aléatoires différents) et la moyenne de chacun des 50 paramètres  $a$ ,  $a'$  et  $b$  a été retenue pour caractériser le modèle propre à chaque site. Ce sont les résultats statistiques moyens sur les 50 tirages qui sont également présentés.

Dans une seconde partie, il s'agit d'étudier la sensibilité de la respiration hétérotrophe à la température ( $Q_{10}$ ). Contrairement à la première partie, elle est supposée constante quel que soit le site considéré. Cela revient à émettre les hypothèses suivantes :

- L'influence de la température sur la respiration hétérotrophe est indépendante de la qualité de carbone du sol. En d'autres termes, le taux de décomposition lié à la température ( $Q_{10}$ ) n'est pas ajusté intrinsèquement en fonction de la proportion de carbone labile du sol.
- L'influence de la température sur la respiration hétérotrophe est indépendante de la gamme de température rencontrée quels que soient le site et la période étudiée.

Pour discuter ces hypothèses, le paramètre  $b$  a été fixé de manière à ce que le  $Q_{10}$  soit égal à 2,3 quel que soit le site, qui est une valeur souvent retrouvée dans la littérature pour définir la sensibilité à la température de la composante de respiration hétérotrophe (Hartley *et al.* (2007) ; Kutsch and Kappen (1997) ; Suleau (2009)).

#### 4.1.2. Modélisation de $R_s$ en période de végétation

Les données issues de chambres installées dans les inter-rangs de culture de blé ont ensuite été utilisées pour établir et tester un modèle de respiration de sol en période de végétation, en suivant le même protocole d'ajustement des paramètres que celui présenté pour la modélisation de  $R_h$ .

Suite au travail de modélisation de  $R_h$ , dans un premier temps,  $R_s$  a été modélisée en ajustant le meilleur des trois modèles (ici Mod THexp) sur les trois sites comportant des jeux de données de respiration de sol en période de végétation : Boigneville, Lonzée et Ottawa (Tableau II-4). Ainsi, utilisant le même formalisme que précédemment :

$$R_s = a * \exp^{b * T_s} * \frac{1}{1 + 30 * \exp^{-8.5 * \frac{\theta_s - \theta_{min}}{\theta_{cc} - \theta_{min}}}} \quad (\text{III.22.})$$

Où

$$R_{s \text{ (base)}} = a \quad (\text{III.23.})$$

Deux ajustements des paramètres sont donc effectués : l'un avec un  $Q_{10}$  variable et l'autre avec un  $Q_{10}$  fixé à 2,3.

Ce modèle a ensuite été comparé à un modèle de  $R_s$  plus complexe, modélisant d'une part  $R_h$  et d'une autre part  $R_{ar}$  sur 2 des 3 sites (Lonzée et Ottawa) pour lesquels les mesures de GPP sont disponibles.

Le modèle  $R_h$  (THexp) ajusté sur chacun des sites en période de sol nu a été appliqué en période de végétation, et une  $R_{ar}$  a pu être calculée comme suit :

$$R_{ar \text{ -calculée}} = R_{s \text{ -mesurée}} - R_{h \text{ -modélisée}} \quad (\text{III.24.})$$

Puis, sur la base de cette  $R_{ar \text{ -calculée}}$ , une équation a été établie pour modéliser  $R_{ar}$  comme une fraction de la GPP (équation III.6.). Le paramètre  $c$  a été calculé en suivant le même protocole d'ajustement que les autres paramètres (50 itérations, deux tiers de données de calibration, un tiers de données de validation), permettant ainsi de définir le modèle Mod  $R_h + R_{ar}$  (équation III.7.).

#### ✓ Ce qu'il faut retenir

Les jeux de données sont divisés aléatoirement (50 tirages) en deux tiers de données d'ajustement et un tiers de données de validation.

Il y a deux « jeux » de statistiques (R et RMSE) : un premier lié à l'ajustement des paramètres sur deux tiers des données (Annexe 2) et un second lié à la validation du jeu de paramètres sur le

tiers de données restant (coefficients de corrélation R et RMSE présentés dans les différents tableaux de résultats). Lors de l'ajustement, une fonction cherche à réduire la RMSE entre les données de paramétrisation et le modèle en ajustant les paramètres

Trois modèles de  $R_h$  et deux modèles de  $R_s$  sont paramétrés et comparés. Les deux modèles de  $R_s$  proposent deux approches différentes : une approche où  $R_s$  est modélisée de manière globale, et une seconde approche où les composantes  $R_h$  et  $R_{ar}$  sont modélisées séparément.

La sensibilité de la  $R_h$  et de la  $R_s$  à la température est testée en comparant deux ajustements des paramètres selon le même protocole : l'un avec un  $Q_{10}$  variable et l'autre avec un  $Q_{10}$  fixé à 2,3.

## 4.2. Approche semi-mécaniste

### 4.2.1. Variables et paramètres d'entrée du modèle

Les variables d'entrées du modèle sont les mesures de températures et d'humidités du sol aux différentes profondeurs correspondantes aux horizons de sol modélisés (Tableau II-7). En plus des mesures climatiques, la mesure de la biomasse aérienne est également une variable d'entrée du modèle car elle permet de modéliser la quantité de biomasse racinaire d'après la paramétrisation du rapport R/S.

Tableau II-7 : Profondeur de mesure des différentes variables d'entrée du modèle.

| Profondeur de mesure |             |          |
|----------------------|-------------|----------|
|                      | Température | Humidité |
| Surface              | air         | 0 cm     |
| 0 cm – 15 cm         | 5 cm        | 5 cm     |
| 15 cm – 30 cm        | 20 cm       | 20 cm    |
| 30 cm – 45 cm        | 30 cm       | 30 cm    |

Les différents paramètres d'entrées du modèle concernent :

- La composition biochimique de la plante et des résidus de culture
- La texture du sol
- La caractérisation hydrique du sol (humidité minimale  $\theta_{\min}$  et humidité à la capacité au champ  $\theta_{cc}$ )
- Les coefficients respiratoires de croissance et d'entretien des tissus racinaires
- Les sensibilités à la température des différents processus
- Le contenu en carbone du profil de sol et sa répartition entre les différents compartiments

Les valeurs des différents paramètres d'entrées du modèle et leurs sources sont résumées dans le Tableau II-8.

Les valeurs des fractions structurales et métaboliques des résidus foliaires et racinaires du blé sont calculées à partir des teneurs en lignine, cellulose et hémicellulose mesurées en laboratoire.

Ainsi, 32 % des résidus aériens sont des composants métaboliques pour seulement 24 % des résidus racinaires, pour du blé.

Tableau II-8 : Valeurs des paramètres d'entrée du modèle semi-mécaniste.

| Paramètre                                 |         | Unité   | Valeur | Source                                                                    |
|-------------------------------------------|---------|---------|--------|---------------------------------------------------------------------------|
| Biochimie plante                          |         |         |        |                                                                           |
| Contenu en lignine des feuilles           |         | % de MS | 5      | Analyse en laboratoire méthode Van Soest                                  |
| Contenu en cellulose des feuilles         |         | % de MS | 33     |                                                                           |
| Contenu en hémicellulose des feuilles     |         | % de MS | 31     |                                                                           |
| Contenu en lignine des racines            |         | % de MS | 17     |                                                                           |
| Contenu en cellulose des racines          |         | % de MS | 30     |                                                                           |
| Contenu en hémicellulose des racines      |         | % de MS | 29     |                                                                           |
| Contenu en azote des racines (croissance) |         | gN/gMS  | 0,018  | Mesures avec analyseur élémentaire                                        |
| Contenu en azote des racines (maturité)   |         | gN/gMS  | 0,09   |                                                                           |
| Contenu en azote des racines (sénescence) |         | gN/gMS  | 0,07   |                                                                           |
| Sol                                       |         |         |        |                                                                           |
| Proportion d'argile                       | Lamothe | %       | 54     | Analyse en laboratoire par granulométrie 5 fractions sans décarbonatation |
|                                           | Lonzée  | %       | 20     |                                                                           |
|                                           | Ottawa  | %       | 31     |                                                                           |
| Proportion de particules fines            | Lamothe | %       | 88     |                                                                           |
|                                           | Lonzée  | %       | 95     |                                                                           |
|                                           | Ottawa  | %       | 80     |                                                                           |
| Proportion de sable                       | Lamothe | %       | 12     |                                                                           |
|                                           | Lonzée  | %       | 5      |                                                                           |
|                                           | Ottawa  | %       | 20     |                                                                           |

| Paramètre                                       |                               | Unité                 | Valeur                                                                                            | Source |
|-------------------------------------------------|-------------------------------|-----------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| $\theta_{cc}$                                   | Lamothe                       | %                     | 40                                                                                                | mesure |
|                                                 | Lonzée                        | %                     | 31                                                                                                | mesure |
|                                                 | Ottawa                        | %                     | 34                                                                                                | mesure |
| $\theta_{min}$                                  | Lamothe                       | %                     | 27                                                                                                | mesure |
|                                                 | Lonzée                        | %                     | 10                                                                                                | mesure |
|                                                 | Ottawa                        | %                     | 11                                                                                                | mesure |
| Module R <sub>ar</sub>                          |                               |                       |                                                                                                   |        |
| Coefficient respiratoire de croissance          | mol CO <sub>2</sub> /gC/heure | 10,6.10 <sup>-4</sup> | Ryan (1991)                                                                                       |        |
| Coefficient respiratoire d'entretien            | gC/gC                         | 1,3                   | Agren and Axelsson (1980), Brechet (2009)                                                         |        |
| Q <sub>10</sub> lié à l'entretien des racines   |                               | 3                     | Bingham and Wu (2011)                                                                             |        |
| Température optimum d'activité microbienne      | °C                            | 10                    |                                                                                                   |        |
| Taux de mortalité des racines                   | %                             | 3                     | Steingrobe <i>et al.</i> (2001)                                                                   |        |
| Module R <sub>h</sub>                           |                               |                       |                                                                                                   |        |
| Q <sub>10</sub> lié à la décomposition          |                               | 2,3                   | Hartley <i>et al.</i> (2007) ; Kutsch and Kappen (1997) ; Suleau (2009)                           |        |
| Température optimum d'activité des décomposeurs | °C                            | entre 20 et 30        | La Scala <i>et al.</i> (2003), Pietikäinen <i>et al.</i> (2005), Izaurrealde <i>et al.</i> (2006) |        |
| Contenu initial du compartiment actif           | % du C organique total        | 3                     | Parton <i>et al.</i> (1988)                                                                       |        |
| Contenu initial du compartiment lent            | % du C organique total        | 44                    | Parton <i>et al.</i> (1988)                                                                       |        |
| Contenu initial du compartiment passif          | % du C organique total        | 53                    | Parton <i>et al.</i> (1988)                                                                       |        |



#### 4.2.2. Méthode d'initialisation des compartiments de C

La répartition initiale du carbone entre les différents compartiments est amenée à évoluer au cours de la période de simulation en fonction des différents apports de carbone, de leur qualité biochimique et de leur quantité et donc de leur taux de décomposition. Les différentes pratiques culturales (enfouissement des résidus notamment) modifient également la répartition du carbone dans les compartiments.

Dans un premier temps, la répartition initiale du carbone organique dans les différents compartiments a été définie d'après le manuel d'utilisation de la version disponible de CENTURY, pour chacune des 3 couches de sol considérées (Figure II-11) :

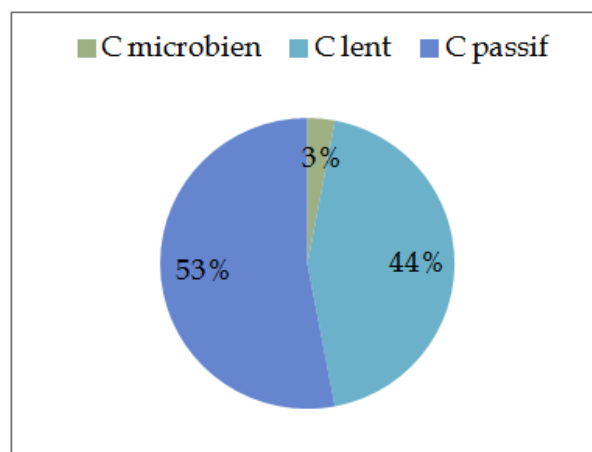


Figure II-11 : Répartition initiale du carbone dans les compartiments du modèle.

- Compartiment microbien : 3 % du carbone organique total présent dans l'horizon
- Compartiment lent : 44 % du carbone organique total présent dans l'horizon
- Compartiment passif : 53 % du carbone organique total présent dans l'horizon

Une fois initialisé, un protocole de mise à l'équilibre a été suivi. Il s'agit pour cela de simuler l'évolution du contenu en carbone de chacun des compartiments durant une période de temps définie. Au bout de cette période de temps, on observe la répartition du carbone dans un état d'équilibre supposé. Dans cette étude, la période de mise à l'équilibre a été fixée à 20 ans car ce temps est suffisant pour la stabilisation de l'ensemble des compartiments y compris celle du compartiment de carbone lent.

Pour la mise à l'équilibre du modèle, une même année climatique est répétée en prenant en compte chaque année la même culture (du blé dans l'étude). Les dates de semis et de récolte, les dates de labour, la quantité de biomasse aérienne, la qualité des résidus sont également identiques à chaque répétition mais représentatifs du site d'étude considéré.

Durant la mise à l'équilibre, les résidus de culture sont enfouis dans les différents horizons de sol de manière non équitable :

- 60 % des résidus sont enfouis dans l'horizon supérieur 0 cm – 15 cm
- 25 % des résidus sont enfouis dans l'horizon moyen 15 cm – 30 cm
- 15 % des résidus sont enfouis dans l'horizon inférieur 30 cm – 45 cm

Cette répartition est définie d'après la répartition racinaire modélisée dans le profil de sol.

#### 4.2.3. Etude de sensibilité

L'étude de sensibilité d'un modèle mathématique consiste à étudier comment les variables en sortie du modèle réagissent à la modification d'une variable ou d'un paramètre d'entrée. Le but de l'étude de sensibilité est d'évaluer la gamme de sensibilité ainsi que de hiérarchiser l'importance sur la simulation des variables d'entrée entre elles.

Les paramètres d'entrée retenus pour l'étude de sensibilité sont d'origine « biotique » (quantité de carbone des différents compartiments, qualité de la biomasse) et abiotiques (texture du sol).

L'étude de sensibilité présentée teste la variabilité théorique des paramètres. Une simulation dite de référence est la résultante d'une paramétrisation de référence fixée et constitue le point de comparaison : à chaque modification d'un paramètre correspond une simulation qui est comparée à la simulation de référence. Une gamme de valeur réaliste, basée sur la littérature, de chaque paramètre est ainsi testée (annexe 3) et les paramètres sont classés suivant l'importance de leur effet sur la respiration modélisée. L'influence de chacun des paramètres est évaluée sur trois périodes de temps distinctes : durant la croissance de la végétation, durant la période où la végétation atteint sa hauteur maximale, et après la récolte.

Pour construire la gamme de variation de chacun des paramètres, il s'agit de définir 4 points à intervalles réguliers autour de la valeur de référence centrale et de quantifier l'écart de la simulation correspondante avec la simulation de référence grâce au calcul d'un indice de sensibilité. Comme l'étude est ciblée sur la modélisation des flux de CO<sub>2</sub>, la simulation de référence correspond en fait à un flux de respiration dit de référence. L'indice est calculé d'après l'approche de Le Maire (2005). Il tient compte du paramètre de référence et de la valeur de la respiration de référence modélisée.

Soit  $R_0$  la respiration de référence correspondant au paramètre  $P_0$ . Le paramètre  $P$  varie de  $\pm \Delta p$  de telle manière que les 4 points de tests soient définis tels que  $P_{1-} = P_0 - \Delta p$  et  $P_{1+} = P_0 + \Delta p$  et  $P_{2-} = P_0 - 2\Delta p$  et  $P_{2+} = P_0 + 2\Delta p$ . Au paramètre  $P_{1-}$  correspond donc la simulation  $R_{1-}$ , et ainsi de suite.

L'écart ( $E_{P_0}$ ) entre les simulations autour du couple paramètre de référence/simulation de référence correspond à une dérivée partielle approximée par une différence finie :

$$E_{P_0} = \frac{R_{1+} - R_{1-}}{2\Delta p} \quad (\text{III.25.})$$

A partir de cet écart, un indice de sensibilité ( $I_{P_0}$ ) adimensionnel est calculé :

$$I_{P_0} = \left[ E_{P_0} * \frac{P_0}{R_0} \right] * 100 \quad (\text{III.26.})$$

L'indice peut être positif ou négatif selon l'influence favorable ou restrictive de la variation du paramètre sur la respiration du sol. Il varie entre 0 et +/- 100 selon que les variations du paramètre n'ont aucune influence sur la respiration modélisée ou que les variations des prédictions ont la même ampleur relative que la variation du paramètre.

## 5. Résultats et discussions

### 5.1. Approche empirique

#### 5.1.1. Modélisation de la composante $R_h$

- Comparaison des différents modèles

D'un point de vue général, il apparaît sur la Figure II-12 que les prédictions obtenues avec le modèle Mod T sont moins bonnes que celles obtenues avec les deux modèles utilisant la variable d'humidité du sol dans leur formalisme. Mod T semble surestimer les faibles flux et sous-estimer les flux les plus forts.

Les variations de température et d'humidité du sol contrôlent fortement la dynamique de la respiration du sol. La Figure II-13 montre que la dynamique saisonnière de la  $R_h$  mesurée est directement corrélée à la dynamique saisonnière de la température du sol ( $f(T_s)$ ). Cependant, l'observation de cette dynamique à un pas de temps plus fin, c'est-à-dire à l'échelle de plusieurs jours consécutifs, montre que les dynamiques de la respiration du sol sont étroitement liées aux dynamiques d'humidités de sol ( $f(\theta_s)$ , Figure II-13).

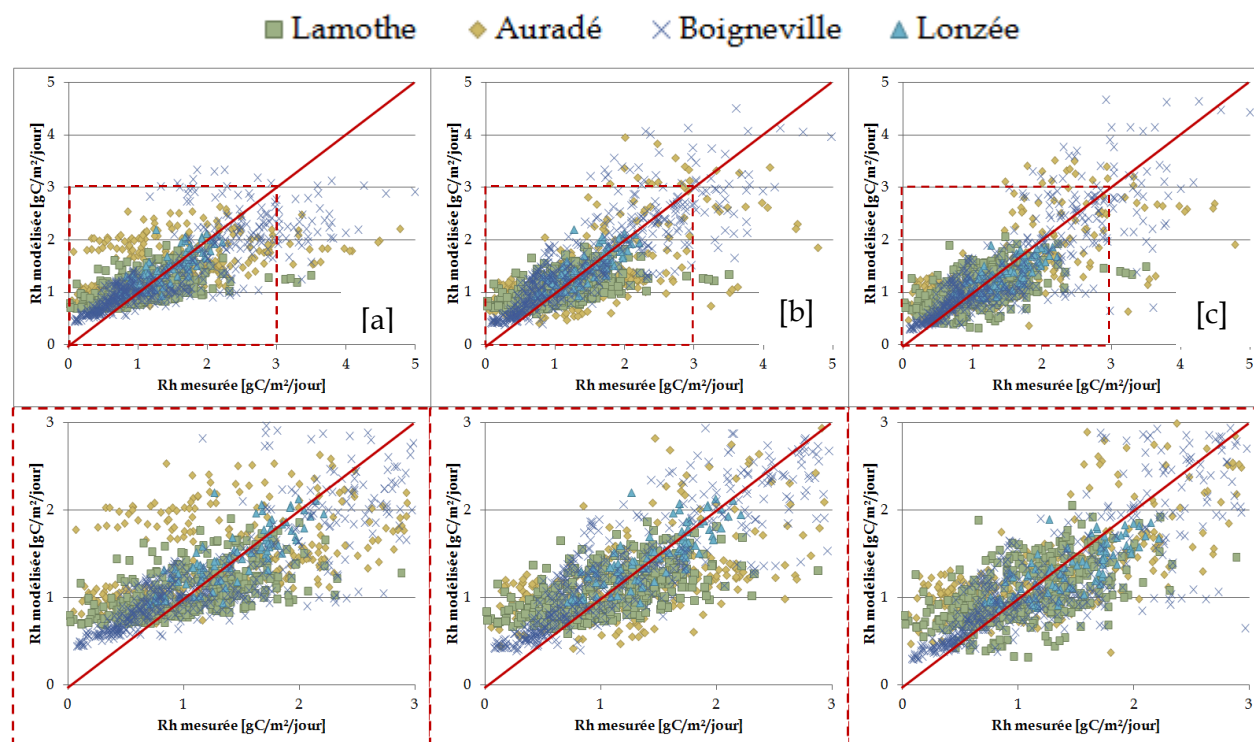


Figure II-12 : Comparaison de  $R_h$  mesurée et  $R_h$  modélisée avec [a] le modèle Mod T, [b] le modèle Mod THlin et [c] le modèle Mod THexp.

Les différents modèles permettent une reproduction correcte de la dynamique de la  $R_h$  sur les différents sites d'études.

Les jeux de données d'Auradé 2009 et de Boigneville 2009 (Figure II-13 [b] et [c]) ont été constitués sur la période de sol nu, dès la fin de la récolte, et l'on observe d'importants flux suivis d'une forte décroissance de la  $R_h$  au début de ces deux jeux de données probablement en lien avec les résidus de culture facilement décomposables tombés sur le sol. Ces flux élevés sont bien reproduits par le modèle Mod THexp sur Boigneville, mais le modèle n'est cependant pas capable de reproduire les fortes respirations observées au début de la période de mesure sur Auradé (Figure II-13 [b]). Une opération de déchaumage a eu lieu en juillet 2009 lors de la campagne de mesures. Les flux de  $R_h$  particulièrement élevés font certainement suite à cette intervention. Ces flux spécifiques directement liés à l'intervention culturale ne peuvent être modélisés par un modèle empirique simple et générique sur la saison.

Pour le site d'Auradé, une intervention de labour a également eu lieu lors de la campagne de mesure de 2006.

Ces périodes particulières sont cependant de courtes durées et ne représentent qu'un faible poids dans l'ensemble du jeu de données. Elles ont pu être utilisées lors de l'ajustement des paramètres des différents modèles sans en influencer significativement les valeurs (50 tirages aléatoires).

D'un point de vue plus spécifique, pour le site belge (Figure II-13, Tableau II-9), le modèle simple Mod T donne d'aussi bons résultats que les modèles plus complexes intégrant l'humidité du sol. Ceci est en grande partie expliqué par l'absence de stress hydrique à Lonzée durant la période de mesure. Les valeurs de RMSE de validation sont particulièrement faibles à Lonzée (de 0,05 gC/m<sup>2</sup>/jour à 0,07 gC/m<sup>2</sup>/jour).

Sur le site de Lamothe, il n'y a pas eu de périodes de sécheresse marquantes durant les campagnes de mesures :  $f(\theta_s)$  souvent proche de 1 (Figure II-13 [a]). Ainsi, de la même manière que pour le site de Lonzée, les prévisions issues des trois modèles donnent sensiblement les mêmes résultats statistiques : les valeurs de RMSE sont faibles (0,20 gC/m<sup>2</sup>/j pour les trois modèles). Cependant, à la différence de Lonzée où les coefficients de corrélation apparaissent élevés (de 0,77 à 0,81), les valeurs de corrélation ne dépassent pas 0,54 sur Lamothe. Il est bon de rappeler que les dispositifs de mesure sont différents en fonction des sites. Pour Lamothe et Auradé, les mesures de respiration hétérotrophe sont issues de l'EC (NEE en période de sol nu) alors que pour Boigneville et Lonzée elles sont obtenues à l'aide de systèmes automatisés de mesures par échanges gazeux en surface. Les données de NEE sont représentatives des flux d'une surface (empreinte au sol) qui varie au cours du temps avec les vitesses et les directions de vent alors que celles issues des chambres automatisées sont très localisées à l'endroit où est installée la chambre. Cette variabilité dans l'échantillonnage spatial peut être à l'origine de moins bonnes corrélations entre mesures issues de la méthode EC et valeurs modélisées par rapport aux corrélations calculées entre les mesures issues de chambres et les valeurs modélisées correspondantes. Cependant, il faut souligner que les très faibles écarts-types calculés sur R ou RMSE témoignent de la robustesse des modèles et valident le protocole d'ajustement des différents paramètres des modèles quel que soit le type de jeu de données.

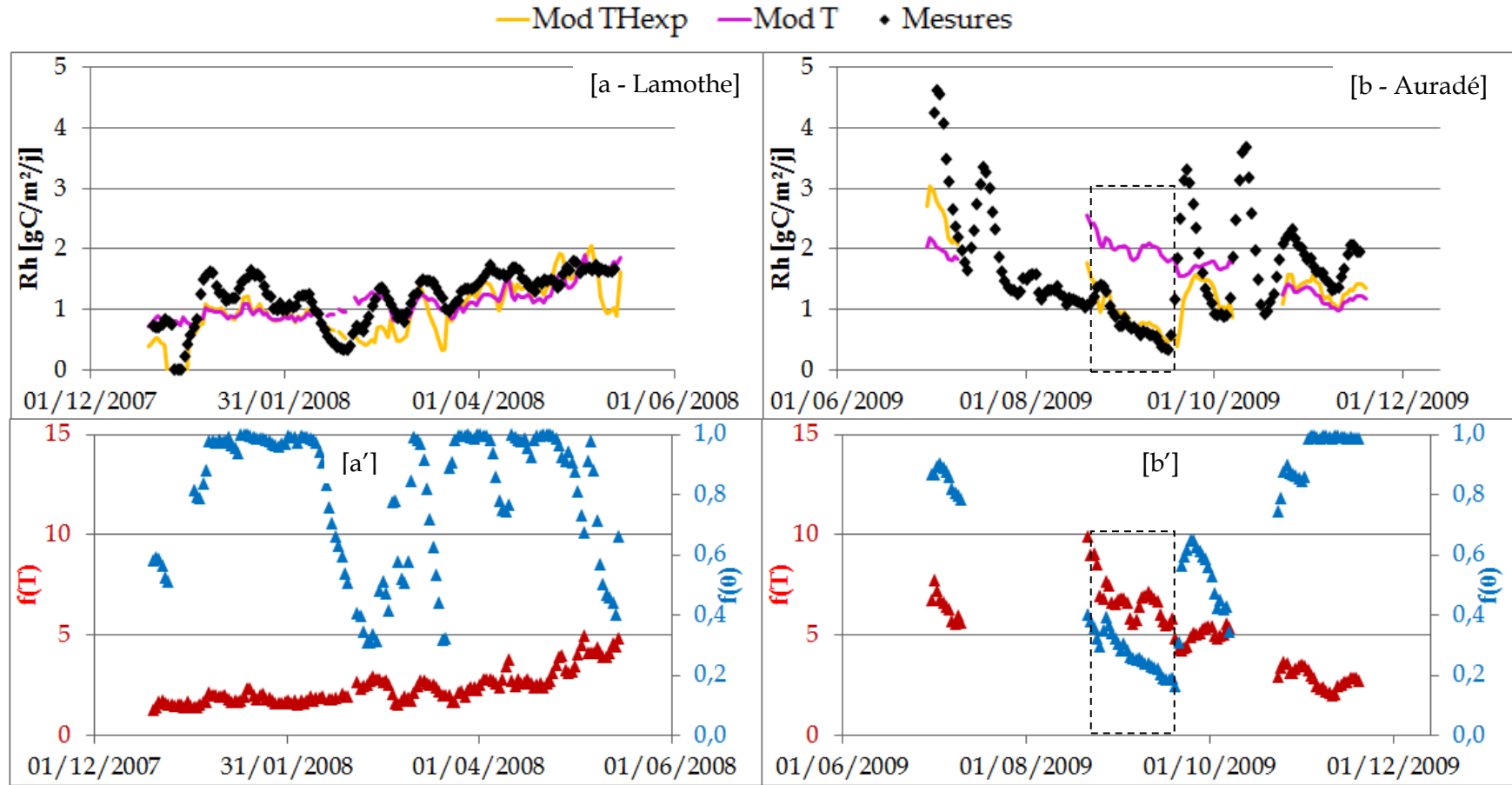


Figure II-13 [a] et [b] :  $R_h$  modélisée avec le modèle Mod T et Mod THexp sur le jeu de données de [a] Lamothe 2008 et [b] Auradé 2009.

Les données ont été mesurées par EC en période de sol nu.

Effets de la température du sol ( $f(T) = \exp^{b \cdot T_{\text{sol}}}$ ) et de l'humidité du sol ( $f(\theta) = \frac{1}{1 + 30 \cdot \exp^{-8.5 \cdot \frac{\theta - \theta_{\text{min}}}{\theta_{\text{fc}} - \theta_{\text{min}}}}}$ ) calculés sur [a'] Lamothe 2008 et [b'] Auradé 2009.

La température est mesurée à 10 cm et l'humidité à 5 cm.

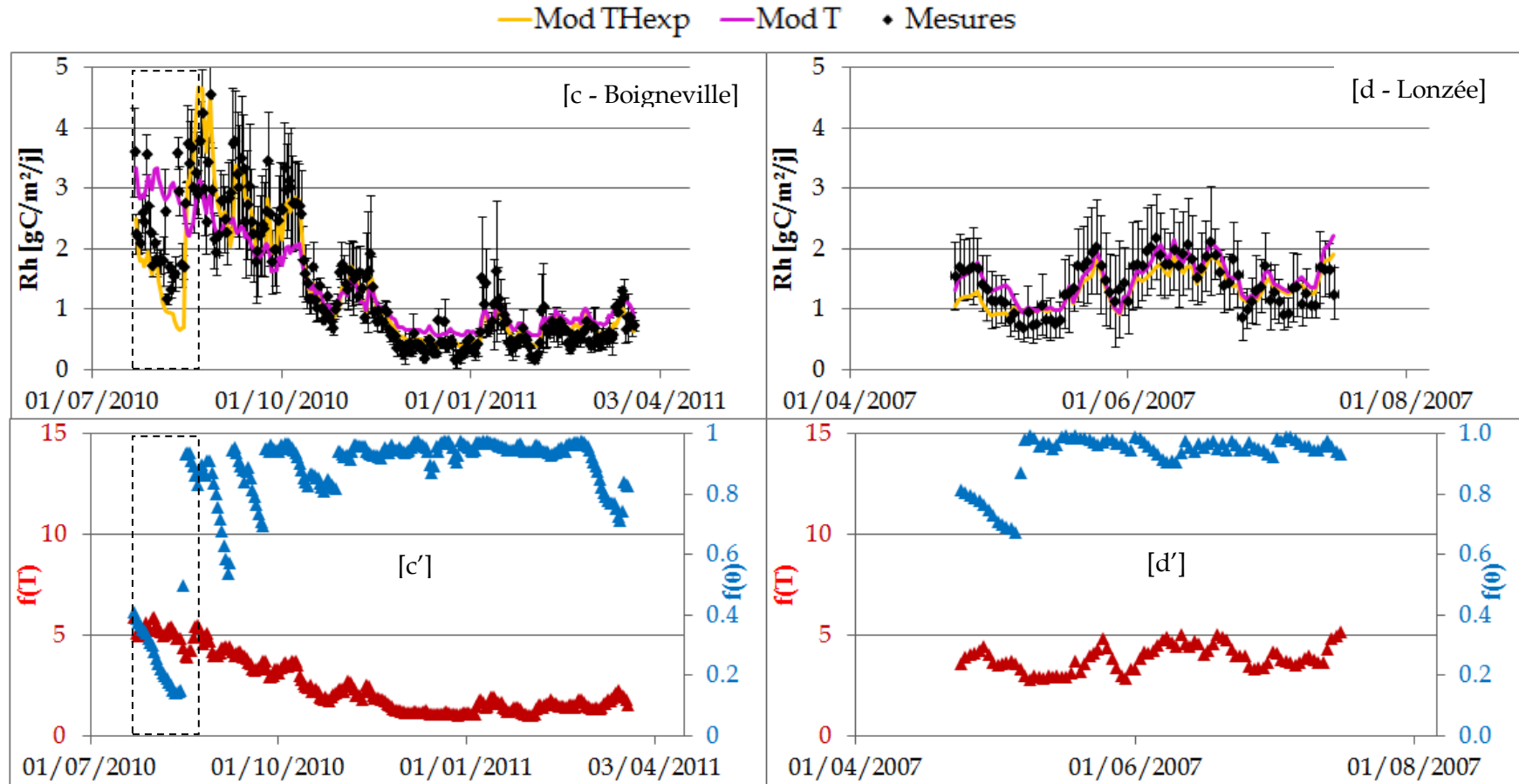


Figure III-13 [c] et [d] :  $R_h$  modélisée avec le modèle Mod T et Mod THexp sur le jeu de données de [c] Boigneville 2010 et [d] Lonzée 2007. Les données ont été mesurées avec 3 chambres automatisées sur Boigneville et 4 chambres automatisées sur Lonzée. La moyenne journalière pour l'ensemble des chambres est représentée et la variabilité spatiale entre les chambres est identifiée grâce aux différentes barres d'erreur en noir.

Effets de la température du sol ( $f(T) = \exp^{b \cdot T_{\text{sol}}}$ ) et de l'humidité du sol ( $f(\theta) = \frac{1}{1 + 30 \cdot \exp^{-8.5 \cdot \frac{\theta - \theta_{\text{min}}}{\theta_{\text{fc}} - \theta_{\text{min}}}}}$ ) calculés sur [c'] Boigneville 2010 et [d'] Lonzée 2007.

La température est mesurée à 10 cm et l'humidité à 5 cm.

Tableau II-9 : Résultats statistiques des différents modèles de  $R_h$ .  $R$  est la corrélation moyenne calculée entre les prédictions et les données (tiers de validation) sur les 50 itérations. La RMSE (calculée sur le tiers de données de validation) est exprimée en  $gC/m^2$ . Les écarts-types calculés pour les 50 itérations se trouvent entre parenthèses pour chaque paramètre.

|                                                |                                       | Lamothe     | Auradé       | Boigneville | Lonzée      |
|------------------------------------------------|---------------------------------------|-------------|--------------|-------------|-------------|
| Température moyenne sur le jeu de données [°C] |                                       | 9,2         | 15,6         | 9,4         | 16,2        |
| Mod T                                          | $R$ ( <i>Std</i> )                    | 0,53 (0,06) | 0,49 (0,05)  | 0,81 (0,09) | 0,81 (0,10) |
|                                                | RMSE ( <i>Std</i> )                   | 0,20 (0,04) | 0,71 (0,09)  | 0,38 (0,07) | 0,06 (0,04) |
|                                                | $R_{h \text{ (base)}}$ ( <i>Std</i> ) | 0,60 (0,04) | 0,65 (0,06)  | 0,54 (0,03) | 0,22 (0,05) |
|                                                | $Q_{10}$ ( <i>Std</i> )               | 1,83 (0,10) | 1,64 (0,07)  | 2,35 (0,12) | 3,24 (0,47) |
| Mod THlin                                      | $R$ ( <i>Std</i> )                    | 0,54 (0,07) | 0,65 (0,10)  | 0,86 (0,05) | 0,81 (0,11) |
|                                                | RMSE ( <i>Std</i> )                   | 0,20 (0,05) | 0,45 (0,10)  | 0,28 (0,08) | 0,05 (0,04) |
|                                                | $a$ ( <i>Std</i> )                    | 0,11 (0,16) | -0,20 (0,04) | 0,04 (0,04) | 0,20 (0,06) |
|                                                | $a'$ ( <i>Std</i> )                   | 1,17 (0,42) | 2,15 (0,19)  | 0,01 (0,00) | 0,04 (0,14) |
|                                                | $Q_{10}$ ( <i>Std</i> )               | 1,99 (0,08) | 2,42 (0,15)  | 3,33 (0,15) | 3,28 (0,52) |
| Mod THexp                                      | $R$ ( <i>Std</i> )                    | 0,52 (0,07) | 0,70 (0,07)  | 0,85 (0,07) | 0,77 (0,06) |
|                                                | RMSE ( <i>Std</i> )                   | 0,20 (0,04) | 0,46 (0,09)  | 0,30 (0,07) | 0,07 (0,02) |
|                                                | $R_{h \text{ (base)}}$ ( <i>Std</i> ) | 0,54 (0,04) | 0,55 (0,05)  | 0,36 (0,02) | 0,26 (0,02) |
|                                                | $Q_{10}$ ( <i>Std</i> )               | 2,22 (0,12) | 2,12 (0,09)  | 3,67 (0,17) | 2,82 (0,21) |

La Figure II-13 montre que la variabilité de la  $R_h$  n'est pas correctement reproduite d'un jour à l'autre par les modèles et cette lacune est particulièrement visible sur les sites de Lamothe et d'Auradé. De la même manière que pour la faiblesse relative des coefficients de corrélation, cette lacune peut être imputée au dispositif de mesure EC.

Sur les sites d'Auradé et de Boigneville, des périodes de stress hydrique sont observables durant les campagnes de mesure comme le montre la Figure II-14 qui présente un agrandissement des périodes encadrées sur la Figure II-13 :  $f(\theta_s)$  est faible voire très faible ( $<0,2$  sur Boigneville). Ainsi, pour ces jeux de données, la prise en compte de l'humidité du sol s'avère être bénéfique pour la qualité des prédictions de la  $R_h$  durant les périodes de déficit hydrique.



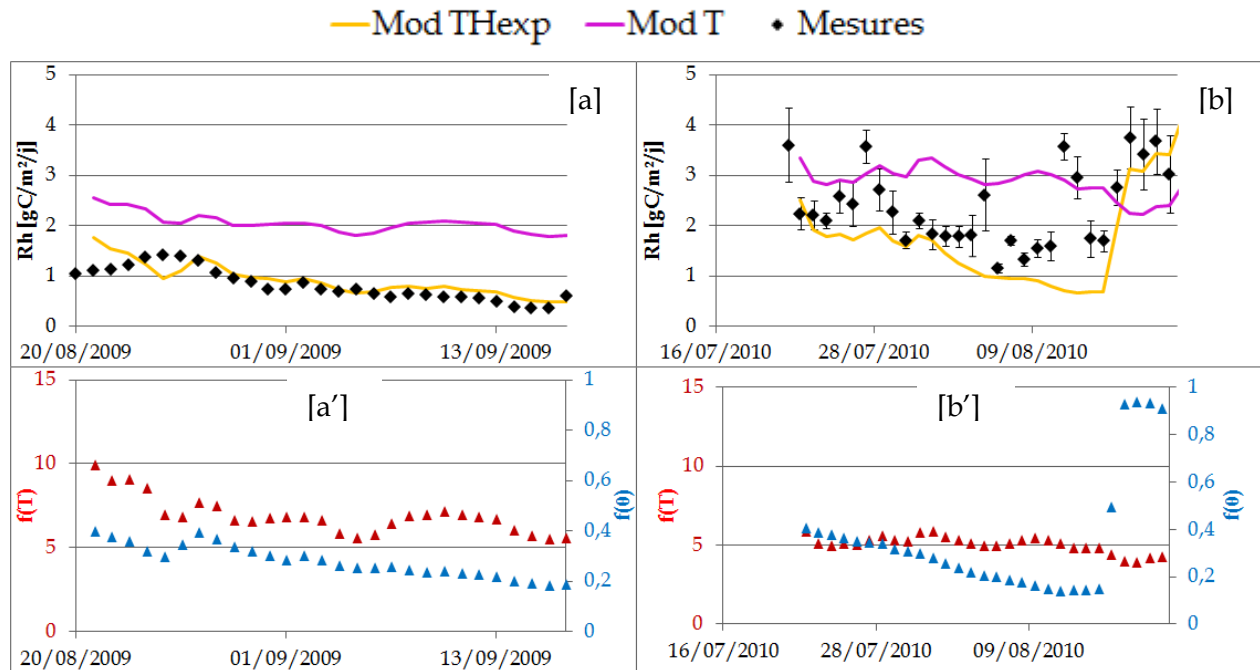


Figure II-14 :  $R_h$  modélisée avec Mod T et Mod THexp durant des périodes particulières de sécheresse sur le site [a] d'Auradé en 2009 et [b] de Boigneville en 2010.

Effets de la température du sol ( $f(T) = \exp^{b \cdot T_{sol}}$ ) et de l'humidité du sol ( $f(\theta) = \frac{1}{1 + 30 \cdot \exp^{-8.5 \cdot \frac{\theta - \theta_{min}}{\theta_{fc} - \theta_{min}}}}$ ) calculés sur [a'] Auradé 2009 et [b'] Boigneville 2010.

La température est mesurée à 10 cm et l'humidité à 5 cm.

Les données ont été mesurées par EC pour Auradé et avec 3 chambres automatisées sur Boigneville.

La moyenne journalière entre les 3 chambres est représentée et l'écart-type de mesure entre les chambres est représenté par les barres noires.

Sur le site d'Auradé, les valeurs de RMSE calculées pour les modèles prenant en compte l'humidité sont deux fois inférieures à celle calculée pour le modèle Mod T. Sur le site de Boigneville, les RMSE calculées avec Mod THlin et Mod THexp sont également plus faibles que la RMSE relative à Mod T (Tableau II-9).

Au-delà des considérations statistiques, l'importance de la prise en compte de l'humidité du sol dans le modèle est particulièrement frappante sur la Figure II-14 où l'effet limitant de l'humidité en période sèche sur la  $R_h$  est observable lorsque sont comparées les prédictions obtenues avec Mod T (surestimation) et celles obtenues avec Mod THexp (limitation du flux simulé par l'humidité).

Sur le site de Boigneville, des pics sont observés et non reproduits par le modèle (par exemple le 11/08/2010 et 12/08/2010). Le site de Boigneville n'étant pas labouré, on peut supposer une forte accumulation de matière organique en surface composée d'un substrat labile. Une faible pluie mettant en solution ce substrat, et provoquant l'activité des micro-organismes décomposeurs, peut être à l'origine du pic de respiration issue de la décomposition de la matière organique. Cependant, si la pluie est trop faible pour imbiber les premiers centimètres de sol,

elle n'est pas enregistrée sur la mesure de l'humidité du sol mesurée à 5 cm, ce qui explique qu'elle ne soit pas considérée par le modèle.

Pour résumer, il apparaît que les modèles utilisant les effets combinés de la température du sol et de l'humidité du sol mènent à de meilleures prédictions de la  $R_h$  sur des sites où l'eau peut s'avérer limitante.

Bien que le modèle plus simple Mod T procure de très bons résultats sur les sites ne présentant pas de particularités hydriques, les modèles Mod THlin et Mod THexp permettent toujours d'obtenir d'aussi bons résultats sur ces sites « non particuliers ». En combinant ces deux constats, l'intérêt de se focaliser sur un modèle formalisé à l'aide de la température et de l'humidité du sol paraît évident. Le modèle Mod THlin formalisant la dépendance à l'humidité de manière linéaire prend un caractère très spécifique au site d'étude. En effet, le formalisme linéaire ne permet pas de rendre compte de la sécheresse relative du sol, n'opérant qu'avec les valeurs absolues d'humidité sans référence aux capacités hydriques du sol. Les paramètres spécifiques au site que sont l'humidité minimale et l'humidité à la capacité au champ dans le modèle Mod THexp caractérisent le sol et permettent de normaliser les variations relatives d'humidité. Ces paramètres confèrent au modèle Mod THexp une utilisation plus générique et semblent nécessaire pour obtenir un formalisme de modèle généralisable à différents sites et différentes années.

**Tableau II-10 : Résultats statistiques du modèle THexp pour la composante  $R_h$  en fonction de la profondeur de mesure de  $\theta_s$  utilisée comme variable d'entrée.**  
Les écarts-types calculés pour les 50 itérations se trouvent entre parenthèses pour chaque paramètre.

|                                                 |                     | Lamothe     | Auradé      | Boigneville | Lonzée      |
|-------------------------------------------------|---------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Mod THexp<br>avec $\theta_s$ mesurée<br>à 5 cm  | R ( <i>StD</i> )    | 0,52 (0,07) | 0,70 (0,07) | 0,85 (0,07) | 0,77 (0,06) |
|                                                 | RMSE ( <i>StD</i> ) | 0,20 (0,04) | 0,46 (0,09) | 0,30 (0,07) | 0,07 (0,02) |
| Mod THexp<br>avec $\theta_s$ mesurée<br>à 10 cm | R ( <i>StD</i> )    | 0,53 (0,05) | 0,57 (0,08) | 0,82 (0,04) | 0,82 (0,10) |
|                                                 | RMSE ( <i>StD</i> ) | 0,21 (0,05) | 0,77 (0,09) | 0,37 (0,07) | 0,05 (0,03) |

La température du sol et l'humidité du sol étant mesurées à différentes profondeurs pour chacun des sites étudiés, une étude a été menée pour définir quelle profondeur est la plus informative afin de paramétrer les modèles empiriques.

Les paramètres du modèle empirique ont été ajustés une première fois en utilisant la variable d'humidité mesurée à 5 cm et une seconde fois avec la mesure d'humidité à 10 cm, en suivant le même protocole décrit au paragraphe 4.

Il est apparu que les humidités de sol mesurées au plus proche de la surface (5 cm de profondeur) permettaient d'obtenir les meilleures prédictions de  $R_h$ . Pour les jeux de données présentant des périodes de stress hydrique notamment (Auradé et Boigneville), on observe de meilleures corrélations et des erreurs plus faibles entre mesures et prédictions lorsque l'humidité mesurée au plus proche de la surface est utilisée comme variable d'entrée (Tableau

II-10). En effet, sur Auradé, la corrélation passe de 0,57 à 0,70 et la RMSE de 0,77 à 0,46 lorsque l'humidité mesurée à 5 cm est utilisée comme variable du modèle. Sur Boigneville, la corrélation passe de 0,82 à 0,85 et la RMSE de 0,37 à 0,30. Cela peut s'expliquer par le fait que lorsque qu'un léger évènement pluvieux apparaît, seuls les premiers centimètres de sol sont humidifiés provoquant alors un pic de flux de respiration dans la continuité de l'évènement pluvieux. L'utilisation de mesures trop profondes d'humidité de sol ne permet alors pas la prise en compte de l'effet de cet évènement pluvieux sur la prédiction de  $R_h$ . L'utilisation de la variable d'humidité à 5 cm dans le modèle revient à supposer que le maximum de substrat réactif aux variations d'humidité se trouve dans les premiers centimètres de sol comme évoqué par Elzein and Balesdent (1995).

---

*C'est ainsi que le modèle Mod THexp caractérisé par la mesure d'humidité à 5 cm de profondeur a été retenu pour la poursuite de l'étude.*

---

- Paramètres  $Q_{10}$  et  $R_{h \text{ (base)}}$

Quel que soit le protocole d'ajustement choisi ( $Q_{10}$  ajusté ou  $Q_{10}$  fixé), les très faibles écarts-types mesurés sur l'ensemble des paramètres permettent de s'assurer de la robustesse du modèle et de la validité du protocole. En comparant les deux protocoles d'ajustement, les valeurs de  $R_{h \text{ (base)}}$  obtenues pour un paramètre  $Q_{10}$  fixé sont deux fois plus importantes que les  $R_{h \text{ (base)}}$  calculées pour un  $Q_{10}$  ajusté, pour les jeux de données de Boigneville et de Lonzée. Sur les sites de Lamothe et d'Auradé, le paramètre  $R_{h \text{ (base)}}$  n'a pas été significativement modifié ( $\sim 0,5 \text{ gC/m}^2/\text{j}$ ).

Lorsque le paramètre  $Q_{10}$  est ajusté sur chacun des sites étudiés, aucun effet de la gamme de température (en lien avec les latitudes différentes des sites d'études) sur les valeurs de  $Q_{10}$  n'est observé (Tableau II-9). Sur le site de Boigneville, le  $Q_{10}$  est ajusté à 3,67. Cette valeur est élevée comparativement aux valeurs :

- calculées précédemment dans le cadre d'études antérieures : sur du sol nu, la gamme de  $Q_{10}$  calculés varie généralement entre 2 et 3 (par exemple Kutsch and Kappen (1997) ; Moyano *et al.* (2007))
- calculées sur les 3 autres sites d'études ( $2 < Q_{10} < 3$  sur Lamothe, Auradé et Lonzée).

Lorsque le  $Q_{10}$  est fixé à 2,3 pour l'ensemble des sites, la sensibilité de la  $R_h$  à la température est supposée identique quel que soit le site. Dans cette configuration, les performances du modèle, au regard des statistiques n'ont pas été fortement modifiées sur les sites de Lamothe, Auradé et Lonzée ( $R$  sensiblement identique sur chacun des sites que le  $Q_{10}$  soit ajusté ou fixé :  $R=0,52$  pour Lamothe et  $R$  autour de 0,70 pour Auradé et Lonzée), mais se sont détériorées pour le site de Boigneville (chute de la corrélation de 0,09 et augmentation de l'erreur de 0,17  $\text{gC/m}^2/\text{jour}$ , Tableau II-11).

**Tableau II-11 : Résultats statistiques du modèle Mod THexp et paramètre  $R_{h \text{ (base)}} = a$ , en  $\text{gC/m}^2/\text{j}$  sur chacun des sites pour un paramètre  $Q_{10}$  fixé à 2,3.**

**R est la corrélation moyenne calculée entre les prédictions et les données sur les 50 itérations.**

**La RMSE est exprimée en  $\text{gC/m}^2/\text{j}$ .**

**Les écarts-types calculés pour les 50 itérations se trouvent entre parenthèses pour chaque paramètre.**

|                                       | Lamothe     | Auradé      | Boigneville | Lonzée      |
|---------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| R ( <i>Std</i> )                      | 0,52 (0,06) | 0,68 (0,06) | 0,76 (0,12) | 0,74 (0,12) |
| RMSE ( <i>Std</i> )                   | 0,20 (0,06) | 0,64 (0,06) | 0,47 (0,06) | 0,07 (0,06) |
| $R_{h \text{ (base)}}$ ( <i>Std</i> ) | 0,52 (0,01) | 0,45 (0,02) | 0,71 (0,02) | 0,41 (0,01) |
| $Q_{10}$ ( <i>Std</i> )               | 2,3         | 2,3         | 2,3         | 2,3         |

Lorsque le  $Q_{10}$  est ajusté sur chacun des sites, une tendance positive à l'augmentation avec le contenu en carbone organique du sol est observée (Tableau II-2, Tableau II-9). Ceci traduit probablement une compensation entre paramètre car lorsqu'il est fixé à 2,3 pour l'ensemble des sites, c'est le paramètre  $R_{h \text{ (base)}}$  qui suit une hiérarchie proche de celle du contenu en carbone des différents sols (Tableau II-11).

Les valeurs de  $R_{h \text{ (base)}}$  pour les sites de Lamothe, Auradé et Lonzée sont relativement similaires (autour de 0,4 à 0,5  $\text{gC/m}^2/\text{jour}$ ) alors que  $R_{h \text{ (base)}}$  apparaît bien plus fort sur le site de Boigneville (0,71  $\text{gC/m}^2/\text{jour}$ ). Or, le site de Boigneville présente une forte particularité comparativement aux quatre autres sites de l'étude : il est cultivé sans labour depuis une quarantaine d'années. La litière en surface de ce sol peut être supposée plus riche en matière organique labile que pour les sols des autres sites où la litière est mélangée au profil de sol au moment du labour. L'activité microbienne posséderait ainsi un potentiel supérieur à Boigneville que dans les autres sites de par la disponibilité en matière organique labile en surface justifiant la différence de paramètre  $R_{h \text{ (base)}}$ . Cette forte valeur de  $R_{h \text{ (base)}}$  pour un  $Q_{10}$  fixé sur Boigneville peut donc témoigner de l'effet de la variable de quantité de substrat qui serait pris en compte dans le paramètre  $R_{h \text{ (base)}}$ .

Il reste cependant difficile de se limiter à cette hypothèse et de s'affranchir des considérations de qualité du substrat lors de l'interprétation phénoménologique des différents paramètres entre sites. Une étude plus mécaniste de la respiration du sol considérant la répartition du carbone organique dans les différents compartiments (à temps de résidence plus ou moins rapides) permettra de formuler *a posteriori* des hypothèses quant aux différences observées sur les paramètres ajustés du modèle empirique.

5.1.2. Modélisation de  $R_s$ 

Tableau II-12 : Résultats statistiques des deux approches de modélisation de  $R_s$ .  $R$  est la corrélation moyenne calculée entre les prédictions et les données sur les 50 itérations.  $R$  (base) et RMSE sont exprimées en  $gC/m^2/j$ . Les écarts-types calculés pour les 50 itérations se trouvent entre parenthèses pour chaque paramètre.

|                                                |                              | Boigneville | Lonzée      | Ottawa      |
|------------------------------------------------|------------------------------|-------------|-------------|-------------|
| Température moyenne sur le jeu de données [°C] |                              | 9.5         | 14.8        | 17.5        |
| Mod THexp<br>( $Q_{10}$ ajusté)                | $R$ (Std)                    | 0,80 (0,08) | 0,54 (0,17) | 0,63 (0,11) |
|                                                | RMSE (Std)                   | 0,49 (0,11) | 0,38 (0,06) | 3,69 (0,14) |
|                                                | $R_{s \text{ (base)}}$ (Std) | 0,50 (0,04) | 0,93 (0,19) | 0,39 (0,08) |
|                                                | $Q_{10}$ (Std)               | 3,41 (0,28) | 1,81 (0,21) | 4,04 (0,41) |
| Mod THexp<br>( $Q_{10}$ fixé)                  | $R$ (Std)                    | 0,59 (0,09) | 0,53 (0,12) | 0,32 (0,08) |
|                                                | RMSE (Std)                   | 0,61 (0,08) | 0,39 (0,07) | 3,77 (0,14) |
|                                                | $R_{s \text{ (base)}}$ (Std) | 0,84 (0,03) | 0,62 (0,02) | 1,05 (0,04) |
|                                                | $Q_{10}$                     | 2,3         | 2,3         | 2,3         |
| Mod $R_h + R_{ar}$                             | $R$ (Std)                    |             | 0,71 (0,11) | 0,83 (0,09) |
|                                                | RMSE (Std)                   | Pas de      | 0,26 (0,07) | 1,47 (0,27) |
|                                                | $R_{h \text{ (base)}}$ (Std) | données GPP | 0,41 (0,01) | 0,52        |
|                                                | $Q_{10}$ (Std)               | disponibles | 2,3         | 2,3         |
|                                                | $C$ (Std)                    |             | 0,07 (0,01) | 0,63 (0,26) |

**RAPPELS :**

- 1- Pour le site d'Ottawa, le modèle THexp pour  $R_h$  n'a pu être ajusté par manque de données d'humidité de sol en période de sol nu. En effet, le sol nu étant en période hivernale sur le site d'Ottawa, il était gelé ou recouvert de neige la majeure partie du temps. Un modèle de  $R_h$  sur le site d'Ottawa n'a pas été ajusté sur les données mais a été paramétré manuellement de la manière suivante : le paramètre  $Q_{10}$  a été fixé à 2.3 (hypothèse faite que ce paramètre est indépendant du site et de la gamme de température) et le paramètre  $R_{h \text{ (base)}}$  a été évalué sur la base des données de NEE mesurées en période de sol nu.
- 2- Il n'y a pas de jeux de données automatisés de  $R_s$  en période de végétation sur les sites de Lamothe et Auradé ; le travail de modélisation de  $R_s$  a pu être évalué sur 3 sites : Boigneville, Lonzée et Ottawa.
- 3- Dans le cas du modèle à partition **Mod  $R_h + R_{ar}$** , pour calculer le paramètre  $c$ , le modèle de  $R_h$  retenu est le modèle THexp paramétré sur chacun des sites, suite aux résultats développés précédemment. Pour les sites de Boigneville et de Lonzée, l'ajustement pour un  $Q_{10}$  fixé à 2,3 a été retenu dans un souci de cohérence des comparaisons avec Ottawa. En effet, les performances de cet ajustement sont très bonnes même si inférieures aux

performances de l'ajustement libre sur Boigneville (voir paragraphe 5.1.1.). Le modèle  $R_h$  est donc calibré avec un  $Q_{10}$  de 2,3 sur les 3 sites d'étude.

Les paramètres et statistiques présentés dans le Tableau II-12 ont été ajustés suivant le protocole présenté au paragraphe 4.1.2.

- Performances des modèles

Le modèle THexp à  $Q_{10}$  ajusté utilisé pour modéliser  $R_s$  durant la culture de blé donne des résultats satisfaisants sur la saison pour l'ensemble des trois sites d'étude (Figure II-15, Tableau II-12 :  $R$  varie entre 0,54 et 0,80). Cependant, sur le site d'Ottawa, on observe que le niveau de  $R_s$  n'est pas reproduit par le modèle en début de saison de culture.

Lorsqu'un indice de croissance de végétation est utilisé afin de modéliser la composante autotrophe, la Figure II-16 permet de voir que les niveaux de  $R_s$  sont alors bien modélisés au moment de la forte croissance du blé. D'après le Tableau II-12, l'amélioration des prédictions de  $R_s$  est visible pour les deux sites (Lonzée et Ottawa) où la GPP a pu être intégrée au modèle. Les coefficients de corrélation sont plus élevés (0,71 pour Lonzée et 0,83 pour Ottawa) tandis que les valeurs de RMSE baissent. Cela s'observe de manière très significative pour le site d'Ottawa en début de saison, où l'ordre de grandeur des flux de respiration mesurés est particulièrement important (supérieurs à 6 gC/m<sup>2</sup>/jour) comparativement aux mesures effectuées sur les sites européens (inférieurs à 4 gC/m<sup>2</sup>/jour). Bien que les mesures soient effectuées par une unique chambre automatique, elles semblent assez représentatives à l'échelle parcellaire comme en témoignent les 11 points de mesure issus du système manuel (Figure II-15, Figure II-16). Ces valeurs élevées de respiration de sol à Ottawa sont probablement dus, dans un premier temps, à la différence d'espèce de blé. D'après Swinnen *et al.* (1995b), les flux inhérents à la croissance racinaire du blé de printemps sont plus intenses en début de saison que pour du blé d'hiver. De plus, le début de croissance de végétation coïncide avec des températures élevées du sol (entre 18 °C et 21 °C) favorisant la décomposition de la matière à cette période de l'année, comparativement à la période de croissance du blé d'hiver (semis en octobre). Enfin, la teneur en carbone du sol élevée rencontrée à Ottawa peut être un autre élément justifiant la particularité des flux mesurés sur cette parcelle.

- Paramètres  $Q_{10}$  et  $R_{s \text{ (base)}}$

Comme pour le modèle de  $R_h$ , la plus forte valeur de  $R_{s \text{ (base)}}$  est observée sur le site de Boigneville. Les valeurs de  $Q_{10}$  s'échelonnent sur une très large gamme mais sont comparables aux valeurs de la littérature. En effet, Aubinet *et al.* (2009) rapportent un  $Q_{10}$  de 1,65 sur culture de blé à Lonzée et Kothavala *et al.* (2005) ont calculé un  $Q_{10}$  de 4,5 sur culture de blé canadienne. Le site d'Ottawa est représentatif d'une culture de blé de printemps alors que Boigneville et Lonzée sont cultivés avec du blé d'hiver. Les gammes de température rencontrées sur les jeux de données blé d'hiver ou blé de printemps sont donc bien différentes. Il est remarquable que le



plus faible  $Q_{10}$ , sur le site de Lonzée, soit ajusté pour le jeu de donnée acquis sur la période la plus courte avec la plus faible variation de température (de 6,5 °C à 19,8 °C), alors que les deux forts  $Q_{10}$  sont calculés sur des périodes plus longues avec de fortes variations de température ( $T_s$  varie de -2,2 °C à 20,5 °C sur Boigneville et de 0,6 °C à 26,5 °C sur Ottawa). Les fortes différences de  $Q_{10}$  peuvent être partiellement expliquées par cette raison mathématique : plus la gamme de température est large, plus la sensibilité à la température et donc le  $Q_{10}$  sont forts.

Cependant, le type de couvert et la sensibilité variable de la respiration racinaire à la température est une seconde explication des fortes différences de  $Q_{10}$  (Moyano *et al.* (2007) ; Suleau *et al.* (2011)). D'ailleurs, lorsque l'on ajuste le modèle Mod THexp en fixant le  $Q_{10}$  à 2,3, on observe une très forte chute des corrélations entre mesures et prédictions (de 0,80 à 0,63 à 0,59 et 0,32 sur Boigneville et Ottawa respectivement) ainsi qu'une hausse de l'erreur (de 0,49 et 3,69 à 0,61 et 3,77 sur les sites de Boigneville et d'Ottawa) - contrairement à ce qui était observé pour la modélisation de  $R_h$  (statistiques comparables pour les deux protocoles d'ajustements). Pour Boigneville et Ottawa, le modèle a été ajusté quasiment sur la totalité de la saison de croissance alors qu'il n'est ajusté qu'à partir de mars pour Lonzée (pour un semis au mois d'octobre). Les jeux de données de Boigneville et d'Ottawa mêlent donc des périodes de fortes croissances (levée du blé, respiration de croissance dominante) et d'autres périodes où la respiration d'entretien prédomine. Sur Lonzée, le jeu de données correspond majoritairement aux périodes où la respiration d'entretien est dominante (blé développé). Or, d'après Moyano *et al.* (2007) et Suleau *et al.* (2011), la respiration de croissance est peu sensible à la température contrairement à la respiration d'entretien, ce qui peut expliquer que la chute des corrélations et la hausse de l'erreur ne soient pas marquées sur le site de Lonzée quand le  $Q_{10}$  est fixé.

La forte différence de performances du modèle THexp selon le protocole retenu confirme la difficulté de lier la respiration racinaire et une sensibilité constante à la température comme évoqué par Moyano *et al.* (2007). Ainsi, alors qu'un  $Q_{10}$  fixe et indépendant des sites semble être envisageable pour modéliser la contribution  $R_h$  en sol nu, cette hypothèse apparaît non adaptée pour la modélisation de la contribution  $R_{ar}$  en période de culture.

- Relations entre  $R_s$  et GPP

En période de croissance du blé, il apparaît nécessaire d'utiliser une variable indicatrice de la croissance de la végétation afin de reproduire la contribution de  $R_{ar}$  dans le flux de  $R_s$  (Figure II-16, Tableau II-12).

Bien que sur le site de Lonzée, l'amélioration des prédictions intrinsèque à la prise en considération de la GPP soit notable, elle est surtout remarquable pour le site d'Ottawa. Le paramètre ajusté « c » apparaît d'ailleurs comme très significatif sur le site canadien ( $c=0,63$ ) alors qu'il reste faible sur Lonzée ( $c=0,07$ ). L'importance relative du paramètre c par rapport aux autres paramètres ( $R_h$  (base) notamment) témoigne de l'importance de l'influence de la GPP sur le flux modélisé.

L'importance du paramètre ajusté « c » sur le site d'Ottawa signifie que la respiration du sol sur ce site est fortement pilotée dans le modèle par la respiration de croissance des racines relative à la variable GPP. Ceci peut être expliqué de deux manières :

- La première fait référence à la différence de couvert : blé d'hiver sur Lonzée et blé de printemps sur Ottawa. Ainsi, les périodes de croissance du blé sont différentes : semis en octobre en Belgique et semis fin mai au Canada. Cette différence de saison peut avoir des effets directs sur l'activité photosynthétique liée à la différence d'ensoleillement lors des saisons de croissance.
- Une seconde explication peut être liée aux interventions culturales. Quelques jours avant semis et le début des mesures en 2007, le sol a été fertilisé avec du lisier (le 16 mai 2007) qui a considérablement influencé la croissance de la végétation à travers une stimulation de l'activité photosynthétique comme en témoignent les forts flux de respiration du sol mesurés début juin (Figure II-16). L'influence de la GPP sur la respiration du sol est alors considérable juste après fertilisation et la GPP apparaît comme une variable indispensable sur Ottawa pour la bonne modélisation des flux forts inhérents à la fertilisation (Figure II-16 [b]). Les flux forts peuvent, par ailleurs, être également inhérents à la décomposition du lisier.



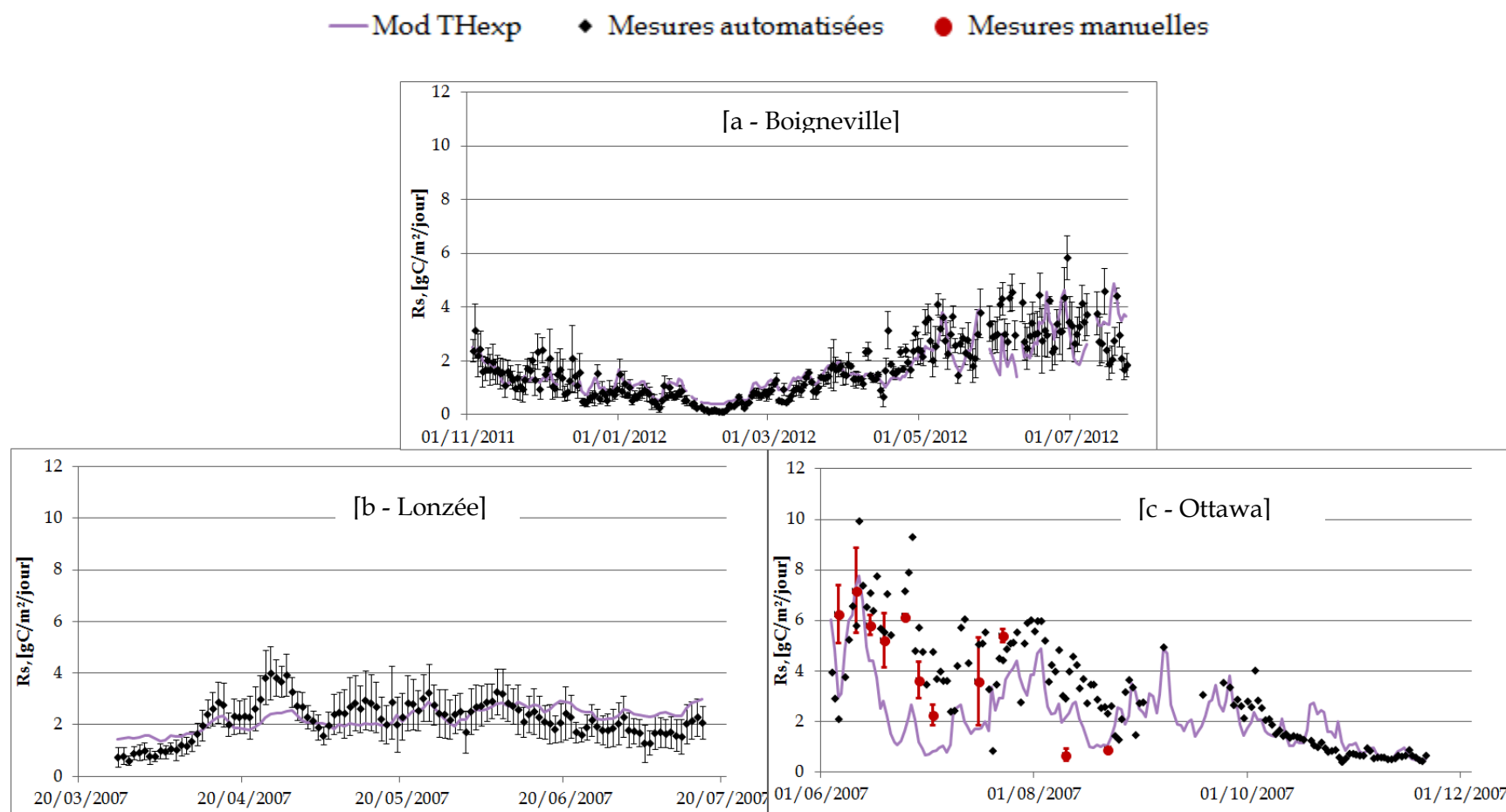


Figure II-15 :  $R_s$  modélisée avec le modèle Mod THexp sur le jeu de données [a] Boigneville 2012, [b] Lonzée 2007 et [c] Ottawa 2007.

Les données ont été mesurées 3 chambres automatisées sur Boigneville et 4 chambres automatisées sur Lonzée. La moyenne journalière pour l'ensemble des chambres est représentée et la variabilité spatiale entre les chambres est identifiée grâce aux différentes barres d'erreur en noir. Les données ont été mesurées avec 1 chambre automatisée sur Ottawa, et 1 chambre manuelle le long d'un transect (11 points) pour lequel la variabilité spatiale est identifiée grâce aux barres d'erreur en rouge.

— Rh modélisée (Mod Thexp) — Rar modélisée — Rs modélisée (Mod Rh+Rar) ♦ Mesures automatisées ● Mesures manuelles

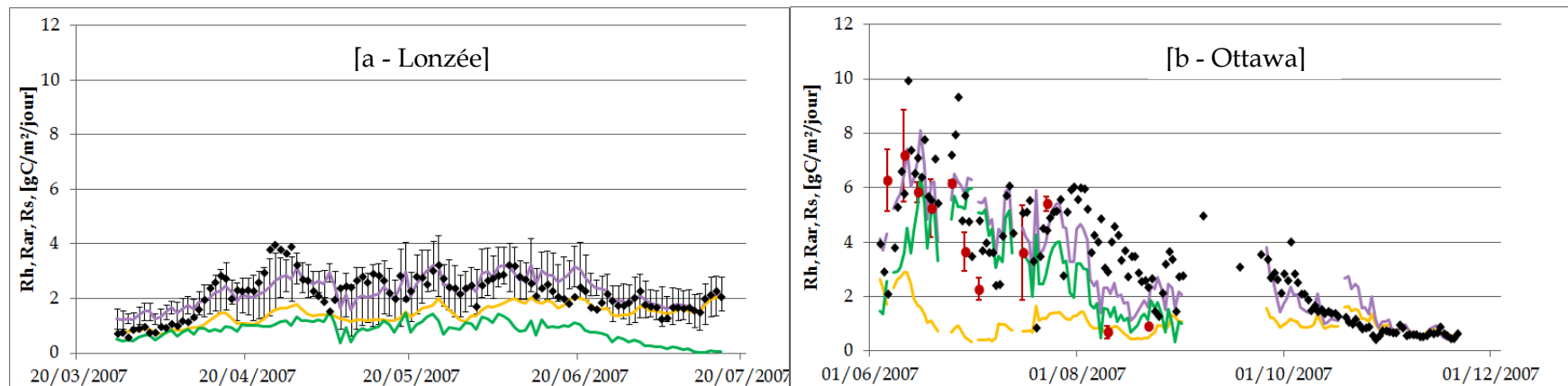


Figure II-16 :  $R_s$  modélisée avec le modèle Mod  $R_h+R_{ar}$  sur le jeu de données [a] Lonzée 2007 et [b] Ottawa 2007.

Les données ont été mesurées par 4 chambres automatisées sur Lonzée. La moyenne journalière pour l'ensemble des chambres est représentée et la variabilité spatiale entre les chambres est identifiée grâce aux différentes barres d'erreur en noir. Les données ont été mesurées avec 1 chambre automatisée sur Ottawa, et 1 chambre manuelle le long d'un transect pour lequel la variabilité spatiale est identifiée grâce aux barres d'erreur en rouge.

### 5.1.3. Représentativité temporelle du modèle

Pour l'ensemble des sites étudiés en sol nu, la prise en compte de seulement deux facteurs abiotiques, température et humidité du sol, limite la variabilité des prédictions et n'est pas suffisante pour reproduire l'ensemble des processus complexes liés à la respiration du sol à un pas de temps fin (journée).

A l'issue de ce résultat, la représentativité temporelle du modèle a été évaluée pour une échelle de temps plus longue. Le cumul des flux mesurés sur l'ensemble de la saison de culture a été comparé au cumul des flux simulés par le modèle donnant les meilleurs résultats à l'échelle journalière.

Ainsi, un modèle a été défini comme suit :

- 1- Période de sol nu :  $R_h$  est modélisée avec Mod THexp
- 2- Période de végétation :
  - $R_s$  est modélisée avec Mod  $R_h+R_{ar}$  si les données GPP sont disponibles (Lonzée et Ottawa)
  - $R_s$  est modélisée avec Mod THexp sinon (Boigneville)

Les Figure II-13 et Figure II-16 montrent que la variabilité de la  $R_h$  notamment mais aussi de la  $R_s$  ne sont pas correctement reproduite d'un jour à l'autre par les modèles (Mod THexp pour  $R_h$  et Mod  $R_h+R_{ar}$  pour  $R_s$ ). Cette lacune des modèles est particulièrement visible sur les sites de Lamothe et d'Auradé, et peut être imputée au dispositif de mesure EC, particulièrement variables du fait de la variation rapide de l'emprunte de mesure en fonction des vents, modifiant la représentativité spatiale de la mesure.

Si l'on observe la qualité des prédictions des modèles à l'échelle temporelle du jeu de données disponibles, avec l'objectif d'évaluer les contributions de  $R_h$  et  $R_s$  dans le bilan de carbone à l'échelle de l'écosystème, le modèle Mod THexp apparaît comme robuste. Il s'avère être un bon indicateur de la respiration cumulée sur la durée du jeu de données en période de sol nu (Figure II-17 [a]). Durant la croissance de la végétation, le modèle (Mod THexp ou Mod  $R_h+R_{ar}$  selon le site) est également très représentatif de la respiration cumulée sur la période du jeu de données disponibles (Figure II-17 [b]).

Ainsi, le modèle Mod  $R_h+R_{ar}$  dont le formalisme est défini par deux équations en fonction de la période de simulation (sol nu ou de la période de culture), semble être un bon outil accessible afin d'évaluer la contribution de la respiration du sol dans la respiration de l'écosystème durant la saison culturale complète (Figure II-17 [c]).

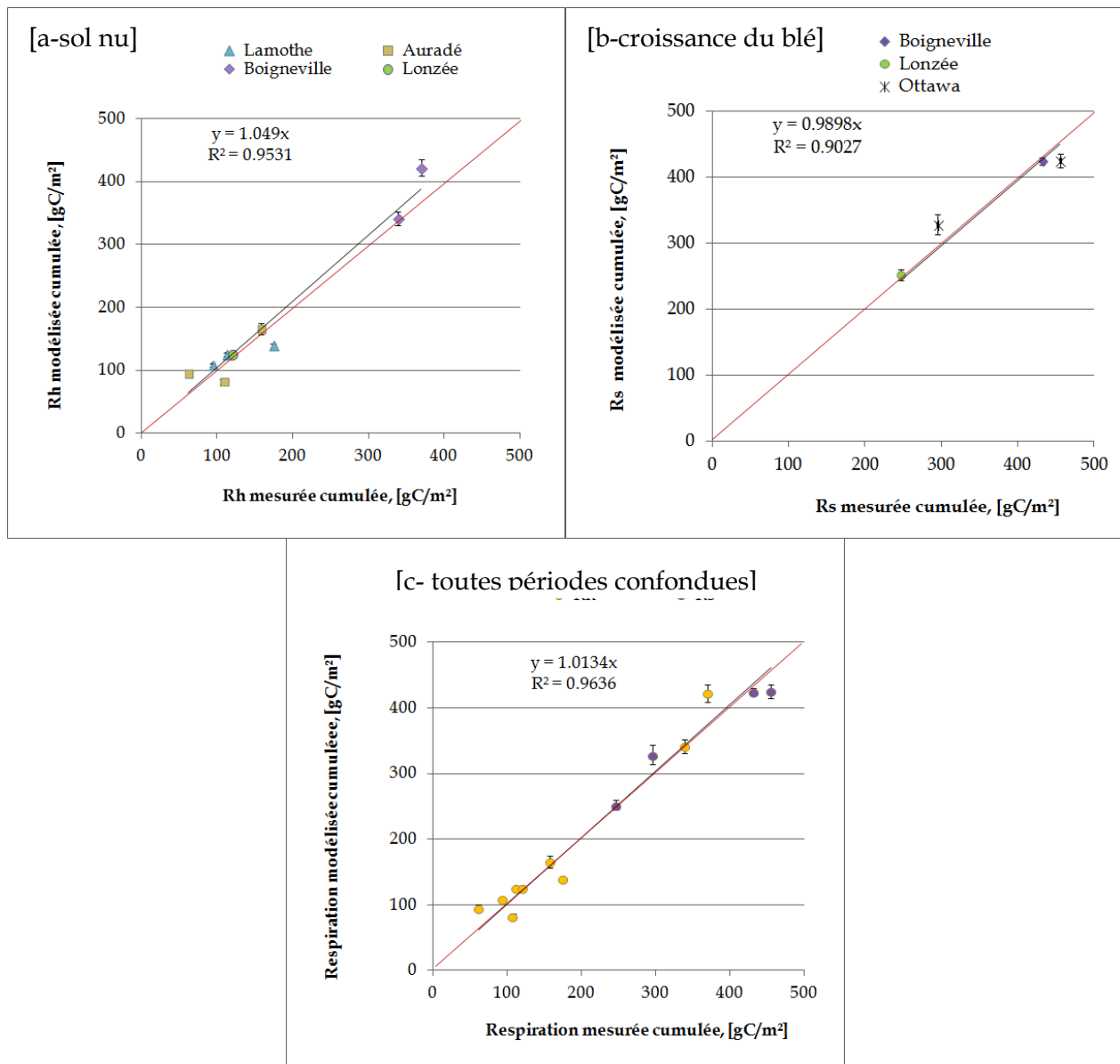


Figure II-17: Respirations modélisées et respirations mesurées cumulées et comparées sur la durée des périodes de mesures disponibles [a] en période de sol nu, [b] en période de croissance de blé et [c] sur l'ensemble des jeux de données sol nu et végétation

### ✓ Synthèse pour la modélisation empirique

L'utilisation de la variable d'humidité du sol en complément de la température du sol est importante pour prédire la restriction des flux de respiration lors des périodes de stress hydrique. L'humidité du sol mesurée au plus proche de la surface permet d'obtenir de meilleures prédictions par sa sensibilité même aux faibles événements pluvieux.

L'utilisation d'un facteur de croissance de la végétation, et notamment ici de la GPP permet d'améliorer nettement les prédictions de  $R_s$  en période de culture.

Le modèle empirique couplé développé (Mod THexp pour  $R_h$  et Mod  $R_h + R_{ar}$  pour  $R_s$ ) est un modèle générique et robuste sur l'ensemble des sites d'étude, mais manque de précision quant à la prédiction des variations de la respiration du sol à l'échelle de deux jours consécutifs. En effet, ce modèle manque de réalisme pour reproduire l'ensemble des processus liés aux flux de respiration. Cependant, le modèle permet une bonne modélisation de la respiration saisonnière, à l'échelle d'une rotation culturale.

Un  $Q_{10}$  fixe et indépendant des sites apparaît envisageable pour modéliser la contribution  $R_h$  mais un  $Q_{10}$  fixe et indépendant des sites et du couvert ne semble pas adapté pour la modélisation de la contribution  $R_{ar}$  en période de culture.

Ceci est étayé par (Tableau II-9, Tableau II-11, Tableau II-12) :

- Le maintien des performances du modèle quel que soit le protocole d'ajustement pour  $R_h$
- La baisse des performances du modèle pour l'ajustement avec  $Q_{10}$  fixé pour  $R_s$
- La large gamme de  $Q_{10}$  observée selon les sites pour  $R_s$

D'un point de vue phénoménologique, il est intéressant de noter que l'application d'un  $Q_{10}$  fixe mène à l'ajustement d'un paramètre  $R_h$  (base) qui varie positivement en fonction de la quantité de carbone du sol selon les sites.

## 5.2. Approche semi-mécaniste

### 5.2.1. Etude de sensibilité du modèle

Le calcul de l'indice de sensibilité tient compte à la fois de la gamme de variation du paramètre étudié (présentée en annexe 3) et de l'amplitude de la réponse simulée. Les valeurs de l'indice de sensibilité pour différents paramètres sont reportées sur la Figure II-18.

Lorsque l'indice est positif, cela signifie que l'augmentation de la valeur du paramètre étudié induit une augmentation du flux de respiration par rapport au flux de référence. Lorsque l'indice est négatif, l'augmentation de la valeur du paramètre induit une restriction du flux de respiration. Les valeurs absolues de l'indice de sensibilité sont très contrastées entre les différents paramètres, et la plus forte valeur (absolue) de l'indice correspond à la plus grande sensibilité de la respiration vis-à-vis des paramètres étudiés.

La texture du sol (contenu en argile et limon du sol) apparaît comme la variable d'entrée la plus influente sur les prédictions du modèle. Ce résultat confirme l'intérêt du test du modèle sur 5 sites d'études aux conditions pédologiques différentes (Tableau II-2) pour valider notamment sa généralité. D'après la Figure II-18, plus il y a de particules fines, plus le flux respiré est faible (indice de sensibilité négatif). Cet effet correspond à la modélisation de la protection de la matière organique par l'argile.

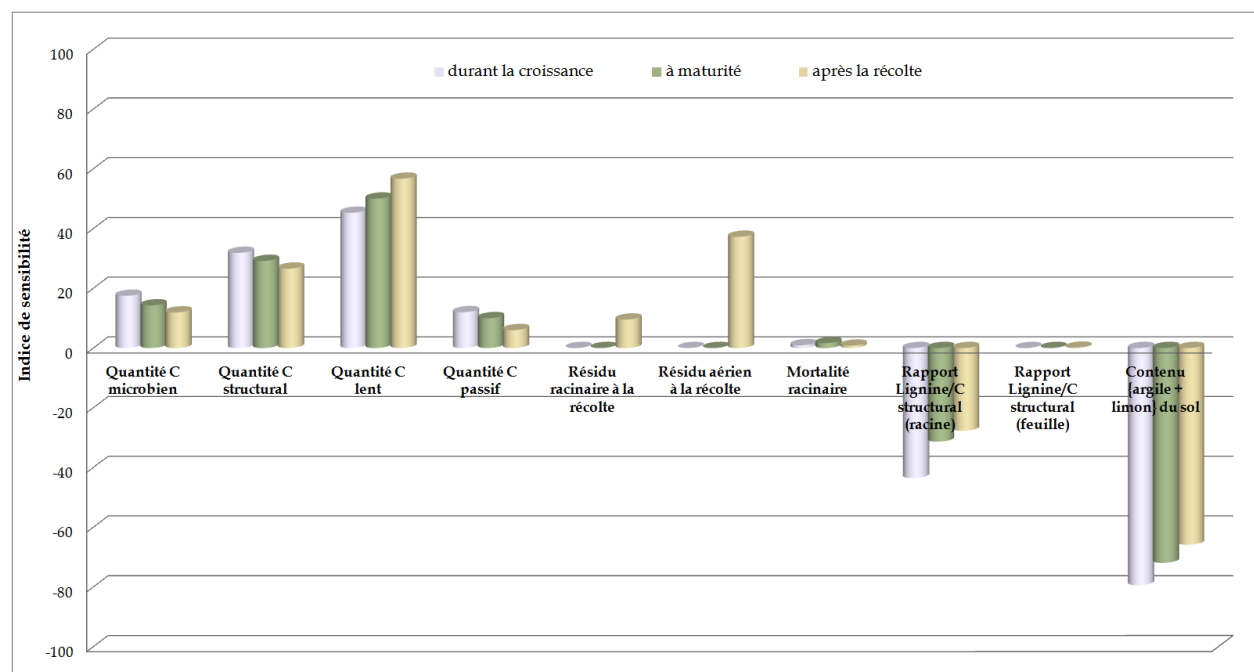


Figure II-18 : Sensibilité de la respiration modélisée à différents paramètres d'entrée du modèle

Il est reconnu qu'une des principales difficultés liées à l'utilisation de modèles semi-mécanistes réside en leur initialisation, notamment en ce qui concerne la compartimentation théorique du carbone organique en différentes entités caractérisées par des coefficients de décompositions différents (Ryan and Law (2005)). D'après cette étude de sensibilité, la quantité de carbone à temps de résidence « lent » exerce une forte influence sur les prédictions de respiration. L'initialisation de ce compartiment est donc une étape cruciale en amont des simulations. Ce constat justifie la durée de la phase d'initialisation dite de mise à l'équilibre qui est fixée à 20 ans, car il s'agit d'une durée compatible avec le temps de résidence du carbone dans ce compartiment.

Les flux de respiration apparaissent liés à la quantité de résidus aériens et souterrains après la récolte. Dans le cas présent des agro-écosystèmes, cela se produit sous forme d'un apport massif de biomasse morte sous forme de résidus de culture à la récolte comparativement au reste de l'année qui est soumis à décomposition.

De plus, le modèle apparaît d'autant plus sensible à la qualité des résidus racinaires qu'à leur quantité. La fraction structurale correspond au contenu en cellulose, hémicellulose et lignine des organes végétaux et le rapport lignine/carbone structural permet de préciser la part de lignine de cette fraction structurale. La sensibilité du modèle à la quantité relative de lignine des racines s'explique par la structure du modèle. En effet, la lignine des racines régule le taux de décomposition des différents compartiments de carbone et notamment du compartiment lent (protection chimique qui limite la décomposition du carbone). Dans le modèle, ce paramètre joue donc un rôle important car les racines interviennent dans les 3 horizons de sols à toutes les périodes de l'année *via* la mortalité racinaire.

Cependant, alors que Brechet (2009) observe que la qualité biochimique des feuilles est un fort paramètre d'influence pour un écosystème forestier, ce paramètre joue un rôle moindre dans le modèle appliqué aux agro-écosystèmes car les résidus aériens n'apparaissent que ponctuellement, au moment de la récolte. Ici donc, alors que la qualité de la biomasse racinaire prévaut sur sa quantité, la quantité de biomasse aérienne semble prévaloir sur sa qualité en termes d'impact sur les flux de respiration.

### 5.2.2. Compartimentation du carbone dans les différents sites d'études

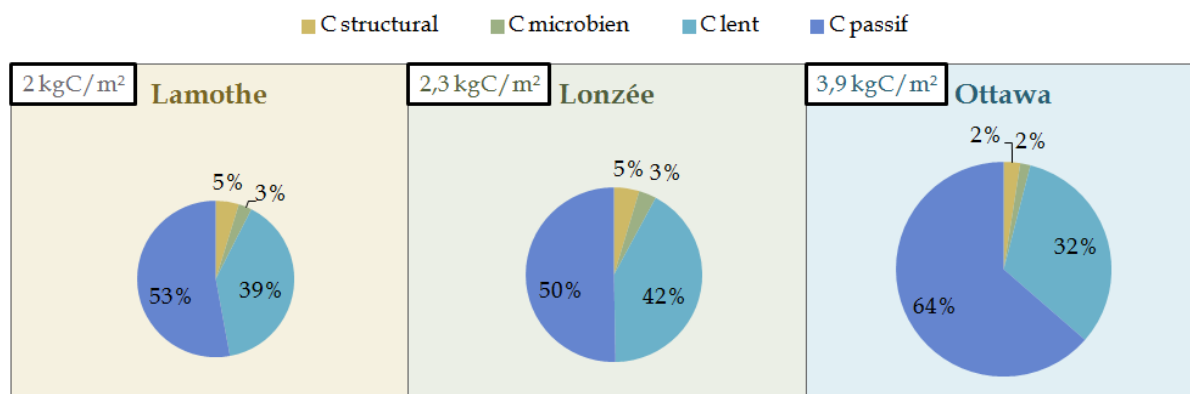


Figure II-19 [a] : Répartition du carbone dans les différents compartiments après mise à l'équilibre pour l'horizon 0 cm - 15 cm

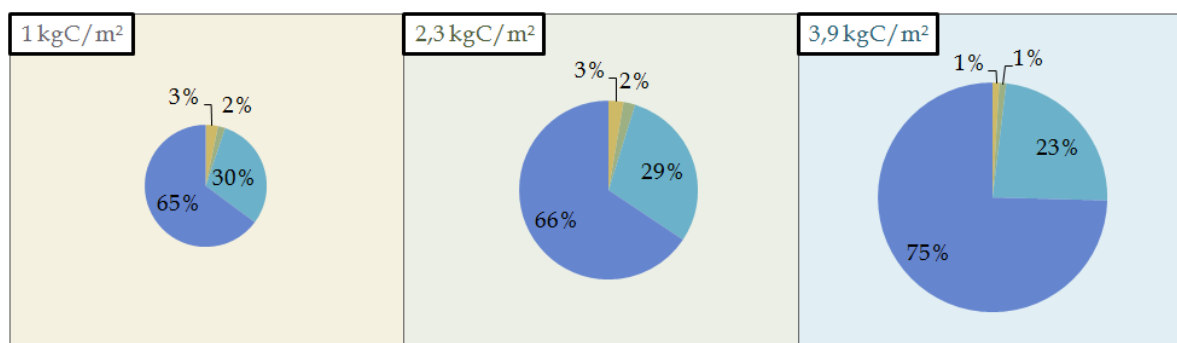


Figure III-19 [b] : Répartition du carbone dans les différents compartiments après mise à l'équilibre pour l'horizon 15 cm - 30 cm

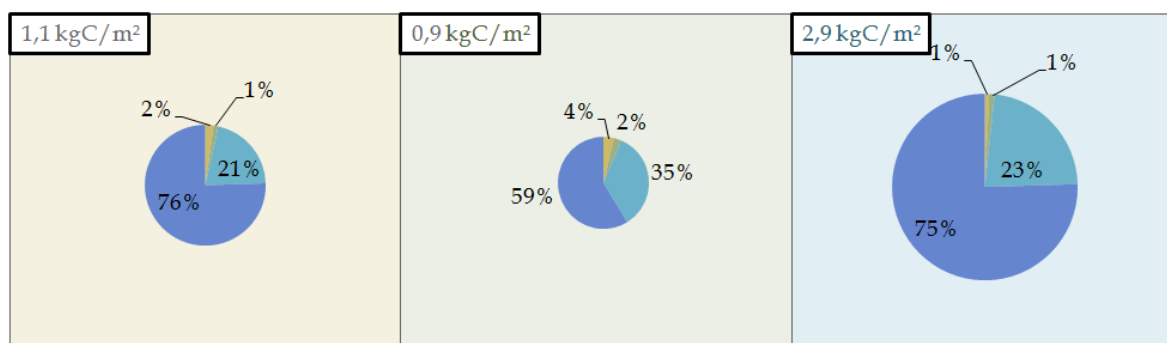


Figure III-19 [c] : Répartition du carbone dans les différents compartiments après mise à l'équilibre pour l'horizon 30 cm - 45 cm

Dans l'horizon supérieur, la répartition du carbone est similaire pour les trois sites d'étude (Figure II-19 [a]). Cependant, le site d'Ottawa, semé en blé de printemps, présente une densité de semis beaucoup moins dense que sur les deux sites européens (blé d'hiver). La quantité de biomasse aérienne mesurée et de biomasse racinaire simulée (*via* le R/S) est trois fois moins importante sur le site canadien : cela explique le faible pourcentage de carbone structural (alimenté par la mortalité racinaire) observé pour Ottawa comparativement aux deux autres sites.

La part (et la quantité en valeur absolue présentée en annexe 4) de carbone microbien est du même ordre de grandeur pour les 3 sites d'étude, variant de 1 % à 3 % selon les sites et la profondeur de l'horizon. Le temps de résidence de ce compartiment étant inférieur à 20 ans, son équilibre a été atteint, ce qui explique la similarité entre les sites. La faible différence s'explique par les conditions pédoclimatiques qui modulent les vitesses de décomposition en fonction des sites.

Au sein d'un même site, la répartition du carbone dans les compartiments est très différente dans les 3 horizons de sol. Plus l'horizon est profond, moins les variables de température et d'humidité qui modulent les vitesses de décomposition des compartiments sont limitantes. Ainsi, les compartiments structuraux, microbiens et lents, dont les temps de résidence sont inférieurs ou proches de 20 ans, ont perdu du carbone, en d'autant plus grande quantité que l'horizon est profond. Au bout de 20 ans, le carbone passif s'est peu décomposé car le temps de résidence du carbone y est très long (une centaine d'année). De fait, d'une manière générale, plus l'horizon est profond, plus le carbone passif représente une part importante dans la répartition du carbone.

La répartition du carbone dans l'horizon profond sur le site de Lonzée présente toutefois une forte singularité (Figure II-19 [c]). La répartition dans l'horizon profond n'a pas beaucoup évolué (avant l'équilibre, le compartiment lent représente 44 % du carbone et le compartiment passif 53 %). C'est la faible quantité relative de carbone présent dans l'horizon le plus profond à Lonzée (0,9 kgC/m<sup>2</sup>) qui limite les variations des stocks de carbone car les apports y compensent les pertes. Ainsi, bien que les apports soient faibles en profondeurs (seulement 15 % de la mortalité racinaire et des résidus de culture), pour Lonzée, ils sont du même ordre de grandeur que les pertes. En effet, si le stock de carbone est faible, les pertes le sont également car elles représentent une fraction du stock qui se décompose.

Par ailleurs, dans l'horizon 15 cm à 30 cm (Figure II-19 [b]), il est remarquable d'observer la différence de proportion des compartiments à temps de résidence les plus longs (lent et passif) entre les trois sites. Les répartitions sont semblables pour les sites européens alors que la part de carbone passif est bien plus importante à Ottawa. Cela s'explique également par la faible quantité de tissus racinaires alimentant les compartiments structuraux, actifs et lents de l'horizon ne permettant pas de compenser leur décomposition. Ces trois compartiments se décomposent et la part relative du compartiment passif augmente.



Dans l'horizon inférieur, pour Lamothe et Ottawa, la décomposition du carbone du compartiment lent est plus rapide que sa reconstitution (les stocks étant plus conséquents, la décomposition relative l'est également) ce qui confère une part relative très importante au compartiment passif dont la décomposition est beaucoup plus lente.

La méthode d'initialisation du modèle, consistant à une mise à l'équilibre durant 20 années en considérant la même année climatique et la même culture est critiquable car elle n'est pas représentative de la réalité où les rotations de cultures sont variées et où des événements climatiques exceptionnels peuvent survenir. Cependant, une attention particulière a toutefois été portée sur le caractère « moyen » des années climatiques utilisées pour la phase de mise à l'équilibre (pas de sécheresse prononcée, pas de situation exceptionnelle d'engorgement des sols, pas de températures extrêmes) pour initialiser le modèle de la manière la plus fiable possible.

La phase d'initialisation a amené à des répartitions de carbone organique différentes entre les sites mais également entre les horizons de sol. Ces différences auront un impact conséquent sur les prédictions des flux, compte tenu des résultats de l'étude de sensibilité du modèle qui s'est avéré particulièrement sensible à la quantité de carbone du compartiment lent.

### 5.2.3. Validation du module $R_h$

La validation du module de respiration hétérotrophe a été effectuée en comparant les prédictions du modèle aux mesures (Figure II-20) réalisées sur les sites de Lamothe (2007), Lonzée (2007) et Ottawa (2007 et 2011) comme présenté au paragraphe 3.

Il est difficile de se faire une idée de la validation du modèle en termes de dynamique de la respiration du sol sur le site de Lamothe (Figure II-20 [a]) du fait de la forte disparité des mesures manuelles. Cependant, le niveau des prédictions s'avère conforme à celui des mesures. Pour le site de Lonzée (Figure II-20 [b]), on observe une très bonne prédiction des mesures en début d'expérimentation, puis le modèle sous-estime les données au mois de juin. A cette période, le sol s'assèche et le flux modélisé est limité alors que cette restriction ne s'observe que très ponctuellement sur la dynamique des mesures.

Sur le site d'Ottawa en 2007 (Figure II-20 [c]), la chambre automatisée était encore en place après la récolte du blé et des mesures en sol nu ont pu être acquises et comparées aux prédictions du modèle. Le modèle simule des pics de respiration qui ne sont pas mesurés par la chambre mais uniquement par EC et permet de prédire avec succès la chute du flux de respiration observée entre septembre et novembre. Durant cette période de sol nu, les flux passent de 3 gC/m<sup>2</sup>/jour à de faibles flux inférieurs à 0,5 gC/m<sup>2</sup>/jour. En 2011 (Figure II-20 [d]), la chambre avait été retirée et les prédictions ont pu être comparées avec des mesures de NEE effectuées après la récolte, en sol nu. Pour ce jeu de données également, le modèle prédit de manière correcte la dynamique du flux observé, bien qu'il le surestime légèrement (+ 0,19 gC/m<sup>2</sup>/jour en moyenne sur la période) dans ce cas.

De manière globale, le modèle permet une bonne représentation des dynamiques saisonnières et des niveaux différents de flux sur les 4 sites, ce qui est un résultat intéressant compte tenu de la sensibilité du modèle aux caractéristiques de texture de sol.

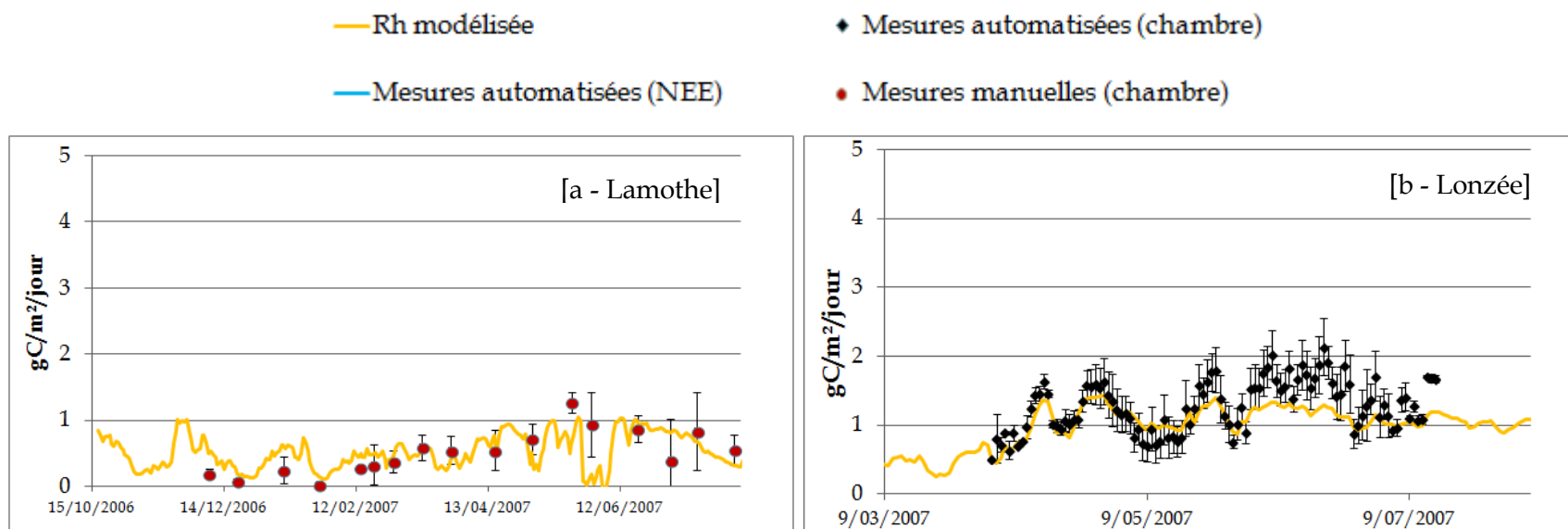


Figure II-20 [a] et [b] : Modélisation et mesures de  $R_h$  sur les sites de [a] Lamothe et [b] Lonzée. Les écart-types représentés sont associés à la variabilité spatiale (12 points de mesures avec la chambre manuelle, 4 points de mesures pour 4 chambres automatisées)

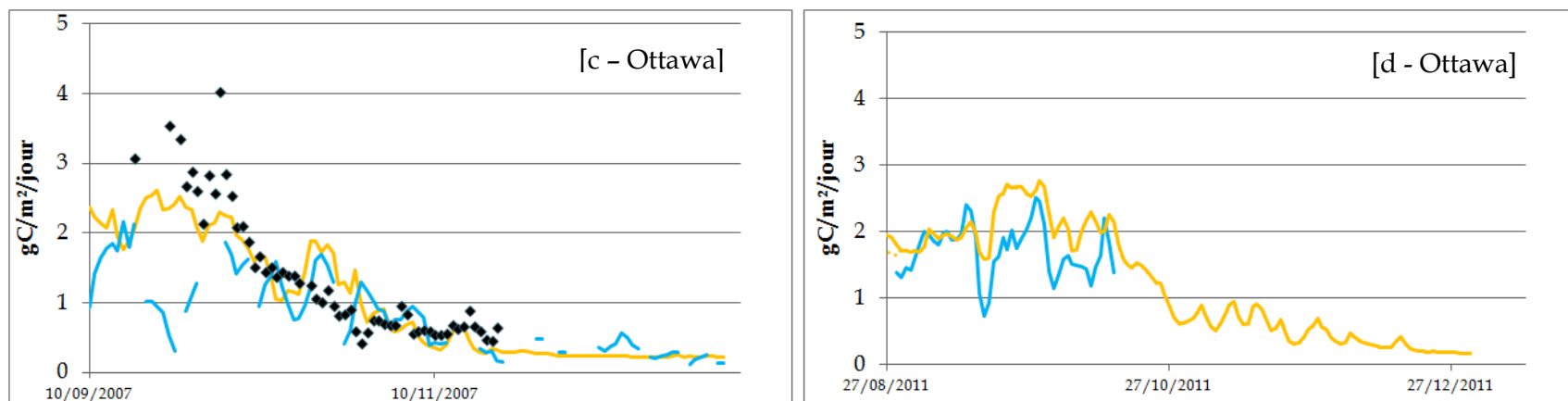


Figure III-20 [c] et [d] : Modélisation et mesures de  $R_h$  sur les sites [c] d'Ottawa en 2007 et [d] d'Ottawa en 2011.

#### 5.2.4. Validation du modèle couplé $R_h/R_{ar}$

Les prédictions du modèle couplé simulant la respiration du sol comme la somme d'une respiration hétérotrophe et d'une respiration racinaire ont été comparées aux mesures effectuées durant la rotation sol nu/blé sur chacun des sites. Le Tableau II-6 indique les dates de semis et de récolte pour chacun des sites.

La Figure II-21 montre que les prédictions issues du modèle couplé reproduisent bien la dynamique saisonnière de la respiration du sol sur l'ensemble des sites d'études.

Bien que cette dynamique de la respiration ne soit pas continue sur le site de Lamothe (une campagne de mesure par semaine), le niveau des flux est bien simulé, comme pour le module  $R_h$  (Figure II-21 [a]).

Pour le site de Lonzée (Figure II-21 [b]), le modèle surestime les mesures durant quelques jours début mai. La chute des flux mesurés n'est pas liée aux variables climatiques : le modèle, dont les seules entrées sont ces variables climatiques, n'est pas capable de reproduire cette chute.

Sur le site d'Ottawa, il est d'abord remarquable que les flux mesurés en juin 2007 (Figure II-21 [c]) soient beaucoup plus forts que sur les 3 autres jeux de données représentés : les flux sont très souvent supérieurs à 5 gC/m<sup>2</sup>/jour en juin et juillet alors qu'ils ne dépassent jamais cette valeur sur Lamothe et Lonzée. Comme sur les sites européens, les données mesurées par la chambre automatisée sur le site d'Ottawa en 2011 n'excèdent jamais 5 gC/m<sup>2</sup>/jour. Le modèle ne reproduit d'ailleurs pas ces flux élevés bien que les mesures manuelles effectuées sur un transect le long de la parcelle attestent de la validité de la mesure ponctuelle de la chambre automatisée. Début juin, le sol a été fertilisé avec un amendement synthétique azoté qui pourrait être à l'origine de ces flux particulièrement fort et non reproductible par le modèle. En effet, le modèle ne prend pas en compte la dynamique de l'azote dans le sol, bien qu'il soit montré que les dynamiques du carbone et de l'azote dans le sol sont liées (Berg and Staaf (1980) ; Molina *et al.* (1983)). L'azote n'est actuellement considéré dans le modèle que pour le calcul de la respiration d'entretien des tissus racinaires, comme indicateur de la quantité de protéines à renouveler.

Outre la période de juin 2007, les mesures sont également sous-estimées durant août 2007 à Ottawa, mais de manière moins conséquente. Durant cette période, les prédictions semblent déphasées par rapport aux observations, avec une chute de respiration racinaire modélisée qui précède celle des mesures. Une première hypothèse concerne la représentativité de la dynamique temporelle mesurée par une seule chambre automatisée. Cette dynamique n'est en effet représentative que d'une seule localisation sur la parcelle et aucune mesure manuelle n'atteste de sa validité à plus large échelle spatiale durant cette période. Ainsi, les mesures enregistrées sont dépendantes de la phénologie du blé présent à proximité de la chambre qui peut être différente du reste de la parcelle. Cette hypothèse s'appuie sur la différence entre les deux mesures manuelles d'août (3,10 gC/m<sup>2</sup>/jour et 2,62 gC/m<sup>2</sup>/jour) qui, avec un très faible écart-type, n'apparaissent pas en cohérence avec les mesures automatisées (0,69 gC/m<sup>2</sup>/jour et 0,93 gC/m<sup>2</sup>/jour). Une seconde hypothèse pour expliquer ce déphasage peut être liée à la paramétrisation du R/S pour du blé de printemps qui serait sous-estimé en fin de croissance et mènerait à modéliser des flux racinaires plus faibles qu'en réalité. Cependant, ce déphasage

n'est pas confirmé en 2011 où le modèle prédit correctement la dynamique saisonnière sans sous-estimer les mesures automatisées (Figure II-21 [d]).

Une des limites principales du modèle couplé concerne toutefois la paramétrisation du module  $R_{ar}$  pour lequel la dynamique de la biomasse racinaire est indexée sur les mesures de biomasse aérienne. Or, ces mesures sont effectuées manuellement moins d'une dizaine de fois par saison de culture, et la biomasse est interpolée linéairement entre deux jours de culture et présente donc une dynamique de type « palier ». Ainsi, malgré l'attention portée sur la paramétrisation du rapport  $R/S$ , la dynamique de la biomasse racinaire n'est pas représentative de la dynamique réelle car elle est dépendante dans le modèle de la forme assignée à la dynamique de la biomasse aérienne interpolée.

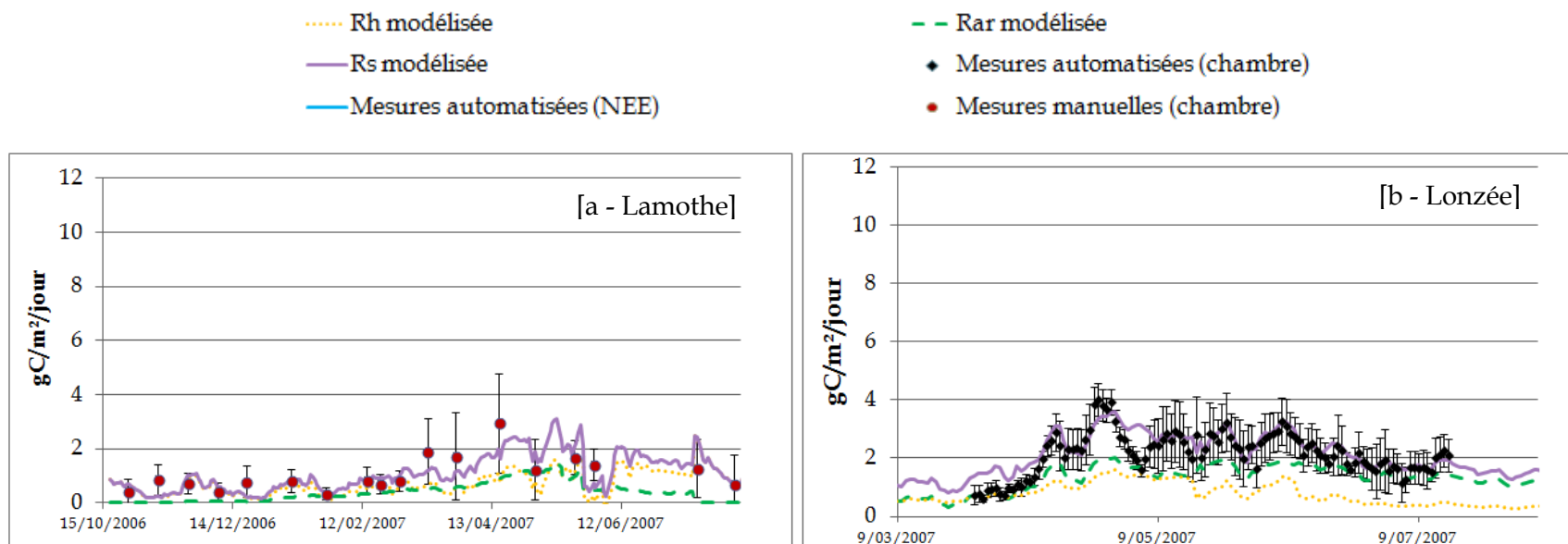


Figure II-21 : [a] et [b] : Modélisation et mesures de  $R_s$  sur les sites de [a] Lamothe et [b] Lonzée. Les écart-types représentés sont associés à la variabilité spatiale (12 points de mesures pour la chambre manuelle, 4 points de mesures pour les 4 chambres automatisées)

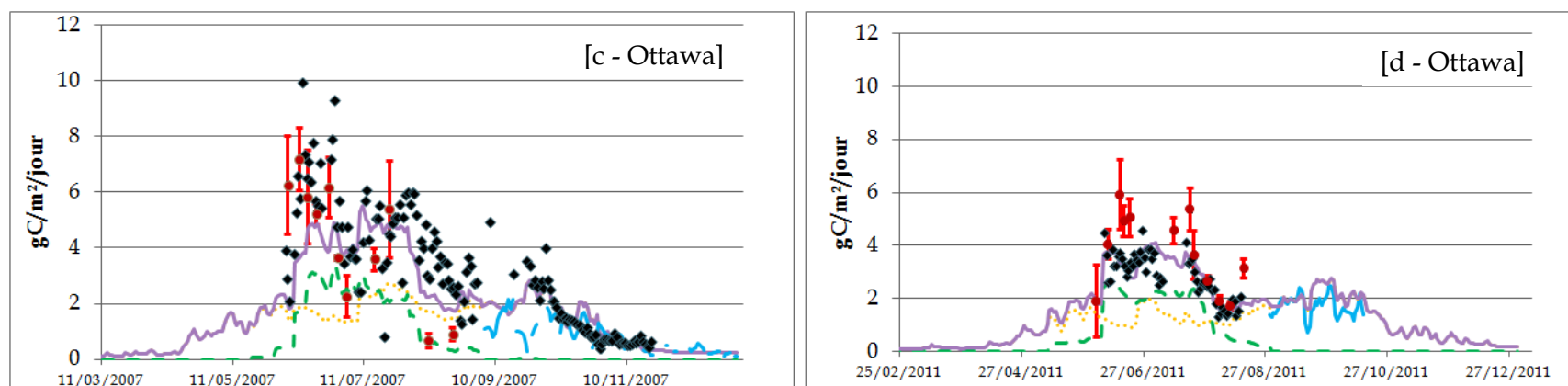


Figure III-21 : [c] et [d] : Modélisation et mesures de  $R_s$  sur les sites d'Ottawa [c] en 2007 et [d] en 2011. Les écart-types représentés sont associés à la variabilité spatiale des mesures effectuées avec la chambre manuelle.

### 5.2.5. Contributions des différents horizons de sol

La Figure II-22 et le Tableau II-13 permettent d'observer les contributions des différents horizons de sol considérés dans le flux de respiration modélisé sur la saison de culture sur 4 années et sites différents.

L'horizon supérieur (0 cm – 15 cm) représente environ 50 % du flux sortant hétérotrophe modélisé quel que soit le site, alors que la contribution de l'horizon inférieur (30 cm – 45 cm) en représente moins d'un cinquième. Ces résultats vont dans le sens des travaux d'Alvarez *et al.* (1995) qui ont constaté que la majeure partie des émissions de CO<sub>2</sub> issus de la décomposition provenait des 10 premiers centimètres de sol, et que la contribution des horizons plus profonds décroissait très rapidement dans un sol agricole. Ils sont également en cohérence avec les résultats du chapitre II concernant l'analyse des différentes profondeurs de mesure de concentration en CO<sub>2</sub>. Dans ce paragraphe, il a été montré que le calcul du flux issu de la mesure du gradient à 10 cm était le plus souvent représentatif du flux sortant, mesuré en surface.

**Tableau II-13 : Contributions des différents horizons de sol au flux R<sub>h</sub> modélisé et au flux R<sub>s</sub> modélisé.**

|                |             | Horizon 0 cm –<br>15 cm | Horizon 15 cm –<br>30 cm | Horizon 30 cm –<br>45 cm |
|----------------|-------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|
| R <sub>h</sub> | Lamothe     | 54 %                    | 26 %                     | 20 %                     |
|                | Lonzée      | 54 %                    | 31 %                     | 16 %                     |
|                | Ottawa 2007 | 47 %                    | 32 %                     | 21 %                     |
|                | Ottawa 2011 | 47 %                    | 31 %                     | 22 %                     |
| R <sub>s</sub> | Lamothe     | 56 %                    | 26 %                     | 18 %                     |
|                | Lonzée      | 56 %                    | 29 %                     | 15 %                     |
|                | Ottawa 2007 | 51 %                    | 30 %                     | 19 %                     |
|                | Ottawa 2011 | 51 %                    | 29 %                     | 20 %                     |

Dans la formalisation théorique du modèle, 60 % des racines sont localisées dans l'horizon supérieur, 25 % dans l'horizon médian et 15 % dans l'horizon inférieur. Leur localisation relative dans le profil est donc similaire aux contributions observées de chaque horizon à R<sub>h</sub>. Ainsi, les contributions sont sensiblement les mêmes que l'on observe le flux issu uniquement de la décomposition de la matière organique ou le flux de respiration total (décomposition et respiration racinaire).

La Figure II-22 montre l'importance du flux issu de l'horizon supérieur dans le flux sortant la majeure partie de la saison, mais permet d'observer la forte contribution des horizons inférieurs lors d'événements climatiques particuliers repérés par des flèches sur la figure (engorgement du sol sur Lamothe, sécheresse du sol en surface sur Ottawa 2007).

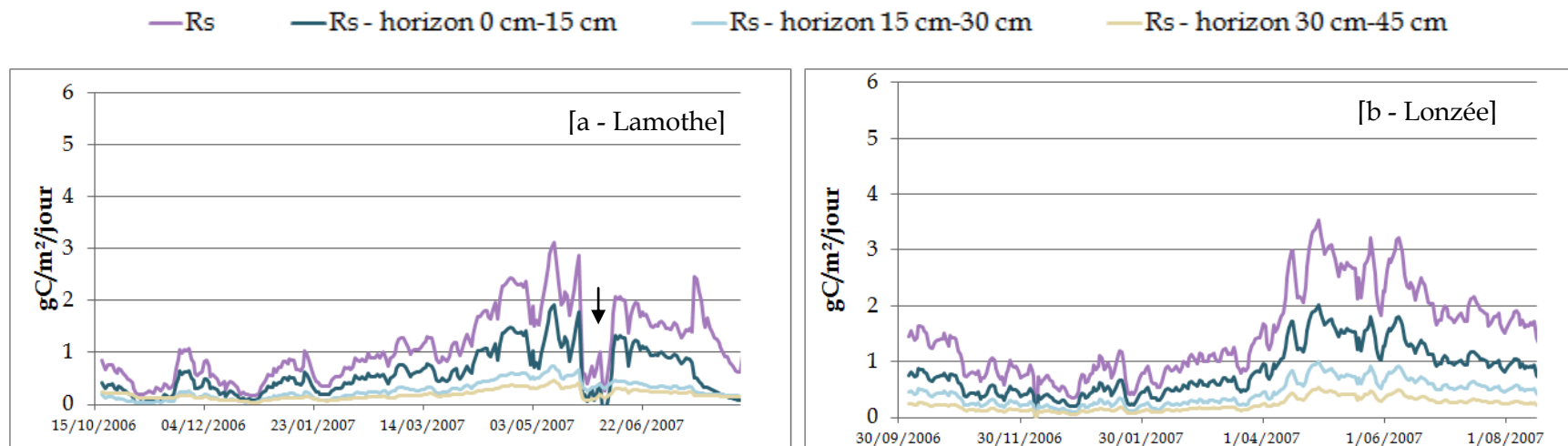


Figure II-22 : [a] et [b] : Modélisation de  $R_s$  dans les différents horizons de sol sur les sites de [a] Lamothe et [b] Lonzée. La flèche repère un évènement climatique particulier : engorgement du sol sur Lamothe.

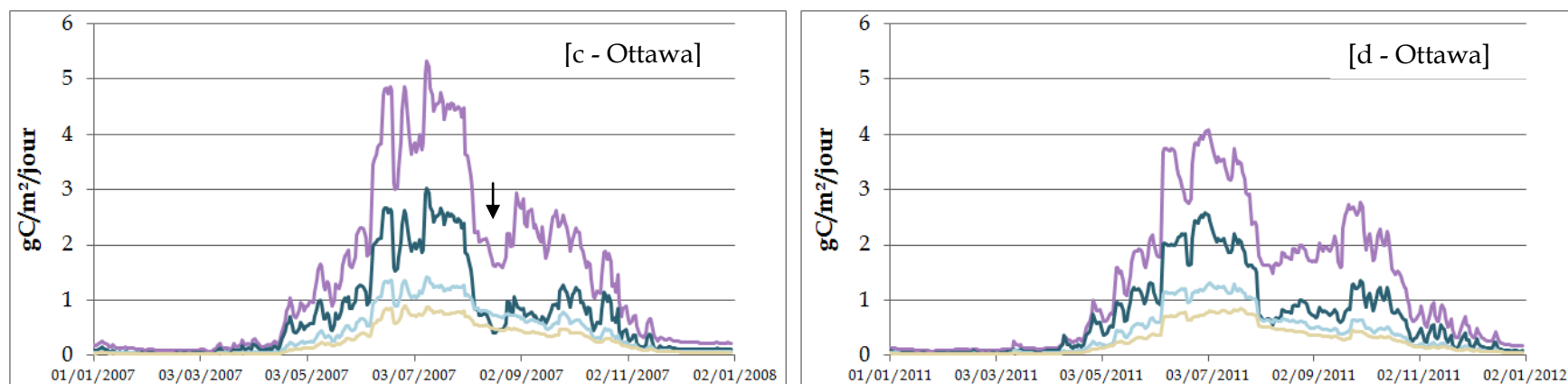


Figure III-22 : [c] et [d] : Modélisation de  $R_s$  dans les différents horizons de sol sur les sites d'Ottawa [c] en 2007 et [d] 2011. La flèche repère un évènement climatique particulier : sécheresse du sol en surface sur Ottawa 2007.



✓ Synthèse pour la modélisation semi-mécaniste

Malgré certaines périodes localisées où le modèle diffère des observations, les prédictions du flux de respiration en sol nu ou durant la croissance du blé sont très satisfaisantes.

Le modèle est capable de prédire la forte variabilité temporelle des flux pour une même parcelle et montre une bonne capacité à reproduire les différents niveaux de flux observés à travers les différents sites d'études.

Malgré ses limites indéniables (non prise en compte de la dynamique de l'azote, méthode d'initialisation des compartiments avec répétitions de la même année climatique et considérant une monoculture durant 20 ans) et les fortes hypothèses avancées (R/S et dynamique de la biomasse souterraine), le modèle couplé, bien que sensible aux paramètres de texture du sol, s'adapte correctement aux différents sites choisis pour leurs fortes différences pédoclimatiques.

La validation du modèle couplé encourage à poursuivre les efforts de modélisation notamment dans la perspective d'un couplage avec un modèle plante pour modéliser l'ensemble des composantes du bilan de NEE à l'échelle de l'écosystème.

---

## Chapitre III

---

# Chapitre III : Contribution de $R_s$ dans la respiration de l'écosystème

---

La compréhension de l'évolution de la respiration de l'écosystème est particulièrement importante au sein des écosystèmes agricoles pour plusieurs raisons :

- Les agro-écosystèmes couvrent une surface considérable (1/3 des terres émergées FAO)
- Les cultures représentent actuellement en Europe et dans le monde la part la plus importante des émissions biosphériques de GES (Janssens *et al.* (2003) ; Smith (2004))
- Leurs sols possèdent un fort potentiel de stockage de carbone (Arrouays *et al.* (2002) ; Post and Kwon (2000) ; Robert and Saugier (2003)).

Or, la respiration de l'écosystème est issue de différents mécanismes qui sont la respiration hétérotrophe (issue de la décomposition de la matière organique du sol) et la respiration autotrophe (de la plante, partie aérienne et racines). Les respirations hétérotrophe et autotrophe possèdent de fortes variabilités spatiales mais également temporelles en fonction des variations climatiques ou du stade de développement de la plante. La compréhension de la respiration de l'écosystème en lien avec le changement climatique ou le développement de la culture passe par l'identification des variations relatives de ses composantes et par l'estimation de la contribution de chacune d'elle dans le bilan de respiration.

A l'heure actuelle, seul un petit nombre d'études s'est intéressé à l'estimation des contributions hétérotrophe et autotrophe de la respiration du sol et de la respiration de l'écosystème au sein d'écosystèmes agricoles. Par ailleurs, la majorité des travaux traitant de cette question est principalement basée sur des méthodes de mesure des différents flux plus ou moins complexes (EC, systèmes de chambre, ZER), et non sur des approches de modélisation. Le principal avantage de la modélisation concerne la possibilité d'étudier les variations de respiration sur des périodes de temps longues et continues.

Dans cette partie, les contributions de  $R_h$  et  $R_{ar}$  dans  $R_s$  et les différentes contributions dans  $R_{eco}$  seront évaluées à l'aide des différents modèles établis précédemment. Le modèle empirique, simple et générique, permet une approche quantitative de la partition des flux alors que le modèle semi-mécaniste permet, par sa description fine des processus, une approche plus phénoménologique. Afin de prendre en compte la spécificité d'une rotation culturale dans les agro-écosystèmes, les contributions seront étudiées à deux échelles de temps :

- Durant la période de culture seule (du semis à la récolte),
- Durant l'année culturale complète de blé (comprenant la période de sol nu après récolte).

Ce travail sera mené sur trois sites aux conditions pédoclimatiques différentes mais pour une même culture (blé).

## 1. Matériels et méthodes

Les sites retenus pour cette étude sont ceux pour lesquels les différents modèles empiriques ainsi que le modèle semi-mécaniste ont pu être développés et paramétrés (Lamothe, Lonzée et Ottawa). Sur le site d'Auradé, le modèle mécaniste n'a pu être testé par manque de mesures automatisées en période de sol nu alors que sur le site de Boigneville, les données climatiques étaient manquantes aux profondeurs de sols définies dans la structure du modèle.

Le modèle empirique Mod THexp a montré les résultats les plus satisfaisants en termes de généralité et de prédictions de la composante  $R_h$ . Il sera donc utilisé pour estimer les contributions hétérotrophes dans cette partie. Les prédictions de  $R_s$  seront issues du modèle Mod THexp dans un premier temps, puis du modèle Mod  $R_h+R_{ar}$  lorsqu'il a pu être paramétré (sur Lonzée et Ottawa en 2007 car la mesure de GPP est disponible). Sur le site de Lamothe, en l'absence de mesures automatisées en période de culture, aucun modèle de  $R_s$  n'a pu être paramétré. Par suite, la composante  $R_{ar}$  sera estimée :

- Par la différence entre  $R_s$  et  $R_h$  modélisées avec les modèles Mod THexp paramétrés relativement au site
- Intrinsèquement comme une fraction de la GPP (Mod  $R_h+R_{ar}$ , voir paragraphe correspondant)

Les différents modèles empiriques utilisés pour cette étude sont résumés dans le Tableau III-1.

**Tableau III-1 : Récapitulatif des modèles développés et validés sur chacun des sites.**

|                              | dénomination                  | modélisation                  | Lamothe | Lonzée | Ottawa<br>2007 | Ottawa<br>2011 |
|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|---------|--------|----------------|----------------|
| Modèle<br>empirique          | $R_h$                         | Mod THexp                     | X       | X      | X              | X              |
|                              | $R_{ar} [f(T_s, \theta_s)]$   | $R_s - R_h$ (Mod THexp)       |         | X      | X              | X              |
|                              | $R_{ar} [f(GPP)]$             | $c * GPP$ (Mod $R_h+R_{ar}$ ) |         | X      | X              |                |
|                              | $R_s [f(T_s, \theta_s)]$      | Mod THexp                     |         | X      | X              | X              |
|                              | $R_s [f(T_s, \theta_s, GPP)]$ | Mod $R_h+R_{ar}$              |         | X      | X              |                |
| Modèle<br>semi-<br>mécaniste | $R_h$                         | Module $R_h$                  | X       | X      | X              | X              |
|                              | $R_{ar}$                      | Module $R_{ar}$               | X       | X      | X              | X              |
|                              | $R_s$                         | Modèle couplé                 | X       | X      | X              | X              |

Après avoir étudié les contributions de  $R_h$  et  $R_{ar}$  modélisées dans  $R_s$  modélisée, les composantes seront estimées au sein de  $R_{eco}$  mesurée pour des périodes de durée variable sur les différents sites (Figure III-1 et Figure III-2).

Sur le site de Lonzée, la mesure de  $R_{eco}$  n'a été effectuée que durant la période de culture. Les estimations des contributions des différentes composantes sur l'année culturale complète ne seront donc pas effectuées.

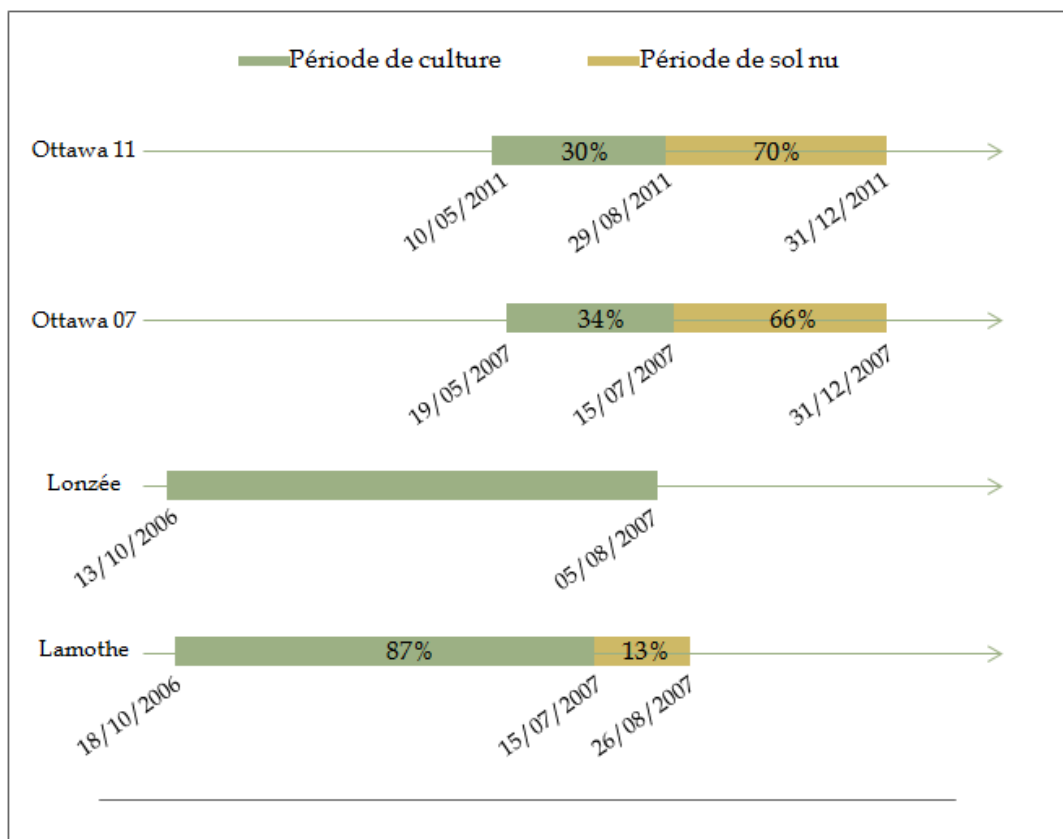


Figure III-1 : Périodes de mesure de la respiration écosystémique (Réco) sur les différents sites d'étude. La durée de la période de culture et de la période de sol nu sont exprimées en pourcentage de l'année culturale complète.

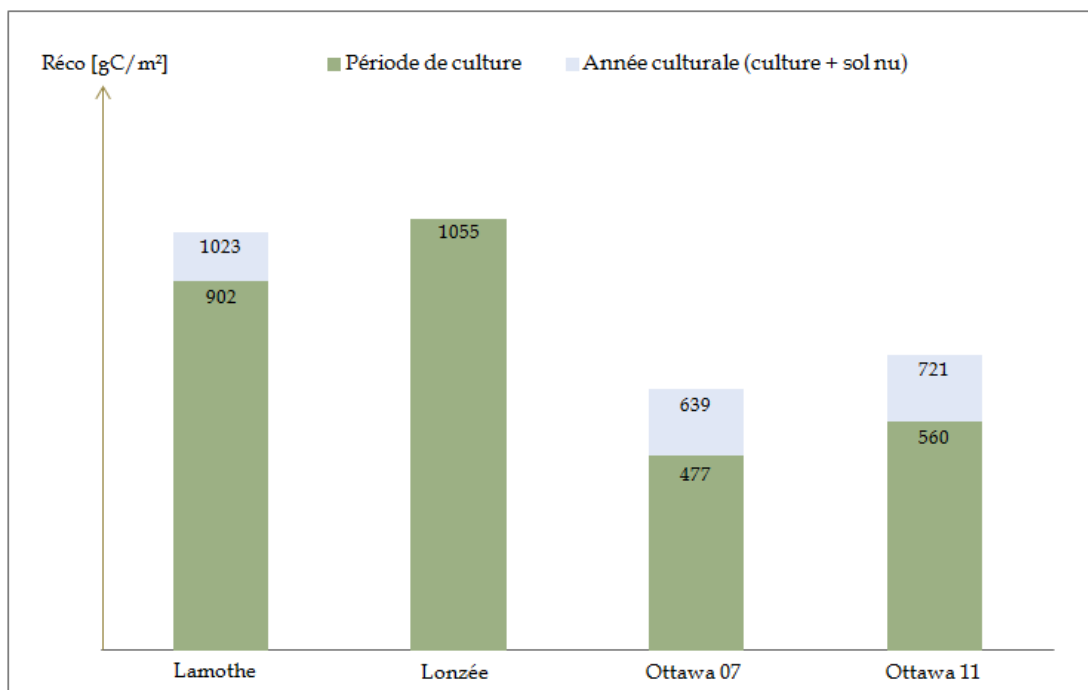


Figure III-2 : Mesures de la respiration écosystémique (Réco) sur chacun des sites d'étude durant la période de culture et durant l'année culturale complète.

## 2. Contribution de $R_h$ et $R_{ar}$ dans $R_s$

Que ce soit pour l'année culturale complète (Figure III-3) ou durant la période de culture seule (Figure III-4), les estimations de  $R_h$  cumulée issues du modèle empirique ou semi-mécaniste sont similaires sur les sites de Lonzée et Ottawa. Pour le site de Lamothe en revanche, le modèle empirique donne une estimation de  $R_h$  deux fois plus élevée que le modèle semi-mécaniste.

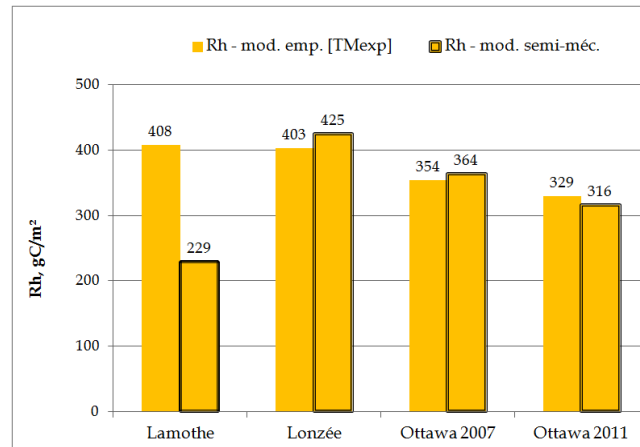


Figure III-3: Valeurs de  $R_h$  cumulées durant l'année culturale complète (blé + sol nu) estimées à l'aide des différents modèles empiriques et semi-mécaniste sur les différents sites d'étude.

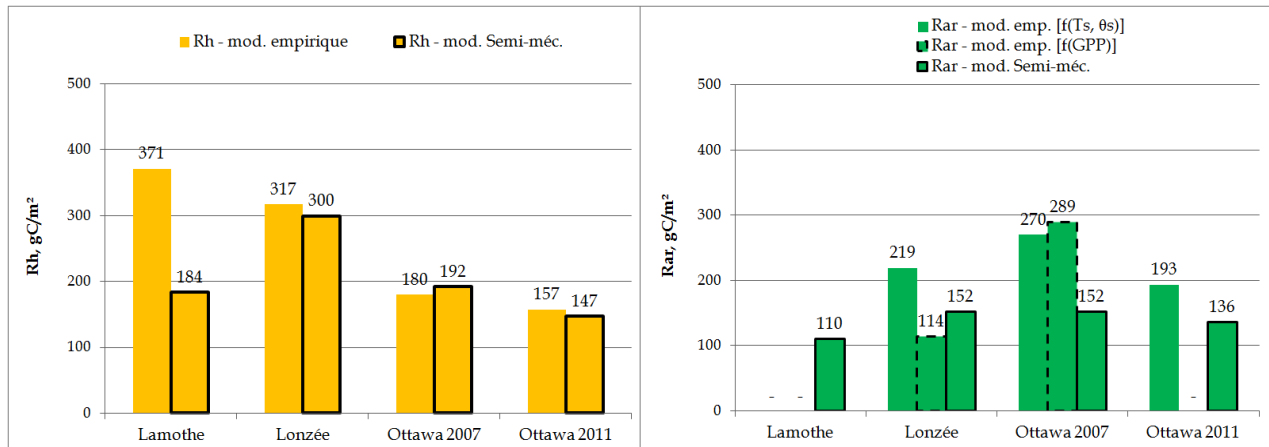


Figure III-4 : Valeurs de  $R_h$  et  $R_{ar}$  cumulées durant la période de culture de blé estimées à l'aide des différents modèles empiriques et semi-mécaniste sur les différents sites d'étude.

Deux raisons expliquent cette différence importante :

(1) La paramétrisation du modèle empirique sur le site de Lamothe a été effectuée en période de sol nu pour laquelle les mesures de  $R_h$  nécessaires étaient disponibles par EC. Or, la parcelle suit une rotation blé/maïs et les périodes de sol nu sont majoritairement localisées en octobre/hiver (entre août et mars). Ainsi, la gamme de valeur de température utilisée pour la paramétrisation du modèle s'échelonne de 2,3 °C à 19,3 °C pour une valeur moyenne de 9,2 °C alors que la gamme de valeur d'application pour cette estimation est comprise entre 2,1 °C à 25,4 °C pour

une valeur moyenne de 13,5 °C. L'une des principales limites à l'utilisation d'un modèle empirique est sa forte dépendance aux caractéristiques pour lesquelles il a été développé (sites, gamme de variation des variables). La forte différence entre les variables climatiques de paramétrisation et les variables climatiques d'application explique la forte surestimation engendrée et laisse penser que les estimations empiriques sont non valides sur la période d'étude.

(2) La surestimation des prédictions issues du modèle empirique peut également s'expliquer par le formalisme empirique qui, contrairement à la modélisation semi-mécaniste, ne prend pas en compte la réduction du flux en période de saturation du sol en eau. Or, la Figure III-5 montre que le modèle empirique prédit des flux forts au moment où le modèle semi-mécaniste simule une forte réduction du flux dû à l'engorgement du sol. La différence entre les deux simulations est particulièrement flagrante à cette période.

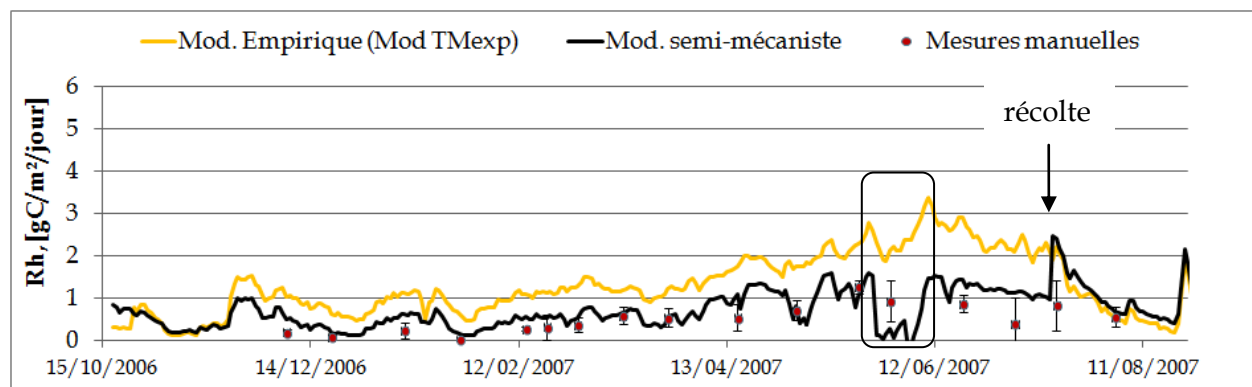


Figure III-5 : Comparaison des simulations de  $R_h$  obtenues avec l'approche empirique (Mod THexp) et semi-mécaniste durant la période de culture sur le site de Lamothe.

Sur la Figure III-5, le comportement des deux simulations est très différent au jour de la récolte où un pic de respiration est simulé par le modèle semi-mécaniste. Ce pic est lié à la prise en compte de l'apport de carbone du aux résidus racinaires et aériens produits à la récolte. La différence de flux à la récolte entre les deux approches de modélisation est présente pour l'ensemble des sites mais reste négligeable car ponctuelle par rapport à la durée de la période de comparaison des respirations cumulées.

Les  $R_{ar}$  cumulées, calculées comme la différence entre  $R_s$  (Mod THexp) et  $R_h$  (Mod THexp), c'est-à-dire calculées en fonction de  $T_s$  et  $\theta_s$  (Tableau III-1), apparaissent largement supérieures aux  $R_{ar}$  estimées par le modèle semi-mécaniste (Figure III-4). Cette différence s'explique par la non prise en compte de la dynamique racinaire dans cette approche empirique. En effet, cette estimation de  $R_{ar}$  est uniquement basée sur la variations des facteurs abiotiques  $T_s$  et  $\theta_s$ . Or, Moyano *et al.* (2007) et Suleau *et al.* (2011) estiment dans leurs travaux que la  $R_{ar}$  est peu, voire non corrélée aux facteurs abiotiques au moment de la croissance. Ces observations mettent en évidence la faiblesse d'un tel modèle (Mod THexp) pour l'estimation de la respiration en période de croissance de végétation.

Les estimations de la composante autotrophe issues du modèle Mod  $R_h+R_{ar}$  ( $R_{ar}=f(GPP)$ ) sont bien plus cohérentes avec l'estimation semi-mécaniste pour le site de Lonzée. La formalisation de ce modèle rejoint les observations de Han *et al.* (2007) qui ont montré qu'il était nécessaire d'utiliser la Production Primaire Nette (NPP) ou la mesure de la biomasse aérienne pour modéliser la respiration du sol en période de croissance. Dans le même sens, Amthor (2000) montrent que  $R_{ar}$  est fortement liée à la respiration de croissance dans un agro-écosystème, du fait du développement caractéristique rapide de la végétation. Or, d'après Moyano *et al.* (2007) et Suleau *et al.* (2011), la respiration de croissance est liée à une fraction de l'activité photosynthétique, indépendante de  $T_s$  et  $\theta_s$  ce qui correspond au formalisme du modèle empirique utilisé ici.

Cependant, sur le site d'Ottawa en 2007, les estimations de  $R_{ar}$  faite avec le formalisme  $R_{ar}=f(GPP)$  restent très différentes des estimations semi-mécanistes. Cette forte différence pourrait être en lien avec la paramétrisation du modèle empirique. En effet, cette paramétrisation a été effectuée sur une période de mesure très particulière qui a succédé à une fertilisation azotée du sol. Ainsi, on observe sur les mesures des flux importants qui ne sont pas reproduit par le modèle semi-mécanistes (Figure II-21 [c]). Ces flux importants sont bien corrélés avec le modèle empirique car celui-ci a été paramétré en fonction de ces flux (Figure II-16 [b]).

Deux hypothèses peuvent alors être émises :

- (1) Le modèle empirique mène à surestimer les émissions réelles du fait de sa paramétrisation particulière à l'aide de mesures acquises suite à la fertilisation (problème d'applicabilité du modèle)
- (2) Le modèle mécaniste sous-estime les émissions réelles du fait des difficultés et incertitudes liées à la paramétrisation de la dynamique de la biomasse racinaire. En effet, celle-ci est issue du  $R/S$  *via* des mesures discrètes de biomasse aérienne qui pourraient ne pas être représentatives de la fertilisation.

Les différences notables entre les estimations de  $R_{ar}$  selon l'approche de modélisation utilisée et les différentes hypothèses émises soulignent la difficulté de modéliser la  $R_{ar}$  avec une seule équation empirique. En effet, la  $R_{ar}$  est issue d'une succession de différents processus tout au long du développement de la végétation (respiration de croissance, respiration d'entretien) menant à une grande variabilité des flux qui n'est pas uniquement dépendante de facteurs abiotiques. Bien que l'utilisation de facteurs biologiques et d'indice de croissance de la végétation soit une solution pour améliorer ce type de modélisation, ces mesures ne sont pas toujours disponibles ni continues dans le temps.

Malgré l'incertitude évoquée quant à la paramétrisation de la dynamique de la biomasse racinaire, l'approche semi-mécaniste semble plus réaliste à la vue des cohérences sur Lonzée entre ce modèle et le modèle empirique tenant compte de la GPP.



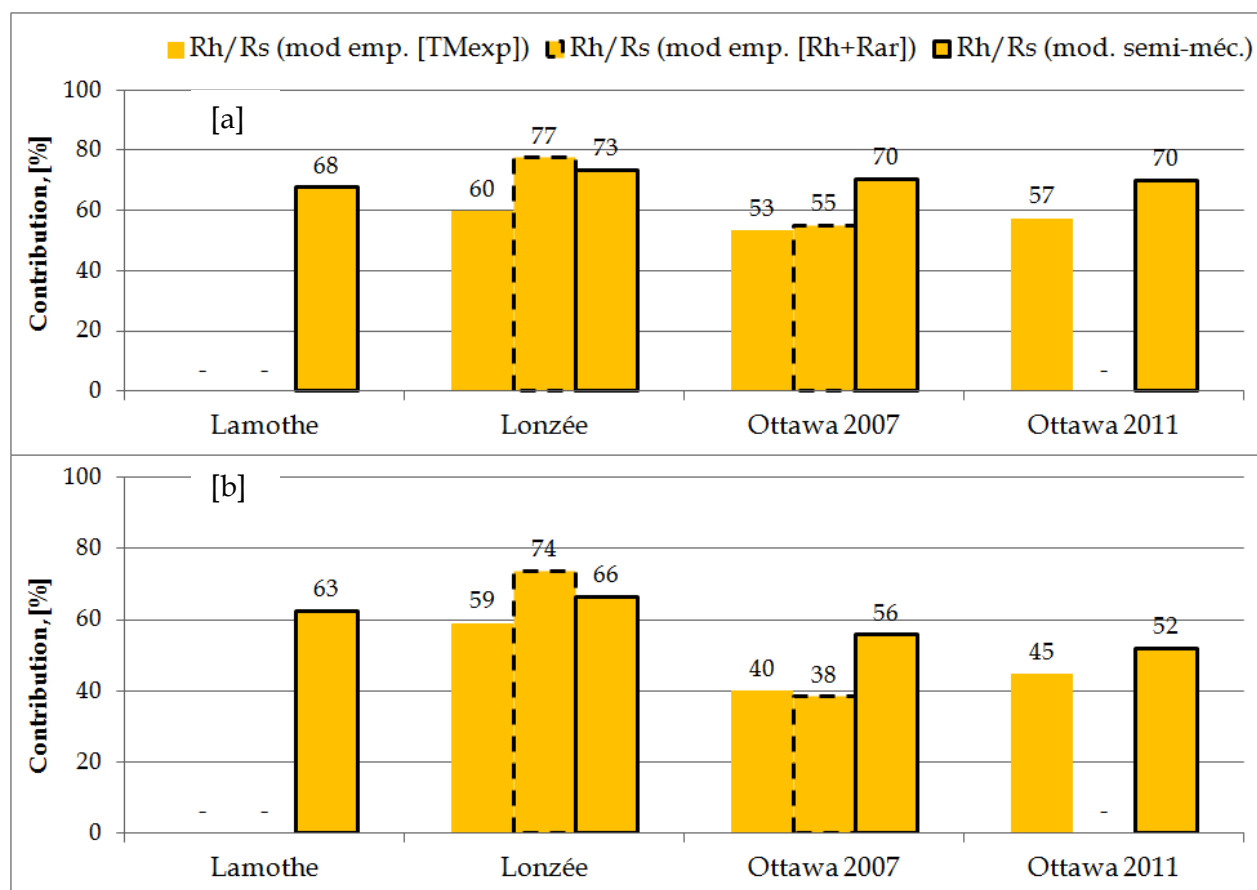


Figure III-6 : Contributions de  $R_h$  dans  $R_s$ .  $R_h$  et  $R_s$  sont estimées à l'aide des différents modèles. Les contributions sont établies durant [a] une année culturale complète (blé + sol nu) et [b] la période de culture de blé seule, sur les différents sites d'études.

En lien avec les remarques précédentes, la Figure III-6 montre que la contribution de  $R_h$  dans  $R_s$  modélisée empiriquement sans prise en compte de la GPP correspond à la plus faible estimation sur l'ensemble des sites.

Cette estimation est toutefois supposée non réaliste car la prise en compte d'un indice de croissance pour modéliser  $R_s$  en période de culture semble indispensable (Amthor (1984) ; Han *et al.* (2007) ; Moyano *et al.* (2007) ; Suleau *et al.* (2011)). Bien que la prise en compte de la GPP dans le modèle empirique Mod  $R_h+R_{ar}$  donne des contributions de  $R_h$  dans  $R_s$  cohérentes avec l'estimation mécaniste sur Lonzée, les différences relatives aux approches de modélisation restent importantes sur Ottawa. Les difficultés liées à la paramétrisation d'un modèle empirique, dépendant par essence des conditions pour lesquelles il est développé, limite sa capacité à être utilisé comme un bon estimateur des dynamiques de respiration sur l'ensemble d'une saison de culture.

Le modèle semi-mécaniste permet d'estimer la contribution de  $R_h$  dans  $R_s$  entre 68 % à 73 % durant une année culturale complète (Figure III-6).

Ces valeurs sont difficiles à comparer car la majorité des études ont été effectuées pour d'autres écosystèmes ou pour une saison de culture sans prise en compte de sol nu.

Les contributions de  $R_h$  dans  $R_s$  sont plus faibles durant la période de culture seule que durant l'année culturale complète. Cependant, alors qu'elles ne diminuent que de 5 % et 8 % pour Lamothe et Lonzée, une différence de 14 % et 18 % est observée sur le site canadien en 2007 et 2011. La forte différence entre les estimations sur l'année culturale complète ou la période de culture seule sur le site canadien s'explique par la faible durée de la période de culture pour le blé de printemps (Figure III-1). En effet, la période de sol nu (~ 70 % de l'année) est affectée d'un poids très important lors de la partition de  $R_s$  en ses composantes durant la rotation complète ce qui augmente considérablement la part de  $R_h$  dans  $R_s$  par rapport à la seule période de végétation. Sur les sites européens la période de culture étant longue, le poids du sol nu sur l'année culturale est peu important et n'amène pas de forte variation dans la partition du flux de  $R_s$  entre les deux périodes de temps étudiées. De plus, la culture de blé canadienne a lieu en été. Les conditions climatiques chaudes et sèches présentes durant la saison de culture peuvent limiter le flux issu de la décomposition de la matière organique durant la culture, et expliquer la relativement faible part de  $R_h$  dans  $R_s$ .

Durant la période de culture seule, le modèle semi-mécaniste estime la contribution de  $R_h$  dans  $R_s$  entre 63 % et 66 % pour du blé d'hiver (durées de culture d'octobre à juillet) et entre 52 % et 56 % pour du blé de printemps (durées de culture de mai à septembre). Il y a donc une cohérence des répartitions vis-à-vis des cultivars mais une forte différence de contribution de  $R_h$  entre les deux types de blé. Il a été montré que le flux de respiration racinaire était physiologiquement plus intense du fait de la période de croissance restreinte pour des espèces céréalières de printemps (Swinnen *et al.* (1995a) ; Equiza *et al.* (2001)). En effet, la longue période de culture de blé d'hiver prend en compte une période relativement conséquente durant laquelle la respiration racinaire du blé est très faible voire nulle après le semis (Figure II-21 [a] et [b]). Cette période n'existe pas pour la culture de blé de printemps qui engendre des flux de respiration racinaire dès après le semis. Cela augmente la contribution de  $R_h$  pour le blé d'hiver par rapport au blé de printemps et contribue à expliquer la différence de contribution hétérotrophe entre les deux cultures.

Au sein d'un écosystème cultivé de blé, Buyanovsky and Wagner (1987) estiment que 86 % de  $R_s$  sont issus de la décomposition de la matière organique du sol. Pour une culture d'orge, Moyano *et al.* (2007) calculent un rapport  $R_h/R_s$  de 73 %. Les estimations issues du modèle semi-mécaniste sont inférieures à ces deux valeurs. Cependant, ces deux estimations sont effectuées pour un nombre limité de point de mesure du fait du caractère métrologique des travaux.

D'autres travaux effectués à l'aide de mesures continues et longues dans le temps sur des cultures de blé d'hiver mènent à estimer des contributions de  $R_h$  dans  $R_s$  de 44 % (Moureaux *et al.* (2008)), 64 % (Zhang *et al.* (2013)) ou 55 % (Shi *et al.* (2006)). Ces deux derniers ordres de grandeurs sont cohérents avec ceux issus du modèle semi-mécanistes. Cependant, la différence avec l'estimation de Moureaux *et al.* (2008) est particulièrement frappante car elle concerne la culture de blé du site de Lonzée en 2005. Elle peut toutefois être expliquée par les méthodes de calcul. En effet, l'étude de Moureaux *et al.* (2008) est basée sur la mesure des flux par EC. L'estimation de  $R_h$  est issue de la différence entre NEE et NPP alors qu'ici, le modèle simule  $R_h$

directement à partir des variables climatiques et texturales du sol qui modulent des coefficients de décomposition théoriques. Sur la période de mesure de 2007, entre mars et juillet, le rapport de  $R_h$  mesurée (à l'aide des chambres automatisées installées sur les ZER) et  $R_s$  mesurée (à l'aide des chambres automatisées installées dans l'inter-rang de culture) est égal à 57 %. Sur cette même période, le modèle semi-mécaniste estime le rapport  $R_h/R_s$  à 63 %. Cette comparaison permet de penser que les 66 % de  $R_h$  estimés par le modèle entre octobre et juillet ne représentent pas un résultat aberrant bien que différent de l'estimation de Moureaux *et al.* (2008). De plus, Subke *et al.* (2006) ont comparés les méthodes de mesures existantes pour estimer les contributions des composantes de  $R_s$  et bien qu'ils montrent une relativement bonne cohérence entre les différentes méthodes, ils soulignent que de nombreuses hypothèses sont masquées derrière les résultats issus des mesures et que des biais apparaissent dans les estimations selon les méthodes employées.

Enfin, le rapport  $R_h/R_s$  calculé avec le modèle semi mécaniste peut être comparé aux résultats obtenus pour d'autres écosystèmes. Hanson *et al.* (2000) estiment par leur synthèse que la contribution autotrophe de  $R_s$  est mesurée en moyenne autour de 48 % pour des écosystèmes forestiers et de 60 % pour des écosystèmes non-forestiers, avec des gammes d'estimations variant de 10 % à 90 % selon les études. Andrews *et al.* (1999) et Granier *et al.* (2000) mesurent une contribution hétérotrophe de 45 % et 40 % dans  $R_s$  pour deux autres écosystèmes forestiers. Il apparaît ainsi que la contribution de la respiration hétérotrophe est plus importante pour une culture de blé d'hiver que dans les autres écosystèmes, ce qui peut s'expliquer par la variabilité d'intensité de la respiration racinaire sur la saison pour ce type de culture. En effet, durant une longue période où le blé est bas (en hiver), la respiration racinaire du blé est très faible voire nulle, ce qui donne un poids important à la contribution de  $R_h$  dans  $R_s$  durant cette culture.

### 3. Contribution de $R_s$ dans $R_{eco}$

Durant l'année culturale complète (Figure III-7 [a]), les estimations de la contribution de  $R_h$  dans  $R_{eco}$  sont similaires entre les deux approches de modélisation, mis à part sur le site de Lamothe, pour les mêmes raisons que précédemment (gamme d'application du modèle empirique différente de la gamme de paramétrisation).

D'après le modèle semi-mécaniste,  $R_h$  contribue entre 22 % et 57 % à  $R_{eco}$ . Ces résultats sont très contrastés entre les différents sites. La principale explication tient dans le fait que les rendements et la densité de semis sont 3 fois inférieurs sur le site canadien que sur le site français. Ainsi,  $R_{eco}$  mesurée au Canada en 2007 et 2011 est plus de 30 % inférieure à la mesure de Lamothe (Figure III-2) alors que les valeurs de  $R_h$  simulées sont plus importantes sur Ottawa (Figure III-3). Par ailleurs, la durée de la période de sol nu à Ottawa est très longue (66 % à 70 % de l'année culturale complète) et donne un fort poids au flux hétérotrophe vis-à-vis du flux autotrophe sur la durée de l'année culturale par rapport à ce qui s'observe sur Lamothe (13 % de sol nu sur l'année culturale). Enfin, la quantité d'argile élevée dans le sol de Lamothe (54 % pour Lamothe,

31 % à Ottawa) contribue à la protection physique de la matière organique et en limite la décomposition.

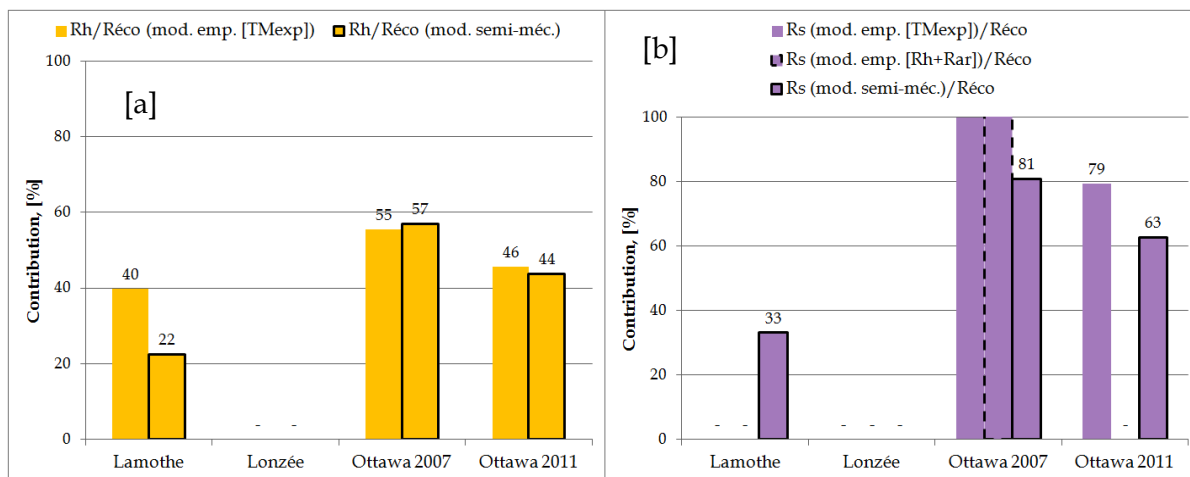


Figure III-7 : Contributions de [a]  $R_h$  et [b]  $R_s$  dans  $R_{eco}$  mesurée. Les contributions sont estimées à l'aide des différents modèles, établis durant une année culturale complète (blé + sol nu) sur les différents sites d'études.

La contribution de  $R_s$  dans  $R_{eco}$  est également contrastée entre les différentes approches de modélisation.

Dans un premier temps, l'estimation de contribution obtenue par le modèle empirique soulève des questions quant à la paramétrisation de ce dernier ( $R_s/R_{eco} > 100\%$ ). Au cours de la période de mesure, les valeurs de  $R_s$  ont été très souvent supérieures aux valeurs de  $R_{eco}$  (Figure III-8). Un tel résultat laisse supposer un biais dans l'une des mesures ou un problème de représentativité dans l'emplacement de mesure de  $R_s$ .

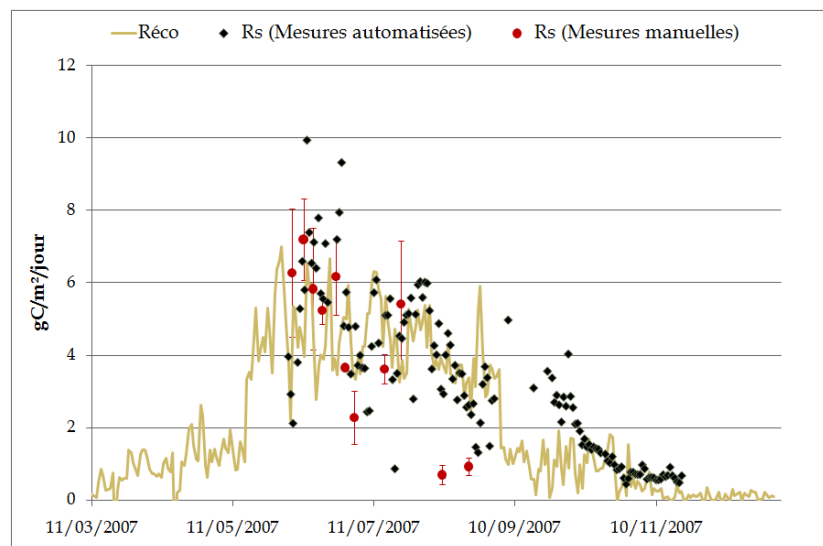


Figure III-8 : Comparaison de  $R_{eco}$  mesurée par EC et  $R_s$  mesurée à l'aide d'une chambre de mesure automatisée et d'une chambre de mesure manuelle le long d'un transect sur le site d'Ottawa, en 2007.

D'une part, les valeurs de  $R_{eco}$  sont équivalentes entre 2007 et 2011. D'autre part, les flux mesurés par la chambre automatisée en 2007 sont particulièrement forts. Cependant, ces forts flux apparaissent tout à fait valides lorsqu'ils sont comparés aux mesures effectuées à l'aide d'une chambre manuelle le long d'un transect. Toutefois, les valeurs fournies par une unique chambre apportent une indication, mais ne permettent pas d'assurer la généralité du modèle empirique. Cela rejoint les hypothèses émises précédemment quant à la représentativité de la paramétrisation du modèle empirique effectuée avec ces mesures de flux localisées.

Par ailleurs, en 2011 sur ce même site, le modèle empirique estime la contribution de  $R_s/R_{eco}$  de 16 % supérieure à l'estimation issue du modèle semi-mécaniste. Or, le modèle empirique en 2011 ne prenant pas en compte d'indice de croissance de végétation (GPP non disponible cette année là), c'est le modèle semi-mécaniste qu'il convient de considérer comme le plus fiable (pour les mêmes raisons que précédemment liées à la dépendance de la respiration de croissance à un indice de croissance et non à  $T_s$  et  $\theta_s$ ).

Enfin, les différences d'estimation issue du modèle semi-mécaniste entre différents sites (Lamothe et Ottawa) sont remarquables : comme pour  $R_h/R_{eco}$ , le rapport  $R_s/R_{eco}$  vaut le double sur Ottawa en 2011 par rapport à Lamothe. Ici encore, la faible densité de semis sur Ottawa paraît la meilleure explication car elle induit une faible proportion de respiration aérienne de la plante ( $R_{aa}$ ) et donc une forte proportion de  $R_s$  dans  $R_{eco}$  comparativement à Lamothe. De plus, la longue période de sol nu prise en compte dans l'année culturale d'Ottawa accentue une nouvelle fois le poids de  $R_s$  par rapport à  $R_{aa}$  lors de l'estimation sur l'année culturale complète. Ces différentes valeurs sont encore une fois difficilement comparables car les études sur les années culturales ne sont pas courantes.

En se limitant à l'étude sur la saison de culture seule, les estimations de la contribution de  $R_h$  dans  $R_{eco}$  sont très cohérentes selon les deux approches de modélisations (Figure III-9) sauf, encore une fois, pour le site de Lamothe (mêmes hypothèses concernant la gamme d'application du modèle empirique qui est différente de la gamme de paramétrisation).

Dans le cas des cultures de blé d'hiver, le modèle semi-mécaniste estime que 20 % à 28 % de  $R_{eco}$  sont issus de la décomposition de la matière organique du sol. Moureaux *et al.* (2008) estiment à l'aide de mesures par EC sur la culture de blé de Lonzée en 2005 que  $R_h$  représente 24 % de  $R_{eco}$ , puis Suleau *et al.* (2011) exploitent les mesures issues de tour à flux combinées à des mesures issues dispositifs automatisés de type échanges gazeux et estiment cette contribution autour de 20 % sur le site de Lonzée en 2007. Les valeurs issues de la modélisation apparaissent cohérentes avec celles de Moureaux *et al.* (2008) et de Suleau *et al.* (2011) établies *via* la mesure pour le même site d'étude.

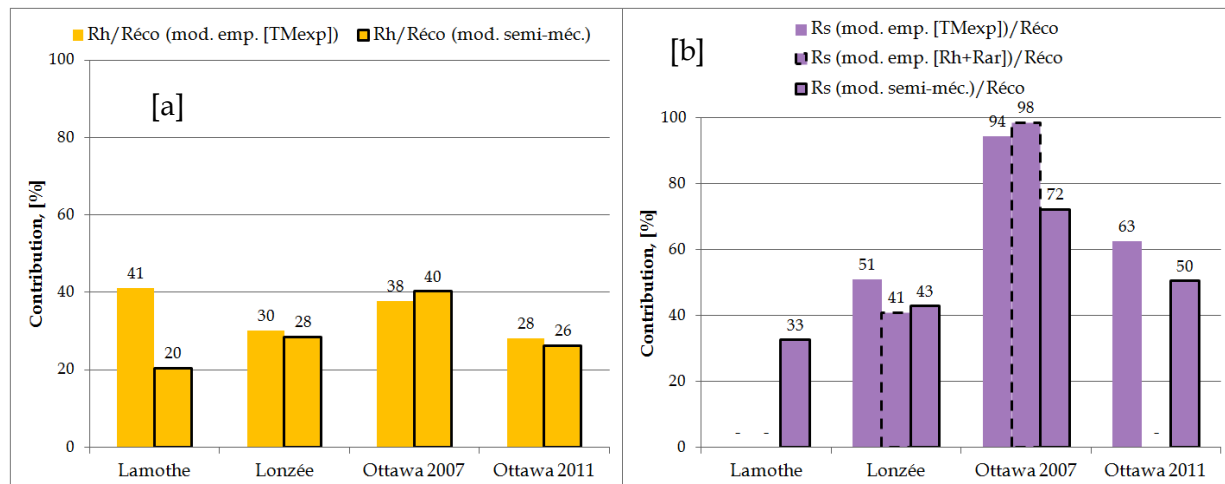


Figure III-9 : Contributions de [a]  $R_h$  et [b]  $R_s$  dans  $R_{eco}$  mesurée. Les contributions sont estimées à l'aide des différents modèles, établis durant les périodes de culture de blé sur les différents sites d'études.

Sans tenir compte du site d'Ottawa en 2007 (caractère localisé des mesures utilisées pour la paramétrisation du modèle), les contributions estimées de  $R_s$  dans  $R_{eco}$  sont cohérentes entre l'approche empirique utilisant la GPP et l'approche semi-mécaniste sur Lonzée.

Les différences de partition entre les sites ( $R_s/R_{eco} = 33\%$  à  $43\%$  pour Lamothe et Lonzée et  $50\%$  à  $72\%$  sur Ottawa selon l'approche semi-mécaniste) peuvent s'expliquer par la forte différence de densité de semis, 3 fois inférieure sur le site canadien que sur les sites européens qui induisent une contribution relative très élevée du sol dans  $R_{eco}$  (peu de respiration aérienne car peu de biomasse). Cependant, alors que 2/3 de la contribution de  $R_s$  sont expliqués par  $R_h$  sur les sites européens, seulement la moitié de la contribution de  $R_s$  est issue de la décomposition de la matière organique à Ottawa. Les hypothèses expliquant cette différence sont une nouvelle fois liées à la courte durée de culture du blé de printemps induisant d'intenses flux racinaires sur cette période.

Dans les études de Moureaux *et al.* (2008) et de Suleau *et al.* (2011),  $R_s$  correspond à  $55\%$  et  $33\%$  de  $R_{eco}$ , valeurs cohérentes avec nos estimations bien que balayant une large gamme. Pour d'autres agro-écosystèmes, Lohila *et al.* (2003) mesurent des rapports  $R_s/R_{eco}$  de  $49\%$  et  $46\%$ , qui sont également cohérents avec nos estimations. Ces estimations sont toutefois très différentes de valeurs mesurées pour d'autres écosystèmes où la contribution du sol apparaît plus importante dans un écosystème agricole que dans les autres écosystèmes. En effet,  $R_s/R_{eco}$  est mesuré autour de  $75\%$  à  $85\%$  d'après Gilmanov *et al.* (2007) et Hunt *et al.* (2004) pour des prairies, et vaut  $70\%$  pour des écosystèmes forestiers d'après Granier *et al.* (2000). La faiblesse des stocks de carbone des agro-écosystèmes (Arrouays *et al.* (2003), Lee et Lameers (1990)) pourrait expliquer cette plus faible contribution du sol et ces résultats appuieraient ainsi les perspectives liées au fort potentiel de stockage des sols agricoles.

✓ Synthèse

Dans le cadre de son application pour estimer les contributions des différentes composantes du bilan de flux de l'écosystème, la paramétrisation d'un modèle empirique requiert une attention particulière. En effet, la généricité du modèle est liée à la gamme de valeurs pour laquelle il a été calibré ; elle doit donc être représentative de l'ensemble de la saison de culture est nécessaire par assurer l'applicabilité du modèle à toutes les saisons.

Lorsqu'il a été paramétré pour des gammes de valeurs représentatives de la variabilité temporelle à l'échelle de l'année culturale, le modèle empirique Mod THexp apparaît comme un bon modèle utilisable pour estimer la contribution de  $R_h$  dans les flux d'une parcelle agricole au pas de temps journalier.

La comparaison des approches empiriques et semi-mécaniste a permis de souligner la difficulté liée à la modélisation de  $R_{ar}$  dans un agro-écosystème. La  $R_{ar}$  est issue d'une succession de différents processus tout au long du développement de la végétation (respiration de croissance, respiration d'entretien). Elle présente, de fait, une très forte variabilité temporelle qui n'est pas uniquement dépendante de facteurs abiotiques et qui n'est pas modélisable par une simple formalisation. Une perspective intéressante sera la comparaison des résultats avec une modélisation mécaniste et plus complexe de la dynamique de biomasse racinaire (exemple review d'Amthor (2000)).

Par sa description fine des processus, le modèle semi-mécaniste a permis d'estimer de manière relativement fiable, les différentes répartitions des flux de l'agro-écosystème. L'utilisation de la modélisation a notamment permis d'effectuer ces estimations sur de longues périodes continues à deux échelles temporelles : l'année culturale ou la saison de culture seule.

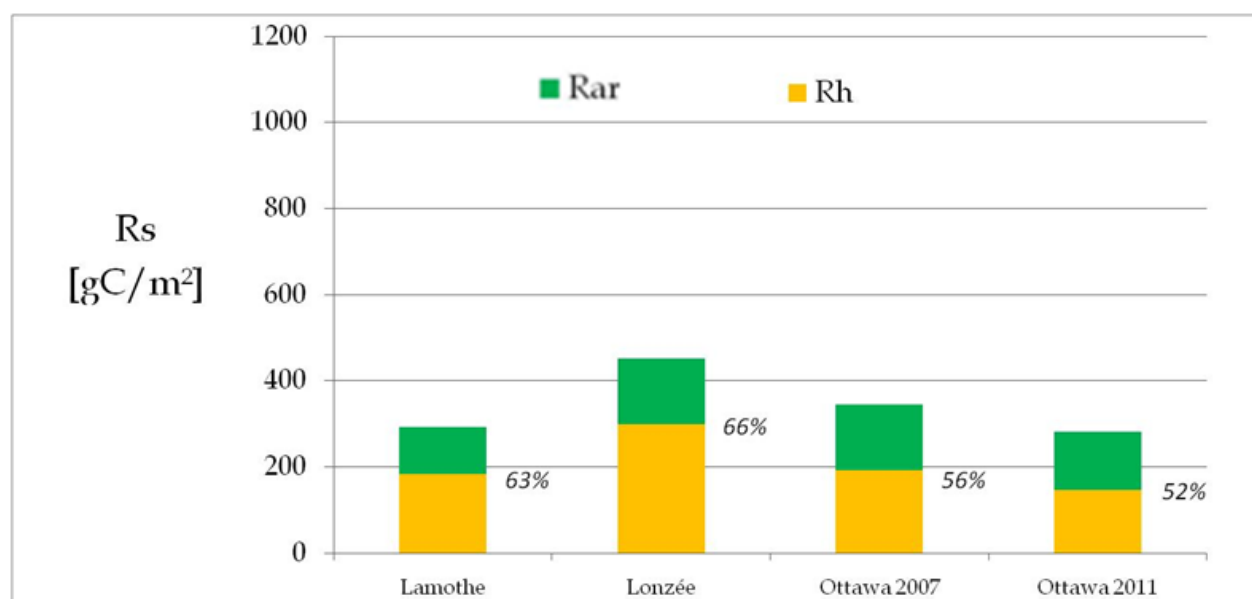


Figure III-10:  $R_s$  simulée par le modèle semi-mécaniste durant les périodes de cultures de blé sur les différents sites d'études. En jaune est indiquée la contribution de  $R_h$  dans  $R_s$  (en %), estimée avec le modèle semi-mécaniste.



Le modèle semi-mécaniste estime la contribution de  $R_h$  dans  $R_s$  entre 63 % et 66 % pour du blé d'hiver et entre 52 % et 56 % pour du blé de printemps (Figure III-10). Le rapport  $R_h/R_s$  n'augmentent que de quelques pourcents pour Lamothe et Lonzée entre l'étude sur l'année complète et l'étude durant la saison de culture seule, alors qu'une différence de 14 % et 18 % est observée sur le site canadien entre les deux échelles étudiées. Ceci est en lien avec la durée de la saison de culture longue pour le blé d'hiver (d'octobre à juillet) et brève et accompagnée de forts flux racinaires pour le blé de printemps (de mai à septembre).

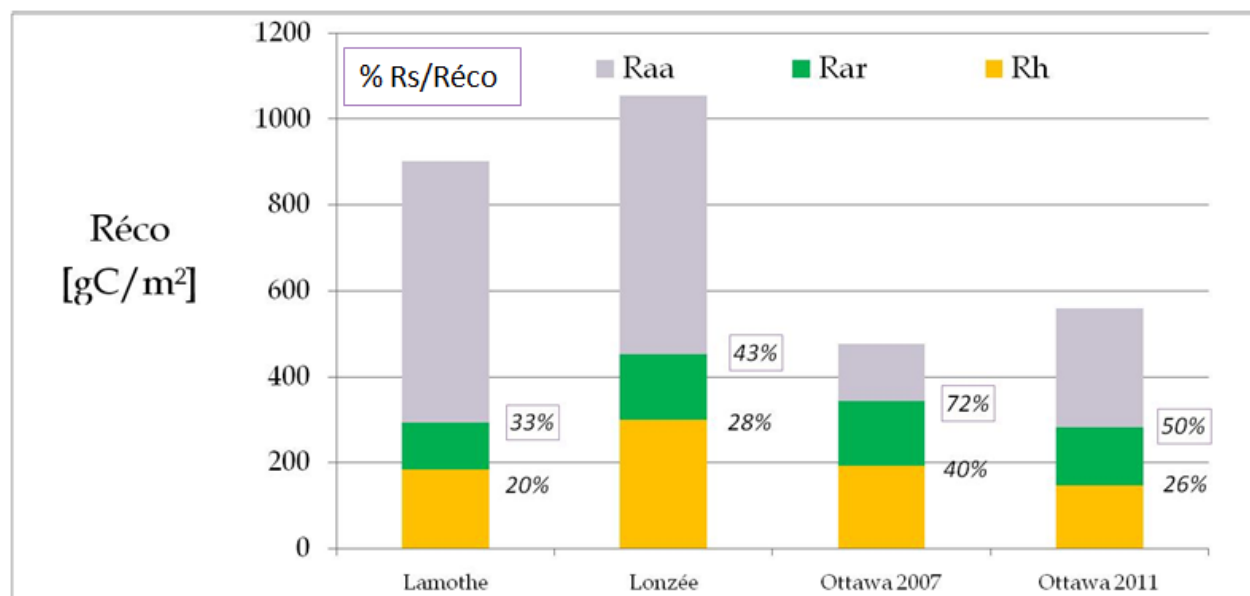


Figure III-11 : Contributions de  $R_h$  et  $R_s$  (en %) dans  $R_{éco}$  mesurée, estimées par le modèle semi-mécaniste durant les différentes périodes de cultures de blé sur les différents sites d'étude.

Dans le cas des cultures de blé d'hiver, le modèle semi-mécaniste montre que 20 % à 28 % de  $R_{éco}$  sont issus de la décomposition de la matière organique du sol durant la saison de culture et que le rapport  $R_s/R_{éco}$  vaut alors de 33 % à 43 %. Pour une culture de blé de printemps, le rapport  $R_s/R_{éco}$  est de l'ordre de 50 % à 72 % (Figure III-11).

Alors que 2/3 de la contribution de  $R_s$  sont expliqué par  $R_h$  sur les sites européens, seulement la moitié de la contribution de  $R_s$  est issue de la décomposition de la matière organique à Ottawa. Les hypothèses expliquant cette différence sont une nouvelle fois liées à la courte durée de culture du blé de printemps induisant d'intenses flux racinaires sur cette période.





---

## Chapitre IV

---

# Chapitre IV : Effet de différentes pratiques culturales sur la respiration du sol

---

Le sol fonctionne comme un accumulateur qui se décharge et se recharge. La mise en culture des sols a provoqué la perte de milliards de tonnes de carbone car elle accélère la minéralisation du carbone organique (Arrouays and Pelissier (1994)) et augmente les émissions de CO<sub>2</sub> vers l'atmosphère. Inversement, la quantité de matière organique du sol peut augmenter si l'apport en carbone dépasse les pertes. Ainsi, en interaction avec l'atmosphère, le sol peut jouer le rôle de source ou de puits de carbone. Dans le contexte des changements climatiques, l'une des questions majeures concerne la mise en place de pratiques agricoles susceptibles d'augmenter le stockage de carbone dans les sols pour compenser les émissions de CO<sub>2</sub> (IPCC ; Arrouays *et al.* (2002)).

Dans la pratique, de nombreux types de travaux du sol différents sont effectués. Le labour est une opération de travail du sol relativement profond, dont le principe repose sur le retournement d'une bande de terre. Il est effectué à l'aide de charrue à versoir ou à disque et a pour objectif de fragmenter les agrégats, d'enfouir les matières organiques et de détruire adventices et repousses. Il permet également d'améliorer l'infiltration de l'eau dans le sol en augmentant la porosité. Le labour présente cependant des inconvénients : il favorise l'érosion du sol, diminue la qualité et la quantité de matière organique en surface et perturbe le travail de la macrofaune des sols. Les cultivateurs regroupent la famille d'outils adaptés à des opérations de déchaumage et de décompactage en non labour. Ces machines fendillent la terre sur leur passage à l'aide de griffes plus ou moins longues insérées dans le sol. Les techniques culturales sans labour (TCSL) occupent aujourd'hui une place importante dans les plans agronomiques. Elles connaissent un fort développement en France depuis les années 1990 notamment pour réduire coûts et temps de travail avec en perspective le rechargement en carbone du sol. Ces TCSL concernent aujourd'hui 1/3 des surfaces cultivées en céréales (Labreuche *et al.* (2007)).

Cependant, il existe un manque d'évaluation et de compréhension de la contribution du sol aux émissions de CO<sub>2</sub> pour différents types de travaux du sol (Metay *et al.* (2009), West and Marland (2002)) De fait, les effets à moyen terme sur les émissions de CO<sub>2</sub> en lien avec le travail du sol sont très discutés. Certaines études montrent que les émissions de CO<sub>2</sub> des sols en TCSL sont plus fortes qu'en cas de labour (Hendrix *et al.* (1998) ; Sapkota *et al.* (2012)), d'autres qu'elles sont identiques quel que soit le travail envisagé (Fortin *et al.* (1996), Buysse (2013)) ou encore qu'elles sont plus faibles en TCSL qu'en labour (Moraru and Rusu (2012) ; Campos *et al.* (2011) ; Li *et al.* (2013)).

De plus, la distinction entre l'effet du non labour et l'effet des apports organiques (fumier, lisier) est primordiale (Bayer *et al.* (2000) ; Metay *et al.* (2009)).

L'objectif de ce travail est d'étudier les variations de stocks mais aussi de flux en fonction de l'apport ou non de fumier et du type de travail du sol effectué à l'aide d'une modélisation semi-mécaniste la plus précise possible, développée pour tenir compte de ces différents effets.

## 1. Matériels et méthodes

### 1.1.Site d'étude

Dans cette partie, le travail sera effectué sur le site de Lamothe. Ce site a été retenu car l'itinéraire technique suivi sur cette parcelle est connu du fait de l'étroite collaboration avec l'équipe l'Ecole d'Ingénieur de Purpan, gestionnaire du site (ferme expérimentale).

Durant l'année culturale de blé en 2006/2007, la parcelle a été fertilisée par un apport important de fumier (201 gC/m<sup>2</sup> apportés le 27/08/2007). Un labour profond avec retournement a été effectué le 18/12/2007 (Figure IV-1).

Les mesures de flux continues effectuées par EC sur la parcelle permettront de tester les prédictions du modèle sur l'effet de l'apport de fumier et l'effet du labour sur la dynamique du carbone organique (stock et flux) à des pas de temps fin (échelle journalière).

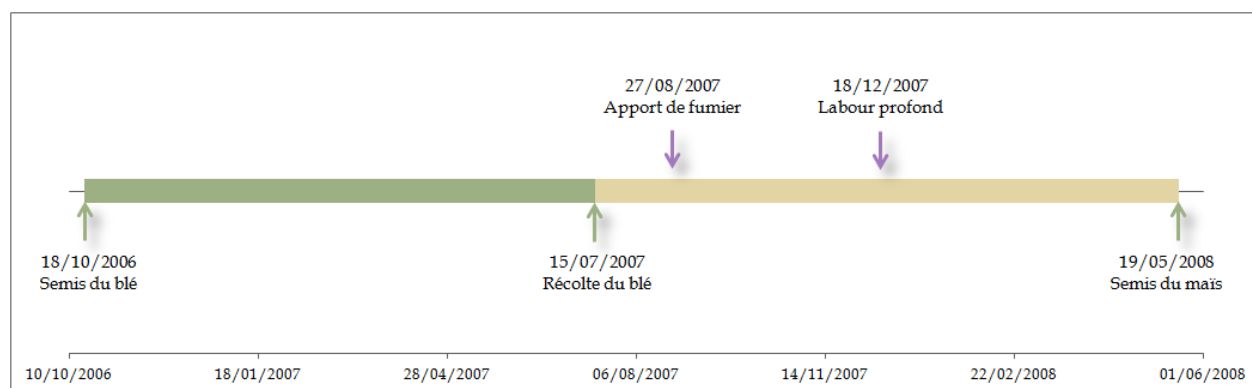


Figure IV-1 : Itinéraire technique réalisé sur le site de Lamothe durant la saison de culture du blé en 2006/2007.

### 1.2.Formalisation des pratiques culturales

#### 1.2.1 Apport de fumier

Le module de décomposition de la matière organique présenté sur la Figure II-5 a été complété afin de prendre en compte l'effet d'un apport de fumier sur le sol. Ainsi, des compartiments supplémentaires ont été ajoutés afin de tenir compte d'un apport de carbone de nature différente :

- En surface, deux compartiments correspondant à la fraction métabolique et à la fraction structurale du fumier

- Dans chacun des 3 horizons de sol, deux compartiments correspondant à la fraction métabolique et à la fraction structurale du fumier qui sont alimentés au moment du retournement des couches supérieures.

La fraction métabolique du fumier est un nouveau paramètre d'entrée du modèle fixé à 76 % et déterminé par la méthode de Van Soest, d'après Abiven (2004). Les compartiments métaboliques et structuraux de fumier suivent les mêmes dynamiques de décomposition et sont régis par les mêmes équations que les résidus de culture présents dans le même horizon. Ainsi, la décomposition des constituants des compartiments « fumier » de surface alimente directement le compartiment de carbone actif de surface. La lignine contenue dans la fraction structurale, longue à décomposer alimente, comme celle des résidus de surface, le compartiment de carbone lent de l'horizon sous-jacent.

### 1.2.2 Effet du travail du sol

Le principal intérêt du modèle développé réside dans la prise en compte de la qualité de la matière organique en la divisant en différents compartiments caractérisés par des vitesses de décomposition différentes. Cette structuration du modèle s'avère précieuse pour caractériser l'impact des différents types de travaux du sol sur la dynamique de la matière organique et pour comprendre quelle est la fraction de matière organique qui est la plus affectée par la modification du travail du sol. Dans le modèle utilisé, la compartimentation de la matière organique correspond au modèle décrit dans la partie précédente (Figure II-5) auquel ont été ajoutés les compartiments de fumier.

Cinq situations « théoriques » modélisant différents types de travaux du sol ont été définies. Bien que ces situations ne soient pas réalistes, elles ont été définies de manière à balayer le plus largement possible les effets qui peuvent être rencontrés, dans le cadre d'un exercice visant à tester les possibilités et la sensibilité du modèle semi-mécaniste développé. Ainsi, les travaux du sol « théoriques » qui seront intégrés au modèle sont les suivants :

- « 30R » : labour profond sur 30 cm avec retournement de la terre de type machine à bêcher ou cultivateur rotatif (correspond au labour réellement effectué sur le site de Lamothe) et donc enfouissement des résidus
- « 15R » : travail des 15 premiers centimètres de sol avec retournement de la terre et donc enfouissement des résidus
- « 15 » : travail des 15 premiers centimètres de sol, sans retournement de la terre et sans enfouissement des débris de surface (cas théorique qui exclut tout mélange du sol avec les résidus qui demeurent en surface malgré le travail du sol)
- « Griffes » : travail superficiel du sol en surface, sans enfouissement de débris pour décompacter la surface
- « NT » (pour No Tillage en anglais) : aucun travail du sol

Le travail du sol induit la fragmentation des agrégats de sol et libère de fait la matière organique qui y était protégée. Ces actions ont pour effet d'augmenter les vitesses de minéralisation de la

matière organique. Pour les modéliser, Carvalho Leite *et al.* (2004) modifient les coefficients de décomposition des compartiments actif, lent et passif du modèle CENTURY. Pour cela, des facteurs plus ou moins importants selon le type de travail du sol viennent moduler le coefficient de décomposition initial pour une durée d'un mois représentative de la durée d'impact du travail du sol. Cependant, d'autres auteurs ont montré que le travail du sol avait des effets sur la vitesse de décomposition de la matière organique durant plusieurs mois (Metherell *et al.* (1995)). Sur la base de ces travaux, les mêmes facteurs modulant les coefficients de décomposition sont implémentés dans le modèle. Les coefficients prennent effet au jour du travail du sol pour une durée d'un mois ou trois mois afin de tester la sensibilité du modèle (Tableau IV-1).

**Tableau IV-1: Facteurs multiplicatifs des coefficients de décomposition en fonction du type de travail du sol effectué, d'après Carvalho Leite *et al.* (2004).**

|              | Facteur multiplicatif pour l'intensification de la décomposition f |     |     |        |    |
|--------------|--------------------------------------------------------------------|-----|-----|--------|----|
|              | 30R                                                                | 15R | 15  | Griffe | NT |
| Comp. Actif  | 2                                                                  | 1,8 | 1,6 | 1,6    | 1  |
| Comp. Lent   | 5                                                                  | 4   | 3   | -      | 1  |
| Comp. Passif | 2                                                                  | 1,8 | 1,6 | -      | 1  |

Pour les labours avec retournement, les compartiments correspondants des horizons concernés par le retournement (horizon de surface et horizon supérieur pour 15R, horizon de surface, horizon supérieur et horizon 15 cm – 30 cm pour 30R) sont mélangés au jour du labour. En d'autres termes, la matière organique est répartie de manière équivalente dans les horizons retournés pour modéliser l'enfouissement des débris et l'homogénéisation de la matière organique du sol.

### 1.3. Tests du modèle

Une simulation a été effectuée afin de tester la validité des modifications effectuées dans le modèle.

Pour cela, les différents compartiments de matière organique ont été initialisés suite à la mise à l'équilibre du modèle, comme présenté dans le paragraphe 5.2.2 de la partie 1 concernant le développement et la validation du modèle semi-mécaniste. Les compartiments de fumier sont vides initialement.

Durant la simulation, le modèle prend en compte l'apport de fumier du 27/08/2007 et le labour profond effectué le 18/12/2007 comme cela est présenté sur la Figure IV-1.

Les résultats de la simulation sont comparés aux mesures de flux net de carbone (NEE) effectuées par EC après la récolte du blé (Figure IV-2).

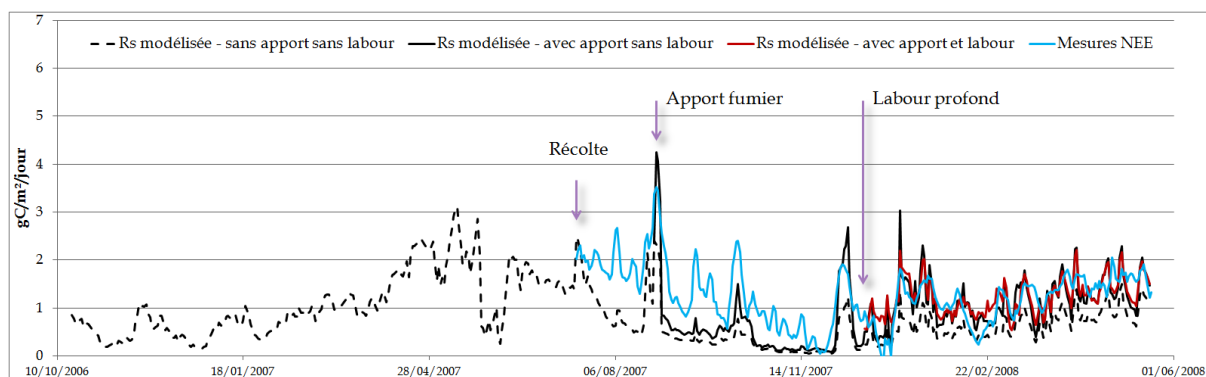


Figure IV-2 : Comparaison des simulations de  $R_s$  avec ou sans prise en compte l'effet de l'apport de fumier et du labour (30R) sur le site de Lamothe en 2007.

Contrairement à la simulation initiale qui ne prend pas en compte l'apport de fumier ni le labour, le modèle modifié permet de reproduire le pic de respiration mesuré suite à l'apport du fumier sur la parcelle.

Pour la période s'étalant de la récolte au labour, le modèle, bien que modifié, sous-estime fortement les mesures de NEE. Cela peut s'expliquer par la présence de repousse observée sur la parcelle suite à la récolte. En effet, les repousses modifient le bilan de NEE qui ne correspond donc pas à cette période à la seule respiration du sol modélisée. A partir de la date du labour, la simulation apparaît bien corrélée avec les mesures, que ce soit en termes de niveaux de flux ou en termes de dynamique jour à jour.

La prise en compte de l'apport de fumier modifie le bilan de contribution de  $R_h$  et de  $R_s$  dans  $R_{eco}$  (Figure IV-3). Ainsi, seuls 2 % de la contribution de  $R_s$  dans  $R_{eco}$  seraient expliqués par l'apport de fumier (3 % pour la contribution de  $R_h$ ) alors que 8 % de la contribution serait due aux effets des deux pratiques. Bien que l'impact de l'apport de fumier semble faible, il est expliqué par l'absence de pluie au moment de son dépôt, bloquant en partie la minéralisation du fumier.

Cependant, à l'échelle de l'année culturale entière, les effets des pratiques sur le site de Lamothe sont non négligeables en termes de flux générés : les 8 % du flux dus aux pratiques culturales (Figure IV-3) représentent ici 1/5 des émissions simulées.

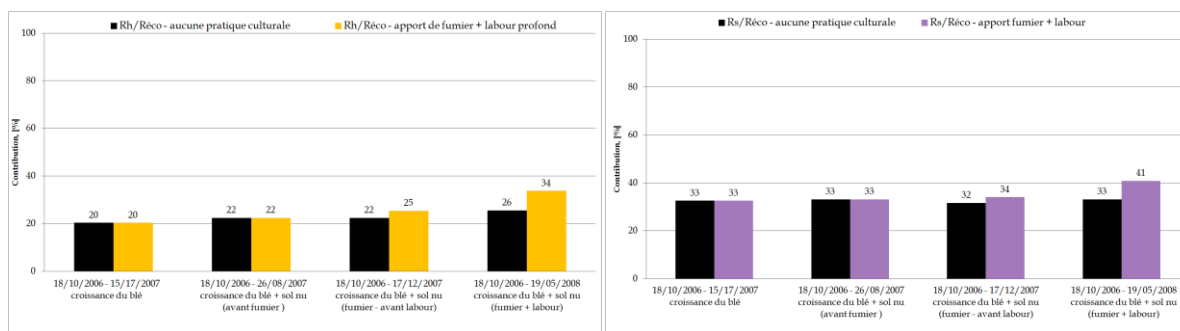


Figure IV-3 : Comparaisons des contributions de  $R_h$  et  $R_s$  dans  $R_{eco}$  pour des simulations sans pratique culturale ou avec les pratiques culturales reportées dans l'itinéraire technique.

## 1.4. Protocoles et scénarii étudiés

Afin d'évaluer l'effet des différents types de travaux du sol sur la dynamique des stocks de carbone et des flux de CO<sub>2</sub>, une première étude cherchera à évaluer le comportement du modèle développé à moyen terme. L'étude de sensibilité a montré que la respiration simulée par le modèle était particulièrement sensible à la quantité de carbone lent. Ainsi, les effets des types de travaux du sol seront discutés après un protocole de simulation de 20 années culturales de blé consécutives cultivées avec le même travail du sol, car il s'agit d'une durée de temps compatible au temps de résidence du carbone dans le compartiment lent. De plus chacun des différents travaux de sol sera évalué en fonction d'un apport ou non de fumier à chacune des 20 rotations. La rotation répétée correspond à l'année de blé 2006/2007 de Lamothe (Figure IV-1). Cette étude préliminaire a pour objectifs de :

- proposer une étude de sensibilité sur la valeur des paramètres modifiant les coefficients de décomposition inspirée de l'étude de Carvalho Leite *et al.* (2004).
- comparer les répartitions de carbone dans le profil de sol après 20 ans,
- hiérarchiser les effets des différents travaux du sol entre eux,
- comprendre les mécanismes en jeux,
  - o effet de la vitesse de minéralisation,
  - o effet travail du sol vs effet apport,
  - o impact sur les différents compartiments de matière organique.

Suite à cette première étude, différents scénarii de pratiques culturales seront testés et comparés afin d'évaluer à court terme :

- les effets dus au travail du sol et les effets dus aux apports,
- les mécanismes responsables des variations de stock,
- les cinétiques de stockage/déstockage,
- les liens entre les variations de stocks et les variations de flux.

Pour cela, les scénarii retenus sont répartis en deux thèmes distincts.

Le premier scénario est à mettre en relation avec les discussions concernant l'effet bénéfique des TCSL (IPCC, Arrouays *et al.* (2002)), qui est parfois non observé du fait d'alternance des TCSL avec des labours épisodiques (Pankhurst *et al.* (2002)). Il suppose que la parcelle ait été cultivée depuis 20 ans avec un travail du sol de type « griffe » (correspondant à une TCSL). Après la rotation culturale ayant lieu la 21<sup>ème</sup> année, [a] un travail du sol identique, [b] un labour de type 15R ou [c] un labour de type 30R est effectué pour simuler un maintien ou une modification exceptionnelle du travail du sol habituel.

Le second scénario imaginé fait écho aux changements de pratiques culturales préconisés par les plans agronomiques et l'IPCC. Ces changements en faveur de TCSL sont largement observés depuis les années 1990 en France avec en perspective un restockage de matière organique dans les sols. Le scénario suppose que la parcelle ait été cultivée durant 20 ans en labour profond (30R). Après la rotation culturale ayant lieu la 21<sup>ème</sup> année, [a] un travail du sol identique est



effectué, [b] un labour de type 15R ou [c] un travail du sol sans labour de type griffe (TCSL) est effectué pour simuler une modification exceptionnelle du travail du sol habituel.

Le protocole de simulation des deux types de scenarii est décrit par la Figure IV-4 et est résumé dans ces différentes étapes :

- 1- Le travail du sol habituel est effectué durant 20 rotations culturales (scenario 1 : Griffe ; scenario 2 : labour profond)
- 2- A  $T_0$ , on relève la quantité de carbone présente dans les 45 centimètres de sol considérés par le modèle
- 3- Une rotation culturale est effectuée
- 4- Un apport de fumier est simulé dans le cas d'un scenario avec apport de fumier
- 5- On fixe l'instant  $T_0$  au jour précédent la perturbation du travail du sol effectuée (témoin [a] ou perturbation [b] ou [c] sur le schéma)
- 6- Deux semaines après la perturbation, on évalue les stocks à  $T_1$ , la variation de stocks entre  $T_0$  et  $T_1$  et la respiration cumulée de  $T_0$  à  $T_1$
- 7- Une période de sol nu puis une nouvelle rotation est simulée
- 8- Un apport de fumier est simulé dans le cas d'un scenario avec apport de fumier
- 9- L'instant  $T_2$  est fixé à la fin de la deuxième rotation culturale avant qu'il n'y ait un nouveau travail du sol ; on évalue les stocks à  $T_2$ , la variation de stocks entre  $T_0$  et  $T_2$  et la respiration cumulée de  $T_0$  à  $T_2$ .

Plusieurs remarques sont alors nécessaires :

- Une rotation culturale de blé unique est répétée 22 fois avec les mêmes variations climatiques et la même culture (rotation de Lamothe 2006/2007).
- Une ellipse temporelle a été effectuée entre le 19 mai 2008 et la nouvelle répétition de la rotation culturale. Ceci a été fait car en réalité, une culture de maïs a débuté sur la parcelle le 20 mai 2008 et le modèle n'est pas encore validé sur culture de maïs.

6 scenarii différents ont été discutés et chacun d'eux a été doublé selon qu'il y ait ou non apport de fumier.

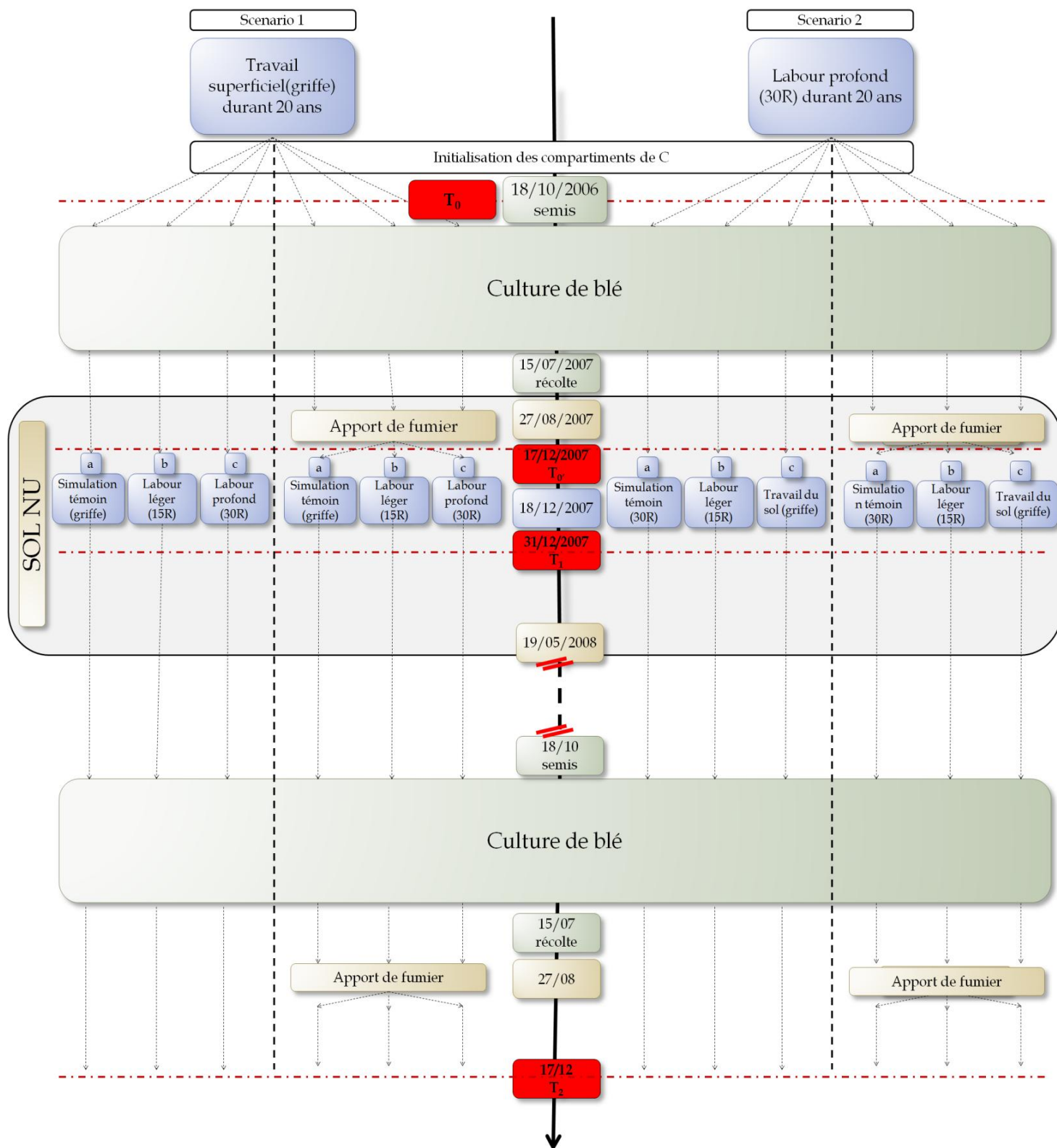


Figure IV-4 : Schéma des scénarii et itinéraire technique du protocole de simulation de l'effet ponctuel d'une modification de type de travail du sol.

## 2. Effet du type de travail du sol à moyen terme

Dans un premier temps, la répartition du carbone organique dans les 45 premiers centimètres de sol issue des prédictions du modèle a été comparée selon les types de travaux du sol après 20 rotations culturales (effectuées chacune avec le même type de travail du sol).

### Sensibilité du modèle à la modification des coefficients de décomposition

Les travaux de Carvalho Leite *et al.* (2004) ont été effectués dans des conditions de sol et de climat totalement différentes de celles de Lamothe, en l'occurrence des sols défrichés en Amazonie tropicale. Une étude de sensibilité a alors été menée afin d'évaluer dans quelle mesure la modification des coefficients de décomposition au moment du travail du sol influençait les résultats de simulation sur le site de Lamothe (luvisol, climat tempéré).

La Figure IV-5 [a] et [b] montre que la modification des coefficients de décomposition sur une durée d'un mois pour modéliser le travail du sol n'a qu'une faible influence sur le contenu en carbone du sol et sur la respiration cumulée après 20 années de travail du sol identique.

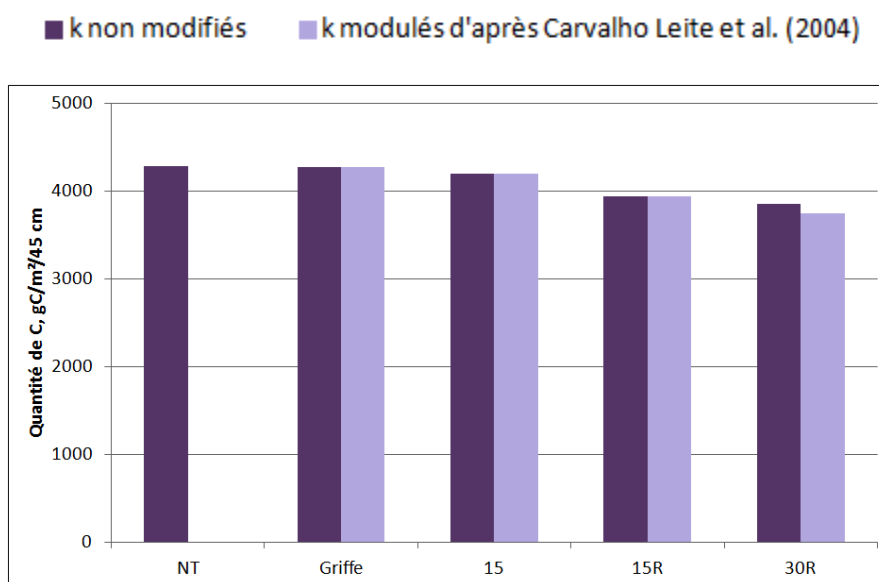


Figure IV-5 : Contenu en carbone organique cumulé dans le profil de sol (45 cm) après 20 années culturales effectuées avec des pratiques culturales constantes (même travail du sol et mêmes apports durant 20 ans) - k modulés sur une durée d'un mois le cas échéant.

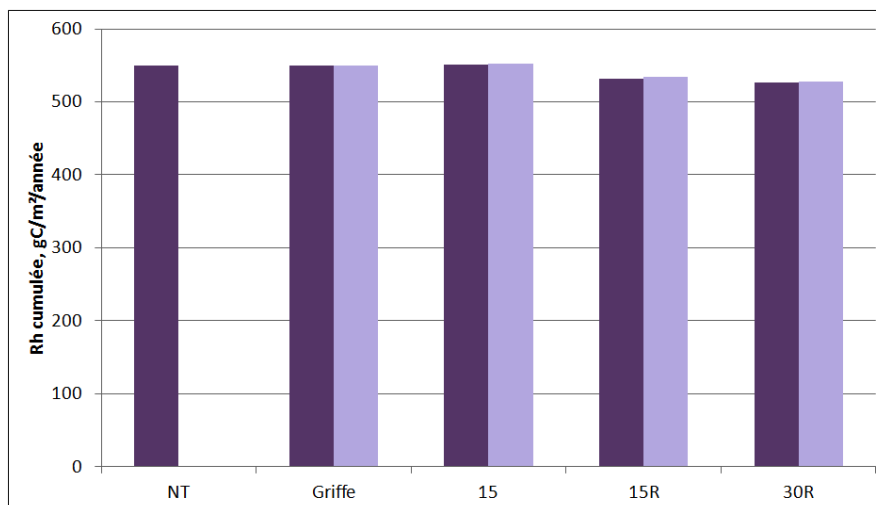


Figure IV-5 [b] :  $R_h$  cumulée en fonction du type de travail du sol simulé. Le cumul est effectué sur la 20<sup>ème</sup> année culturale. Les 19 années culturales précédentes sont simulées avec le même travail de sol (k modulés sur une durée d'un mois le cas échéant).

Dans cette étude de sensibilité, la principale hypothèse qui peut être formulée pour expliquer la très faible sensibilité du modèle à la modification des coefficients de décomposition correspond à la durée d'application de cette modification effectuée sur 1 mois. La sensibilité du modèle à cette durée d'application de la modification est discutée dans un paragraphe suivant. De plus, les conditions agro-climatiques tropicales dans lesquelles l'étude citée comme référence a été menée sont fondamentalement différentes des conditions tempérées pour lesquelles les mêmes caractéristiques de modification ont été appliquées ici. Les évolutions de la matière organique des sols dans ces deux types de conditions y étant radicalement différentes, l'absence de sensibilité du modèle peut ici traduire une incompatibilité de la transposition de l'étude de Carvalho Leite *et al.* (2004) aux conditions agro-climatique de Lamothe.

### Répartition du carbone dans le profil

En prenant l'hypothèse de l'augmentation des vitesses de décomposition durant un mois suite au travail du sol (Carvalho Leite *et al.* (2004)), la seule différence marquante dans le profil de carbone concerne le labour le plus profond 30R (Figure IV-6).

Avec un tel type de labour, le carbone apparaît plus homogène sur le profil. Cette caractéristique d'un labour profond a déjà été relevée par plusieurs auteurs comme Alvarez *et al.* (1995) et Balesdent *et al.* (2000).

En ce qui concerne les autres travaux du sol testés, les seules différences remarquables, bien que faibles, se situent en surface et dans les 15 premiers centimètres de sol. Kern and Johnson (1993) ont réalisé un travail de synthèse d'études comparant différentes pratiques culturales aux Etats-Unis et les différences de concentration en carbone organiques sont spécifiquement observées dans les 8 premiers centimètres de sol alors qu'aucune différence n'est détectée en dessous de 15 cm. Sapkota *et al.* (2012) relèvent également des différences de quantité de carbone selon les types de travaux dans les 10 premiers centimètres de sol.

### Effet de l'apport de fumier

L'effet de l'apport de fumier est remarquable. La différence de teneur en carbone entre les simulations sans apport et avec apport est considérable :  $\sim 500 \text{ gC/m}^2$  dans l'horizon 0 cm – 15 cm lorsqu'il y a apport. (Figure IV-6). Par ailleurs, les simulations avec apport montrent une augmentation des différences de concentration en carbone en surface et dans les 15 premiers centimètres de sol plus marquées suivant les différents types de travaux du sol testés.

### Sensibilité du modèle à la durée de modification des coefficients

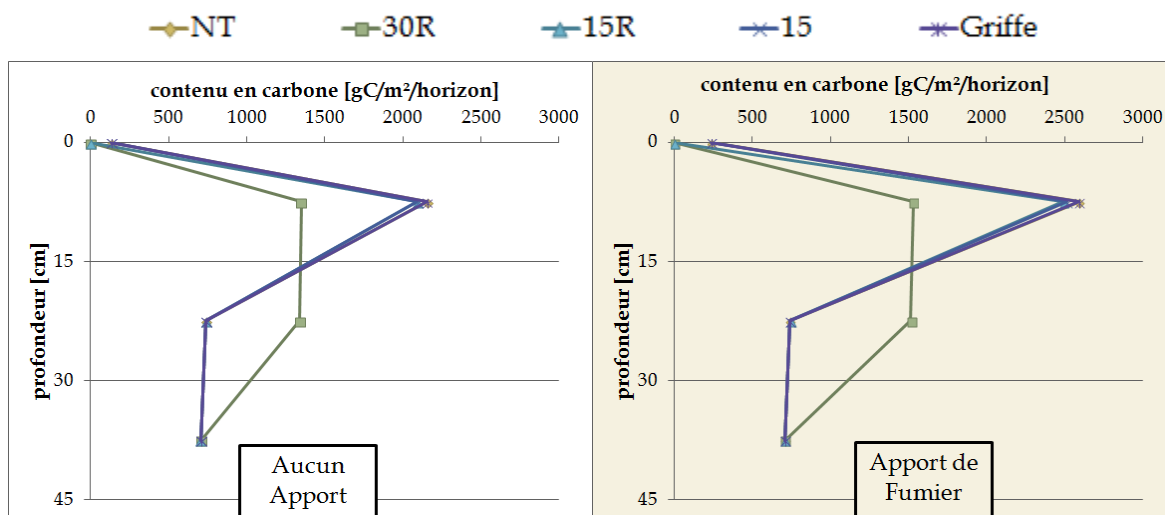


Figure IV-6 : Contenu en carbone des différents horizons de sol après 20 années culturales effectuées avec des pratiques culturales constantes (même travail du sol et mêmes apports durant 20 ans) – hypothèse : modification des coefficients de décomposition pendant 1 mois suivant le travail du sol.

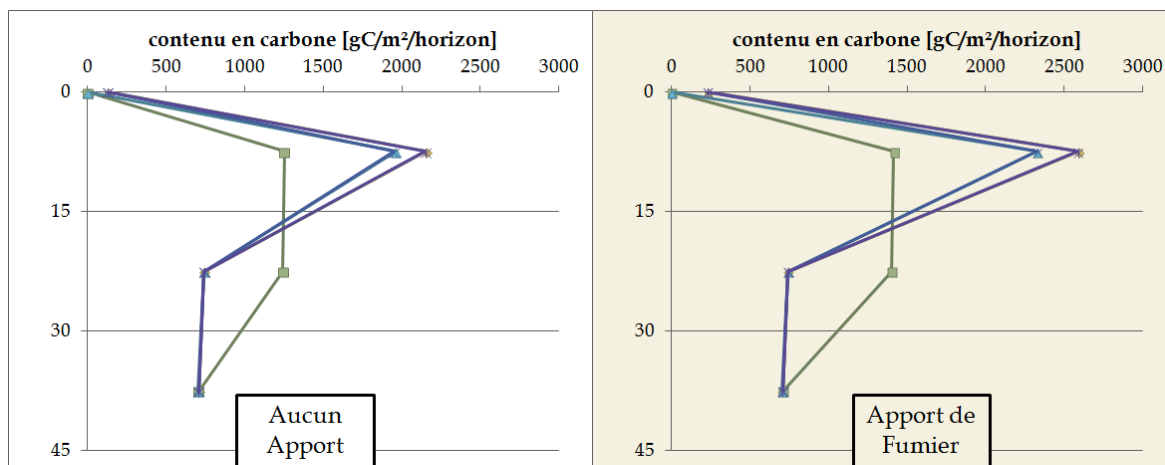


Figure IV-7 : Contenu en carbone des différents horizons de sol après 20 années culturales effectuées avec des pratiques culturales constantes (même travail du sol et mêmes apports durant 20 ans) – hypothèse : modification des coefficients de décomposition pendant 3 mois suivant le travail du sol.

La Figure IV-7 montre les répartitions de carbone obtenues avec l'hypothèse d'un effet du travail du sol sur la modification des vitesses de décompositions durant 3 mois. Dans ce cas de figure, les différences de concentration observées dans les 15 premiers centimètres en fonction des types de pratiques testées sont bien plus marquées que sur la Figure IV-6. En effet, en cas d'apport, dans l'horizon 0 cm – 15 cm, il y a 300 gC/m² de différence (Figure IV-7) entre les pratiques influant sur les 15 cm (15R et 15) et les travaux du sol en surface (Griffe et NT) alors qu'il y a moins de 100 gC/m² de différence entre ces mêmes pratiques dans le cas d'une modification de la vitesse de décomposition d'une durée d'un mois (Figure IV-6).

Le modèle apparaît alors très sensible à la durée de modification de la vitesse de décomposition. Cela s'explique par la forte sensibilité du modèle à la quantité de carbone du compartiment lent, qui est le plus fortement affecté par la modification des coefficients de décomposition (Carvalho Leite et al. (2004)).

Suite à une synthèse bibliographique, la durée de l'effet du travail du sol sur la minéralisation du carbone n'est pas définie. Ainsi, sur la base des travaux de modélisation de Carvalho Leite et al. (2004), l'hypothèse de modification des coefficients de décomposition pour une durée d'un mois sera retenue pour la suite.

*Hierarchisation des différents types de travaux du sol en fonction de leurs effets sur les stocks de carbone*

Qu'il y ait ou non apport de fumier, la Figure IV-8 montre que plus le travail du sol est intrusif (30R > 15R > 15 > Griffes), plus il y a de différence de stockage avec une pratique culturale sans labour (NT).

Plusieurs mécanismes semblent avoir un effet sur la quantité de carbone présente dans le profil au bout de 20 rotations culturales.

Dans le cas de pratiques culturales sans apport de fumier, plus le labour est profond (30R vs 15R), plus la perte de carbone est considérable. Le retournement du sol au moment du labour amène également une perte de carbone par rapport à une simple destruction des agrégats sans mélange des couches de sol (15R vs 15).

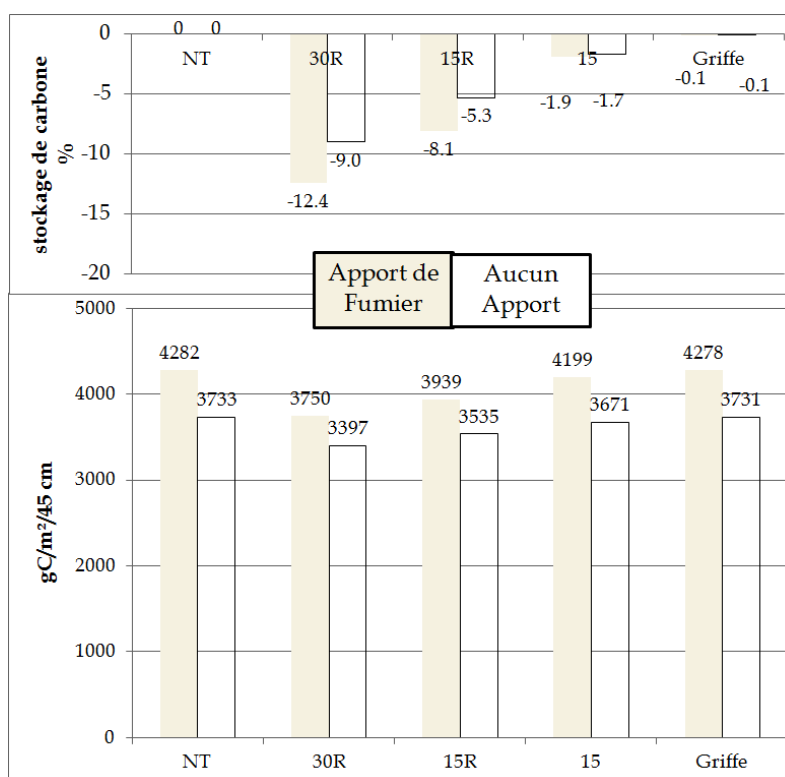


Figure IV-8 : Contenu en carbone organique cumulé dans le profil de sol (45 cm) après 20 années culturales effectuées avec des pratiques culturales constantes (même travail du sol et mêmes apports durant 20 ans) - hypothèse : modification des coefficients de décomposition pendant 1 mois suivant le travail du sol.

Malgré cette hiérarchisation des effets, les différences sont peu significatives entre NT et tous les autres types de travaux du sol sur l'ensemble du profil : au maximum, le modèle prédit 336 gC/m² de différence sur l'ensemble du profil entre NT et 30R après 20 rotations culturales. Ce résultat se rapproche des hypothèses émises par Alvarez *et al.* (1995) supposant que NT permet d'enrichir la surface du sol mais contribue à appauvrir la profondeur ce qui résulte en une différence non significative des stocks de carbone sur l'ensemble du profil entre les différentes pratiques. De plus, Li *et al.* (2013) n'observent pas de différence au niveau des stocks s'il n'y a pas d'apport de fumier ni incorporation de résidus (sur une expérimentation de 5 ans).

Lorsqu'il y a apport de fumier, les différences de stock de carbone sont un peu plus marquées (532 gC/m<sup>2</sup> de différence entre NT et 30R). L'apport de fumier apparaît donc comme un facteur non négligeable dans l'évaluation des pratiques culturales en lien avec les perspectives de stockage (Bayer *et al.* (2000)). D'après le modèle, l'effet du labour est d'autant plus défavorable, et donc les TCSL d'autant plus bénéfiques en termes de stockage en cas d'apport.

#### Effet sur les différents compartiments de carbone

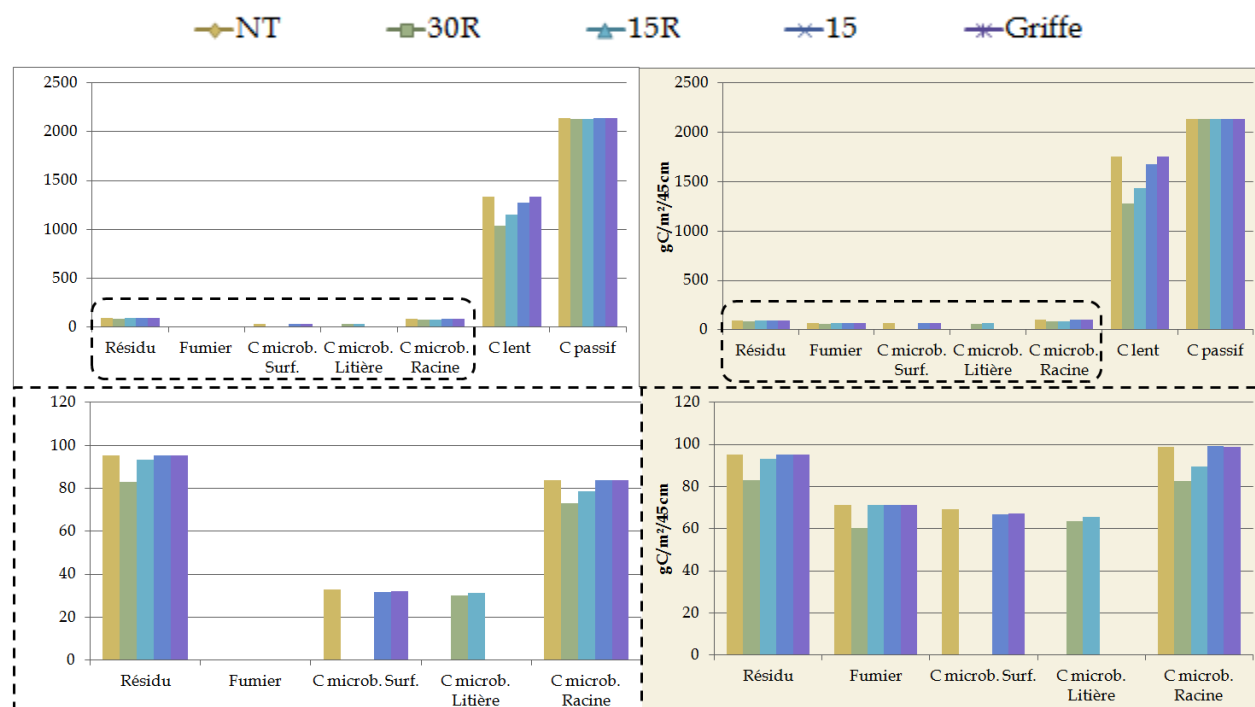


Figure IV-9 : Contenu en carbone organique de chacun des compartiments du modèle dans les 45 premiers centimètres de sol au bout de 20 années culturales effectuées avec des pratiques culturales constantes (même travail du sol et mêmes apports durant 20 ans).

Le compartiment de carbone lent apparaît comme le plus affecté par les différentes pratiques, et se montre particulièrement modifié lors de l'application du labour 30R (Figure IV-9). Cette observation est liée aux mécanismes de décomposition de la matière organique : dans les horizons de sol, la matière organique se décompose d'autant plus facilement que les variables de température et d'humidité, dont l'effet est modélisé par les facteurs  $A_t$  et  $A_w$  (équations n° II-21 à II-25, au paragraphe 1.2.1), sont non limitants (pas de sécheresse et températures optimales). Or ces facteurs sont d'autant moins limitants que l'horizon est profond (annexe 5). En effet,  $A_t$  varie entre 0,03 et 1 pour une moyenne de 0,52 en surface et entre 0,11 et 1 pour une moyenne de 0,58 dans l'horizon 15 cm – 30 cm ;  $A_w$  varie entre 0,01 et 0,99 pour une moyenne de 0,62 en surface et entre 0,08 et 1 pour une moyenne de 0,81 dans l'horizon 15 cm – 30 cm.

Les compartiments correspondants aux résidus de culture et au fumier (le cas échéant) sont également impactés en fonction des différentes pratiques étudiées, mais dans des proportions moindres que le compartiment lent. Les différences de quantité de carbone trouvent leur



explication dans l'enfouissement des résidus qui sont plus facilement décomposables en profondeur car les facteurs  $A_t$  et  $A_w$  y sont moins limitants.

Dans le cas des labours avec retournement (30R et 15R), le carbone microbien de surface a disparu mais a été reporté dans un compartiment spécifique du sol (carbone microbien litière) créé pour modéliser son enfouissement.

#### Effet sur la respiration du sol cumulée

Les différentes émissions cumulées de  $\text{CO}_2$  sur la 20<sup>ème</sup> rotation apparaissent opposées aux variations de stockage de carbone observées après 20 rotations effectuées sous un même travail du sol. En effet, le labour le plus intrusif (30R) provoquerait les émissions les plus faibles durant la 20<sup>ème</sup> rotation (Figure IV-10). En fait, les pertes observées sont liées à la quantité de carbone du sol (Figure IV-8) : plus les sols sont riches (NT, griffe), plus ils émettent de  $\text{CO}_2$  (Figure IV-10). Cet effet est cohérent avec les observations de Hendrix *et al.* (1998) et Sapkota *et al.* (2012) qui mesurent des flux plus forts en cas d'absence de labour.

Cette observation est cependant contradictoire avec l'idée que les sols sous TCSL contiendraient plus de carbone passif et stable et qu'ils contribueraient à réduire les émissions de  $\text{CO}_2$  (Metay *et al.* (2009)). D'ailleurs, la Figure IV-9 montre que la fraction passive du carbone organique dans le profil est similaire quel que soit le type de travail du sol testé. Les différences observées dans les émissions de  $\text{CO}_2$  sont, d'après le modèle, en lien avec les différences de stockage du carbone lent et du carbone des résidus qui sont les compartiments de carbone impactés par le type de travail du sol effectué.

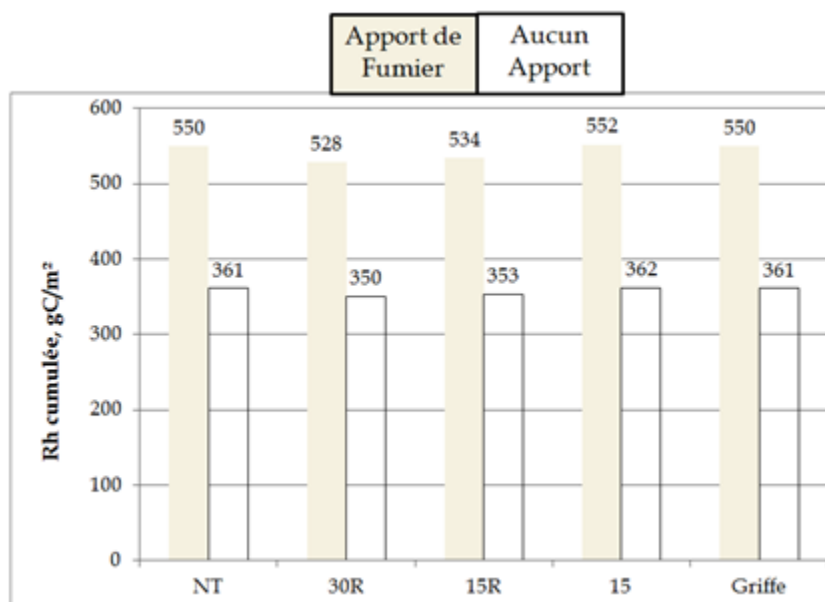


Figure IV-10 :  $R_h$  cumulée en fonction du type de travail du sol simulé. Le cumul est effectué sur la 20<sup>ème</sup> année culturale. Les 19 années culturales précédentes sont simulées avec le même travail de sol.

Par ailleurs, les émissions sont d'autant plus contrastées qu'il y a apport de fumier dans les pratiques culturales testées. En effet, les émissions cumulées du scénario sans labour sont supérieures de 22 gC/m<sup>2</sup> à celles du scénario avec labour profond, en cas d'apport de fumier (+ 11 gC/m<sup>2</sup> sans apport de fumier).

#### Bilan des effets à moyens termes

Finalement, des différences entre TCSL et labour sont observées (dans des proportions plus importantes lorsqu'il y a un apport de fumier) alors qu'elles ne sont pas toujours évoquées dans la littérature du fait (Metay *et al.* (2009)) :

- d'alternance des TCSL avec des labours épisodiques,
- de différences d'apport de matières organiques parfois trop faibles dans les études pour observer les effets,
- d'échelle de temps d'études et d'application des TCSL variables.

Cette étude préliminaire comporte cependant différentes limites qui préconisent une certaine prudence vis-à-vis des résultats :

- Les 20 rotations résultent de la succession de la même année climatique et de la même culture de blé. L'intégration d'autres types de cultures et de résidus avec des qualités biochimiques différentes (teneur en lignine plus élevée pour du maïs par exemple) pourrait amener un stockage de carbone plus important.
- Le seul intrant est du fumier. Il n'y a pas de prise en compte d'épandage de lisier qui aurait un impact sur les vitesses de décomposition suite à l'humidification du sol, ni d'autres intrants minéraux car le fonctionnement azoté du sol n'est pas formalisé dans le modèle.
- La tenue d'un même travail du sol sur 20 rotations n'est plus observée en pratique aujourd'hui mais constitue la base de l'étude théorique.
- Les modifications des conditions hydriques et thermiques dues à la présence de différentes quantités de matière organique (créant de la macroporosité amenant de la rétention d'eau) qui favorisent l'uniformisation de l'évolution des stocks sur le profil (Alvarez *et al.* (1995), Mary *et al.* (1996), Metay *et al.* (2009)) ne sont pas considérées car la même année climatique est répétée 20 fois.

Ces différentes hypothèses mises en place ont une forte influence sur la quantité de carbone présent dans les différents compartiments au bout de 20 ans. Elles conditionnent de fait les observations effectuées en termes de flux. Afin de réduire les biais liés à ces hypothèses lors de l'utilisation du modèle, les scénarii étudiées dans la suite se placent dans les conditions des études évoquées par Metay *et al.* (2009) (alternance labour/TCSL, différence d'intrant) et ne sont étudiées qu'à court terme (quelques semaines à un an après le travail du sol).

### 3. Effet du type de travail du sol à court terme

#### 3.1.Scenario 1 : mise en place d'un labour après 20 années de travail superficiel

##### *Evolution des stocks de carbone dans le profil*

Après 20 rotations, le travail du sol de type griffe combiné à un apport annuel de fumier a permis le stockage de 163 gC/m<sup>2</sup> dans le profil par rapport au même travail de sol sans apport de fumier (Figure IV-11, T<sub>0</sub>).

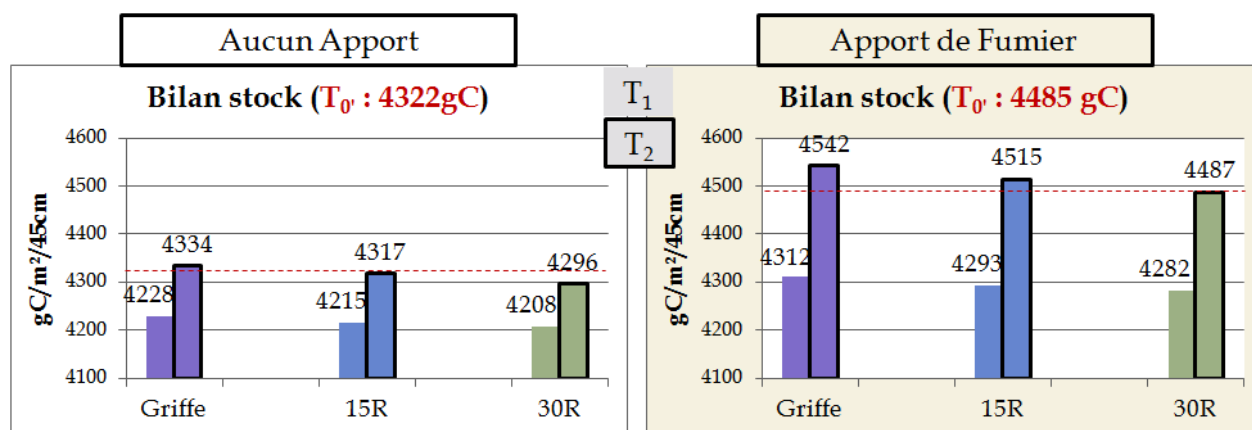
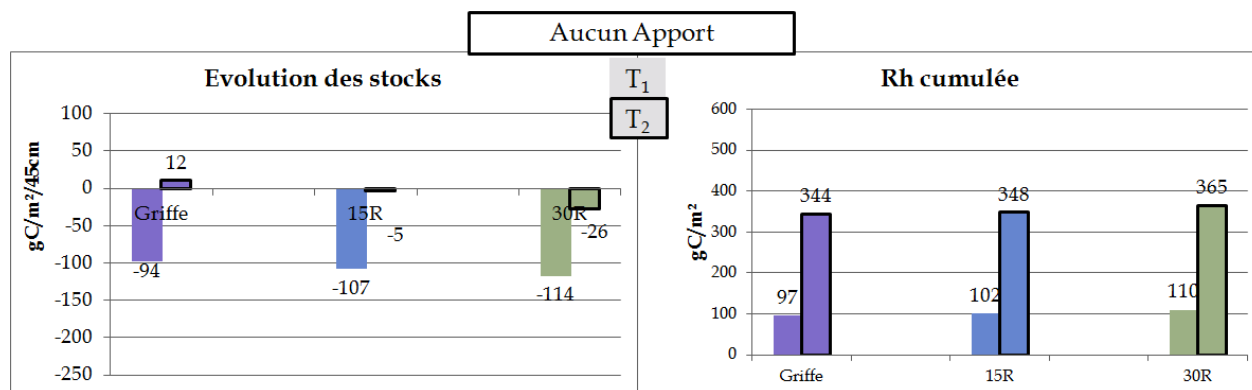


Figure IV-11 : Bilan des stocks de carbone aux instants T<sub>1</sub> et T<sub>2</sub>, dans le profil de sol (45 cm) selon les différents types de travaux du sol effectués. La ligne rouge représente le stock de carbone dans le profil à l'instant T<sub>0</sub>.



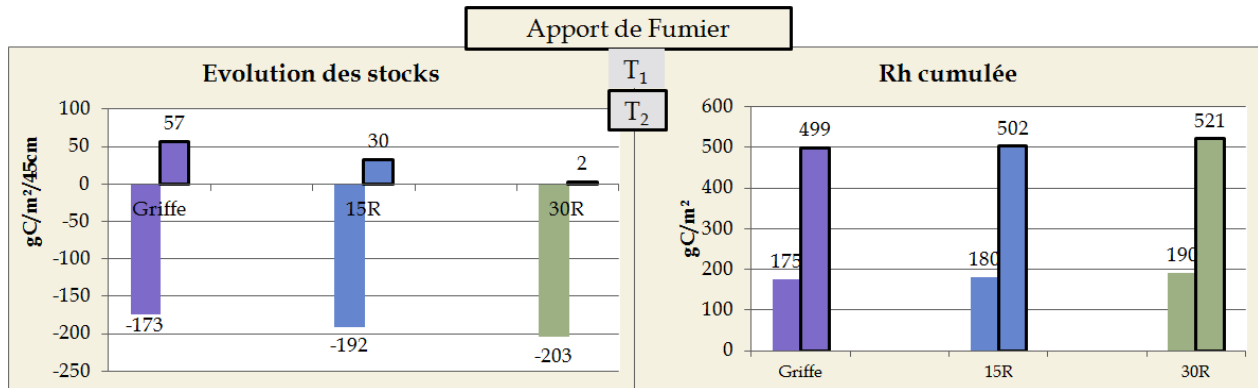


Figure IV-12: Comparaison de l'évolution des stocks de carbone et de la respiration cumulée par rapport à  $T_0$  selon les différentes pratiques culturales simulées.

- **A l'instant  $T_1$ , deux semaines après le travail du sol** (réutilisation de griffe ou labour exceptionnel de type 15R ou 30R), une perte de carbone est simulée quel que soit le travail du sol envisagé. Cette perte est d'autant plus forte que le travail est intrusif et les différences entre la simulation témoin (griffe) et les perturbations d'autant plus marquées dans les scénarii avec apport de fumier. L'ampleur relative de ce déstockage dans le cas d'apport de fumier rejoint le constat de Bellamy *et al.* (2005): les pertes sont proportionnelles à la teneur en carbone du sol. En d'autres termes, plus le sol est riche, plus il perd de carbone.
- **A l'instant  $T_2$ , après une nouvelle rotation culturale** suite au travail du sol conservé ou modifié, les simulations dans les cas des scénarii sans apport de fumier montrent peu d'effet sur la quantité de carbone en fonction des différents travaux de sol. Après deux rotations de culture associées au labour 30R, le sol n'a perdu que 26 gC/m². Un gain de carbone de 12 g est simulé en cas de maintien de la griffe.

Dans les cas des scénarii avec apport de fumier, les effets sur les stocks sont un peu plus contrastés. Un gain de 57 gC/m² est simulé en cas de maintien du travail du sol de type griffe, et aucune perte, mais un maintien du stock initial de carbone est simulé en cas de labour 30R.

Cette valeur de stockage de 57 gC/m² au bout d'un an est comprise dans l'estimation d'Arrouays *et al.* (2002) qui évalue le potentiel de stockage d'un sol à l'horizon de 20 ans après arrêt du labour à hauteur de 200 gC/m² +/- 130 gC/m² par an.

Les faibles différences de stocks en fonction des types de pratiques correspondent aux observations d'Alvarez *et al.* (1995) montrant qu'il y a très peu de différence de stocks entre les systèmes labourés ou non labourés. Ces résultats doivent cependant être nuancés avec l'impact positif que peut avoir l'apport de fumier sur le stockage de carbone (Bayer *et al.* (2000)).

#### Effets sur les flux de respiration cumulée

Que ce soit entre  $T_0$  et  $T_1$  ou entre  $T_0$  et  $T_2$ , plus le travail du sol a induit de perte de carbone, plus les émissions cumulée simulées sont importantes (Figure IV-12). Par ailleurs, les flux sont

bien plus importants dans les scénarii simulant un apport annuel de fumier (~ 150gC cumulés émis en plus).

- **A l'instant T<sub>1</sub>**, la mise en place d'un labour induit un pic de + 5 gC (15R) à + 13 gC (30R) dans les deux semaines suivant le labour par rapport au maintien du travail superficiel, pour les scénarii sans apport (Figure IV-12).

En cas d'apport, ces émissions supplémentaires sont évaluées à + 5gC (15R) et + 15gC (30R). Ces prédictions sont cohérentes avec l'étude de Gesch *et al.* (2007) qui mesurent des pics de flux de 2 à 33 fois supérieurs dans les 24h suivant un labour (comparé à une absence de labour).

- **A l'instant T<sub>2</sub>**, les flux cumulés sont supérieurs de + 4gC (15R) et + 21gC (30R) par rapport au maintien du travail de type griffe dans les cas sans apport.

Ces différences s'élèvent à + 4gC (15R) et + 22gC (30R) pour les scénarii avec apport de fumier.

D'après ces chiffres, il semble que l'apport de fumier ne provoque pas de pics de flux plus importants à court terme après le labour, ni à plus long terme après une nouvelle rotation culturale (mais le fumier a un effet sur le niveau des flux qui sont très supérieurs en cas d'apport de fumier : ~150 gC/m<sup>2</sup> cumulés émis en plus).

La principale différence dans la dynamique des flux est en lien avec la profondeur de labour envisagée :

- La mise en place d'un labour de type 15R ne semble pas avoir d'effet autre que le pic de flux suivant le jour du labour : en effet, il n'y a pas d'accroissement des différences d'émission entre griffe et 15R à T<sub>2</sub> par rapport à T<sub>1</sub>.
- Par ailleurs, les différences de flux entre le maintien de la griffe et le labour 30R augmentent entre T<sub>1</sub> et T<sub>2</sub>. Ce résultat peut être mis en parallèle des observations effectuées pour des expérimentations à long terme de Campos *et al.* (2011) et Li *et al.* (2013) qui mesurent des flux plus importants en cas de labour profond qu'en cas de NT sur l'ensemble de la rotation culturale.

Cependant, les différences mesurées dans leurs travaux ont des proportions bien supérieures : + 30 % d'émissions après 5 ans d'expérimentation en cas de labour pour Li *et al.* (2013), +5 % d'émissions en cas de labour après une année de culture d'après nos résultats. Les comparaisons entre les études restent toutefois difficiles car les protocoles et les échelles de temps des études sont très variés.

#### Effets sur le carbone du compartiment lent

Lors de l'étude préliminaire visant à comparer les différents types de travaux du sol étudiés à moyen terme (20 ans), il a été montré que le compartiment de carbone lent était le compartiment le plus affecté en termes de dynamique de stockage/déstockage de matière organique (Figure IV-9). Or, l'étude de sensibilité du modèle a montré que la respiration simulée était particulièrement sensible à la quantité de carbone lent et à la production de CO<sub>2</sub> qui lui était associée. Pour ces raisons et dans l'intention de clarifier la présentation des résultats, seule les

évolutions des compartiments de carbone lent des différents horizons de sol et des respirations qui leurs sont associées sont présentées de la Figure IV-13 à la Figure IV-16.

L'ensemble des résultats concernant les autres compartiments de carbone pris en compte dans le modèle sont commentés dans l'annexe 6.

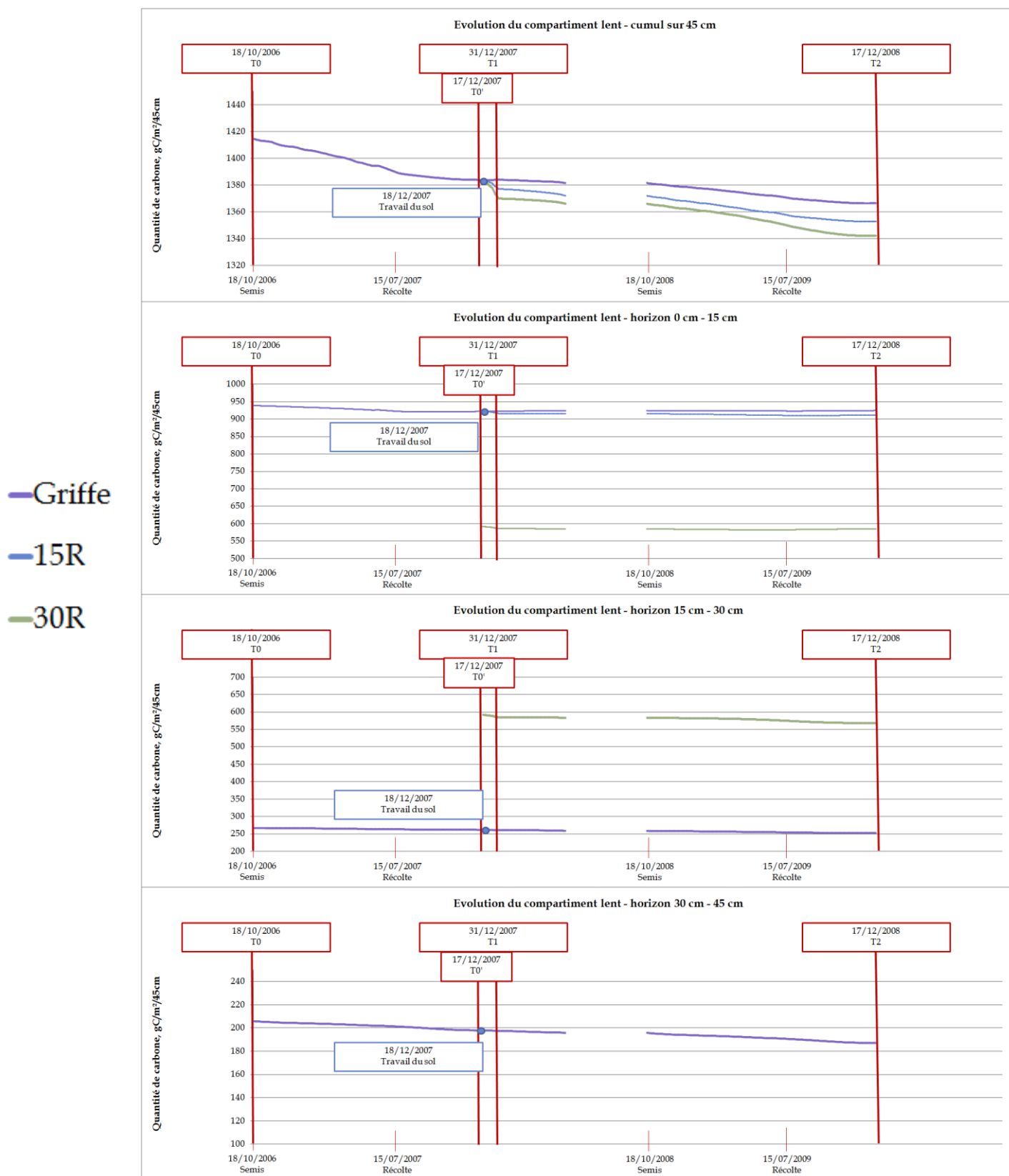


Figure IV-13 : Évolution de la décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii sans apport de fumier.

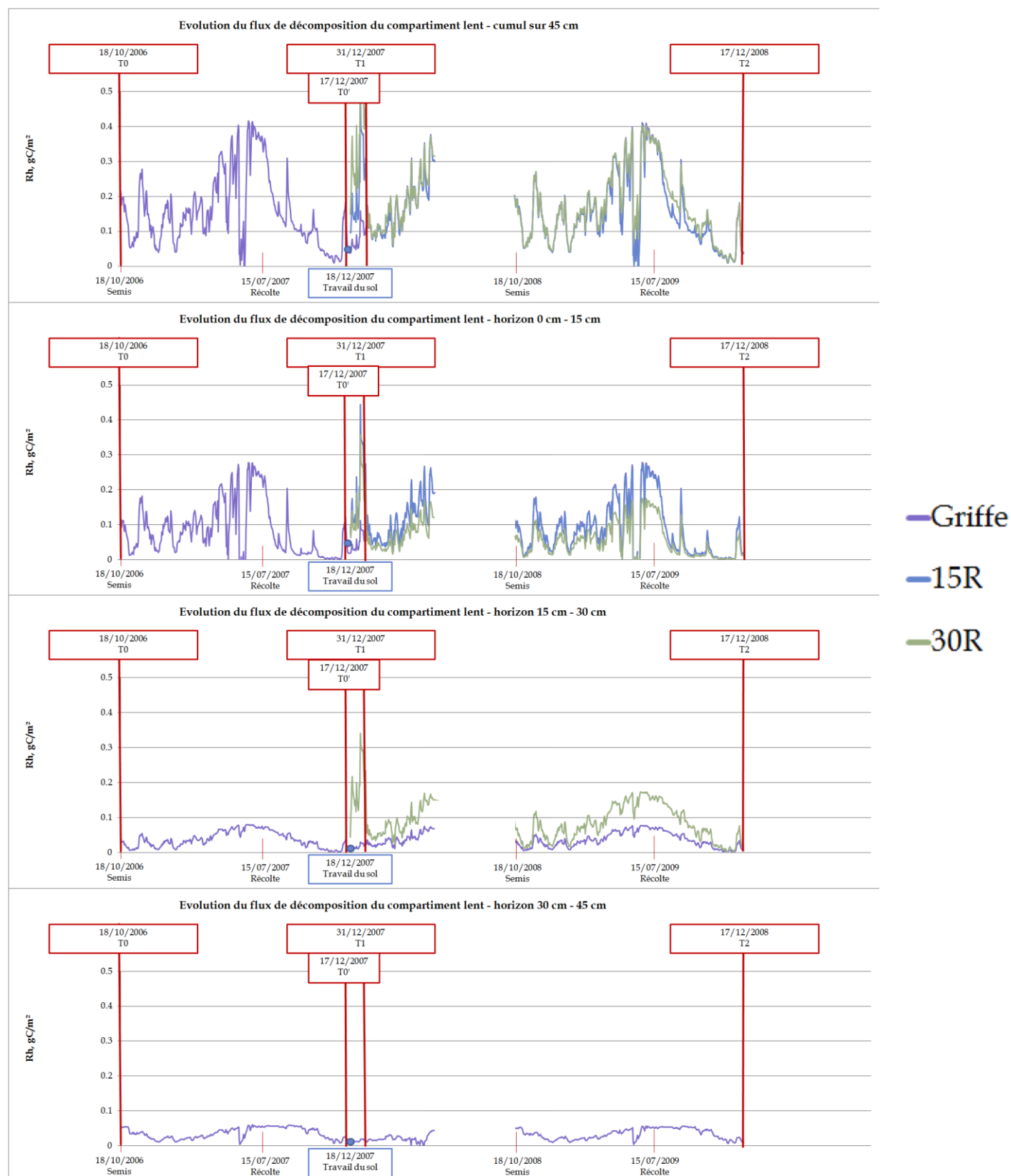


Figure IV-14 : Évolution du flux de décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scenarii sans apport de fumier.



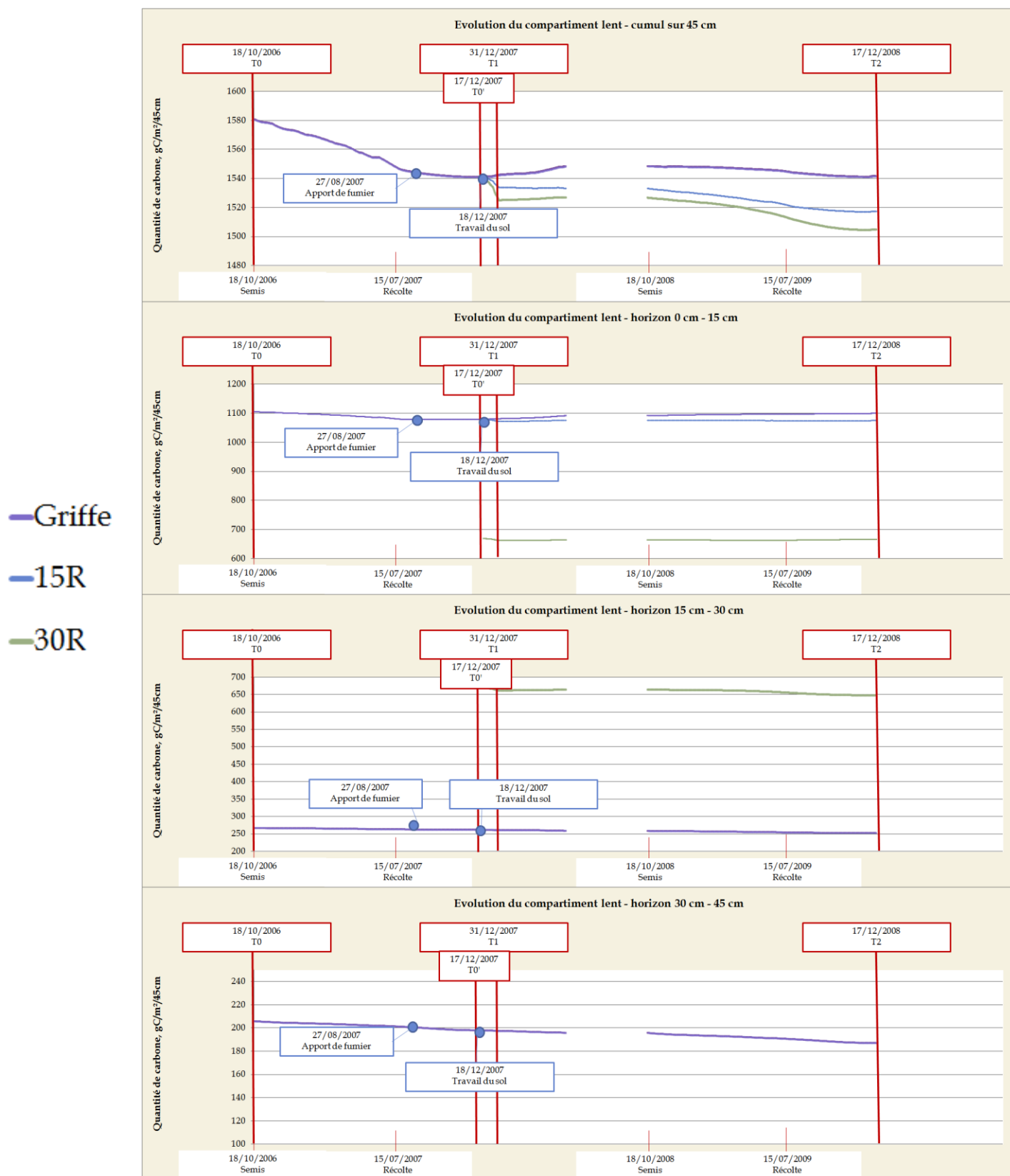


Figure IV-15 : Évolution de la décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii avec apport de fumier.

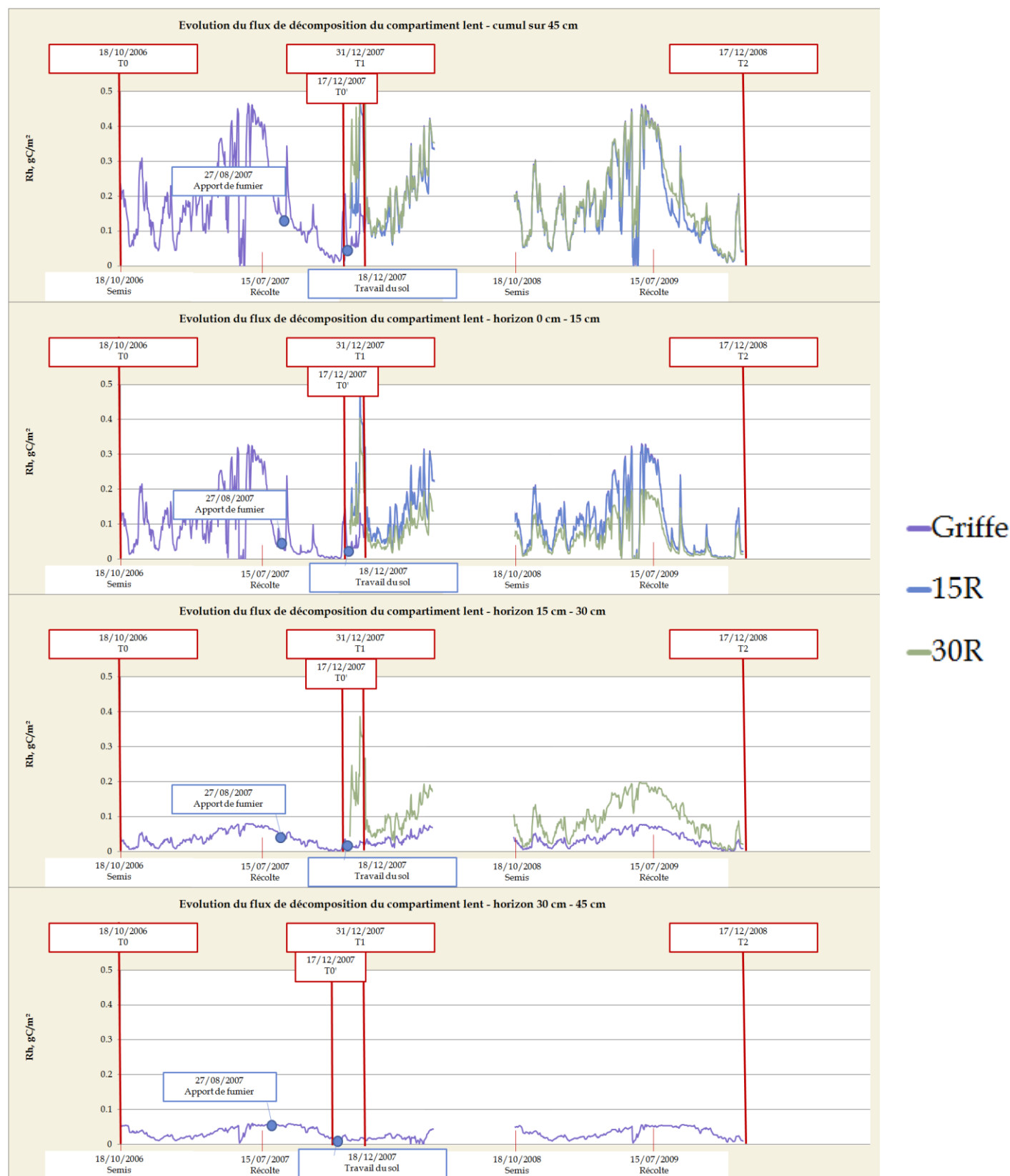


Figure IV-16 : Évolution du flux de décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii avec apport de fumier.

- **Pour les scénarii sans apport de fumier** (Figure IV-13),
  - les différences de stock du compartiment lent s'expliquent à  $T_1$  par l'augmentation de la vitesse de décomposition de la matière organique durant le mois suivant le labour. Cette augmentation est d'autant plus forte que le labour testé est profond (Tableau IV-1).
  - Puis, entre  $T_1$  et  $T_2$ , le déstockage du compartiment lent apparaît plus prononcé dans le cas du scénario 30R. Cela s'explique par les conditions optimales de minéralisation rencontrées en profondeur ( $A_t$  et  $A_w$  non limitant).

En parallèle de l'évolution de la quantité de carbone, la Figure IV-14 montre la dynamique de la respiration associée.

- A  $T_1$ , les flux issus du compartiment lent sont les plus forts suite au labour 30R (associés à une cinétique de décomposition du compartiment de carbone accélérée).
- Après la récolte, de fin juillet 2009 jusqu'à mi-septembre 2009, c'est-à-dire lorsque les conditions climatiques sont optimales pour la décomposition de la matière organique, des flux supérieurs sont simulés par le modèle dans le cas du scénario 30R par rapport aux autres scénarii.

Cette figure illustre donc le propos tenu précédemment disant que les différences de flux entre le maintien de la griffe et le labour 30R augmentent entre  $T_1$  et  $T_2$ .

La Figure IV-14 permet, de plus, d'observer que ces flux supplémentaires dans le cas du labour 30R sont générés par la décomposition du carbone lent de l'horizon 15 cm – 30 cm, du fait :

- De la forte quantité de carbone qui y est présent (Figure IV-13) dans le cas 30R vis-à-vis des autres scénarii suite à l'homogénéisation de la matière organique des 30 premiers centimètres (retournement),
  - Des conditions climatiques en profondeur qui favorisent la minéralisation de cette grande quantité de carbone.
- **Dans le cas des scénarii avec apport de fumier** (Figure IV-15), les mêmes remarques que dans le cas des scénarii sans fumier sont valables concernant :
  - L'augmentation des vitesses de décomposition entraînant perte de carbone et émissions de forts flux (Figure IV-16) entre  $T_0$  et  $T_1$ .
  - La dynamique de déstockage plus intense en profondeur due à des conditions climatiques non limitantes. Les forts flux supplémentaires engendrés durant la rotation culturale suivant le labour 30R sont également bien visibles sur la Figure IV-16 et de la même manière que dans le cas du scénario sans apport, ils sont issus de la décomposition du carbone lent de l'horizon 15 cm – 30 cm.
  - Les différences de flux entre le maintien de la griffe et le labour 30R qui augmentent entre  $T_1$  et  $T_2$ .

La différence entre les scénarii sans apport et les scénarii avec apport se fait au niveau des quantités de carbone et des taux d'émission concernés, qui sont supérieurs dans les cas de scénarii avec apport de fumier. Par ailleurs, dans le cas du scénario avec apport de fumier, si le

travail du sol de type griffe est maintenu, on observe un léger stockage de carbone entre  $T_0$  et  $T_1$  qui a cependant disparu à  $T_2$  (Figure IV-15).

### 3.2.Scénario 2 : travail du sol allégé après 20 années de labour profond

Comme évoqué dans l'étude sur les effets à moyen terme des différents travaux du sol, après 20 rotations :

- Le labour profond engendre des stocks ( $4250 \text{ gC/m}^2$  (sans fumier) et  $4370 \text{ gC/m}^2$  (avec fumier), Figure IV-17) moins importants que le travail du sol superficiel de type griffe ( $4322 \text{ gC/m}^2$  (sans fumier) et  $4485 \text{ gC/m}^2$  (avec fumier), Figure IV-11).
- Le labour profond combiné à un apport annuel de fumier permet de stocker  $120 \text{ gC/m}^2$  supplémentaires dans le profil par rapport à la tenue d'un labour sans apport de fumier (Figure IV-17).

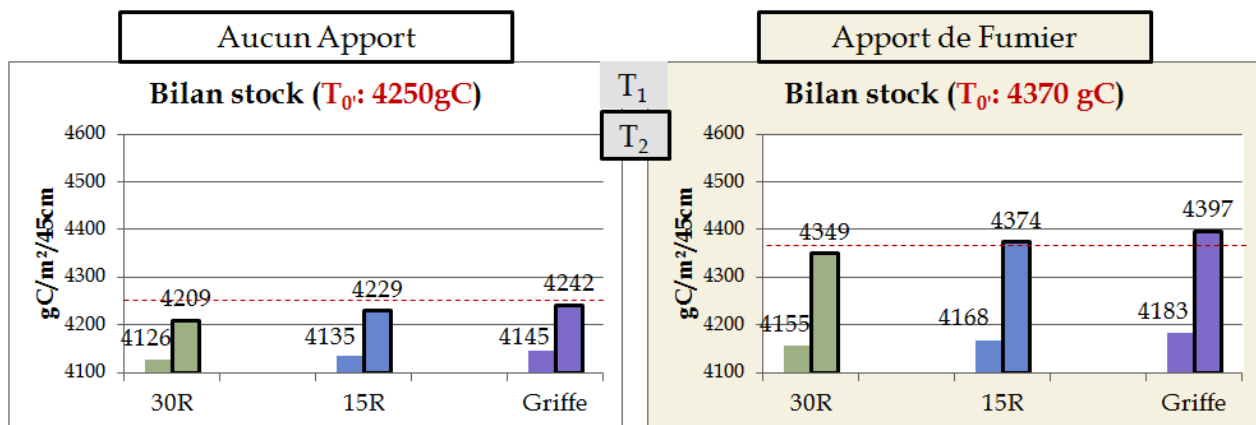


Figure IV-17 : Bilan des stocks de carbone aux instants  $T_1$  et  $T_2$ , dans le profil de sol (45 cm) selon les différents types de travaux du sol effectués. La ligne rouge représente le stock de carbone dans le profil à l'instant  $T_0$ .

#### Evolution des stocks de carbone dans le profil

- **A l'instant  $T_1$** , deux semaines après travail du sol, la perte de carbone apparait moins importante dans le cas des perturbations les moins intrusives.  
Les pertes sont toutefois plus importantes dans le cas de scénarii avec apport de fumier. En effet, comme dans les scénarii précédents, plus il y a de matière organique enfouie, plus la décomposition est forte (Bellamy *et al.* (2005)).
- **A l'instant  $T_2$** , après la rotation culturale suivant la reprise du labour, des pertes sont simulées quel que soit le type de travail du sol effectué en absence de fumier :
  - Le maintien du labour 30R accroît les pertes de carbone ( $- 41 \text{ gC/m}^2$ , Figure IV-18),
  - Le passage au travail de type griffe permet un maintien du stock initial :  $- 8 \text{ gC/m}^2$ .
 En cas de scénarii avec apport de fumier, la perte de carbone se poursuit en cas de maintien du labour mais dans des proportions moindres ( $- 21 \text{ gC/m}^2$ , Figure IV-18). Lors du passage à un travail de sol plus léger, un maintien de la quantité de carbone (15R) voire un léger stockage de carbone (griffe) sont modélisés ( $+ 4 \text{ gC/m}^2$  pour 15R et  $+ 27 \text{ gC/m}^2$  pour griffe).

Bien qu'il y ait toujours très peu de différences de stockage observées entre les différents travaux du sol testés, l'importance de l'apport de matière organique sous forme de fumier est notable car permet la reconstitution des stocks le cas échéant (Bayer *et al.* (2000)) et visible dès la première année à cette échelle de temps.

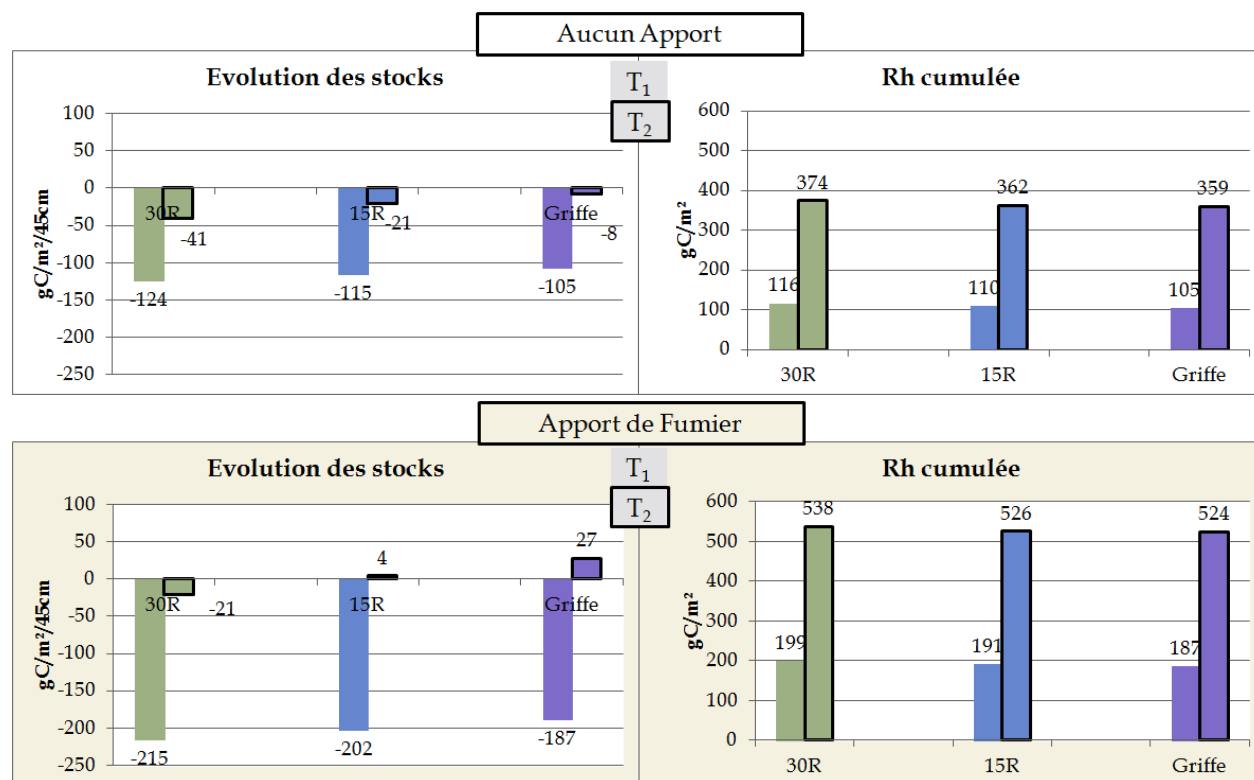


Figure IV-18: Comparaison de l'évolution des stocks de carbone et de la respiration cumulée par rapport à  $T_0$  selon les différentes pratiques culturales simulées.

#### Effets sur les flux de respiration cumulés

Comme dans les scénarii précédents, la Figure IV-18 montre que plus le travail du sol allégé a réduit la perte de carbone, plus les émissions cumulées simulées sont réduites.

Les flux restent bien plus importants dans les scénarii simulant un apport annuel de fumier (~170gC cumulés émis en plus).

- **A l'instant  $T_1$** , en l'absence de fertilisation (Figure IV-18), le passage à un labour peu profond (15R) permet de réduire de - 11 gC/m<sup>2</sup> les flux qui seraient émis en cas de labour profond (30R) et un travail de sol de type griffe les réduirait de - 13 gC/m<sup>2</sup>. En cas d'application de fumier, la réduction des émissions est évaluée à - 8 gC/m<sup>2</sup> (passage à 15R) et à - 12 gC/m<sup>2</sup> (passage à griffe). Le pic de flux suite au labour est donc bien réduit avec un travail du sol plus superficiel, comme cela était attendu (Gesch *et al.* (2007)).

- **A l'instant T<sub>2</sub>**, les flux cumulés sont inférieurs de - 12 gC (15R) et - 15 gC (30R) comparés au maintien du travail de type griffe dans les cas sans apport, et de - 12 gC (15R) et - 14gC (30R) pour les scenarii avec apport de fumier.

Comme dans les scenarii précédent, il semble que l'apport de fumier ne provoque pas de pics de flux plus importants à court terme après le labour, ni à plus long terme après une nouvelle rotation culturale.

Contrairement à ce qui était simulé dans les scenarii précédents, l'allègement du labour n'a pas d'influence sur les émissions de flux durant l'année culturale suivante. Les différences de flux entre le maintien du labour profond et l'allègement de ce labour ne diminuent pas entre T<sub>1</sub> et T<sub>2</sub>, comme cela aurait pu être attendu. En d'autres termes, les flux émis durant la rotation culturale suivant n'importe quel type de travail du sol testé sont identiques. Cette observation peut apparaître en contradiction avec les résultats de certains auteurs observant que l'arrêt du labour provoquerait un ralentissement de la minéralisation (Alvarez *et al.* (1995)) de la matière organique, mais en accord avec d'autres n'ayant pas observé d'effet sur les flux de CO<sub>2</sub> émis quel que soit le type de travail du sol (Fortin *et al.* (1996) ; Buysse (2013)).

Malgré des flux hétérotrophes identiques simulés sur l'ensemble du profil, le modèle permet de simuler les dynamiques de respiration dans les différents horizons de sol et d'observer les différences présentes notamment pour le compartiment de carbone lent.

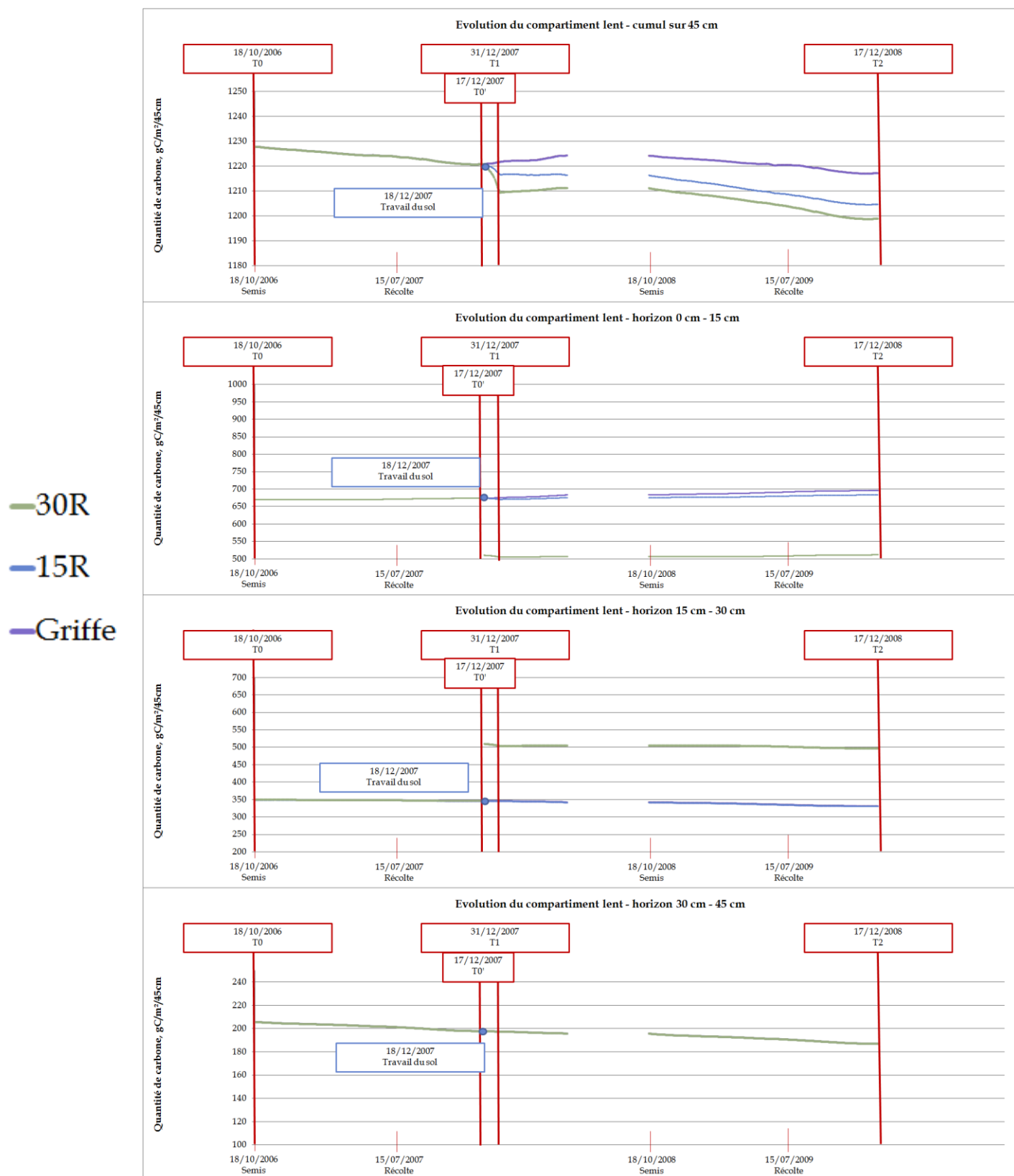


Figure IV-19 : Évolution de la décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii sans apport de fumier

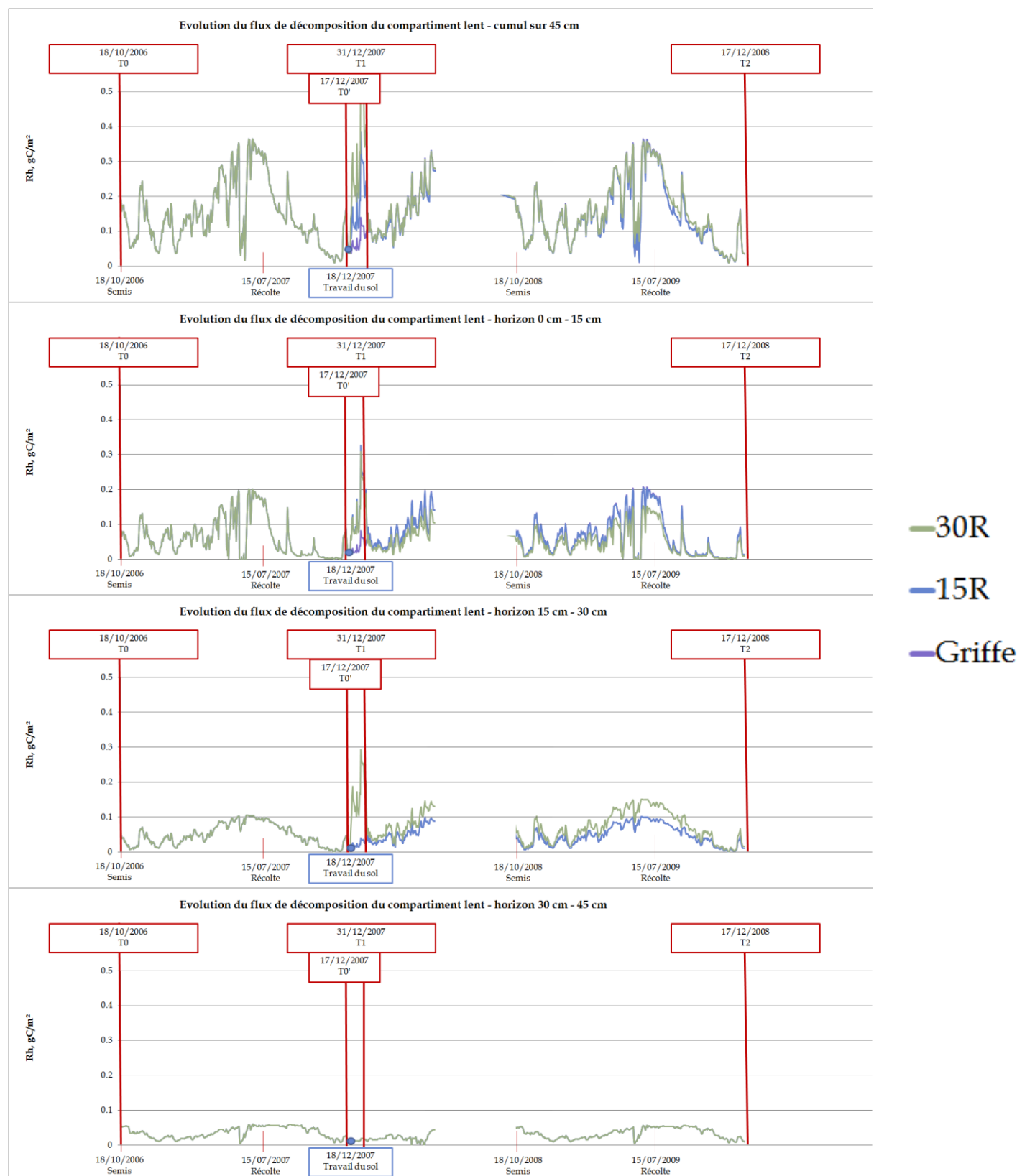


Figure IV-20 : Évolution du flux de décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii sans apport de fumier



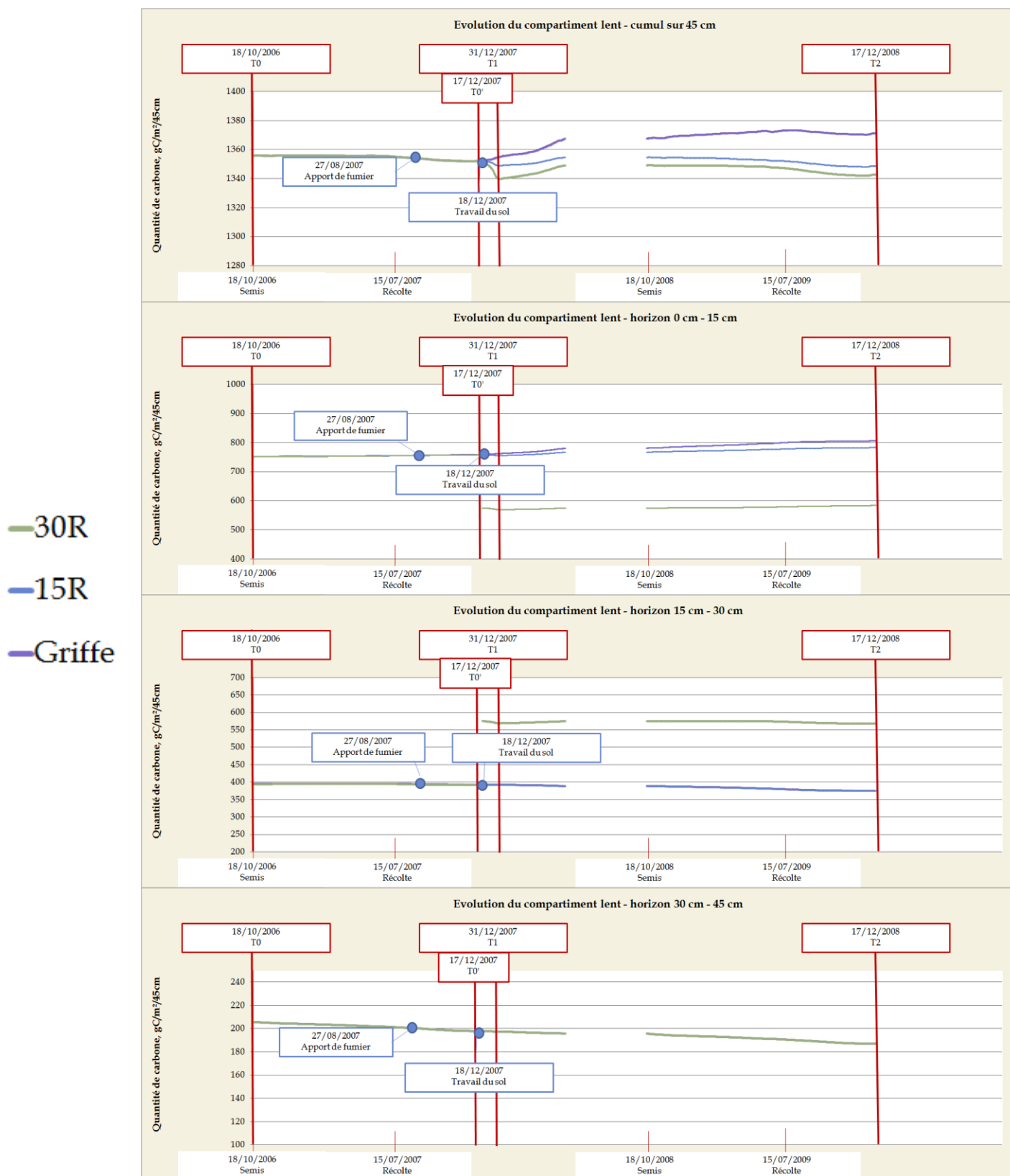


Figure IV-21 : Évolution de la décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii avec apport de fumier

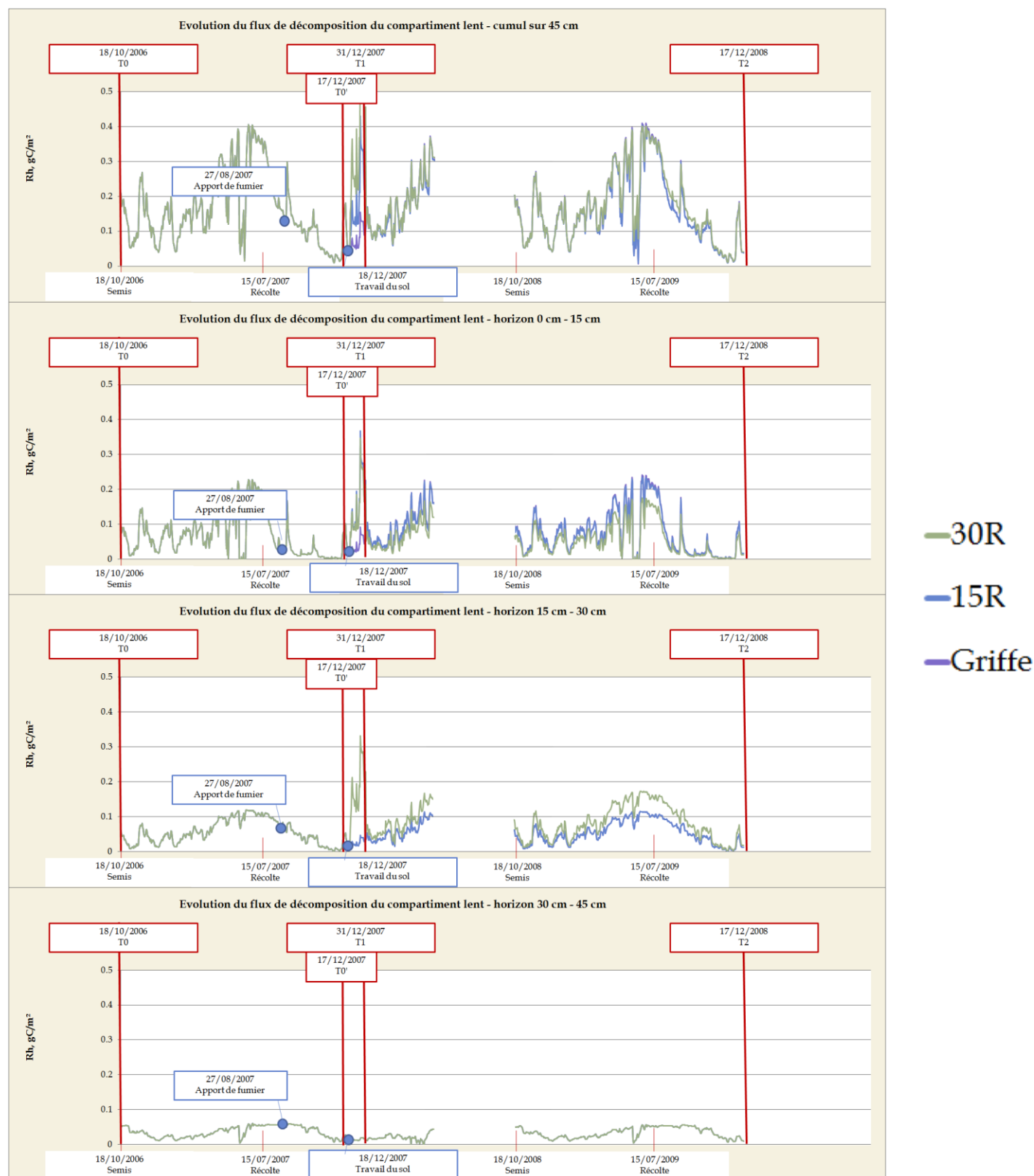


Figure IV-22 : Évolution du flux de décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii avec apport de fumier

*Effets sur le carbone du compartiment lent*

- **Pour les scénarii sans apport de fumier** (Figure IV-13),
  - Les différences de stock du compartiment lent (Figure IV-19 et Figure IV-21) s'expliquent à  $T_1$  par la diminution de la vitesse de décomposition de la matière organique durant le mois suivant l'allègement du labour. En effet, la vitesse de minéralisation accrue en cas de labour provoque un pic de flux qui est restreint dans le cas de travaux du sol plus légers.
  - Ensuite, entre  $T_1$  et  $T_2$ , le déstockage du compartiment lent apparaît plus prononcé dans le cas du maintien du scénario 30R en lien avec les conditions optimales de minéralisation rencontrées en profondeur ( $A_t$  et  $A_w$  non limitant).

En parallèle de l'évolution de la quantité de carbone, la Figure IV-20 montre la dynamique de la respiration associée.

- À  $T_1$ , les respirations associées sont les plus fortes suite au maintien du labour 30R.
- Après la récolte, de fin juillet 2009 jusqu'à mi-septembre 2009, les flux simulés par le modèle sont similaires quel que soit le type de travail du sol testé lorsqu'ils sont cumulés sur le profil.

Cependant, la Figure IV-20 permet d'observer que les flux ne sont pas similaires dans les différents horizons de sol. Dans le cas du labour 30R, la décomposition du carbone lent engendre :

- des flux inférieurs dans l'horizon 0 cm – 15 cm,
- et des flux supplémentaires dans l'horizon 15 cm – 30 cm par rapport aux autres scénarii.

Les différences entre les flux selon les types de travaux du sol sont du même ordre de grandeur dans les deux horizons, ce qui explique qu'elle ne se reporte pas lorsque les flux sont sommés sur le profil.

- **Dans le cas des scénarii avec apport de fumier** (Figure IV-21), les mêmes remarques que dans le cas des scénarii sans fumier sont valables concernant :
  - La diminution des vitesses de décomposition limitant la perte de carbone et les émissions entre  $T_0$  et  $T_1$ .
  - Le déstockage du compartiment lent apparaît plus prononcé dans le cas du maintien du scénario 30R.

Cependant, il est remarquable d'observer sur la Figure IV-21 qu'un gain de carbone dans le compartiment lent sur le profil complet est simulé dès un premier allègement du labour (30R → griffe).

  - La différence de flux simulés entre les horizons mais qui n'est pas visible lorsque les flux sont sommés sur l'ensemble du profil.

*Comparaison des deux types de scénarii*

Après la récolte, de fin juillet 2009 jusqu'à mi-septembre 2009, dans le cas du scénario 2 (travail du sol allégé après 20 ans de labour profond), les flux simulés par le modèle sur l'ensemble du

profil sont similaires quel que soit le type de travail du sol testé. Au contraire, dans le cas du scénario 1 (mise en place d'un labour après 20 ans de travail superficiel), les simulations effectuées ont montré que la mise en place d'un labour profond engendrait des émissions supplémentaires à l'échelle de l'année culturale suivant le labour.

Dans le cas du scénario 2, la tenue durant 20 rotations d'un labour profond a réduit et homogénéisée la quantité de matière organique dans les différents horizons du profil de sol. Ainsi, la quantité de carbone dans l'horizon 15 cm - 30 cm, par exemple, n'est que peu différente en fonction des travaux de sol testés ponctuellement (Figure IV-19 et Figure IV-21:  $\sim 150 \text{ gC/m}^2$  de différence entre scénario 30R et scénario griffe). Ces quantités de carbone peu contrastées mènent donc à des émissions  $\text{CO}_2$  certes différentes, mais toutefois comparables dans les différents horizons pour les différents travaux de sol (Figure IV-20 et Figure IV-22). Les différences sont compensées entre les horizons et elles ne se répercutent pas lors des comparaisons des flux sommés sur l'ensemble du profil.

Dans le cas du scénario 1, la différence de carbone lent dans l'horizon 15 cm - 30 cm, engendrée par les différents types de pratiques était importante (Figure IV-13 et Figure IV-15 :  $\sim 350 \text{ gC/m}^2$  à  $400 \text{ gC/m}^2$  de différence entre Griffes et 30R). En effet, l'utilisation de la griffe durant 20 ans a provoqué un fort gradient de concentration le long du profil avec un enrichissement de l'horizon de surface et un appauvrissement des horizons profonds (Alvarez *et al.* (1995)). Le labour 30R a mélangé le sol et provoqué un fort apport dans l'horizon 15 cm - 30 cm. Les flux engendrés par la décomposition du carbone lent de cet horizon étaient donc plus forts dans le cas du scénario 30R, et cette différence était assez conséquente pour se répercuter sur le flux sommé sur le profil.

En comparant les effets des deux types de scénario, en cas d'apport de fumier, des dynamiques de stockage/déstockage différentes sont simulées.

En effet, dans le cas du scénario 1, la mise en place d'un labour de type 30R n'entraîne pas de pertes de carbone (gain de  $3 \text{ gC/m}^2$ , Figure IV-12), mais provoque une augmentation des émissions de  $\text{CO}_2$  durant la rotation culturale suivant le labour (entre  $T_1$  et  $T_2$ ) comparé au maintien de l'utilisation de la griffe.

Dans le cas du scénario 2, la mise en place ponctuelle du travail de type griffe engendre un gain de carbone de  $48 \text{ gC/m}^2$  après la rotation suivant le labour comparé au maintien du labour habituel (gain « brut » de  $27 \text{ gC/m}^2$ , Figure IV-18), mais il n'y a pas de réduction des flux de  $\text{CO}_2$  émis durant la rotation culturale suivante.

Ainsi, il apparaît que la mise en place d'un labour profond soudain réduit la dynamique de stockage de carbone, mais n'engendre pas de perte en cas d'apport de fumier (s'il n'y a pas d'apport, la perturbation, bien qu'exceptionnelle engendre un déstockage du carbone du sol, Figure IV-13). Par ailleurs, elle entraîne une augmentation des émissions de  $\text{CO}_2$  durant l'année culturale suivante.

D'autre part, l'allègement du labour profond pour un travail du sol de type griffe permet dès son application un gain non négligeable de carbone dans le sol en cas d'apport de fumier (s'il

n'y a pas d'apport, il y a stabilisation du stock de carbone). Pourtant, aucune réduction de flux n'est simulée par le modèle durant la rotation suivante.

### ✓ Synthèse

Le modèle développé pour prendre en compte l'apport de fumier sur la parcelle et différents types de travaux du sol a été testé de manière convaincante sur le site de Lamothe. Il a permis l'étude de différents scénarii de pratiques culturales à deux échelles de temps.

L'étude à moyen terme (après 20 années culturales) de l'effet d'un même type de travail du sol a donné des résultats cohérents avec les observations reportées dans la littérature. La mise en place de TCSL favoriserait un stock de carbone plus important que la tenue de labour profond. Après 20 années de pratiques identiques, s'il y a apport de fumier, le stock de carbone est supérieur de 12 % en cas d'absence de labour comparé à un labour profond. Ce chiffre est réduit à 9 % en absence d'apport de fumier. La dynamique de stockage apparaît ainsi favorisée en cas d'apport de fumier. Qu'il y ait ou non apport de fumier, il apparaît également que l'absence totale de travail du sol durant 20 ans engendrerait des émissions de CO<sub>2</sub> plus importantes que la tenue de TCSL ou de labour plus ou moins profond sur cette même période de temps. Cette observation est en lien avec la quantité de carbone présente selon le type de travail du sol : plus les sols sont riches (NT, griffe), plus ils émettent de CO<sub>2</sub>.

D'après le modèle, les différences observées dans les émissions de CO<sub>2</sub> sont expliquées par les variations de stockage du carbone lent et du carbone des résidus, qui sont les plus impactés par les types travaux du sol effectués.

A court terme, c'est-à-dire une année culturale après la modification soudaine du travail du sol en place depuis 20 années, deux types de scénarii ont été étudiés :

- (1) : mise en place d'un labour après 20 ans de travail superficiel.
- (2) : travail du sol allégé après 20 ans de labour profond.

A cette échelle courte de temps, il semble qu'au-delà du travail du sol effectué, le facteur prédominant de la dynamique de stockage soit l'apport de fumier. En cas d'apport de fumier, des dynamiques de stockage/déstockage différentes ont été simulées par le modèle en fonction des scénarii :

- La mise en place d'un labour profond (suite à 20 années de travail superficiel) n'engendre pas de perte de carbone du sol.
- La conversion vers une TCSL (suite à 20 années de labour profond) permet immédiatement un gain de carbone après une année culturale.

En termes de flux, le modèle a simulé :

- Des pics de flux d'autant plus intenses que le travail du sol testé est intrusif à très court terme (semaine suivant le travail du sol).
- De très faibles effets sur la respiration du sol cumulée après une année culturale suivant différents travaux du sol.

Toutefois, malgré des flux hétérotrophes identiques simulés sur l'ensemble du profil, le modèle montre des différences remarquables entre les productions par horizon de sol en fonction des types de travaux du sol étudiés. Ces résultats témoignent de processus sous-jacents différents (qualité de carbone impacté, horizon de sol impactés) qui sont mis en œuvre en fonction des types de travaux du sol étudiés.

La prise en compte de différentes pratiques culturales afin de tendre vers un modèle de prédiction pour l'étude de différents scénarii nécessite d'être poursuivie et développée. Les résultats du modèle pourront être comparés aux résultats d'expérimentation de longue durée (Boigneville en France, Longs Tours en Belgique, Rothamsted en Grande-Bretagne) afin de comprendre notamment l'effet du travail du sol sur la vitesse de minéralisation à laquelle le modèle s'est avéré très sensible. Il conviendrait dans un premier temps de comprendre si le travail du sol augmente ponctuellement (si oui, durant combien de temps) ou de manière permanente la vitesse de minéralisation ou si ce phénomène est tamponné dans le temps, pour ensuite pouvoir comprendre plus finement les mécanismes en jeux lors de la mise en place ou de l'arrêt du travail.



---

## Conclusion générale et Perspectives

---





# Conclusion générale

---

Ce travail a pris part à l'étude du mécanisme de respiration du sol au sein des agro-écosystèmes, essentiel au regard des enjeux environnementaux actuels. Les résultats qui en sont issus contribuent à mieux comprendre les sources des émissions et leurs fluctuations et mettent en avant les points bloquants pour lesquels la faible connaissance des mécanismes rend encore aléatoire l'établissement du bilan carboné.

## La modélisation de la respiration du sol dans les agro-écosystèmes

Bien que de nombreux modèles d'approche mécaniste existent et aient été développés à des échelles spatio-temporelles très différentes, peu d'entre eux ont été validés en termes de flux pour des agro-écosystèmes. Cette validation est pourtant essentielle pour évaluer et comprendre le comportement d'un sol cultivé en tant que source ou puits de carbone, en lien avec les changements climatiques et de pratiques culturales.

### *Développement du modèle semi-mécaniste : hypothèses et formalisation*

Une fois initialisé sur chacun des sites d'étude, le modèle semi-mécaniste développé dans cette thèse a été testé avec succès. Il est capable de reproduire les dynamiques et les niveaux de flux variables en fonctions des différentes régions et des saisons. Bien que très sensible aux caractéristiques de texture du sol et à la compartimentation de la matière organique, il s'est avéré capable de prédire correctement la respiration en sol nu et durant la période de croissance pour l'ensemble des sites d'étude aux conditions pédoclimatiques contrastées. En d'autres termes, le modèle a montré de remarquables qualités de robustesse, précision et généralité suite à son test sur les différents sites.

L'outil développé permet de modéliser, de manière couplée, les composantes hétérotrophe et autotrophe de la respiration du sol. Il est basé sur des hypothèses fortes lui conférant une structure assez simple qui a permis son application aisée à l'échelle d'une parcelle agricole et au pas de temps journalier.

Pour la composante hétérotrophe :

- Le modèle n'intègre pas les mécanismes de diffusion du gaz dans le profil de sol et tout le CO<sub>2</sub> produit est supposé émis en surface.
- De plus, la texture et la structure du sol sont supposées uniformes sur l'ensemble de la parcelle.
- Enfin, la dynamique du peuplement microbien est formalisée sous la forme d'un compartiment de carbone ne prenant pas en compte les modifications de l'activité et/ou de la composition de la communauté microbienne.

Ces trois hypothèses justifient l'échelle spatio-temporelle choisie. En effet, sans prise en compte de la dynamique de ces variables dans le temps et l'espace, le modèle n'est pas

applicable en l'état pour simuler des processus à des échelles temporelles et spatiales plus fines.

Pour la composante autotrophe :

- Malgré l'attention portée sur la paramétrisation du rapport R/S, la dynamique de la biomasse racinaire n'est pas formalisée précisément car elle est strictement dépendante de celle de la dynamique de la biomasse aérienne. Cette dernière est une variable d'entrée du modèle, jusqu'ici forcée et intégrée suite à l'interpolation linéaire des mesures effectuées ponctuellement durant la saison de culture.
- De plus, la mortalité racinaire est supposée constante au cours de la saison de culture. Cette approximation est problématique car la mortalité racinaire correspond au point de couplage des modules autotrophe et hétérotrophe. En effet, elle est à l'origine des apports métaboliques et structuraux des compartiments « litière » du module  $R_h$ . Les quantités de biomasse morte ont donc un fort impact sur la répartition du carbone entre les compartiments et donc sur la  $R_h$  simulée.

Par la suite, le modèle a pour vocation d'être couplé avec :

- Un modèle agronomique de croissance des cultures, d'approche empirique, de type STICS (Brisson *et al.* (1998)), développé au pas de temps journalier. Son principal objectif est d'estimer les conséquences des variations du milieu et du système de culture sur la production d'une parcelle agricole (quantité et qualité) et sur l'environnement. Ce modèle simule la dynamique de croissance des organes avec un formalisme qui a été testé et validé sur de nombreux types de culture.
- Un modèle écophysio-logique et plus mécaniste de type CASTANEA (Davi *et al.* (2005) ; Dufrêne *et al.* (2005)), simulant les mécanismes du métabolisme carboné de la plante : photosynthèse associée à la répartition des assimilats.

Le modèle choisi pourra alors alimenter le modèle de respiration du sol en valeurs d'entrée réalistes comme les biomasses aériennes et souterraines. Cela permettra notamment la modélisation plus réaliste de la dynamique de la biomasse racinaire au pas de temps journalier et de meilleures prédictions de la respiration autotrophe des racines. En effet, il s'agira ainsi d'améliorer le point de couplage des modules hétérotrophe et autotrophe, mais aussi d'améliorer la partition entre respiration d'entretien et respiration de croissance des organes racinaires.

La plus grande limite du modèle est enfin la méthode d'initialisation des compartiments de carbone organique. Elle est critiquable car elle n'est pas représentative de la réalité où les rotations de cultures sont variées et où des événements climatiques exceptionnels peuvent survenir. En effet, l'initialisation suppose la mise à l'équilibre des compartiments de carbone par succession d'une même année climatique sur une monoculture de blé durant 20 ans. Or, l'étude de sensibilité a montré l'influence de la qualité biochimique des résidus (teneur en lignine des tissus racinaires) sur la répartition du carbone entre les différents compartiments lors de l'initialisation du modèle et sur les flux de respiration hétérotrophe simulés. Il est alors nécessaire d'élargir les possibilités de simulation du modèle en le paramétrant pour d'autres

types de cultures à durée de croissance différente et possédant des compositions biochimiques différentes (par exemple maïs pour la rotation à Lamothe ; betterave et pomme de terre pour la rotation à Lonzée) afin d'améliorer l'initialisation des compartiments et la précision des flux simulés lors des différentes études.

### *Etude de scenarii de pratiques culturales*

Après avoir été testé sur les valeurs de respiration hétérotrophe ou totale du sol, le modèle a été développé afin d'intégrer d'éventuels apports de fumier ainsi que différents types de travaux du sol. Ces développements ont permis au modèle de prendre une dimension en adéquation avec les questionnements liés à la contribution des agro-écosystèmes dans les émissions de CO<sub>2</sub> dans le cadre des changements de pratiques culturales.

Tandis qu'à l'heure actuelle, il n'existe pas de consensus sur les effets à moyen terme du labour et des techniques culturales sans labour (TCSL) sur les émissions de CO<sub>2</sub>, différents scenarii de pratiques culturales ont pu être évalués ici grâce à l'outil de modélisation, en termes de dynamique de stock mais également de flux de carbone. Cet outil a permis de préciser quelques divergences reportées dans le cadre de précédents travaux, souvent dues aux différences d'échelles de temps pour lesquelles ils ont été effectués.

Ainsi, à moyen terme (20 années), l'absence de labour ou la mise en place de TCSL (de type griffe en surface) tendent à favoriser le stock du carbone dans les sols par rapport à la tenue d'un labour profond. Toutefois, l'absence de labour n'engendre pas de stabilisation de la matière organique à cette échelle de temps ; d'après le modèle, la différence de stockage de carbone s'opère au niveau du carbone lent et des résidus de culture. Par ailleurs, il semble que la dynamique de stockage soit davantage conditionnée par l'apport fumier que par le type de travail du sol. Ce résultat peut être étendu à la gestion des résidus, à l'augmentation de la production de biomasse, aux CIPAN ou autres pratiques culturales permettant d'accroître la quantité de matière organique du sol. Il apparaît également que l'absence de travail du sol durant 20 ans engendrerait des émissions de CO<sub>2</sub> plus importantes que la tenue de TCSL ou autres travaux du sol plus ou moins profond sur cette même période. Cette observation est en lien avec la quantité de carbone présente selon le type de travail du sol : plus le stock de carbone est grand, plus les flux générés sont importants.

A une échelle de temps plus courte (1 année de culture), des différences de cinétique entre stockage et déstockage de carbone ont été observées en lien avec une modification soudaine des pratiques culturales. En effet, en cas de fertilisation (apport de fumier), la mise en place d'un labour profond suite à 20 années de travail superficiel n'engendre pas de perte de carbone du sol. A l'inverse, après 20 ans de labour profond, la conversion vers une TCSL permet immédiatement un gain de carbone après une année culturale.

Par ailleurs, le modèle a montré que la modification du type de travail du sol n'avait que de très faibles effets sur la respiration du sol cumulée à cette même échelle de temps (année culturale suivant le labour). Des flux de respiration supplémentaires ont été induits uniquement dans le cas d'un passage à un labour profond suite à 20 années de TCSL et le modèle a permis

d'observer que cet effet était lié à une forte modification du profil de carbone, menant à des émissions contrastées dans les différents horizons de sol considérés. Avec son approche semi-mécaniste et sa description fine des processus, le modèle permet de simuler et d'observer les processus sous-jacents inhérents aux types de travaux du sol étudiés. Quelles que soient les pratiques culturales (travail du sol et fertilisation) mises en place, le modèle montre que des processus différents sont mis en œuvre et que les types de matière organique (compartiments dans le modèle) présentent des évolutions variables dans les 3 horizons de sol bien que des flux similaires soient le plus souvent simulés en surface.

A une échelle de temps très courte (semaine suivant le travail du sol), des pics de flux d'intensités variables selon le travail du sol testé, ont été simulés par le modèle comme cela est souvent observé par la mesure (Gesch *et al.* (2007)).

Ces résultats restent cependant à nuancer car des limites liées au protocole de l'étude peuvent remettre en cause l'effet positif simulé des TCSL.

(1) Dans un premier temps, la sensibilité du modèle à la composition biochimique des résidus de culture assure que l'intégration d'autres espèces aura une influence sur les flux de respiration simulés et donc une influence sur les résultats de scénarii de pratiques culturales. Le développement des possibilités du modèle et sa paramétrisation pour d'autres espèces cultivées permettront des simulations sur l'ensemble de rotations culturales pratiquées représentatives de la réalité.

(2) De plus, chaque type de travail du sol entraîne des conditions de  $T_s$  et  $\theta_s$  propres qui peuvent être liées au retournement des couches de sol, au gradient de quantité de matière organique enfouie créant par exemple des gradient de porosité influant sur le contenu en eau du sol et sur les vitesses de décomposition. Ces différentes conditions climatiques inhérentes aux types de travaux du sol effectués ne sont pas prises en compte dans les simulations.

(3) Enfin, des émissions de  $N_2O$  non formalisées, liées aux apports organiques et à la réduction du travail du sol peuvent être susceptibles de contrebalancer l'effet positif du stockage de carbone ou de réduction des émissions de  $CO_2$  (Balesdent *et al.* (2000) ; Nicolardot and Germon (2008) ; Bernacchi *et al.* (2005) ; Li *et al.* (2005)). En effet, l'étude n'a pris en compte qu'un seul type de fertilisation (fumier). Or, d'autres types de fertilisations sont pratiqués. L'apport de lisier, par exemple, humidifie le sol et lui apporte une forte quantité d'azote. Les amendements azotés minéraux ne sont également pas intégrés au modèle.

Cette dynamique de l'azote n'est pas prise en compte dans le modèle alors qu'elle est indispensable pour la formalisation de celui-ci en adéquation avec les questionnements liés à la contribution des agro-écosystèmes dans les émissions de GES. En effet, l'agriculture est au centre des préoccupations concernant les émissions d'azote vers l'atmosphère, et les enjeux actuels sont de quantifier, de prévoir et de comprendre les émissions d'azote des sols agricoles que l'on sait liées à la décomposition des résidus et aux apports d'engrais (Erisman *et al.* (2007) ; Sutton *et al.* (2007) ; Galloway *et al.* (2008)). De nombreux auteurs estiment que les dynamiques de l'azote et du carbone dans les sols sont dépendantes l'une de l'autre (Berg and Staaf (1980) ; Molina *et al.* (1983)).

Différentes possibilités existent pour introduire la dynamique de l'azote dans le modèle semi-mécaniste. D'après un travail de synthèse bibliographique, les modèles de dynamique de l'azote dans le sol peuvent être classés selon deux types. Certains sont dédiés à la dynamique du carbone et simulent la dynamique de l'azote de manière simple, comme étroitement liée au carbone, en faisant varier un rapport carbone/azote dans les différents compartiments de matière organique considérés. D'autres modèles ont été développés pour simuler directement, et de manière parfois très précise la dynamique de l'azote dans le sol. Il existe peu de comparaison des approches en termes de qualité des prédictions et cela ne permet pas de faire ressortir un formalisme idéal. Le cycle de l'azote étant très complexe, les modèles répondent à des objectifs différents qui varient entre la quantification simple des flux, la prise en compte des conditions de gestion des pratiques culturales ou la précision des processus dans l'optique d'une extrapolation spatiale.

Le modèle Daisy (Hansen *et al.* (1990)) se base sur l'hypothèse d'une demande potentielle à satisfaire : les flux d'azote sont supposés relatifs aux flux de carbone et sont définis par le rapport C/N qui guide le déclenchement des processus. Il ne met en jeu que peu de description des processus. Le modèle DNDC (Li *et al.* (1992b)) a été créé pour modéliser la dénitrification et met en jeu des modules de description très fine des processus. Il suppose ainsi de nombreux paramètres d'entrée. Le modèle DAYCENT (Parton *et al.* (1998)), quant à lui, ne simule pas directement les processus microbiens mais calcule des taux de nitrification et dénitrification en fonction du cycle du carbone et du rapport C/N. Le modèle WNMM (Li *et al.* (2007)) est un modèle simple pour lequel le flux d'azote est guidé par le taux d'humidité du sol qui permet une bonne simulation des tendances en termes de flux.

A court terme et compte tenu du modèle développé, l'intégration du cycle de l'azote dans le modèle s'oriente vers le formalisme proposé par le modèle DAYCENT.

### *Approche phénoménologique de la respiration du sol*

Le travail de modélisation empirique avait pour objectif de mettre en lien la respiration du sol avec ses variables conductrices à l'échelle journalière.

L'approche empirique, générique dans sa formalisation mais peu précise a permis de relever la nécessité d'utiliser l'humidité du sol dans le formalisme afin de rendre compte de la réduction du flux hétérotrophe en cas d'assèchement du sol. La formalisation établie pour  $R_h$  en fonction de  $T_s$  et  $\theta_s$  est apparue comme robuste et cohérente. Cependant, la généricité du modèle empirique dépend de sa paramétrisation sur la plus large gamme de variation possible des paramètres ( $T_s$ ,  $\theta_s$ ) ainsi que sur une grande multitude de données.

La sensibilité de la respiration hétérotrophe à la température est toujours au cœur des travaux concernant la respiration du sol (Davidson and Janssens (2006), Buysse (2013), Zhang *et al.* (2013)). Ainsi, quel que soit le site d'étude, une hypothèse d'insensibilité de  $R_h$  à la température ( $Q_{10} = 2,3$ ) a été formalisée dans le modèle semi-mécaniste. En effet, l'action de la température ( $A_t$ ) sur les flux de carbone entre compartiments est identique dans le temps et quelle que soit la

qualité du carbone. Dans ce cas, le  $Q_{10}$  constant ne concerne que la dynamique du carbone organique.

Différemment, dans l'approche empirique, l'effet de la température concerne les processus de production, de transport et de pondération du flux par l'humidité du sol. En effet, tous les processus liés à la respiration du sol sont intégrés dans la même unique équation.

Pour ces raisons, dans le cas du modèle empirique simple, il est difficile de trouver une valeur unique de  $Q_{10}$  pour l'ensemble des sites. Cependant, l'hypothèse forte d'une sensibilité à la température constante a permis de reproduire les flux hétérotrophes de manière satisfaisante sur une large gamme de conditions climatiques ( $T_s$  et  $\theta_s$ ), à condition d'utiliser la variable d'humidité du sol dans le formalisme. En effet, l'utilisation d'un  $Q_{10}$  de 2,3 (proche du  $Q_{10}$  de 2, relatif aux réactions biochimiques) a permis d'obtenir de bonnes corrélations entre les prédictions et les mesures sur les 4 sites d'étude considérés. Cette hypothèse reste importante à valider sur d'autres jeux de données acquis sur sol nu représentatifs de gammes de variations de température plus fortes.

En ce qui concerne la modélisation empirique de la respiration du sol en période de culture, il est apparu difficile d'utiliser un  $Q_{10}$  fixe sur l'ensemble de la période. En effet, la  $R_{ar}$  représente un processus peu dépendant de  $T_s$  (Moyano *et al.* (2007) ; Suleau *et al.* (2011)) pour permettre la validité d'une telle hypothèse. La gamme de  $Q_{10}$  calculée lors de la paramétrisation des modèles empiriques en période de culture est effectivement apparue très large, mais cohérente avec la littérature, et a varié de 1,81 à 4,04 selon les différents sites étudiés.

Par ailleurs, pour modéliser la respiration du sol en période de croissance de végétation, l'utilisation d'un indice de croissance (la GPP ici) s'est avérée indispensable pour rendre compte des fortes variations du flux au cours de la saison. Ce résultat est en lien avec les différents processus (respiration de croissance et respiration d'entretien) pilotant la respiration racinaire et lui conférant une forte variabilité temporelle caractéristique des écosystèmes agricoles, du fait de la courte et intense période de croissance des végétaux.

La comparaison empirique/semi-mécaniste et les discussions sur les particularités des différents processus de respiration du sol ont souligné la grande difficulté de modélisation de  $R_s$  à l'aide d'une seule et simple équation. En effet, la respiration du sol est issue d'un grand nombre de processus dont la bonne modélisation nécessite le plus souvent une description fine et mécanicienne.

De fait, la séparation des composantes hétérotrophe et autotrophe s'est avérée être la meilleure manière de formaliser un modèle empirique simple et générique représentatif de la respiration totale quelle que soit la période considérée (sol nu ou culture). Le modèle  $Mod R_h + R_{ar}$  est donc formé de deux équations modélisant chacune des composantes en fonction de :

- $T_s$  et  $\theta_s$  pour  $R_h$ ,
- GPP pour  $R_{ar}$ .

Cependant, les données de GPP ne sont pas toujours accessibles sur tous les sites, ce qui représente une limite pour des études sur de plus vastes étendues (bassin versant, région



agricole). Dans ce cadre, l'application du modèle peut être envisagée par le biais de produits de télédétection donnant accès à une estimation de GPP ou par couplage avec des modèles simulant spatialement la GPP. Dans ce contexte et du fait de sa simplicité et de sa robustesse, le modèle  $\text{Mod } R_h + R_{ar}$ , paramétré et validé est en cours d'intégration dans le modèle de culture SAFYE (Duchemin *et al.* (2008)) afin de rendre compte des contributions hétérotrophe et autotrophe du sol dans le bilan de NEE (thèse d'Amanda Veloso au CESBIO) à l'échelle de la petite région agricole et au pas de temps journalier.

Le modèle empirique couplé a montré de bonnes cohérences avec les mesures sur l'ensemble des sites d'étude à l'échelle journalière mais s'est surtout présenté comme un bon indicateur de la respiration cumulée à l'échelle du jeu de données. Les relativement longues périodes sur lesquelles les jeux de données ont été acquis permettent de tamponner les erreurs ponctuelles des prédictions à une fine échelle temporelle. En effet, à l'échelle journalière, la formalisation du modèle est trop simpliste pour pouvoir rendre compte de flux particuliers liés à une fertilisation par exemple. Dans ce cadre, le formalisme mériterait d'être complété par des variables représentatives de la quantité et de la qualité du substrat afin de permettre la prédiction des flux liés à la décomposition de fumier, ou de résidus de culture suite à la récolte qui sont des événements propres aux agro-écosystèmes.

D'ailleurs, dans une discussion d'approche phénoménologique, il a été observé que le paramètre  $R_h$  (base) du modèle empirique (Mod THexp) a augmenté avec la quantité de carbone du sol selon les sites lorsque le  $Q_{10}$  était fixé à 2,3. Cela traduit bien une compensation de l'effet de la quantité de substrat dans le paramètre  $R_h$  (base).

De plus, l'étude de sensibilité du modèle semi-mécaniste a bien montré la forte sensibilité du flux de respiration à la compartimentation du carbone, c'est à dire à la qualité du substrat (et notamment à la quantité de carbone lent). Le modèle empirique gagnerait en généricité ainsi qu'en précision avec l'intégration de variables liées à la qualité du carbone du sol (rapport C/N par exemple).

### *Évaluation par la modélisation de la contribution de la respiration du sol et de ses composantes dans le bilan de NEE*

Peu d'étude se sont intéressées à l'estimation des contributions hétérotrophe et autotrophe des respirations du sol et de l'écosystème au sein de parcelles agricoles. La majorité des travaux traitant de cette question est par ailleurs principalement basée sur des méthodes de mesure des différents flux. Dans cette étude, les modèles ont été utilisés afin d'évaluer les contributions des différentes composantes de  $R_s$  dans le bilan de  $R_{eco}$ . L'avantage de la modélisation est de permettre l'étude des variations des respirations sur des périodes de temps longues et continues. Ainsi, les contributions de  $R_h$  et  $R_{ar}$  dans  $R_s$  et les différentes contributions dans  $R_{eco}$  ont été évaluées sur 4 années culturales de blé ayant eu lieu sur 3 sites différents.

#### - Importance du flux hétérotrophe

Dans le cas des cultures de blé d'hiver, la contribution de  $R_h$  dans  $R_s$  est estimée entre 63 % et 66 % durant la période de culture et entre 68 % et 73 % durant l'année culturale



complète (culture + sol nu). Le modèle semi-mécaniste montre que 20 % à 28 % de  $R_{\text{éco}}$  sont issus de la décomposition de la matière organique du sol selon les périodes et les sites étudiés. Ce résultat souligne l'intérêt du travail effectué sur le flux de respiration hétérotrophe du sol, tant ses contributions aux respirations du sol et de l'écosystème sont importantes.

- Particularités des différents cultivars

Pour du blé d'hiver, le rapport  $R_s/R_{\text{éco}}$  calculé sur la saison de culture vaut de 33 % et 43 % alors que pour une culture de blé de printemps, ce rapport  $R_s/R_{\text{éco}}$  est de l'ordre de 50 % à 72 %. Alors que 2/3 de la contribution de  $R_s$  sont expliqués par  $R_h$  pour le blé d'hiver, seule la moitié de la contribution de  $R_s$  est issue de la décomposition de la matière organique pour le blé de printemps.

Une forte différence s'observe donc entre les cultures de blé d'hiver et de printemps. Les hypothèses expliquant la variabilité des résultats sont liées à la phénologie des espèces et à la courte durée de culture du blé de printemps qui induit d'intenses flux racinaires sur cette période, et mettent en exergue la complexité des processus de respiration du sol dans les agro-écosystèmes.

### Poursuivre les efforts pour mieux comprendre la respiration du sol

Les différents résultats issus de ce travail encouragent à poursuivre les efforts de modélisation de la respiration du sol en milieu agricole afin d'estimer le plus précisément possible les effets des différentes pratiques culturales sur les ressources carbonées du sol et les émissions qu'il engendre.

La poursuite de ce travail se place au sein d'une démarche orientée vers l'utilisation des services rendus par l'écosystème et la mise en place de cultures associées pour préserver les sols et les cultures. L'agriculture productiviste ne s'oppose plus aujourd'hui à la prise en compte de l'environnement. Ces deux approches tendent à se rejoindre dans l'optique d'assurer la sécurité alimentaire au même titre que la préservation de notre environnement. Dans ce cadre, il est urgent et nécessaire de pouvoir identifier au mieux les différents leviers qu'il est possible d'actionner afin de préserver le bon fonctionnement des sols et de l'environnement en milieu agricole. Ce besoin passe par le développement et l'approfondissement constant d'outils visant à améliorer encore les connaissances et à tester la faisabilité et l'efficacité des changements de pratiques culturales dans le contexte des changements climatiques, en appui aux politiques publiques.

# Perspectives

---

Les différents résultats concernant la paramétrisation du modèle empirique, l'évaluation de scénarii de cultures et l'évaluation des partitions soulignent les difficultés des études de flux dans les agro-écosystèmes. Leurs spécificités liées à l'alternance entre périodes de sol nu et périodes de cultures, à la mise en place de différentes rotations culturales, aux durées de cultures variables ou encore aux multiples pratiques culturales accentuent les besoins de modèles génériques, paramétrés et capables de fonctionner pour plusieurs espèces, plusieurs sites et quelle que soit la saison climatique.

Parallèlement au travail de modélisation, des activités expérimentales ont été menées au cours de cette thèse afin de nourrir différentes perspectives de recherche.

## ➔ *Mise au point d'un prototype de mesure par échanges gazeux*

Le modèle empirique s'avère utile par sa simplicité d'application mais doit être développé et généralisé pour être applicable sur différents sites et différentes saisons. Son développement et sa paramétrisation passent par une approche phénoménologique permettant d'établir des hypothèses sensées sur les gammes de paramètres à appliquer. Cette étape nécessite alors l'acquisition et la collecte de nombreuses mesures de  $R_h$  et de  $R_s$  afin de permettre la paramétrisation du modèle sur la plus large gamme de variation possible des paramètres climatiques ( $T_s$ ,  $\theta_s$ ).

Dans le domaine expérimental, la mesure des flux de respiration du sol pose différents problèmes technologiques et techniques en lien avec la forte variabilité spatiale et temporelle des mécanismes à l'origine des flux de  $CO_2$ . Dans ce cadre, après étude de l'état de l'art sur la mesure des flux de  $CO_2$ , présenté en annexe 7, un nouveau dispositif automatisé entièrement pensé, conçu et réalisé au CESBIO (SRC<sub>auto</sub>) a été testé avec succès *in situ* sur la parcelle expérimentale cultivée de Lamothe. La conception de ce prototype présente des avantages indéniables liés à :

- sa haute fréquence temporelle de mesure : une mesure de flux chaque demi-heure,
- son multiple échantillonnage spatial : une chambre permet deux positions de mesures sous l'action d'un bras mécanique.

Le système de mesure SRC<sub>auto</sub> est basé sur le principe de la chambre dynamique fermée manuelle SRC1 développé par *PPsystems*. C'est un prototype automatisé qui a été imaginé dès 2005, conçu et fabriqué au CESBIO<sup>1</sup> en raison de contraintes conceptuelles désirées (petite taille de l'enceinte, multiplexage du système) et de contraintes économiques.

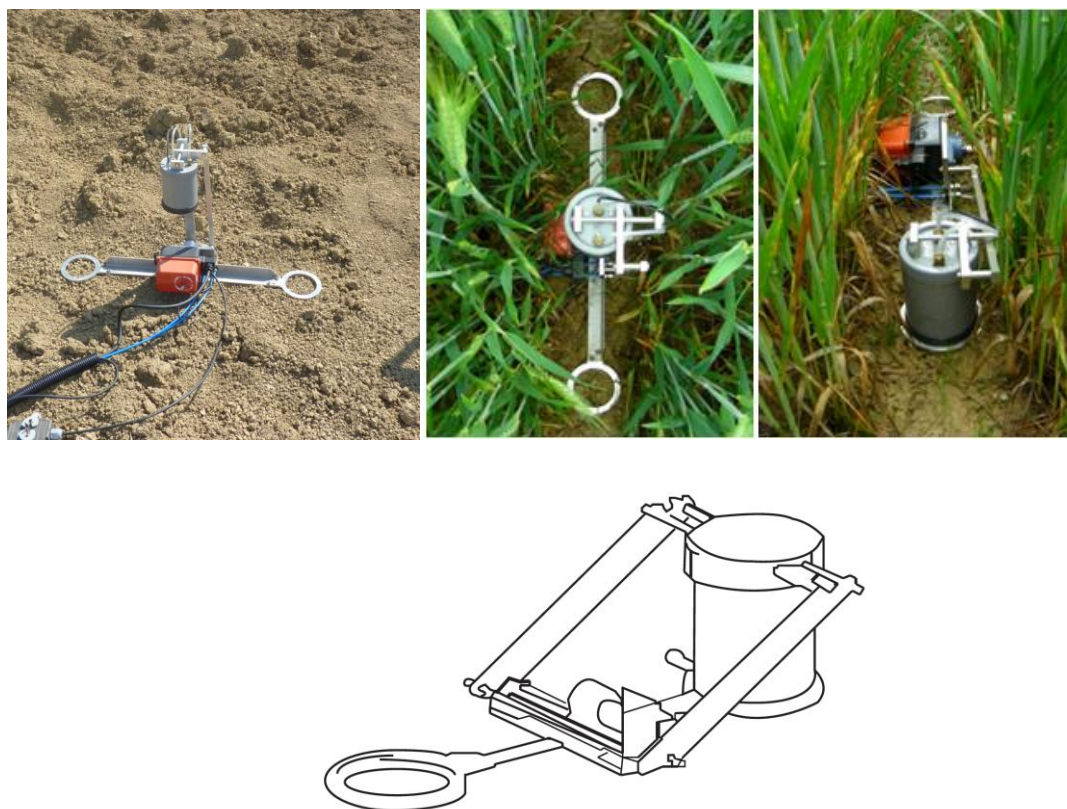
---

<sup>1</sup> V. Le Dantec, P. Mordelet, B. Marciel, P. Keravec, H. Gibrin.

Le système est composé d'une chambre en PVC cylindrique de 100 mm de diamètre et 150 mm de hauteur (Figure C-1). La conception du système a été pensée pour permettre deux positions de mesure par chambre, afin de doubler l'échantillonnage spatial pour un même dispositif. Le socle est une armature métallique de 80 cm de long composée d'un collier enfoncé de 2 cm dans le sol à chaque extrémité. Ces colliers représentent les 2 emplacements sur lesquelles vient se poser la chambre pour permettre la mesure du flux par accumulation de CO<sub>2</sub>. La chambre oscille d'un emplacement à l'autre sous l'action d'un bras mécanique mis en mouvement par un moteur piloté par une centrale d'acquisition (CR1000, Campbell Scientific INC.).

Le système est relié à un IRGA (LI840, LI-COR).

Au sommet de la chambre a été installé un ventilateur afin de permettre le brassage de l'air, d'après la conception de la chambre SRC1 de *PPsystems*. Ce ventilateur a pour but de maintenir le transport vertical, l'homogénéisation et le brassage du CO<sub>2</sub> dans la chambre lors de son positionnement sur le sol.



**Figure C-1 : Photographies et schéma du prototype SRC<sub>auto</sub>. Photographies en sol nu (mars 2012) et dans l'inter-rang de culture (juin 2013).**

Les mesures effectuées sur l'une des positions (notée position 1, voir plus d'explications en annexe 8) de ce prototype ont été comparées aux mesures effectuées par un système déjà validé et utilisé, appelé NCC<sub>auto</sub> (pour azote (N), carbone (C) chambre (C) automatisé (auto)). Le NCC<sub>auto</sub> est un système dynamique fermé et multiplexé, composé de 6 chambres permettant un

bon échantillonnage spatial des mesures. Ces chambres sont reliées à un IRGA (Model 46i, Thermo Fisher Scientific) permettant la mesure des flux de respiration du sol ( $\text{CO}_2$ ) en parallèle de la mesure du flux de  $\text{N}_2\text{O}$ . Elles sont pilotées par une centrale d'acquisition (CR1000, Campbell Scientific INC).

La comparaison des systèmes de mesure a été effectuée sur le site de Lamothe. Durant la période d'expérimentation, du blé était cultivé sur la parcelle (semé le 29/10/2012). La température du sol a varié de 4 °C à 20 °C et l'humidité volumique entre 20 % et 37 % (proche de la saturation du sol en eau).

○ A l'échelle journalière

Dans un premier temps, la comparaison des flux sommés sur la journée issus des mesures du  $\text{SRC}_{\text{auto}}$  et de la 3<sup>ème</sup> chambre  $\text{NCC}_{\text{auto}}$ , deux chambres co-localisées, montre que la dynamique de  $R_s$  est similaire pour les deux systèmes (Figure C-2 [a]). Les mesures issues de la 3<sup>ème</sup> chambre  $\text{NCC}_{\text{auto}}$  apparaissent cependant moins chaotiques que les mesures issues du  $\text{SRC}_{\text{auto}}$  à l'échelle de plusieurs jours consécutifs. Ce constat pourrait être expliqué par :

- la grande surface au sol d'une chambre  $\text{NCC}_{\text{auto}}$ ,
- la fréquence d'échantillonnage : 4 mesures par jour pour la chambre  $\text{NCC}_{\text{auto}}$  contre 2 mesures par heure pour le prototype  $\text{SRC}_{\text{auto}}$  (voir Annexe 9)

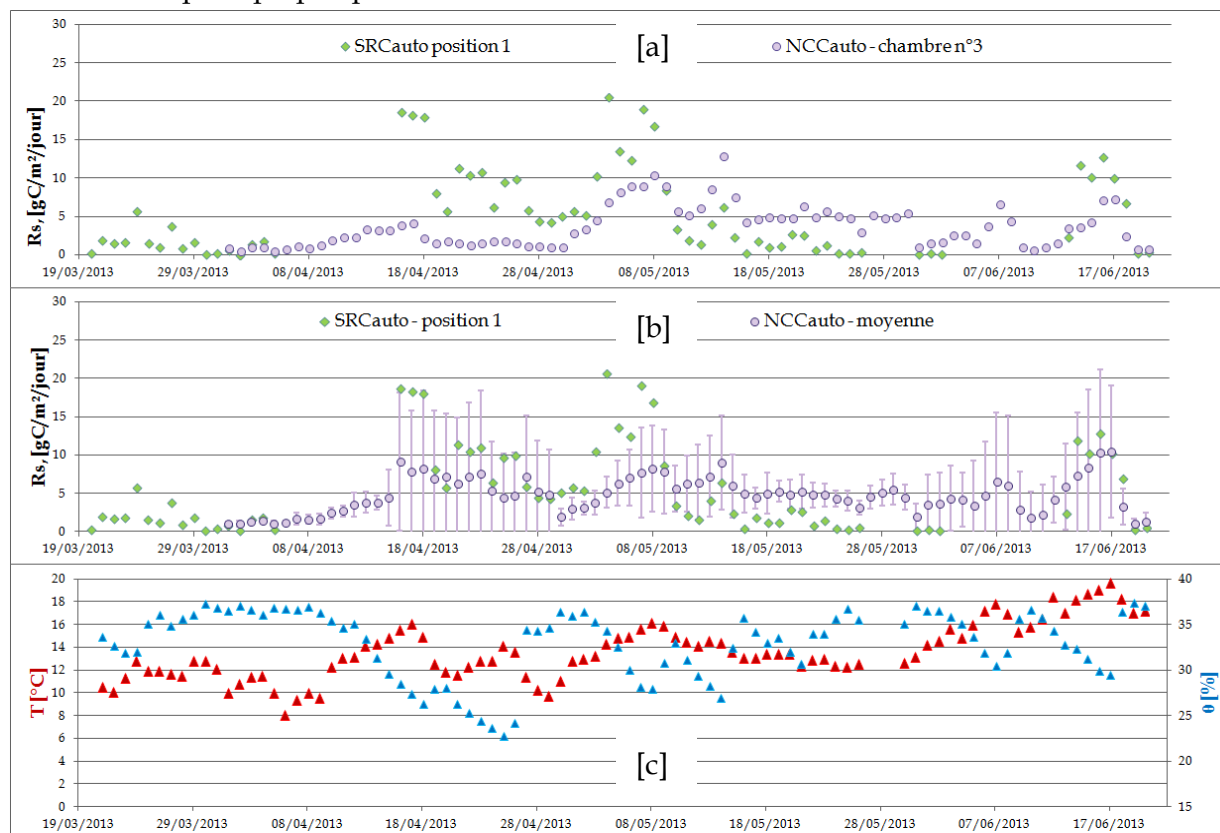
Ces deux caractéristiques combinées pour le  $\text{NCC}_{\text{auto}}$  peuvent jouer un rôle « tampon » sur la localisation dans le temps et dans l'espace de processus provoquant des pics de flux très ponctuels. Par exemple, un pic de respiration lié à une faible pluie ne sera pas mesuré par la chambre  $\text{NCC}_{\text{auto}}$  s'il a lieu durant les 6 heures où la chambre n'est pas en fonctionnement, alors qu'il sera très probablement pris en compte dans la mesure semi-horaire du  $\text{SRC}_{\text{auto}}$ .

La dynamique générale des flux, à l'échelle de la période d'étude, semble être pilotée par le taux d'humidité du sol (Figure C-2 [c]), alors que la dynamique à l'échelle de plusieurs jours consécutifs apparaît très semblable à la dynamique de la température du sol, quel que soit le système  $\text{NCC}_{\text{auto}}$  ou  $\text{SRC}_{\text{auto}}$  observé.

Lorsque la position 1 du  $\text{SRC}_{\text{auto}}$  est mise en regard du flux journalier moyenné issu des chambres du dispositif multiplexé, il est intéressant de noter que les flux  $\text{SRC}_{\text{auto}}$  sont presque toujours compris à l'intérieur de l'écart-type de mesure représentatif de la variabilité spatiale de la respiration du sol. Cet écart-type apparaît d'ailleurs en lien avec la teneur en eau du sol. Plus le sol est sec, plus l'écart-type est fort alors qu'en période de forte humidité du sol ( $\theta_s > 35\%$ ), les écart-types entre les chambres  $\text{NCC}_{\text{auto}}$  moyennées sont très faibles. Les mesures issues des deux systèmes sont d'ailleurs d'autant plus proches que l'écart-type lié à la moyenne des chambres  $\text{NCC}_{\text{auto}}$  est faible. La très forte variabilité spatiale de la respiration du sol semble tamponnée en période très humide.

Lors de la période de saturation en eau fin mai, le  $\text{SRC}_{\text{auto}}$  mesure des flux nuls contrairement aux chambres du système  $\text{NCC}_{\text{auto}}$ . A cette période, l'engorgement du sol en surface a été

observé *in situ* : l'eau stagnait dans les colliers sur lesquels l'enceinte du SRC<sub>auto</sub> se pose lors de la mesure ce qui explique qu'aucun flux n'ait été mesuré.



**Figure C-2 :** Comparaison à l'échelle journalière [a] des flux issus de la chambre 3 du NCC<sub>auto</sub> et du SRC<sub>auto</sub>, [b] des flux moyens issus des chambres NCC<sub>auto</sub> et du SRC<sub>auto</sub> et [c] variations de  $T_s$  et  $\theta_s$  mesurées en surface.

○ A l'échelle infra-journalière

Le système NCC<sub>auto</sub> permet la mesure de 4 flux par jour en 6 points de l'espace différents (6 chambres), alors que le système SRC<sub>auto</sub>, permet la mesure de 48 flux par jour en 2 points de l'espace pour une seule chambre. L'étude de l'ensemble des mesures acquises par chacun des systèmes durant une semaine (Figure C-3) permet de localiser les divergences menant à des cumuls de respiration journaliers parfois contrastés.

La haute fréquence d'échantillonnage permise par la conception du système SRC<sub>auto</sub> laisse observer finement la dynamique journalière du flux de CO<sub>2</sub> (Figure C-3). Cette dynamique est directement liée à la dynamique de la température du sol (Figure C-3 c). Du fait du protocole de mesure (multiplexage et long temps d'accumulation en relation avec la mesure simultanée du flux de N<sub>2</sub>O), les chambres du dispositif NCC<sub>auto</sub> ne permettent pas un suivi aussi fin de la dynamique journalière.

La mesure de seulement 4 flux au cours de la journée n'est pas représentative de l'émission journalière en un point précis de l'espace (par exemple, le 29/04, Figure C-3 [a], encadré). Cependant, le multiplexage du NCC<sub>auto</sub> permet la reproductibilité de la mesure en plusieurs



points de l'espace. Ainsi, lorsque l'on observe la Figure C-3 [b], la dynamique générale mesurée par le SRC<sub>auto</sub> apparaît marquée par les 4 points de mesure journaliers moyennés. En effet, le multiplexage amène de forts écart-types sur la mesure de respiration du sol mais permet une meilleure cohérence entre les niveaux des mesures issues des deux systèmes.

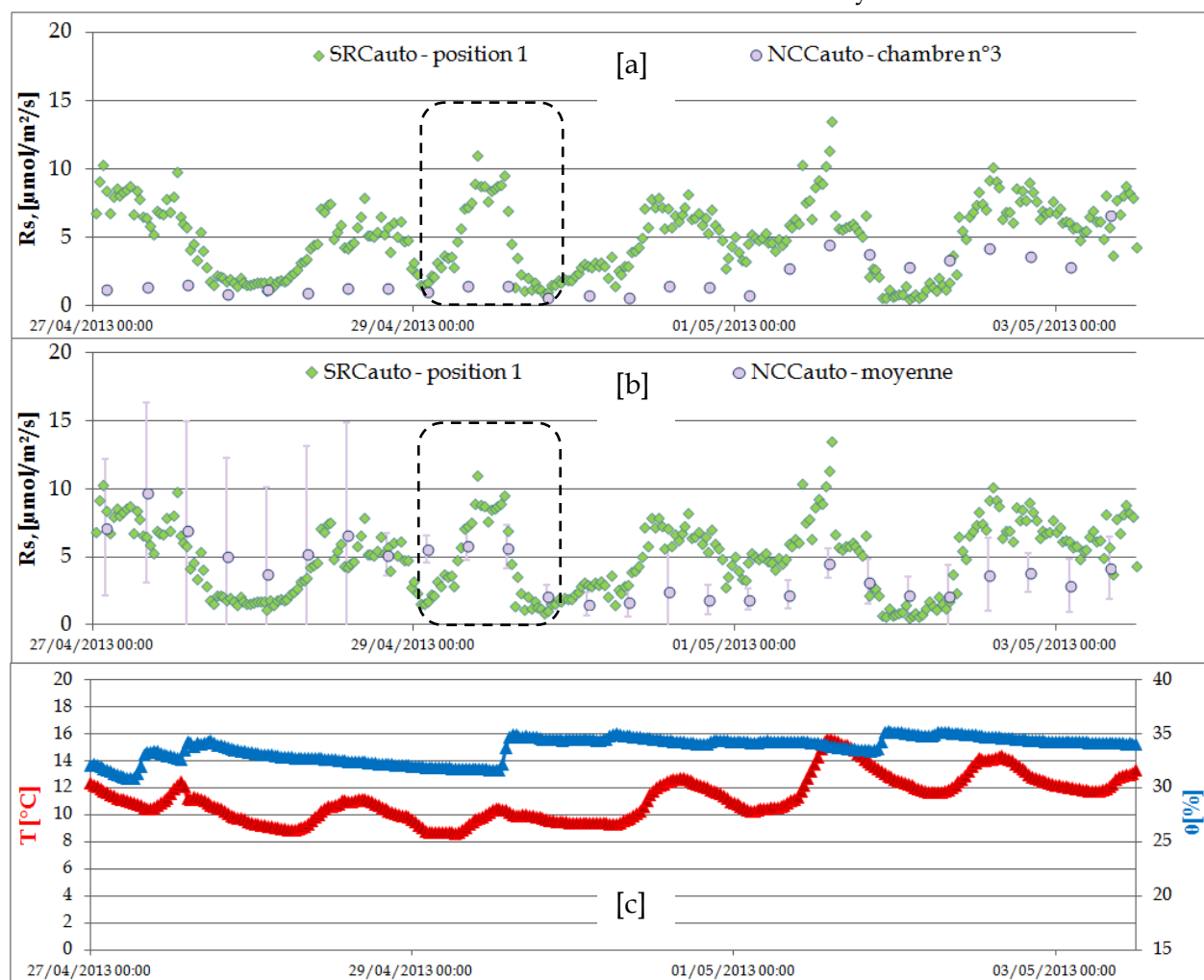


Figure C-3 : Comparaison à l'échelle infra-journalière [a] des flux issus de la chambre 3 du NCC<sub>auto</sub> et du SRC<sub>auto</sub>, [b] des flux moyens issus des chambres NCC<sub>auto</sub> et du SRC<sub>auto</sub> et [c] variations de  $T_s$  et  $\theta_s$  mesurées en surface.

Le multiplexage du système est effectif depuis aout 2013, et 4 chambres sont installées sur la parcelle de Lamothe permettant 8 points de mesure chaque demi-heure. Une nouvelle campagne de test des mesures du système SRC<sub>auto</sub> en sol nu est en cours et sera renforcée par la comparaison avec les mesures de NEE effectuées par EC.

La mise en place à Lamothe du système multiplexé SRC<sub>auto</sub> en conditions de sol nu depuis aout 2013 va permettre d'obtenir un nouveau jeu de données continu en conditions climatiques estivales qui pourra alors être utilisé pour l'évaluation de l'hypothèse concernant le  $Q_{10}$  fixe. Il permettra également d'étendre le jeu de données de paramétrisation du modèle empirique pour

des valeurs de  $T_s$  et  $\theta_s$  rencontrées en période estivale afin de renforcer la généricité et la robustesse du modèle sur ce site.

Par ailleurs, le multiplexage du dispositif permettant une grande représentativité spatiale ainsi que le pas de temps de mesure compatible avec celui de l'EC offrent de belles perspectives de travail pour l'estimation des contributions de  $R_h$  et de  $R_s$  dans  $R_{eco}$  issues de mesures continues *in situ*. En effet, peu d'études se sont penchées sur la partition de  $R_{eco}$  entre ses contributions hétérotrophe et autotrophe (racine et plante aérienne) dans les agro-écosystèmes (Subke *et al.* (2006) ; Moyano *et al.* (2007) ; Moureaux *et al.* (2008)) et, à ma connaissance, seuls Suleau *et al.* (2011) ont effectué cette étude à l'aide de combinaison de système de mesure (chambres automatisées et manuelles, zones d'exclusions racinaires et EC).

### ➔ *Exploitation de mesures par gradient de concentration*

D'autre part, le modèle semi-mécaniste constitue un outil prometteur pour étudier les processus impliqués dans le cadre des changements climatiques et de pratiques culturales. Il s'avérera certainement intéressant d'améliorer la formalisation théorique du modèle de manière à comprendre et à quantifier de manière plus précise la contribution des différents horizons de sol dans le flux émis en surface. Cette prise en compte permettra d'évaluer jusqu'à quelle profondeur il est effectivement nécessaire de modéliser les différents mécanismes et d'adapter la collecte des données aux besoins qui seront alors exprimés. Cette perspective passe par le couplage des processus de transport et de production au sein du modèle semi-mécaniste, qui n'intègre pas encore les mécanismes de diffusion.

Parallèlement à la validation du système SRC<sub>auto</sub>, l'utilisation de la mesure par profil de concentration en CO<sub>2</sub> dans le sol d'un agro-écosystème a été testée et comparée aux mesures par échanges gazeux en surface.

Au sein de la parcelle de Lamothe, un dispositif de 8 capteurs a été installé afin de mesurer deux répliques de profil vertical de concentration CO<sub>2</sub> dans le sol. Ces capteurs sont placés à l'extrémité supérieure de 8 tubes en acier inoxydable. Les tubes sont percés de trous à leur extrémité basse et ils sont insérés dans le sol jusqu'à ce que les trous atteignent la profondeur de mesure désirée. Le gaz présent dans le sol pénètre dans les tubes *via* les trous dédiés. Les capteurs fermant les tubes sont des sondes IRGA de marque Vaisala (Vaisala GMT222) et mesurent la concentration en CO<sub>2</sub> à l'intérieur du tube.

Après mise à l'équilibre du gaz dans le tube, la concentration en CO<sub>2</sub> est mesurée en surface, à 5 cm de profondeur, 10 cm de profondeur et 30 cm de profondeur dans deux profils distincts. Comme les capteurs sont tous placés en extérieur, ils se trouvent tous dans les mêmes conditions de température, d'humidité et de pression.

Les tubes sont disposés aléatoirement à environ 1 m les uns des autres, pour limiter la formation de fentes de retrait apparaissant lors de l'assèchement du sol.

Les capteurs ont été reliés à une centrale d'acquisition CR1000, Campbell Scientific INC.

Pour estimer le flux de CO<sub>2</sub> sortant du sol dans le cadre d'une étude préliminaire à partir des mesures de concentration de CO<sub>2</sub> le long d'un profil vertical de sol, la première loi de Fick a été utilisée.

$$R_s = -D_s * \frac{d[CO_2]}{dz} \approx -D_s * \frac{\Delta [CO_2]}{\Delta z}$$

Avec  $R_s$  la respiration du sol,  $D_s$  le coefficient de diffusion du CO<sub>2</sub> dans le sol en m<sup>2</sup>.s<sup>-1</sup>,  $\Delta [CO_2]$  la différence de concentration de CO<sub>2</sub> entre la profondeur  $z$  et  $z + \Delta z$  en  $\mu\text{mol.m}^{-3}$ , et  $\Delta z$  en m l'épaisseur de la couche de sol considérée. D'après cette équation,  $R_s$  est dépendante de deux variables :  $D_s$  et  $\Delta [CO_2]$ .  $D_s$  est calculé selon l'équation corrigée de Campbell (1985) :

$$D_s = D_{a0} * \tau * \left(\frac{T_s}{293,15}\right)^{1,75} * \frac{1013}{P}$$

L'utilisation de l'équation de Fick suppose que l'écoulement est stationnaire. De plus, cette loi ne tient compte que du gradient de concentration entre deux couches, sans prendre en compte les termes de production. La loi de Fick est une loi phénoménologique qui rend compte de la diffusion dans de nombreuses situations, mais qui n'est pas universelle. En particulier, elle traduit la proportionnalité entre le flux ( $R_s$ ) et le gradient de la concentration ( $\frac{d[CO_2]}{dz}$ ), avec une approximation linéaire. Cependant, si le milieu est trop inhomogène, il n'est plus valable de relier flux et gradient de concentration par une loi linéaire mais il faut également prendre en compte des termes non linéaire de production. L'utilisation de la loi de Fick constitue donc une première et forte approximation dans l'exploitation des mesures de concentration pour le calcul du flux de respiration.

Le calcul du flux suppose l'estimation du coefficient de diffusion du CO<sub>2</sub> dans le sol. Cette variable est difficilement quantifiable *in situ*, c'est pourquoi différents modèles théoriques pour estimer ce coefficient ont été développés. Or, les nombreux modèles de coefficients de diffusion présents dans la littérature sont apparus inadaptés aux caractéristiques du sol agricole de la parcelle étudiée (condition d'humidité, texture fine : argile et faible porosité) bien différentes des caractéristiques pour lesquelles les modèles ont été développés (souvent en forêt, pour des sols à fortes porosités).

Selon Musy and Soutter (1991),  $\rho_{as}$  est comprise entre 1000 kg/m<sup>3</sup> et 1500 kg/m<sup>3</sup> pour un sol argileux.  $\rho_s$  est issue de mesures effectuées en laboratoire.

Quatre modèles de calcul du coefficient de diffusion ont été appliqués avec les paramètres de porosité (0,52) et d'humidité du sol relatifs au site de Lamothe (Figure C-4).



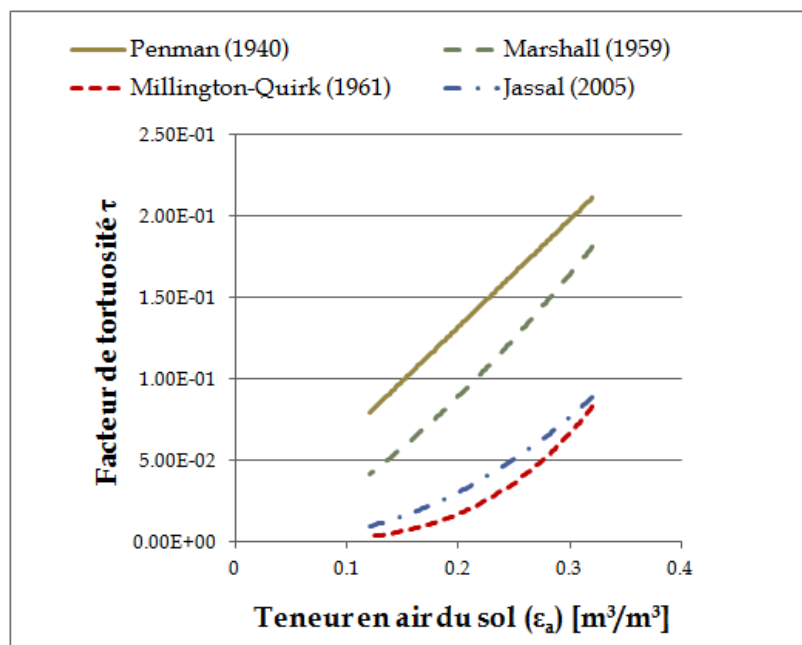


Figure C-4 : Comparaison de différents modèles de facteur de tortuosité dans le sol publiés dans la littérature, calibrés sur le site de Lamothe.

Les modèles de Millington and Quirk (1961) et Jassal *et al.* (2005) appliqués sur le site de Lamothe simulent des coefficients de diffusion faibles ( $\tau < 0,05$ ), voire nuls pour des teneurs en eau élevées (faible teneur en air du sol). Or, le modèle Millington-Quirk a été établi pour des sols poreux et le modèle de Jassal, pour un sol forestier. Ces sols sont très différents du sol argileux, labouré et cultivé de Lamothe qui présente une porosité faible notamment due à la semelle de labour et au tassement du sol lié au passage d'engins agricoles. La faible porosité d'un sol agricole ne permet qu'une faible variation de sa teneur en air (différence entre la porosité et la teneur en eau volumique). Cette variation est d'autant plus restreinte si le climat est pluvieux ou s'il y a irrigation, car dans ces deux cas les pores du sol sont remplis d'eau la majeure partie du temps. Du fait des conditions de sol particulières rencontrées dans un agro-écosystème, les modèles de calcul du coefficient de diffusion doivent être sensibles et paramétrés pour de faibles quantités et variations de teneur en air. La différence de porosité entre un sol agricole et un sol forestier par exemple peut expliquer la non-validité des deux équations de Millington-Quirk et Jassal non paramétrées pour les conditions particulières de l'écosystème agricole.

La Figure C-5 montre les flux maximum, minimum et moyens calculés sur la période d'étude en fonction du modèle de calcul du coefficient de diffusion. A ces trois flux particuliers correspondent des humidités et températures spécifiques et différentes. En comparant la gamme de flux calculés avec les flux mesurés à l'aide des systèmes de mesure par échanges gazeux ( $NCC_{auto}$  et  $SRC_{auto}$ ), il apparaît que l'utilisation des modèles de Millington-Quirk et de Jassal mène à sous-estimer fortement les flux. Ce résultat reflète l'hypothèse de la non-validité de ces modèles sur un sol agricole du fait de leur développement et application en milieu plus poreux. Les modèles de Penman et de Marshall surestiment les minima et sous-estiment les maxima mesurés par les chambres de mesures mais semblent plus adaptés aux conditions de sol du site de Lamothe. Notamment, les valeurs moyennes calculées sont de l'ordre de grandeur des mesures moyennes des chambres de mesure.

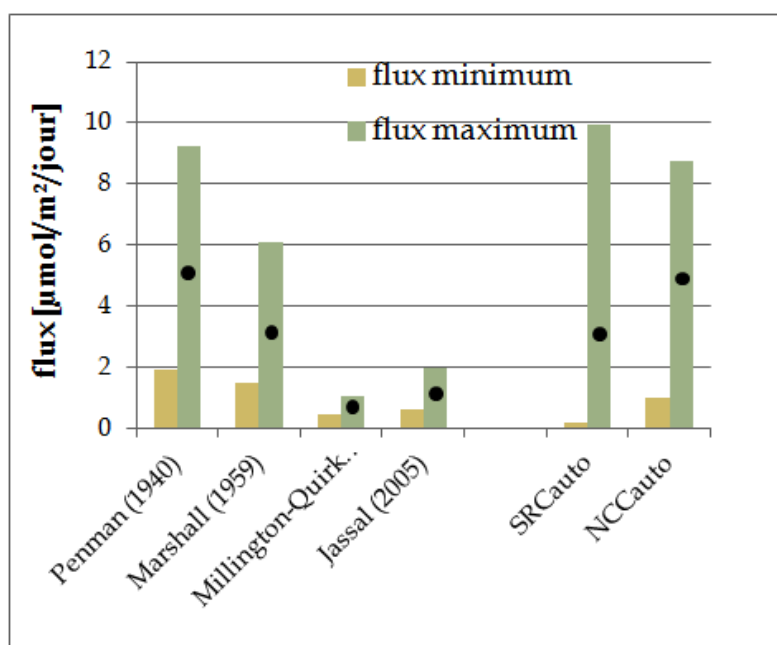


Figure C-5 : Comparaison des flux minimum et maximum obtenus avec différentes modélisation du coefficient de diffusion du  $CO_2$  dans le sol avec les flux minimums et maximum mesurés par le  $SRC_{auto}$  et le  $NCC_{auto}$  sur la période d'étude. Le point noir représente le flux moyen.

Toutefois, suite à l'utilisation de modèles de coefficient de diffusion simpliste (Penman (1940), Marshall (1959)), les résultats obtenus dans le cadre d'une première étude mettent en avant le potentiel d'un tel dispositif et incitent à poursuivre les efforts d'exploitation de ces mesures.

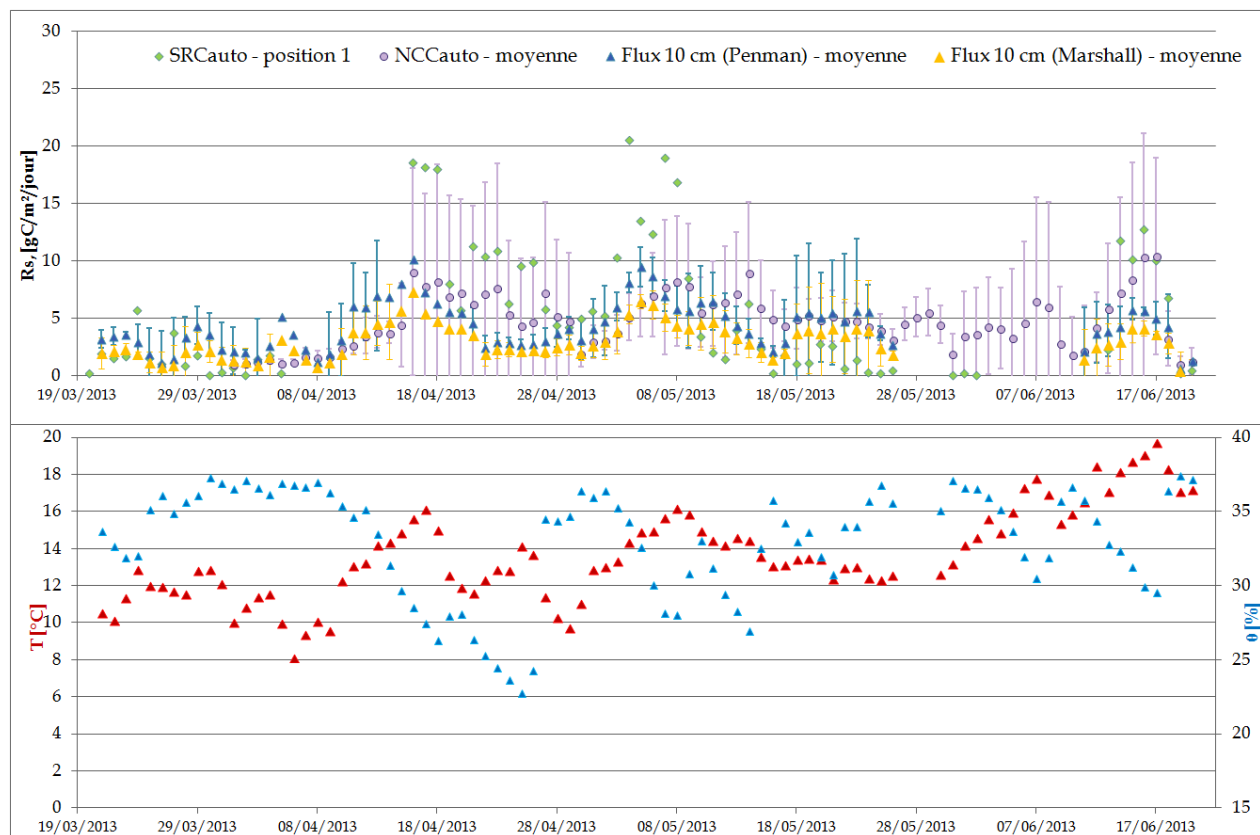


Figure C-6: [a] Comparaison à l'échelle journalière des flux mesurés avec les systèmes SRCauto, NCCauto et des flux calculés sur 10 cm à partir des mesures de concentration en  $\text{CO}_2$  et [b] variations de  $T_s$  et de  $\theta_s$  mesurées en surface.

Le flux moyen calculé sur les deux profils de concentration (Figure C-6) et le flux moyen calculé pour les chambres du système NCC<sub>auto</sub> affichent une très bonne concordance, que ce soit en termes de dynamique sur la période étudiée ou en termes de niveaux de flux mesurés. Cependant, la variation des écarts-types représentatifs de la variabilité spatiale de la mesure est très contrastée. Lorsque les écart-types du système NCC<sub>auto</sub> sont importants (pour  $\theta_s < 35\%$ ), ils sont quasiment nuls pour les profils de concentrations. A l'inverse, lorsque  $\theta_s$  est forte ( $> 35\%$ ), les écart-types sont réduits pour le NCC<sub>auto</sub> alors qu'ils augmentent pour les profils de concentration. Alors que les forts écart-types ont été reliés à la variabilité spatiale de la respiration du sol, il semble que cette particularité soit propre aux systèmes de mesure par échanges gazeux en surface mettant en relief la difficulté de mesurer un flux représentatif de la parcelle *via* ce type de dispositif. Dans le cas des profils de concentration, lorsque  $\theta_s$  est faible, les conditions de diffusion du gaz sont optimales (pores aérés laissant circuler le gaz) et les mesures apparaissent similaires entre les deux profils alors qu'en cas de forte teneur en eau du sol, elles présentent de très forts écart-types. Sur cette période de comparaison, il semble que les différents types de systèmes de mesures soient complémentaires pour obtenir les estimations de respiration du sol les plus réalistes quelle que soient les conditions climatiques.

La comparaison entre les systèmes dynamiques et le système statique menée sur une période de 3 mois présentant de fortes variations de température (7,7 °C à 19,8 °C) et d'humidité (20,7 % à 36,6 %) s'avère très encourageante. En effet, les respirations du sol estimées à partir des gradients de concentrations par les deux modèles de Penman et Marshall sont toujours contenues dans l'écart-type de mesure du  $NCC_{\text{auto}}$ .

Ces résultats prometteurs ont été obtenus malgré de fortes hypothèses liées à la méthode de calcul du flux. En effet, comme dans le cadre des travaux antérieurs (Davidson et Trumbore (1995) ; Gaudinski *et al.* (2000) ; Hirsch *et al.* (2004) ; Jassal *et al.* (2005)), il s'agit d'utiliser la loi de Fick et un modèle de coefficient de diffusion pour calculer un flux de  $\text{CO}_2$  entre deux couches de sol à partir de profils de concentration en  $\text{CO}_2$  dans le sol. Cette hypothèse néglige les termes non diffusifs de production qui peuvent également jouer un rôle important dans le calcul du flux. Ainsi, ce travail préliminaire mérite amplement d'être poursuivi et approfondi. L'utilisation de modèles de production et de transport du  $\text{CO}_2$  dans le sol plus complexes pourra s'avérer nécessaire pour une exploitation fructueuse des mesures de concentration de  $\text{CO}_2$ . Ce système de mesure par gradient de concentration dans le sol n'est pas un système « clé en main » pour l'estimation du flux de respiration du sol et se heurte non seulement à l'estimation du coefficient de diffusion du  $\text{CO}_2$  dans le sol, mais également à la complexité des processus de diffusion, de production et de transport du  $\text{CO}_2$  dans le sol. Pourtant, la compréhension des processus de transport et de production passe par l'exploitation des mesures par profil de concentration. Les mécanismes de diffusion du gaz dans le profil de sol sont étroitement liés à l'humidité du sol (car dépendant de la teneur en air des pores du sol). Il importe de comprendre ces processus dans l'objectif de comprendre la respiration du sol car ils peuvent avoir un rôle important sur l'intensité du flux sortant et notamment sur la restriction du flux en période très humide.

Ces différents aspects du travail, présentés comme des perspectives de recherche déjà engagées, encouragent la poursuite de ces travaux d'expérimentation. En effet, l'acquisition de mesures fiables grâce aux approches expérimentales est indispensable et indissociable des travaux de modélisation dans le but d'améliorer la compréhension et la prédiction de la respiration du sol.



---

## Références bibliographiques

---



# Références bibliographiques

---

- ABIVEN, S. 2004. Relations entre caractéristiques des matières organiques apportées, dynamique de leur décomposition et évolution de la stabilité structurale du sol.
- AGREN, G. I. & AXELSSON, B. 1980. PT: A Tree Growth Model. *Ecological Bulletins*, 525-536.
- ALLISON, S. D., WALLENSTEIN, M. D. & BRADFORD, M. A. 2010. Soil-carbon response to warming dependent on microbial physiology. *Nature Geoscience*, 3, 336-340.
- ALVAREZ, R., DIAZ, R. A., BARBERO, N., SANTANATOGLIA, O. J. & BLOTTA, L. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass and CO<sub>2</sub>-C production from three tillage systems. *Soil and Tillage Research*, 33, 17-28.
- AMTHOR, J. S. 1984. The role of maintenance respiration in plant growth. *Plant, Cell & Environment*, 7, 561-569.
- AMTHOR, J. S. (2000) The McCree-de Wit-Penning de Vries-Thornley respiration paradigms: 30 years later. *Annals of Botany*, 86, 1-20.
- ANDREWS, J. A., HARRISON, K. G., MATAMALA, R. & SCHLESINGER, W. H. 1999. Separation of root respiration from total soil respiration using carbon-13 labeling during free-air carbon dioxide enrichment (FACE). *Soil Science Society of America Journal*, 63, 1429-1435.
- ANTONI, V. & ARROUAYS, D. 2007. Le stock de carbone dans les sols agricoles diminue. *Le 4 pages*, 1-4.
- ARRHENIUS, S. 1889. Über die Reaktionsgeschwindigkeit bei der Inversion von Rohrzucker durch Säuren. *Zeitschrift für physikalische Chemie*, 4, 226-248.
- ARROUAYS, D., BALESSENT, J., GERMON, J., JAYET, P., SOUSSANA, J., STENGEL, P. & BUREAU, D. 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre (stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?).
- ARROUAYS, D., FELLER, C., JOLIVET, C., SABY, N., ANDREUX, F., BERNOUX, M. & CERRI, C. 2003. Estimation de stocks de carbone organique des sols à différentes échelles d'espace et de temps. *Etude et gestion des sols*, 10, 347-355.
- ARROUAYS, D. & PELISSIER, P. 1994. Changes in carbon storage in temperate humic loamy soils after forest clearing and continuous corn cropping in France. *Plant and soil*, 160, 215-223.
- AUBINET, M., MOUREAUX, C., BODSON, B., DUFRANNE, D., HEINESCH, B., SULEAU, M., VANCUTSEM, F. & VILRET, A. 2009. Carbon sequestration by a crop over a 4-year sugar beet/winter wheat/seed potato/winter wheat rotation cycle. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149, 407-418.
- BALDOCK, J. A. & SKJEMSTAD, J. O. 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry*, 31, 697-710.
- BALESSENT, J., CHENU, C. & BALABANE, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research*, 53, 215-230.
- BARET, F., OLIOSO, A. & LUCIANI, J. 1992. Root biomass fraction as a function of growth degree days in wheat. *Plant and soil*, 140, 137-144.
- BARRACLOUGH, P. & LEIGH, R. 1984. The growth and activity of winter wheat roots in the field: the effect of sowing date and soil type on root growth of high-yielding crops. *The Journal of Agricultural Science*, 103, 59-74.



- BAYER, C., MARTIN-NETO, L., MIELNICZUK, J. O. & CERETTA, C. A. 2000. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from Southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. *Soil and Tillage research*, 53, 95-104.
- BEKKU, Y., KOIZUMI, H., NAKADAI, T. & IWAKI, H. 1995. Measurement of soil respiration using closed chamber method: an IRGA technique. *Ecological research*, 10, 369-373.
- BELLAMY, P. H., LOVELAND, P. J., BRADLEY, R. I., LARK, R. M. & KIRK, G. J. D. 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature*, 437, 245-248.
- BERG, B. R. & STAARF, H. K. 1980. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. *Ecological Bulletins*, 363-372.
- BERNACCHI, C. J., HOLLINGER, S. E. & MEYERS, T. 2005. The conversion of the corn/soybean ecosystem to no-till agriculture may result in a carbon sink. *Global Change Biology*, 11, 1867-1872.
- BEZIAT, P. 2009. Effets des conditions environnementales et des pratiques culturales sur les flux de carbone et d'eau dans les agrosystèmes.
- BINGHAM, I. J. & WU, L. 2011. Simulation of wheat growth using the 3D root architecture model SPACSYS: Validation and sensitivity analysis. *European Journal of Agronomy*, 34, 181-189.
- BOLINDER, M., ANGERS, D. & DUBUC, J. 1997. Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agriculture, ecosystems & environment*, 63, 61-66.
- BORKEN, W., XU, Y. J., DAVIDSON, E. A. & BEESE, F. 2002. Site and temporal variation of soil respiration in European beech, Norway spruce, and Scots pine forests. *Global Change Biology*, 8, 1205-1216.
- BOSATTA, E. & ÅGREN, G. I. 1985. Theoretical analysis of decomposition of heterogeneous substrates. *Soil Biology and Biochemistry*, 17, 601-610.
- BRECHET, L. 2009. Contribution à l'étude de la variabilité spatiale des composantes du bilan de carbone d'un sol de forêt tropicale humide (Paracou, Guyane française)
- BRISSON, N., MARY, B., RIPOCHE, D., JEUFFROY, M.H., RUGET, F., NICOULLAUD, B., GATE, P., DEVIENNE-BARET, F., ANTONIOLETTI, R., DURR, C., RICHARD, G., BEAUDOIN, N., RECOUS, S., TAYOT, X., PLENET, D., CELLIER, P., MACHET, J.-M., MEYNARD, J.M., & DELECOLLE, R. (1998) STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18, 311-346.
- BROUDER, S. M. & VOLENEC, J. J. 2008. Impact of climate change on crop nutrient and water use efficiencies. *Physiologia Plantarum*, 133, 705-724.
- BUCHMANN, N. 2000. Biotic and abiotic factors controlling soil respiration rates in Picea abies stands. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 1625-1635.
- BURTON, D. & BEAUCHAMP, E. 1994. Profile nitrous oxide and carbon dioxide concentrations in a soil subject to freezing. *Soil Science Society of America Journal*, 58, 115-122.
- BUYANOVSKY, G. & WAGNER, G. 1987. Carbon transfer in a winter wheat (Triticum aestivum) ecosystem. *Biology and fertility of soils*, 5, 76-82.
- BUYANOVSKY, G., WAGNER, G. & GANTZER, C. 1986. Soil respiration in a winter wheat ecosystem. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 338-344.
- BUYASSE, P. 2013. Variabilité de la respiration hétérotrophe du sol dans des écosystèmes agricoles: Analyse à différentes échelles spatiales et temporelles.

- BUYSSE, P., GOFFIN, S. P., CARNOL, M., MALCHAIR, S., DEBACQ, A., LONGDOZ, B. & AUBINET, M. 2012. Short-term temperature impact on soil heterotrophic respiration in limed agricultural soil samples. *Biogeochemistry*, 1-15.
- CAMPBELL, C. A., JANZEN, H. H., PAUSTIAN, K., GREGORICH, E. G., SHERROD, L., LIANG, B. C. & ZENTNER, R. P. 2005. Carbon storage in soils of the North American Great Plains. *Agronomy Journal*, 97, 349-363.
- CAMPBELL, G. S. 1985. *Soil physics with BASIC: transport models for soil-plant systems*, Elsevier.
- CAMPOS, B.-H. C. D., AMADO, T. J. C., TORNQUIST, C. G., NICOLOSO, R. D. S. & FIORIN, J. E. 2011. Long-term C-CO<sub>2</sub> emissions and carbon crop residue mineralization in an oxisol under different tillage and crop rotation systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35, 819-832.
- CARVALHO LEITE, L. F., DE SÁ MENDONÇA, E., OLIVEIRADE DE ALMEIDA MACHADO, P. L., INÁCIO FERNANDES FILHO, E. D. & LIMA NEVES, J. C. 2004. Simulating trends in soil organic carbon of an Acrisol under no-tillage and disc-plow systems using the Century model. *Geoderma*, 120, 283-295.
- CHIRINDA, N., OLESEN, J. E., PORTER, J. R. & SCHJØNNING, P. 2010. Soil properties, crop production and greenhouse gas emissions from organic and inorganic fertilizer-based arable cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 584-594.
- CONSTANTIN, J., MARY, B., LAURENT, F., AUBRION, G., FONTAINE, A., KERVEILLANT, P. & BEAUDOIN, N. 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, ecosystems & environment*, 135, 268-278.
- CURIEL YUSTE, J., BALDOCCHI, D. D., GERSHENSON, A., GOLDSTEIN, A., MISSON, L. & WONG, S. 2007. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. *Global Change Biology*, 13, 2018-2035.
- DALY, E., OISHI, A. C., PORPORATO, A. & KATUL, G. G. 2008. A stochastic model for daily subsurface CO<sub>2</sub> concentration and related soil respiration. *Advances in Water Resources*, 31, 987-994.
- DAVIDSON, E. A. & TRUMBORE, S. E. 1995. Gas diffusivity and production of CO<sub>2</sub> in deep soils of the eastern Amazon. *Tellus* 47B, 550-565
- DAVIDSON, E., SAVAGE, K., VERCHOT, L. & NAVARRO, R. 2002. Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113, 21-37.
- DAVIDSON, E. A., BELK, E. & BOONE, R. D. 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology*, 4, 217-227.
- DAVIDSON, E. A. & JANSSENS, I. A. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440, 165-173.
- DAVI, H., DUFRENE, E., GRANIER, A., LE DANTEC, V., BARBAROUX, C., FRANCOIS, C., & BREDA, N. 2005. Modelling carbon and water cycles in a beech forest: Part II.: Validation of the main processes from organ to stand scale. *Ecological Modelling*, 185, 387-405
- DE JONG, E. & SCHAPPERT, H. 1972. Calculation of soil respiration and activity from CO<sub>2</sub> profiles in the soil. *Soil Science*, 113, 328-333.
- DEL GROSSO, S., MOSIER, A., PARTON, W. & OJIMA, D. 2005a. DAYCENT model analysis of past and contemporary soil N<sub>2</sub>O and net greenhouse gas flux for major crops in the USA. *Soil and Tillage Research*, 83, 9-24.

- DEL GROSSO, S., OJIMA, D., PARTON, W., MOSIER, A., PETERSON, G. & SCHIMEL, D. 2002. Simulated effects of dryland cropping intensification on soil organic matter and greenhouse gas exchanges using the DAYCENT ecosystem model. *Environmental Pollution*, 116, S75-S83.
- DEL GROSSO, S. J., PARTON, W. J., MOSIER, A. R., HARTMAN, M. D., BRENNER, J., OJIMA, D. S. & SCHIMEL, D. S. 2001. Simulated interaction of carbon dynamics and nitrogen trace gas fluxes using the DAYCENT model. *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management*, 303-332.
- DEL GROSSO, S. J., PARTON, W. J., MOSIER, A. R., HOLLAND, E. A., PENDALL, E., SCHIMEL, D. S. & OJIMA, D. S. 2005b. Modeling soil CO<sub>2</sub> emissions from ecosystems. *Biogeochemistry*, 73, 71-91.
- DUCHEMIN, B. T., MAISONGRANDE, P., BOULET, G. & BENHADJ, I. 2008. A simple algorithm for yield estimates: Evaluation for semi-arid irrigated winter wheat monitored with green leaf area index. *Environmental Modelling & Software*, 23, 876-892.
- DUEÑAS, C., FERNÁNDEZ, M., CARRETERO, J., LIGER, E. & PEREZ, M. 1995. Emissions of CO<sub>2</sub> from some soils. *Chemosphere*, 30, 1875-1889.
- DUFRENE, E., DAVI, H., FRANÇOIS, C., MAIRE, G. L., DANTEC, V. L. & GRANIER, A. 2005. Modelling carbon and water cycles in a beech forest: Part I: Model description and uncertainty analysis on modelled NEE. *Ecological Modelling*, 185, 407-436.
- DUIKER, S. W. & LAL, R. 2000. Carbon budget study using CO<sub>2</sub> flux measurements from a no till system in central Ohio. *Soil and Tillage Research*, 54, 21-30.
- ELZEIN, A. & BALESSENT, J. 1995. Mechanistic simulation of vertical distribution of carbon concentrations and residence times in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 1328-1335.
- EMRAN, M., GISPERT, M. & PARDINI, G. 2012. Comparing measurements methods of carbon dioxide fluxes in a soil sequence under land use and cover change in North Eastern Spain. *Geoderma*, 170, 176-185.
- EPRON, D., FARQUE, L., LUCOT, É. & BADOT, P.-M. 1999. Soil CO<sub>2</sub> efflux in a beech forest: dependence on soil temperature and soil water content. *Annals of Forest Science*, 56, 221-226.
- EPRON, D., LE DANTEC, V., DUFRENE, E. & GRANIER, A. 2001. Seasonal dynamics of soil carbon dioxide efflux and simulated rhizosphere respiration in a beech forest. *Tree Physiology*, 21, 145-152.
- EPRON, D., NGAO, J. R. & GRANIER, A. 2004a. Interannual variation of soil respiration in a beech forest ecosystem over a six-year study. *Annals of Forest Science*, 61, 499-505.
- EPRON, D., NOUVELLON, Y., ROUPSARD, O., MOUVONDY, W., MABIALA, A., SAINT-ANDRE, L., JOFFRE, R., JOURDAN, C., BONNEFOND, J.-M. & BERBIGIER, P. 2004b. Spatial and temporal variations of soil respiration in a Eucalyptus plantation in Congo. *Forest Ecology and Management*, 202, 149-160.
- EQUIZA, M. A., MIRAVÉ, J. P. & TOGNETTI, J. A. 2001. Morphological, anatomical and physiological responses related to differential shoot vs. root growth inhibition at low temperature in spring and winter wheat. *Annals of Botany*, 87, 67-76.
- ERISMAN, J. W., BLEEKER, A., GALLOWAY, J. & SUTTON, M. S. 2007. Reduced nitrogen in ecology and the environment. *Environmental Pollution*, 150, 140-149.
- EVRENDILEK, F. & WALI, M. K. 2001. Modelling long-term C dynamics in croplands in the context of climate change: a case study from Ohio. *Environmental Modelling & Software*, 16, 361-375.

- FANG, C. & MONCRIEFF, J. 1998a. An open-top chamber for measuring soil respiration and the influence of pressure difference on CO<sub>2</sub> efflux measurement. *Functional Ecology*, 12, 319-325.
- FANG, C. & MONCRIEFF, J. B. 1996. An improved dynamic chamber technique for measuring CO<sub>2</sub> efflux from the surface of soil. *Functional Ecology*, 297-305.
- FANG, C. & MONCRIEFF, J. B. 1998b. Simple and fast technique to measure CO<sub>2</sub> profiles in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 2107-2112.
- FANG, C. & MONCRIEFF, J. B. 1999. A model for soil CO<sub>2</sub> production and transport 1: Model development. *Agricultural and Forest Meteorology*, 95, 225-236.
- FANG, C. & MONCRIEFF, J. B. 2001. The dependence of soil CO<sub>2</sub> efflux on temperature. *Soil Biology and Biochemistry*, 33, 155-165.
- FAO. 2008. An international technical workshop Investing in sustainable crop intensification: The case for improving soil health, FAO, Rome: 22-24 juillet 2008. *Integrated Crop Management*, 6(2008). Rome.
- FAOSTAT, ResourceSTAT-Land 2009, <http://faostat.fao.org/site/377/default.aspx#ancor> Accessed on 22 January 2010
- FONTAINE, S. B., BARDOUX, G. R., ABBADIE, L. & MARIOTTI, A. 2004. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecology letters*, 7, 314-320.
- FORTIN, M.-C., ROCHETTE, P. & PATTEY, E. 1996. Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping systems. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 1541-1547.
- FRANKO, U., OELSCHLAGEL, B. & SCHENK, S. 1995. Simulation of temperature-, water-and nitrogen dynamics using the model CANDY. *Ecological Modelling*, 81, 213-222.
- GALLOWAY, J. N., TOWNSEND, A. R., ERISMAN, J. W., BEKUNDA, M., CAI, Z., FRENEY, J. R., MARTINELLI, L. A., SEITZINGER, S. P. & SUTTON, M. A. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320, 889-892.
- GAUDINSKI, J. B., TRUMBORE, S. E., DAVIDSON, E. A. & ZHENG, S. 2000. Soil carbon cycling in a temperate forest: radiocarbon-based estimates of residence times, sequestration rates and partitioning of fluxes. *Bio-geochemistry* 51, 33-69.
- GERMIDA, J. & WALLEY, F. 1996. Plant growth-promoting rhizobacteria alter rooting patterns and arbuscular mycorrhizal fungi colonization of field-grown spring wheat. *Biology and Fertility of Soils*, 23, 113-120.
- GESCH, R. W., REICOSKY, D. C., GILBERT, R. A. & MORRIS, D. R. 2007. Influence of tillage and plant residue management on respiration of a Florida Everglades Histosol. *Soil and Tillage Research*, 92, 156-166.
- GIARDINA, C. P. & RYAN, M. G. 2000. Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. *Nature*, 404, 858-861.
- GIGNOUX, J., HOUSE, J., HALL, D., MASSE, D., NACRO, H. B. & ABBADIE, L. 2001. Design and test of a generic cohort model of soil organic matter decomposition: the SOMKO model. *Global Ecology and Biogeography*, 10, 639-660.
- GILMANOV, T. G., SOUSSANA, J. F., AIRES, L., ALLARD, V., AMMANN, C., BALZAROLO, M., BARCZA, Z., BERNHOFER, C., CAMPBELL, C. L. & CERNUSCA, A. 2007. Partitioning European grassland net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange into gross primary productivity and ecosystem respiration using light response function analysis. *Agriculture, ecosystems & environment*, 121, 93-120.
- GÖTTLICHER, S. G., STEINMANN, K., BETSON, N. R. & HÖGBERG, P. 2006. The dependence of soil microbial activity on recent photosynthate from trees. *Plant and Soil*, 287, 85-94.



- GRANIER, A., CESCHIA, E., DAMESIN, C., DUFRÃNE, E., EPRON, D., GROSS, P., LEBAUBE, S., LE DANTEC, V., LE GOFF, N. & LEMOINE, D. 2000. The carbon balance of a young beech forest. *Functional ecology*, 14, 312-325.
- HAN, G., ZHOU, G., XU, Z., YANG, Y., LIU, J. & SHI, K. 2007. Biotic and abiotic factors controlling the spatial and temporal variation of soil respiration in an agricultural ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 418-425.
- HANSEN, S., JENSEN, H. E., NIELSEN, N. E. & SVENDSEN, H. 1990. *NPo-research, A10: DAISY: Soil Plant Atmosphere System Model*, Miljøstyrelsen.
- HANSON, P., EDWARDS, N., GARTEN, C. & ANDREWS, J. 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. *Biogeochemistry*, 48, 115-146.
- HANSON, P., WULLSCHLEGER, S., BOHLMAN, S. & TODD, D. 1993. Seasonal and topographic patterns of forest floor CO<sub>2</sub> efflux from an upland oak forest. *Tree Physiology*, 13, 1-15.
- HARTLEY, I. P., HEINEMEYER, A., EVANS, S. P. & INESON, P. 2007. The effect of soil warming on bulk soil vs. rhizosphere respiration. *Global Change Biology*, 13, 2654-2667.
- HEINEMEYER, A. & MCNAMARA, N. P. 2011. Comparing the closed static versus the closed dynamic chamber flux methodology: Implications for soil respiration studies. *Plant and soil*, 346, 145-151.
- HENDRIX, P. F., FRANZLUEBBERS, A. J. & MCCracken, D. V. 1998. Management effects on C accumulation and loss in soils of the southern Appalachian Piedmont of Georgia. *Soil and Tillage Research*, 47, 245-251.
- HILL, P., KUZYAKOV, Y., JONES, D. & FARRAR, J. 2007. Response of root respiration and root exudation to alterations in root C supply and demand in wheat. *Plant and Soil*, 291, 131-141.
- HIRSCH, A.I., TRUMBORE, S.E. & GOULDEN, M., 2002. Direct measurement of the deep soil respiration accompanying seasonal thawing of a boreal forest soil. *J. Geophys. Res.* 108, 11-20.
- HUNT, J. E., KELLIHER, F. M., MCSEVENY, T. M., ROSS, D. J. & WHITEHEAD, D. 2004. Long-term carbon exchange in a sparse, seasonally dry tussock grassland. *Global Change Biology*, 10, 1785-1800.
- IPCC, 2007. Contribution of Working Group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IZAURRALDE, R. C., WILLIAMS, J. R., MCGILL, W. B., ROSENBERG, N. J. & JAKAS, M. C. 2006. Simulating soil C dynamics with EPIC: Model description and testing against long-term data. *Ecological Modelling*, 192, 362-384.
- JANSSENS, I. A., FREIBAUER, A., CIAIS, P., SMITH, P., NABUURS, G.-J., FOLBERTH, G., SCHLAMADINGER, B., HUTJES, R. W., CEULEMANS, R. & SCHULZE, E.-D. 2003. Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12% of European anthropogenic CO<sub>2</sub> emissions. *Science*, 300, 1538-1542.
- JANSSENS, I. A., KOWALSKI, A. S., LONGDOZ, B. & CEULEMANS, R. 2000. Assessing forest soil CO<sub>2</sub> efflux: an in situ comparison of four techniques. *Tree Physiology*, 20, 23-32.
- JANSSENS, I. A. & PILEGAARD, K. I. M. 2003. Large seasonal changes in Q<sub>10</sub> of soil respiration in a beech forest. *Global Change Biology*, 9, 911-918.
- JANZEN, H. H. 2008. *Better farming, better air*, Agriculture and Agri-Food Canada.

- JASSAL, R., BLACK, A., NOVAK, M., MORGENSTERN, K., NESIC, Z. & GAUMONT-GUAY, D. 2005. Relationship between soil CO<sub>2</sub> concentrations and forest-floor CO<sub>2</sub> effluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 130, 176-192.
- JENKINSON, D. S., ANDREW, S. P. S., LYNCH, J. M., GOSS, M. J. & TINKER, P. B. 1990. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil [and discussion]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 329, 361-368.
- JENKINSON, D. S., HART, P. B. S., RAYNER, J. H. & PARRY, L. C. 1987. Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted.
- JENSEN, L., MUELLER, T., TATE, K., ROSS, D., MAGID, J. & NIELSEN, N. 1996. Soil surface CO<sub>2</sub> flux as an index of soil respiration in situ: A comparison of two chamber methods. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 1297-1306.
- JEGO, G., PATTEY, E., BOURGEOIS, G., MORRISON, M.J., DRURY, C.F., TREMBLAY, N. and TREMBLAY, G. 2010. Calibration and performance evaluation of soybean and spring wheat cultivars using the STICS crop model in Eastern Canada. *Field Crops Res.* 117: 183-196
- KÄTTERER, T., HANSSON, A.-C. & ANDRÉN, O. 1993. Wheat root biomass and nitrogen dynamics – effects of daily irrigation and fertilization. *Plant and Soil*, 151, 21-30.
- KÄTTERER, T., REICHSTEIN, M., ANDRÉN, O. & LOMANDER, A. 1998. Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. *Biology and fertility of soils*, 27, 258-262.
- KELLY, R. H., PARTON, W. J., CROCKER, G. J., GRACED, P. R., KLIR, J., KÄSCHENS, M., POULTON, P. R. & RICHTER, D. D. 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the century model. *Geoderma*, 81, 75-90.
- KERN, J. S. & JOHNSON, M. G. 1993. Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 200-210.
- KIRITA, H. 1971. Re-examination of the absorption method of measuring soil respiration under field conditions. IV. An improved absorption method using a disc of plastic sponge as absorbent holder. *Jpn. J. Ecol*, 21, 119-127.
- KIRSCHBAUM, M. U. F. 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and biochemistry*, 27, 753-760.
- KOTHAVALA, Z., ARAIN, M. A., BLACK, T. A. & VERSEGHY, D. 2005. The simulation of energy, water vapor and carbon dioxide fluxes over common crops by the Canadian Land Surface Scheme (CLASS). *Agricultural and forest meteorology*, 133, 89-108.
- KUTSCH, W. L. & KAPPEN, L. 1997. Aspects of carbon and nitrogen cycling in soils of the Bornhåved Lake district II. Modelling the influence of temperature increase on soil respiration and organic carbon content in arable soils under different managements. *Biogeochemistry*, 39, 207-224.
- KUZYAKOV, Y. 2006. Sources of CO<sub>2</sub> efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 425-448.
- KUZYAKOV, Y. & CHENG, W. 2001. Photosynthesis controls of rhizosphere respiration and organic matter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 33, 1915-1925.
- KUZYAKOV, Y., FRIEDEL, J. K. & STAHR, K. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 1485-1498.
- LA SCALA, N., MARQUES, J., PEREIRA, G. & CORA, J. 2000. Short-term temporal changes in the spatial variability model of CO<sub>2</sub> emissions from a Brazilian bare soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 1459-1462.

- LA SCALA, N., PANOSSO, A. & PEREIRA, G. 2003. Modelling short-term temporal changes of bare soil CO<sub>2</sub> emissions in a tropical agrosystem by using meteorological data. *Applied Soil Ecology*, 24, 113-116.
- LABREUCHE, J., SOUDER, L. E., CASTILLON, P. & OUVRY, J. F. 2007. Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans labour (TCSL) en France. *Partie I: La pratique des TCSL en France*. ADEME.
- LAW, B. E., THORNTON, P. E., IRVINE, J., ANTHONI, P. M. & VAN TUYL, S. 2001. Carbon storage and fluxes in ponderosa pine forests at different developmental stages. *Global Change Biology*, 7, 755-777.
- LE DANTEC, V. 2000. *Modélisation des échanges carbonés et hydriques dans un écosystème forestier: un modèle couplé sol-plante*.
- LE DANTEC, V., EPRON, D. & DUFRÊNE, E. 1999. Soil CO<sub>2</sub> efflux in a beech forest: comparison of two closed dynamic systems. *Plant and Soil*, 214, 125-132.
- LEE, M. S., NAKANE, K., NAKATSUBO, T., MO, W. H. & KOIZUMI, H. 2002. Effects of rainfall events on soil CO<sub>2</sub> flux in a cool temperate deciduous broad-leaved forest. *Ecological Research*, 17, 401-409.
- LEE, J.J., LAMEERS, D.A., 1990. An approach to the regional evaluation of the responses of soils to global climate change. In: Bouwman, A.F. (Ed.), *Soils and the Greenhouse Effect*. John Wiley and Sons, New York, pp. 395-399.
- LI, C., FROLKING, S. & BUTTERBACH-BAHL, K. 2005. Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Climatic Change*, 72, 321-338.
- LI, C., FROLKING, S. & FROLKING, T. A. 1992a. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984-2012), 97, 9759-9776.
- LI, C., FROLKING, S. & FROLKING, T. A. 1992b. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984-2012), 97, 9759-9776.
- LI, L. J., YOU, M. Y., SHI, H. A., ZOU, W. X. & HAN, X. Z. 2013. Tillage effects on SOC and CO<sub>2</sub> emissions of Mollisols. *Journal of Food Agriculture & Environment*, 11, 340-345.
- LI, Y., WHITE, R., CHEN, D., ZHANG, J., LI, B., ZHANG, Y., HUANG, Y. & EDIS, R. 2007. A spatially referenced water and nitrogen management model (WNMM) for (irrigated) intensive cropping systems in the North China Plain. *Ecological Modelling*, 203, 395-423.
- LIEBIG, M., TANAKA, D. & GROSS, J. 2010. Fallow effects on soil carbon and greenhouse gas flux in central North Dakota. *Soil Science Society of America Journal*, 74, 358-365.
- LLOYD, J. & TAYLOR, J. A. 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional ecology*, 315-323.
- LOHILA, A., AURELA, M., REGINA, K. & LAURILA, T. 2003. Soil and total ecosystem respiration in agricultural fields: effect of soil and crop type. *Plant and Soil*, 251, 303-317.
- LUNDEGÅRDH, H. 1927. Carbon dioxide evolution of soil and crop growth. *Soil Science*, 23, 417-453.
- MARSHALL, T. 1959. The diffusion of gases through porous media. *Journal of Soil Science*, 10, 79-82.
- MARTIN, J. G. & BOLSTAD, P. V. 2005. Annual soil respiration in broadleaf forests of northern Wisconsin: influence of moisture and site biological, chemical, and physical characteristics. *Biogeochemistry*, 73, 149-182.

- MARY, B., RECOUS, S., DARWIS, D. & ROBIN, D. 1996. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil*, 181, 71-82.
- MATTHIAS, A., BLACKMER, A. & BREMNER, J. 1980. A simple chamber technique for field measurement of emissions of nitrous oxide from soils. *Journal of Environmental Quality*, 9, 251-256.
- MCCREE, K. J. 1970. An equation for the rate of respiration of white clover plants grown under controlled conditions. *Prediction and measurement of photosynthetic productivity*, 1, 221-230.
- MCCREE, K. J. 1974. Equations for the rate of dark respiration of white clover and grain sorghum, as functions of dry weight, photosynthetic rate, and temperature. *Crop science*, 14, 509-514.
- METAY, A., MARY, B., ARROUAYS, D., LABREUCHE, J., MARTIN, M., NICOLARDOT, B. & GERMON, J.-C. 2009. Effets des techniques culturales sans labour sur le stockage de carbone dans le sol en contexte climatique tempéré. *Canadian Journal of Soil Science*, 89, 623-634.
- METHERELL, A. K., CAMBARDELLA, C. A., PARTON, W. J., PETERSON, G. A., HARDING, L. A. & COLE, C. V. 1995. Simulation of soil organic matter dynamics in dryland wheat-fallow cropping systems. *Soil Management and the Greenhouse Effect*, 259-270.
- MILLINGTON, R. & QUIRK, J. 1961. Permeability of porous solids. *Transactions of the Faraday Society*, 57, 1200-1207.
- MOLDRUP, P., OLESEN, T., YAMAGUCHI, T., SCHJØNNING, P. & ROLSTON, D. 1999. Modeling diffusion and reaction in soils: IX. The Buckingham-Burdine-Campbell equation for gas diffusivity in undisturbed soil. *Soil Science*, 164, 542-551.
- MOLINA, J. A. E., CLAPP, C. E., SHAFFER, M. J., CHICHESTER, F. W. & LARSON, W. E. 1983. NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil: description, calibration, and behavior. *Soil Science Society of America Journal*, 47, 85-91.
- MORARU, P. I. & RUSU, T. 2012. Effect of tillage systems on soil moisture, soil temperature, soil respiration and production of wheat, maize and soybean crops. *JOURNAL OF FOOD AGRICULTURE & ENVIRONMENT*, 10, 445-448.
- MOUREAUX, C., DEBACQ, A., HOYAUX, J., SULEAU, M., TOURNEUR, D., VANCUTSEM, F., BODSON, B. & AUBINET, M. 2008. Carbon balance assessment of a Belgian winter wheat crop (*Triticum aestivum* L.). *Global Change Biology*, 14, 1353-1366.
- MOYANO, F. E., KUTSCH, W. L. & SCHULZE, E.-D. 2007. Response of mycorrhizal, rhizosphere and soil basal respiration to temperature and photosynthesis in a barley field. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 843-853.
- MUSY, A. & SOUTTER, M. 1991. *Physique du sol*, PPUR presses polytechniques.
- NICOLARDOT, B. & GERMON, J. C. 2008. Emissions de méthane (CH<sub>4</sub>) et d'oxydes d'azote (N<sub>2</sub>O et NO<sub>x</sub>) par les sols cultivés. *Aspects généraux et effet du non travail du sol. Etude et Gestion des Sols*, 15, 171-182.
- NORMAN, J., GARCIA, R. & VERMA, S. 1992. Soil surface CO<sub>2</sub> fluxes and the carbon budget of a grassland. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 97, 18845-18853.
- NORMAN, J., KUCHARIK, C., GOWER, S., BALDOCCHI, D., CRILL, P., RAYMENT, M., SAVAGE, K. & STRIEGL, R. 1997. A comparison of six methods for measuring soil-surface carbon dioxide fluxes. *Journal of Geophysical Research*, 102, 28771-28,777.
- PANKHURST, C., KIRKBY, C., HAWKE, B. & HARCH, B. 2002. Impact of a change in tillage and crop residue management practice on soil chemical and microbiological properties in a cereal-producing red duplex soil in NSW, Australia. *Biology and Fertility of Soils*, 35, 189-196.



- PARENT, F., PLAIN, C., EPRON, D., MAIER, M. & LONGDOZ, B. 2013. A new method for continuously measuring the  $^{13}\text{C}$  of soil  $\text{CO}_2$  concentrations at different depths by laser spectrometry. *European Journal of Soil Science*.
- PARKINSON, K. 1981. An improved method for measuring soil respiration in the field. *Journal of Applied Ecology*, 221-228.
- PARTON, W. J., COUGHENOUR, M. B., SCURLOCK, J. M. O., OJIMA, D. S., GILMANOV, T. G., SCHOLLES, R. J., SCHIMEL, D. S., KIRCHNER, T. B., MENAUT, J. C. & SEASTEDT, T. R. 1996. Global grassland ecosystem modelling: development and test of ecosystem models for grassland systems. *SCOPE-SCIENTIFIC COMMITTEE ON PROBLEMS OF THE ENVIRONMENT INTERNATIONAL COUNCIL OF SCIENTIFIC UNIONS*, 56, 229-266.
- PARTON, W. J., HARTMAN, M., OJIMA, D. & SCHIMEL, D. 1998. DAYCENT and its land surface submodel: description and testing. *Global and planetary Change*, 19, 35-48.
- PARTON, W. J., SCHIMEL, D. S., COLE, C. V. & OJIMA, D. S. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51, 1173-1179.
- PARTON, W. J., STEWART, J. W. B. & COLE, C. V. 1988. Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: a model. *Biogeochemistry*, 5, 109-131.
- PATTEY, E., STRACHAN, I. B., BOISVERT, J. B., DESJARDINS, R. L. & MCLAUGHLIN, N. B. 2001. Detecting effects of nitrogen rate and weather on corn growth using micrometeorological and hyperspectral reflectance measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 108, 85-99.
- PATTEY, E., EDWARDS, G., STRACHAN, I.B., DESJARDINS, R.L., KAHARABATA, S. and WAGNER RIDDLE C., 2006. Towards standards for measuring greenhouse gas flux from agricultural fields using instrumented towers. *Can. J. Soil Sci.* 86: 373-400
- PENMAN, H. 1940. Gas and vapour movements in the soil: I. The diffusion of vapours through porous solids. *The Journal of Agricultural Science*, 30, 437-462.
- PENNING DE VRIES, F. W. T. 1975a. Use of assimilates in higher plants. *Photosynthesis and productivity in different environments*, 15, 541-557.
- PENNING DE VRIES, F. W. T., BRUNSTING, A. H. M. & VAN LAAR, H. H. 1974. Products, requirements and efficiency of biosynthesis a quantitative approach. *Journal of Theoretical Biology*, 45, 339-377.
- PENNING DE VRIES, F. W. T. P. 1975b. The cost of maintenance processes in plant cells. *Annals of botany*, 39, 77-92.
- PERRIN, D., LAITAT, E., YERNAUX, M. & AUBINET, M. 2004. Modélisation de la réponse des flux de respiration d'un sol forestier selon les principales variables climatiques. *Biotechnologie, agronomie, société et environnement*, 8, 15-25.
- PIETIKÄINEN, J., PETTERSSON, M. & BAATH, E. 2005. Comparison of temperature effects on soil respiration and bacterial and fungal growth rates. *FEMS Microbiology Ecology*, 52, 49-58.
- POST, W. M. & KWON, K. C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global change biology*, 6, 317-327.
- PREGITZER, K. S., KUBISKE, M. E., YU, C. K. & HENDRICK, R. L. 1997. Relationships among root branch order, carbon, and nitrogen in four temperate species. *Oecologia*, 111, 302-308.
- PREGITZER, K. S., LASKOWSKI, M. J., BURTON, A. J., LESSARD, V. C. & ZAK, D. R. 1998. Variation in sugar maple root respiration with root diameter and soil depth. *Tree Physiology*, 18, 665-670.

- PREVOST-BOURE, N. C. 2008. Les respirations autotrophe et hétérotrophe du sol dans une chênaie tempérée.
- PUMPANEN, J., KOLARI, P., ILVESNIEMI, H., MINKKINEN, K., VESALA, T., NIINISTÖ, S., LOHILA, A., LARMOLA, T., MORERO, M. & PIHLATIE, M. 2004. Comparison of different chamber techniques for measuring soil CO<sub>2</sub> efflux. *Agricultural and Forest Meteorology*, 123, 159-176.
- QI, Y. & XU, M. 2001. Separating the effects of moisture and temperature on soil CO<sub>2</sub> efflux in a coniferous forest in the Sierra Nevada mountains. *Plant and Soil*, 237, 15-23.
- RAICH, J. W. & MORA, G. 2005. Estimating root plus rhizosphere contributions to soil respiration in annual croplands. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 634-639.
- RAICH, J. W. & SCHLESINGER, W. H. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44, 81-99.
- RAYMENT, M. B. & JARVIS, P. G. 1997. An improved open chamber system for measuring soil CO<sub>2</sub> effluxes in the field. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984-2012)*, 102, 28779-28784.
- RENAULT, P., PARRY, S. P., SIERRA, J. & BIDEL, L. 1997. Les transferts de gaz dans les sols. *Implications environnementales et agronomiques, Courr. Environ. INRA*, 32, 33-50.
- RENAULT, P. & STENGEL, P. 1994. Modeling oxygen diffusion in aggregated soils: I. Anaerobiosis inside the aggregates. *Soil Science Society of America Journal*, 58, 1017-1023.
- REY, A., PEGORARO, E., TEDESCHI, V., DE PARRI, I., JARVIS, P. G. & VALENTINI, R. 2002. Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. *Global Change Biology*, 8, 851-866.
- ROBERT, M. & SAUGIER, B. 2003. Contribution des écosystèmes continentaux à la séquestration du carbone. *Comptes Rendus Geoscience*, 335, 577-595.
- ROCHETTE, P., DESJARDINS, R. & PATTEY, E. 1991. Spatial and temporal variability of soil respiration in agricultural fields. *Canadian Journal of Soil Science*, 71, 189-196.
- ROCHETTE, P., ELLERT, B., GREGORICH, E., DESJARDINS, R., PATTEY, E., LESSARD, R. & JOHNSON, B. 1997. Description of a dynamic closed chamber for measuring soil respiration and its comparison with other techniques. *Canadian Journal of Soil Science*, 77, 195-203.
- ROCHETTE, P., GREGORICH, E. & DESJARDINS, R. 1992. Comparison of static and dynamic closed chambers for measurement of soil respiration under field conditions. *Canadian Journal of Soil Science*, 72, 605-609.
- RYAN, M. G. 1991. Effects of climate change on plant respiration. *Ecological Applications*, 1, 157-167.
- RYAN, M. G. & LAW, B. E. 2005. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry*, 73, 3-27.
- SANFORD JR, R. L., PARTON, W. J., OJIMA, D. S. & LODGE, D. J. 1991. Hurricane effects on soil organic matter dynamics and forest production in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico: results of simulation modeling. *Biotropica*, 364-372.
- SANTANTONIO, D. & GRACE, J. C. 1987. Estimating fine-root production and turnover from biomass and decomposition data: a compartment-flow model. *Canadian Journal of Forest Research*, 17, 900-908.
- SAPKOTA, T. B., MAZZONCINI, M., BÀRBERI, P., ANTICHI, D. & SILVESTRI, N. 2012. Fifteen years of no till increase soil organic matter, microbial biomass and arthropod diversity in cover crop-based arable cropping systems. *Agronomy for sustainable development*, 32, 853-863.

- SHI, P.-L., ZHANG, X.-Z., ZHONG, Z.-M. & OUYANG, H. 2006. Diurnal and seasonal variability of soil CO<sub>2</sub> efflux in a cropland ecosystem on the Tibetan Plateau. *Agricultural and Forest Meteorology*, 137, 220-233.
- SIDDIQUE, K., BELFORD, R. & TENNANT, D. 1990. Root: shoot ratios of old and modern, tall and semi-dwarf wheats in a Mediterranean environment. *Plant and soil*, 121, 89-98.
- SMITH, P. 2004. Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *European Journal of Agronomy*, 20, 229-236.
- SMITH, P., SMITH, J. U., POWLSON, D. S., MCGILL, W. B., ARAH, J. R. M., CHERTOV, O. G., COLEMAN, K., FRANKO, U., FROLKING, S. & JENKINSON, D. S. 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81, 153-225.
- SOTTA, E. D., VELDKAMP, E., GUIMARAES, B. R., PAIXAO, R. K., RUIVO, M. L. P. & ALMEIDA, S. S. 2006. Landscape and climatic controls on spatial and temporal variation in soil CO<sub>2</sub> efflux in an Eastern Amazonian Rainforest, Caxiuanã, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 237, 57-64.
- STEHFEST, E., HEISTERMANN, M., PRIESS, J. A., OJIMA, D. S. & ALCAMO, J. 2007. Simulation of global crop production with the ecosystem model DayCent. *Ecological Modelling*, 209, 203-219.
- STEINGROBE, B., SCHMID, H., GUTSER, R. & CLAASSEN, N. 2001. Root production and root mortality of winter wheat grown on sandy and loamy soils in different farming systems. *Biology and fertility of soils*, 33, 331-339.
- SUBKE, J.-A., HAHN, V., BATTIPAGLIA, G., LINDER, S., BUCHMANN, N. & COTRUFO, M. F. 2004. Feedback interactions between needle litter decomposition and rhizosphere activity. *Oecologia*, 139, 551-559.
- SUBKE, J. A., INGLIMA, I. & FRANCESCA COTRUFO, M. 2006. Trends and methodological impacts in soil CO<sub>2</sub> efflux partitioning: a metaanalytical review. *Global Change Biology*, 12, 921-943.
- SULEAU, M. 2009. Mesure et analyse des flux de respiration d'un sol cultivé sous une rotation de pomme de terre/blé/betterave
- SULEAU, M., MOUREAUX, C., DUFRANNE, D., BUYSSE, P., BODSON, B., DESTAIN, J.-P., HEINESCH, B., DEBACQ, A. & AUBINET, M. 2011. Respiration of three Belgian crops: partitioning of total ecosystem respiration in its heterotrophic, above-and below-ground autotrophic components. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151, 633-643.
- SUTTON, M. A., NEMITZ, E., ERISMAN, J. W., BEIER, C., BAHL, K. B., CELLIER, P., DE VRIES, W., COTRUFO, F., SKIBA, U. & DI MARCO, C. 2007. Challenges in quantifying biosphere-atmosphere exchange of nitrogen species. *Environmental Pollution*, 150, 125-139.
- SWINNEN, J., VAN VEEN, J. & MERCKX, R. 1995a. Carbon fluxes in the rhizosphere of winter wheat and spring barley with conventional vs integrated farming. *Soil biology and biochemistry*, 27, 811-820.
- SWINNEN, J., VAN VEEN, J. A. & MERCKX, R. 1995b. Root decay and turnover of rhizodeposits in field-grown winter wheat and spring barley estimated by <sup>14</sup>C pulse-labelling. *Soil Biology and Biochemistry*, 27, 211-217.
- TANG, J. & BALDOCCHI, D. D. 2005. Spatial-temporal variation in soil respiration in an oak-grass savanna ecosystem in California and its partitioning into autotrophic and heterotrophic components. *Biogeochemistry*, 73, 183-207.

- TANG, J., BALDOCCHI, D. D., QI, Y. & XU, L. 2003. Assessing soil CO<sub>2</sub> efflux using continuous measurements of CO<sub>2</sub> profiles in soils with small solid-state sensors. *Agricultural and Forest Meteorology*, 118, 207-220.
- TANG, J., MISSON, L., GERSHENSON, A., CHENG, W. & GOLDSTEIN, A. H. 2005. Continuous measurements of soil respiration with and without roots in a ponderosa pine plantation in the Sierra Nevada Mountains. *Agricultural and Forest Meteorology*, 132, 212-227.
- TUFEKCIOGLU, A., RAICH, J. W., ISENHART, T. M. & SCHULTZ, R. C. 2001. Soil respiration within riparian buffers and adjacent crop fields. *Plant and Soil*, 229, 117-124.
- UCHIDA, M., NOJIRI, Y., SAIGUSA, N. & OIKAWA, T. 1997. Calculation of CO<sub>2</sub> flux from forest soil using <sup>222</sup>Rn calibrated method. *Agricultural and forest meteorology*, 87, 301-311.
- VAN SOEST P.J., 1963, Use of detergents in the analysis of fibrous feeds I: preparation of fiber residues of low nitrogen content. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, 46, 825-835
- VAN SOEST, P.J., WINE, R.H., 1967, Use of detergents in the analysis of fibrous feeds: IV determination of plant cell wall constituents. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, 50, 50-55
- VAN'T HOFF, J. H. 1884. *Etudes de dynamique chimique*, F. Muller & Company.
- VENTEREA, R. T. 2010. Simplified method for quantifying theoretical underestimation of chamber-based trace gas fluxes. *Journal of environmental quality*, 39, 126-135.
- WAELEBROECK, C. 1995. Modélisation des échanges de CO<sub>2</sub> entre la biosphère et l'atmosphère dans la Toundra. *These de doctorat, Université Libre de Bruxelles, Bruxelles*.
- WAGNER, G. H. & BUYANOVSKY, G. A. 1983. Use of gas sampling tubes for direct measurement of CO<sub>2</sub> in soil air. *The International journal of applied radiation and isotopes*, 34, 645-648.
- WANG, H., CORNELL, J. D., HALL, C. A. S. & MARLEY, D. P. 2002. Spatial and seasonal dynamics of surface soil carbon in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Ecological Modelling*, 147, 105-122.
- WEST, T. O. & MARLAND, G. 2002. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 91, 217-232.
- WITKAMP, M. 1966. Rates of carbon dioxide evolution from the forest floor. *Ecology*, 492-494.
- WOOD, B. D., KELLER, C. K. & JOHNSTONE, D. L. 1993. In situ measurement of microbial activity and controls on microbial CO<sub>2</sub> production in the unsaturated zone. *Water resources research*, 29, 647-659.
- XU, L., BALDOCCHI, D. D. & TANG, J. 2004. How soil moisture, rain pulses, and growth alter the response of ecosystem respiration to temperature. *Global Biogeochemical Cycles*, 18.
- XU, W. & WAN, S. 2008. Water-and plant-mediated responses of soil respiration to topography, fire, and nitrogen fertilization in a semiarid grassland in northern China. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 679-687.
- YIQI, L. & ZHOU, X. 2006. *Soil respiration and the environment*, Academic press.
- YUSTE, J. C., JANSSENS, I. A. & CEULEMANS, R. 2005. Calibration and validation of an empirical approach to model soil CO<sub>2</sub> efflux in a deciduous forest. *Biogeochemistry*, 73, 209-230.
- ZHANG, Q., LEI, H.-M. & YANG, D.-W. (2013) Seasonal variations in soil respiration, heterotrophic respiration and autotrophic respiration of a wheat and maize rotation cropland in the North China Plain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 180, 34-43.



---

## Liste des illustrations

---



# Liste des illustrations

---

## Liste des Figures

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figure 0 -1 : Évolution de la concentration en CO <sub>2</sub> dans l'atmosphère depuis 10 000 ans et depuis 1750.....                                                                                                                                                                                                                                                                           | 16 |
| Figure 0-2 : Cycle global du carbone.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 17 |
| Figure 0-3 : Représentation schématisée de la photosynthèse et de la respiration. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                           | 19 |
| Figure 0-4 : Cycle global dans un écosystème agricole.. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     | 22 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |    |
| Figure I-1 : Processus impliqués dans la respiration du sol. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                | 28 |
| Figure I-2 : Différents systèmes de mesure de la respiration du sol et leur représentativité spatio-temporelle.....                                                                                                                                                                                                                                                                              | 32 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |    |
| Figure II-1: Coefficient de décomposition de la matière organique du sol en fonction des différents compartiments de C organique (Waelbroeck (1995)). ....                                                                                                                                                                                                                                       | 55 |
| Figure II-2 : Variation des fonctions de réductions associées aux facteurs abiotiques de température et d'humidité agissant sur la décomposition de la matière organique. ....                                                                                                                                                                                                                   | 56 |
| Figure II-3 : Schéma structurel originel du modèle représentant les flux de CO <sub>2</sub> entre les différents compartiments de carbone pour les 4 horizons considérés.....                                                                                                                                                                                                                    | 59 |
| Figure II-4 : Schéma structurel originel du modèle représentant les pertes de CO <sub>2</sub> entre les différents compartiments de carbone pour l'horizon de surface et le premier horizon de sol. Les pertes sont modélisées comme une part du transfert de carbone entre compartiment qui est perdu sous forme de CO <sub>2</sub> . Cette perte varie entre 30 % et 85 % du flux échangé..... | 60 |
| Figure II-5 : Schéma structurel du modèle développé représentant les flux de CO <sub>2</sub> entre les différents compartiments de carbone pour les 4 horizons de sol considérés. Les compartiments encadrés en pointillés ont été ajoutés de manière à modéliser l'enfouissement des microbes et résidus de surface au moment du travail du sol.....                                            | 61 |
| Figure II-6 : Modélisation du rapport R/S selon les approches de Barraclough and Leigh (1984) et de Baret <i>et al.</i> (1992).....                                                                                                                                                                                                                                                              | 64 |
| Figure II-7 : Comparaison des biomasses aériennes mesurées et simulées par le modèle de Barraclough (1984) en fonction du développement phénologique de la plante, pour les sites de [a] Lamothe et [b] Lonzée.....                                                                                                                                                                              | 65 |
| Figure II-8 : Dynamique du rapport R/S en fonction du développement phénologique de la plante pour le blé d'hiver et le blé de printemps. ....                                                                                                                                                                                                                                                   | 65 |
| Figure II-9: Distribution temporelle des différents jeux de données sur les différents sites d'études.....                                                                                                                                                                                                                                                                                       | 73 |



|                                                                                                                                                                                                                                                                                            |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Figure II-10 : Quantité de carbone organique présente dans les différents horizons de sol des différents sites d'études. ....                                                                                                                                                              | 74  |
| Figure II-11 : Répartition initiale du carbone dans les compartiments du modèle. ....                                                                                                                                                                                                      | 82  |
| Figure II-12 : Comparaison de $R_h$ mesurée et $R_h$ modélisée avec [a] le modèle Mod T, [b] le modèle Mod THlin et [c] le modèle Mod THexp. ....                                                                                                                                          | 85  |
| Figure II-13 [a] et [b] : $R_h$ modélisée avec le modèle Mod T et Mod THexp sur le jeu de données de [a] Lamothe 2008 et [b] Auradé 2009. ....                                                                                                                                             | 87  |
| Figure II-14 : $R_h$ modélisée avec Mod T et Mod THexp durant des périodes particulières de sécheresse sur le site [a] d'Auradé en 2009 et [b] de Boigneville en 2010. ....                                                                                                                | 90  |
| Figure II-15 : $R_s$ modélisée avec le modèle Mod THexp sur le jeu de données [a] Boigneville 2012, [b] Lonzée 2007 et [c] Ottawa 2007. ....                                                                                                                                               | 98  |
| Figure II-16 : $R_s$ modélisée avec le modèle Mod $R_h+R_{ar}$ sur le jeu de données [a] Lonzée 2007 et [b] Ottawa 2007. ....                                                                                                                                                              | 99  |
| Figure II-17: Respirations modélisées et respirations mesurées cumulées et comparées sur la durée des périodes de mesures disponibles [a] en période de sol nu, [b] en période de croissance de blé et [c] sur l'ensemble des jeux de données sol nu et végétation. ....                   | 101 |
| Figure II-18 : Sensibilité de la respiration modélisée à différents paramètres d'entrée du modèle. ....                                                                                                                                                                                    | 103 |
| Figure II-19 [a] : Répartition du carbone dans les différents compartiments après mise à l'équilibre pour l'horizon 0 cm - 15 cm. ....                                                                                                                                                     | 104 |
| Figure II-20 [a] et [b] : Modélisation et mesures de $R_h$ sur les sites de [a] Lamothe et [b] Lonzée. ....                                                                                                                                                                                | 108 |
| Figure II-21 : [a] et [b] : Modélisation et mesures de $R_s$ sur les sites de [a] Lamothe et [b] Lonzée. ....                                                                                                                                                                              | 111 |
| Figure II-22 : [a] et [b] : Modélisation de $R_s$ dans les différents horizons de sol sur les sites de [a] Lamothe et [b] Lonzée. ....                                                                                                                                                     | 113 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                            |     |
| Figure III-1 : Périodes de mesure de la respiration écosystémique (Réco) sur les différents sites d'étude. ....                                                                                                                                                                            | 118 |
| Figure III-2 : Mesures de la respiration écosystémique (Réco) sur chacun des sites d'étude durant la période de culture et durant l'année culturale complète. ....                                                                                                                         | 118 |
| Figure III-3: Valeurs de $R_h$ cumulées durant l'année culturale complète (blé + sol nu) estimées à l'aide des différents modèles empiriques et semi-mécaniste sur les différents sites d'étude. ....                                                                                      | 119 |
| Figure III-4 : Valeurs de $R_h$ et $R_{ar}$ cumulées durant la période de culture de blé estimées à l'aide des différents modèles empiriques et semi-mécaniste sur les différents sites d'étude. ....                                                                                      | 119 |
| Figure III-5 : Comparaison des simulations de $R_h$ obtenues avec l'approche empirique (Mod THexp) et semi-mécaniste durant la période de culture sur le site de Lamothe. ....                                                                                                             | 120 |
| Figure III-6 : Contributions de $R_h$ dans $R_s$ . $R_h$ et $R_s$ sont estimées à l'aide des différents modèles. Les contributions sont établies durant [a] une année culturale complète (blé + sol nu) et [b] la période de culture de blé seule, sur les différents sites d'études. .... | 122 |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Figure III-7 : Contributions de [a] $R_h$ et [b] $R_s$ dans $R_{eco}$ mesurée. ....                                                                                                                                                                                                                                             | 125 |
| Figure III-8 : Comparaison de $R_{eco}$ mesurée par EC et $R_s$ mesurée à l'aide d'une chambre de mesure automatisée et d'une chambre de mesure manuelle le long d'un transect sur le site d'Ottawa, en 2007. ....                                                                                                              | 125 |
| Figure III-9 : Contributions de [a] $R_h$ et [b] $R_s$ dans $R_{eco}$ mesurée. Les contributions sont estimées à l'aide des différents modèles, établis durant les périodes de culture de blé sur les différents sites d'études. ....                                                                                           | 127 |
| Figure III-10: $R_s$ simulée par le modèle semi-mécaniste durant les périodes de cultures de blé sur les différents sites d'études. En jaune est indiquée la contribution de $R_h$ dans $R_s$ (en %), estimée avec le modèle semi-mécaniste. ....                                                                               | 128 |
| Figure III-11 : Contributions de $R_h$ et $R_s$ (en %) dans $R_{eco}$ mesurée, estimées par le modèle semi-mécaniste durant les différentes périodes de cultures de blé sur les différents sites d'étude. ....                                                                                                                  | 129 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |     |
| Figure IV-1 : Itinéraire technique réalisé sur le site de Lamothe durant la saison de culture du blé en 2006/2007. ....                                                                                                                                                                                                         | 133 |
| Figure IV-2 : Comparaison des simulations de $R_s$ avec ou sans prise en compte l'effet de l'apport de fumier et du labour (30R) sur le site de Lamothe en 2007. ....                                                                                                                                                           | 136 |
| Figure IV-3 : Comparaisons des contributions de $R_h$ et $R_s$ dans $R_{eco}$ pour des simulations sans pratique culturale ou avec les pratiques culturales reportées dans l'itinéraire technique. ....                                                                                                                         | 136 |
| Figure IV-4 : Schéma des scénarii et itinéraire technique du protocole de simulation de l'effet ponctuel d'une modification de type de travail du sol. ....                                                                                                                                                                     | 139 |
| Figure IV-5 : Contenu en carbone organique cumulé dans le profil de sol (45 cm) après 20 années culturales effectuées avec des pratiques culturales constantes (même travail du sol et mêmes apports durant 20 ans) - k modulés sur une durée d'un mois le cas échéant. ....                                                    | 140 |
| Figure IV-6 : Contenu en carbone des différents horizons de sol après 20 années culturales effectuées avec des pratiques culturales constantes (même travail du sol et mêmes apports durant 20 ans) – hypothèse : modification des coefficients de décomposition pendant 1 mois suivant le travail du sol. ....                 | 142 |
| Figure IV-7 : Contenu en carbone des différents horizons de sol après 20 années culturales effectuées avec des pratiques culturales constantes (même travail du sol et mêmes apports durant 20 ans) – hypothèse : modification des coefficients de décomposition pendant 3 mois suivant le travail du sol. ....                 | 143 |
| Figure IV-8 : Contenu en carbone organique cumulé dans le profil de sol (45 cm) après 20 années culturales effectuées avec des pratiques culturales constantes (même travail du sol et mêmes apports durant 20 ans) – hypothèse : modification des coefficients de décomposition pendant 1 mois suivant le travail du sol. .... | 144 |
| Figure IV-9 : Contenu en carbone organique de chacun des compartiments du modèle dans les 45 premiers centimètres de sol au bout de 20 années culturales effectuées avec des pratiques culturales constantes (même travail du sol et mêmes apports durant 20 ans). ....                                                         | 145 |

|                                                                                                                                                                                                                                                     |     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Figure IV-10 : $R_h$ cumulée en fonction du type de travail du sol simulé. Le cumul est effectué sur la 20 <sup>ème</sup> année culturale. Les 19 années culturales précédentes sont simulées avec le même travail de sol.....                      | 146 |
| Figure IV-11 : Bilan des stocks de carbone aux instants $T_1$ et $T_2$ , dans le profil de sol (45 cm) selon les différents types de travaux du sol effectués. La ligne rouge représente le stock de carbone dans le profil à l'instant $T_0$ ..... | 148 |
| Figure IV-12: Comparaison de l'évolution des stocks de carbone et de la respiration cumulée par rapport à $T_0$ selon les différentes pratiques culturales simulées.....                                                                            | 149 |
| Figure IV-13 : Évolution de la décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii sans apport de fumier.....                                          | 152 |
| Figure IV-14 : Évolution du flux de décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii sans apport de fumier.....                                     | 153 |
| Figure IV-15 : Évolution de la décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii avec apport de fumier.....                                          | 154 |
| Figure IV-16 : Évolution du flux de décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii avec apport de fumier.....                                     | 155 |
| Figure IV-17 : Bilan des stocks de carbone aux instants $T_1$ et $T_2$ , dans le profil de sol (45 cm) selon les différents types de travaux du sol effectués. La ligne rouge représente le stock de carbone dans le profil à l'instant $T_0$ ..... | 157 |
| Figure IV-18: Comparaison de l'évolution des stocks de carbone et de la respiration cumulée par rapport à $T_0$ selon les différentes pratiques culturales simulées.....                                                                            | 158 |
| Figure IV-19 : Évolution de la décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii sans apport de fumier.....                                          | 160 |
| Figure IV-20 : Évolution du flux de décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii sans apport de fumier.....                                     | 161 |
| Figure IV-21 : Évolution de la décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii avec apport de fumier.....                                          | 162 |
| Figure IV-22 : Évolution du flux de décomposition des compartiments de carbone lent des différents horizons, suivant les différents types de travaux du sol testés pour les scénarii avec apport de fumier.....                                     | 163 |

## Liste des Tableaux

|                                                                                                                                                                            |     |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tableau II-1: Synthèse bibliographique de différents modèles empiriques présents dans la littérature pour différents type d'écosystème..                                   | 43  |
| Tableau II-2 : Récapitulatifs des principales caractéristiques des 5 sites d'études.                                                                                       | 69  |
| Tableau II-3 : Caractéristiques des systèmes de mesure disponibles sur les différents sites.....                                                                           | 72  |
| Tableau II-4 : Sites pour lesquels les données ont été exploitées pour la paramétrisation et la validation du modèle empirique.....                                        | 75  |
| Tableau II-5 : Sites pour lesquels les données ont été exploitées pour la validation du modèle semi-mécaniste.....                                                         | 75  |
| Tableau II-6 : Date de semis et de récolte du blé pour les 4 jeux de données étudiés pour la validation du modèle semi-mécaniste.....                                      | 75  |
| Tableau II-7 : Profondeur de mesure des différentes variables d'entrée du modèle.                                                                                          | 78  |
| Tableau II-8 : Valeurs des paramètres d'entrée du modèle semi-mécaniste.....                                                                                               | 80  |
| Tableau II-9 : Résultats statistiques des différents modèles de $R_h$ .....                                                                                                | 89  |
| Tableau II-10 : Résultats statistiques du modèle THexp pour la composante $R_h$ en fonction de la profondeur de mesure de $\theta_s$ utilisée comme variable d'entrée..... | 91  |
| Tableau II-11 : Résultats statistiques du modèle Mod THexp et paramètre $R_h$ (base) = $a$ , en $gC/m^2/j$ sur chacun des sites pour un paramètre $Q_{10}$ fixé à 2.3..... | 93  |
| Tableau II-12 : Résultats statistiques des deux approches de modélisation de $R_s$ .....                                                                                   | 94  |
| Tableau II-13 : Contributions des différents horizons de sol au flux $R_h$ modélisé et au flux $R_s$ modélisé.....                                                         | 112 |
| Tableau III-1 : Récapitulatif des modèles développés et validés sur chacun des sites.                                                                                      | 117 |
| Tableau IV-1: Facteurs multiplicatifs des coefficients de décomposition en fonction du type de travail du sol effectué, d'après Carvalho Leite <i>et al.</i> (2004).       | 135 |



---

## Annexes

---



## Annexe 1 : Compléments sur le processus de respiration

En réalité, le processus de respiration est complexe et une succession de transformations biochimiques et de réactions enzymatiques libérant de l'énergie ont véritablement lieu jusqu'à la libération des électrons.

La première étape du processus a lieu dans le cytoplasme de la cellule et s'appelle la glycolyse. Elle consiste en la dégradation des molécules de glucose en molécule d'acide pyruvique ( $C_3H_4O_3$ ). Une molécule de glucose à 6 atomes de carbone donne 2 molécules d'acide pyruvique à 3 atomes de carbone. La glycolyse, qui est une suite de réactions enzymatique consiste à « casser » la molécule de glucose en deux, ce qui libère de l'énergie. Cette étape ne nécessite pas d'apport en dioxygène et peut se dérouler dans toutes les cellules si la quantité de glucose est suffisante.

### Procaryotes et Eucaryotes

La cellule est un compartiment cloisonné par une membrane dans lequel sont regroupées toutes les molécules du vivant. Cette membrane permet aux biomolécules de ne pas être diluées dans le milieu environnant.

Tout organisme vivant est soit une cellule isolée, soit une association de plusieurs cellules.

Les Procaryotes (du grec *pro*, avant et *karyon*, noyau) sont des êtres unicellulaires, dépourvus de noyau et bordés d'une membrane.

**Les cellules des Eucaryotes (du grec *eu*, propre) sont généralement de plus grande taille, possèdent un noyau bordé d'une membrane.** Le plus souvent, elles contiennent aussi des membranes internes qui cloisonnent la cellule en y délimitant des structures biologiques spécialisées dits organites .

Chez les eucaryotes (voir encadré), c'est dans la mitochondrie qu'a réellement lieu la respiration. L'acide pyruvique perd des atomes de carbone et s'associe avec le coenzyme A pour former de l'acétyl-coenzyme A. Puis, le cycle de Krebs se produit au cours duquel les atomes de carbone de l'acétyl-coenzyme A vont être progressivement et totalement éliminés sous forme de  $CO_2$ .

Durant ces étapes, la chaîne respiratoire oxyde les coenzymes réduits (voir encadré) et permet la synthèse de l'ATP. Les électrons libérés vont réduire des molécules de dioxygène et les transformer en molécules d'eau.



Le bilan global de la combustion d'une molécule de glucose est la production de 36 molécules d'ATP et de chaleur.

### Mitochondrie et transporteurs d'électron

Les mitochondries sont des organites d'une cellule eucaryote qui possèdent une structure en bâtonnet rempli de liquide (la matrice mitochondriale). Leur taille est de l'ordre du micromètre et leur rôle physiologique est primordial. Elles possèdent des enzymes responsables de la fabrication d'ATP, et une chaîne respiratoire constituée d'une succession de transporteurs d'électrons.

Parmi les molécules clés de la production d'ATP, on retrouve des coenzymes tels que le NicotinAmide Dinucléotide (NAD) et le Flavine Adénine Dinucléotide (FAD). Ces coenzymes sont les transporteurs de protons et d'électrons, et peuvent se trouver dans la cellule sous une forme oxydée ( $\text{NAD}^+$  et FAD), ou sous une forme réduite ( $\text{NADH}, \text{H}^+$  et  $\text{FADH}_2$ ).

## Annexe 2 : Statistiques liées à l'ajustement des paramètres des modèles empiriques

Pour la paramétrisation des différents modèles empiriques présentés dans ce manuscrit, les jeux de données ont été divisés aléatoirement (50 tirages) en deux tiers de données d'ajustement et un tiers de données de validation.

Il y a donc deux « jeux » de statistiques (R et RMSE) dont un premier lié à l'ajustement des paramètres sur les deux tiers des données présenté dans cette annexe.

Lors de l'ajustement, une fonction cherche à réduire cette RMSE d'ajustement entre les données de paramétrisation et le modèle en ajustant les paramètres.

Ces résultats sont reportés dans les tableaux de cette annexe et reliés au paragraphe correspondant du Chapitre II.

- Paragraphe 5.1.1 : Modélisation de la composante  $R_h$

**Résultats statistiques des différents modèles de  $R_h$ . La RMSE (calculée sur les deux tiers de données de paramétrisation) est exprimée en  $gC/m^2/jour$**

|           |                                      | Lamothe     | Auradé       | Boigneville | Lonzée      |
|-----------|--------------------------------------|-------------|--------------|-------------|-------------|
| Mod T     | R ( <i>Std</i> )                     | 0.44 (0.04) | 0.44 (0.05)  | 0.71 (0.08) | 0.67 (0.11) |
|           | RMSE ( <i>Std</i> )                  | 0.27 (0.06) | 0.86 (0.07)  | 0.57 (0.07) | 0.22 (0.04) |
|           | $R_{h\text{ (base)}}$ ( <i>Std</i> ) | 0,60 (0,04) | 0,65 (0,06)  | 0,54 (0,03) | 0,22 (0,05) |
|           | $Q_{10}$ ( <i>Std</i> )              | 1,83 (0,10) | 1,64 (0,07)  | 2,35 (0,12) | 3,24 (0,47) |
| Mod THlin | R ( <i>Std</i> )                     | 0.44 (0.05) | 0.77 (0.10)  | 0.86 (0.05) | 0.70 (0.10) |
|           | RMSE ( <i>Std</i> )                  | 0.29 (0.07) | 0.44 (0.09)  | 0.39 (0.08) | 0.23 (0.04) |
|           | $R_{h\text{ (base)}}$ ( <i>Std</i> ) | 0,11 (0,16) | -0,20 (0,04) | 0,04 (0,04) | 0,20 (0,06) |
|           | $a'$ ( <i>Std</i> )                  | 1,17 (0,42) | 2,15 (0,19)  | 0,01 (0,00) | 0,04 (0,14) |
|           | $Q_{10}$ ( <i>Std</i> )              | 1,99 (0,08) | 2,42 (0,15)  | 3,33 (0,15) | 3,28 (0,52) |
| Mod THexp | R ( <i>Std</i> )                     | 0.47 (0.04) | 0.47 (0.05)  | 0.81 (0.07) | 0.79 (0.11) |
|           | RMSE ( <i>Std</i> )                  | 0.26 (0.07) | 0.56 (0.09)  | 0.46 (0.10) | 0.22 (0.04) |
|           | $R_{h\text{ (base)}}$ ( <i>Std</i> ) | 0,54 (0,04) | 0,55 (0,05)  | 0,36 (0,02) | 0,26 (0,02) |
|           | $Q_{10}$ ( <i>Std</i> )              | 2,22 (0,12) | 2,12 (0,09)  | 3,67 (0,17) | 2,82 (0,21) |

Résultats statistiques du modèle Mod THexp pour un paramètre  $Q_{10}$  fixé à 2,3. R est la corrélation moyenne calculée entre les prédictions et les données de paramétrisation sur les 50 itérations. La RMSE est exprimée en  $gC/m^2/jour$ .

|                             | Lamothe     | Auradé      | Boigneville | Lonzée      |
|-----------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| R ( <i>Std</i> )            | 0.46 (0.06) | 0.65 (0.07) | 0.74 (0.07) | 0.74 (0.09) |
| RMSE ( <i>Std</i> )         | 0.21 (0.06) | 0.30 (0.11) | 0.46 (0.11) | 0.09 (0.09) |
| $R_h$ (base) ( <i>Std</i> ) | 0,52 (0,01) | 0,45 (0,02) | 0,71 (0,02) | 0,41 (0,01) |
| $Q_{10}$ ( <i>Std</i> )     | 2,3         | 2,3         | 2,3         | 2,3         |

• Paragraphe 5.1.2 : Modélisation de  $R_s$

Résultats statistiques des deux approches de modélisation de  $R_s$ . R est la corrélation moyenne calculée entre les prédictions et les données de paramétrisation sur les 50 itérations. R (base) et RMSE sont exprimées en  $gC/m^2/j$ .

|                                 |                             | Boigneville                          | Lonzée      | Ottawa      |
|---------------------------------|-----------------------------|--------------------------------------|-------------|-------------|
| Mod THexp<br>( $Q_{10}$ ajusté) | R ( <i>Std</i> )            | 0.81 (0,08)                          | 0,59 (0,12) | 0.45 (0,10) |
|                                 | RMSE ( <i>Std</i> )         | 0.45 (0,10)                          | 0,33 (0,06) | 1.19 (0,10) |
|                                 | $R_s$ (base) ( <i>Std</i> ) | 0,50 (0,04)                          | 0,93 (0,19) | 0,39 (0,08) |
|                                 | $Q_{10}$ ( <i>Std</i> )     | 3,41 (0,28)                          | 1,81 (0,21) | 4,04 (0,41) |
| Mod THexp<br>( $Q_{10}$ fixé)   | R ( <i>Std</i> )            | 0.56 (0,08)                          | 0,65 (0,08) | 0,21 (0,07) |
|                                 | RMSE ( <i>Std</i> )         | 0.60 (0,09)                          | 0,30 (0,06) | 1,31(0,06)  |
|                                 | $R_s$ (base) ( <i>Std</i> ) | 0,84 (0,03)                          | 0,62 (0,02) | 1,05 (0,04) |
|                                 | $Q_{10}$                    | 2,3                                  | 2,3         | 2,3         |
| Mod $R_h + R_{ar}$              | R ( <i>Std</i> )            | Pas de<br>données GPP<br>disponibles | 0,61 (0,07) | 0,78 (0,09) |
|                                 | RMSE ( <i>Std</i> )         |                                      | 0,24 (0,07) | 1,27 (0,21) |
|                                 | $R_h$ (base) ( <i>Std</i> ) |                                      | 0,41 (0,01) | 0,52 (0,06) |
|                                 | $Q_{10}$ ( <i>Std</i> )     |                                      | 2,3         | 2,3         |
|                                 | C ( <i>Std</i> )            |                                      | 0,07 (0,01) | 0,63 (0,26) |

## Annexe 3 : Paramètres de test pour l'étude de sensibilité du modèle semi-mécaniste

Cette annexe présente la gamme de variation de chaque paramètre testé dans le cadre de l'étude de sensibilité du modèle semi-mécaniste.

|                                        | P <sub>2-</sub>       | P <sub>1-</sub>       | Paramètre de référence | P <sub>1+</sub>       | P <sub>2+</sub>       |
|----------------------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| quantité C microbien                   | 1 %                   | 2 %                   | 3 %                    | 4 %                   | 5 %                   |
| Quantité C structural                  | 1.6 %                 | 3.1 %                 | 3.9 %                  | 4.7 %                 | 6.3 %                 |
| Quantité C lent                        | 26 %                  | 32 %                  | 38 %                   | 44 %                  | 50 %                  |
| Quantité C passif                      | 41 %                  | 47 %                  | 53 %                   | 59 %                  | 65 %                  |
| Résidu racinaire à la récolte          | 30 gC/m <sup>2</sup>  | 60 gC/m <sup>2</sup>  | 90 gC/m <sup>2</sup>   | 120 gC/m <sup>2</sup> | 150 gC/m <sup>2</sup> |
| Résidu aérien à la récolte             | 100 gC/m <sup>2</sup> | 150 gC/m <sup>2</sup> | 200 gC/m <sup>2</sup>  | 250 gC/m <sup>2</sup> | 300 gC/m <sup>2</sup> |
| Mortalité racinaire                    | 5 %                   | 10 %                  | 15 %                   | 20 %                  | 25 %                  |
| Fraction structurale des racines       | 48 %                  | 58 %                  | 68 %                   | 78 %                  | 88 %                  |
| Fraction structurale des feuilles      | 77 %                  | 67 %                  | 57                     | 47 %                  | 37 %                  |
| Rapport Lignine/C structural (racine)  | 0.27                  | 0.32                  | 0.37                   | 0.42                  | 0.47                  |
| Rapport Lignine/C structural (feuille) | 0.42                  | 0.47                  | 0.52                   | 0.57                  | 0.62                  |
| Contenu [argile + sable] du sol        | 78 %                  | 83 %                  | 88 %                   | 93 %                  | 98 %                  |

## Annexe 4 : Compartimentation du carbone organique dans les différents sites d'étude

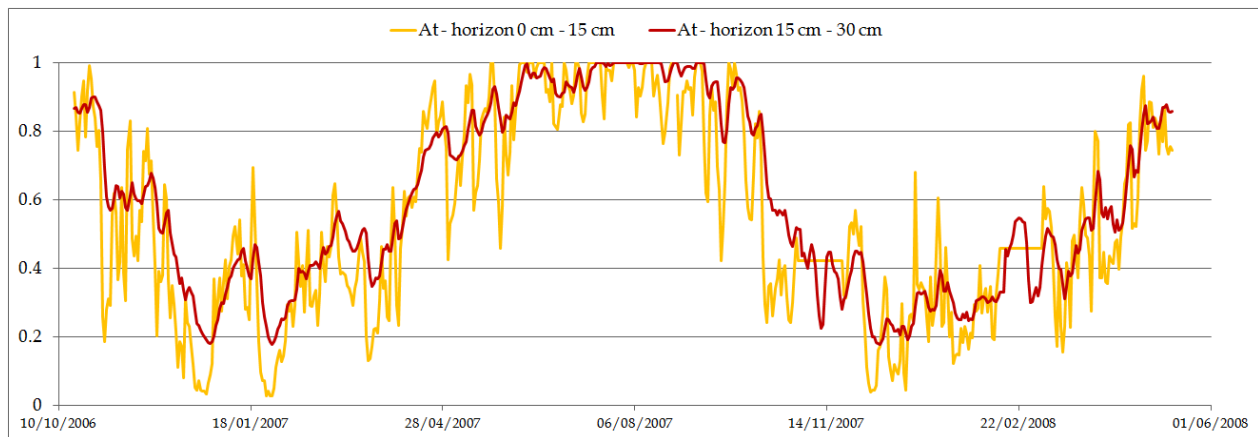
Cette annexe présente la répartition initiale du carbone organique dans les différents sites d'études en fonction des trois horizons de sol considérés.

Quantité de carbone dans les différents compartiments en gC/m<sup>2</sup> sur le profil et dans l'horizon [a] 0 cm - 15 cm, [b] 15 cm - 30 cm et [c] 30 cm - 45 cm

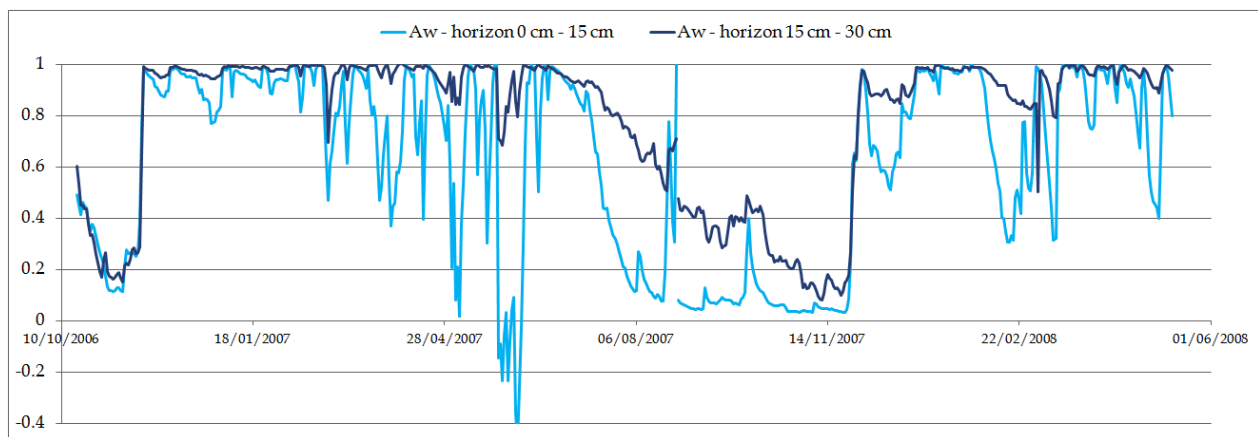
|                          | Lamothe |          | Lonzée |          | Ottawa |          |
|--------------------------|---------|----------|--------|----------|--------|----------|
| Quantité de C structural | 54      | [a] 38   | 112    | [a] 59   | 70     | [a] 45   |
|                          |         | [b] 10   |        | [b] 35   |        | [b] 16   |
|                          |         | [c] 6    |        | [c] 18   |        | [c] 9    |
| Quantité de C microbien  | 88      | [a] 54   | 148    | [a] 18   | 125    | [a] 60   |
|                          |         | [b] 20   |        | [b] 75   |        | [b] 38   |
|                          |         | [c] 14   |        | [c] 49   |        | [c] 27   |
| Quantité de C lent       | 1329    | [a] 784  | 1967   | [a] 969  | 2865   | [a] 1277 |
|                          |         | [b] 309  |        | [b] 686  |        | [b] 930  |
|                          |         | [c] 236  |        | [c] 312  |        | [c] 659  |
| Quantité de C passif     | 2565    | [a] 1047 | 3213   | [a] 1164 | 7630   | [a] 2505 |
|                          |         | [b] 669  |        | [b] 1524 |        | [b] 2947 |
|                          |         | [c] 848  |        | [c] 524  |        | [c] 2178 |

## Annexe 5 : Dynamique des coefficients modélisant les effets de la température et de l'humidité sur la décomposition dans le modèle semi-mécaniste

Cette annexe présente la dynamique des coefficients  $A_t$  et  $A_w$  modélisant les effets de la température et de l'humidité sur la décomposition de la matière organique, sur le site de Lamothe durant l'année culturale de blé 2006/2007.



Comparaison des coefficients  $A_t$  modélisant l'effet de la température sur le flux de décomposition dans l'horizon 0 cm - 15 cm et l'horizon 15 cm - 30 cm sur le site de Lamothe et 2006/2007.



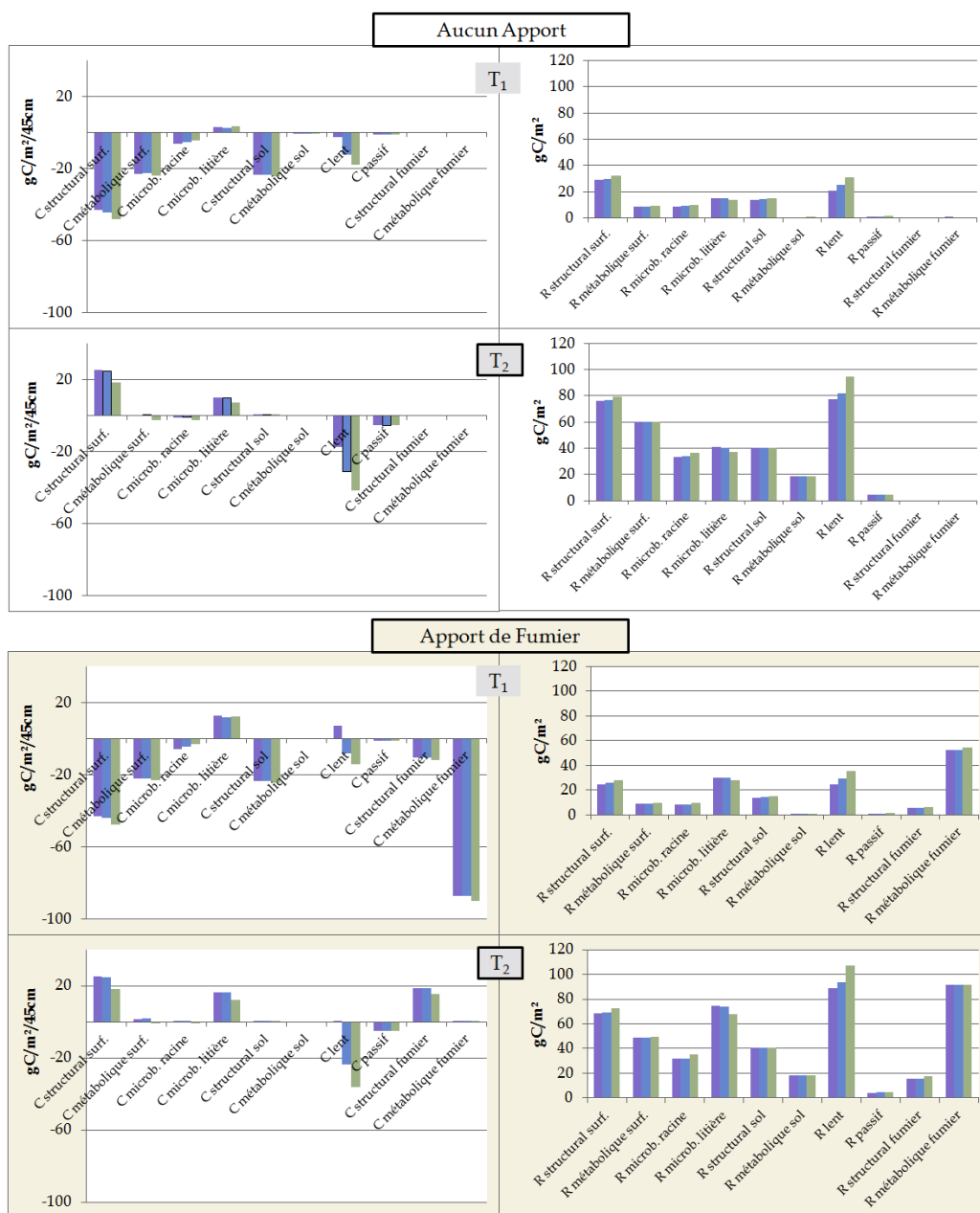
Comparaison des coefficients  $A_w$  modélisant l'effet de l'humidité sur le flux de décomposition dans l'horizon 0 cm - 15 cm et l'horizon 15 cm - 30 cm sur le site de Lamothe et 2006/2007.

On observe sur ces deux figures que les coefficients sont moins limitants en profondeur.

# Annexe 6 : Effets des types de travaux du sol sur les différents compartiments de carbone du modèle

Cette annexe présente l'évolution de l'ensemble des compartiments de carbone pris en compte dans le modèle dans les cas des différents scénarii de changement de pratiques culturales

## 1- Scénario 1 : mise en place d'un labour après 20 ans de travail superficiel



Comparaison de l'évolution des stocks de carbone et de la respiration cumulée des différents compartiments de carbone du modèle, selon les différents labours ponctuels effectués (sans apport de fumier)

A l'image de l'étude de sensibilité du modèle, les compartiments affectés sont el carbone structural et le carbone lent.

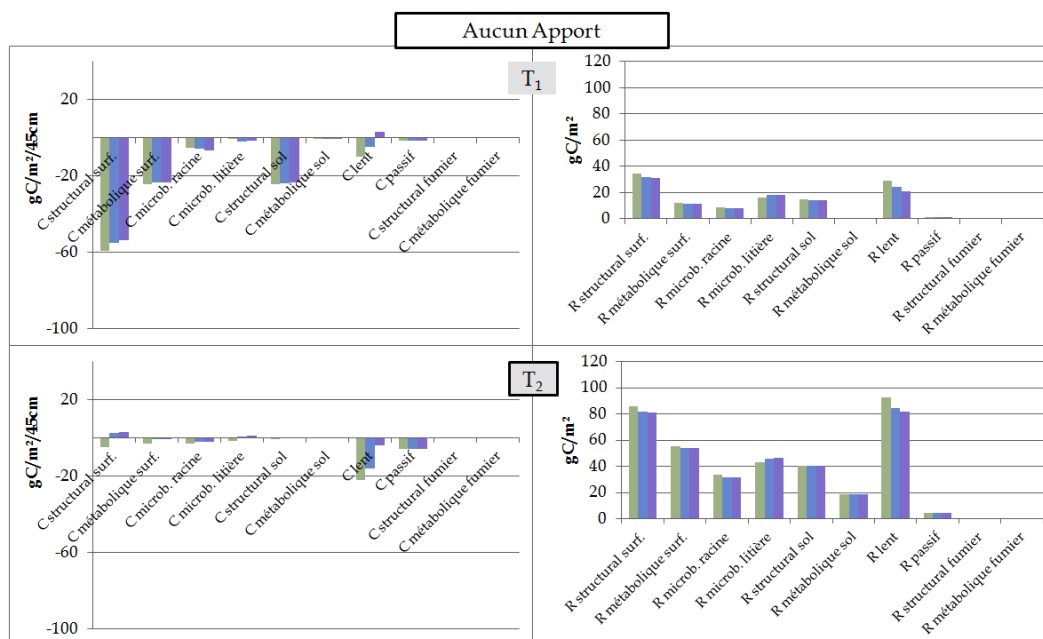
a. C structural de surface :

- Perte à  $T_1$  et léger gain à  $T_2$  si arrêt du labour profond (plus marquée avec fumier) → résidus de culture et apports compensent les pertes

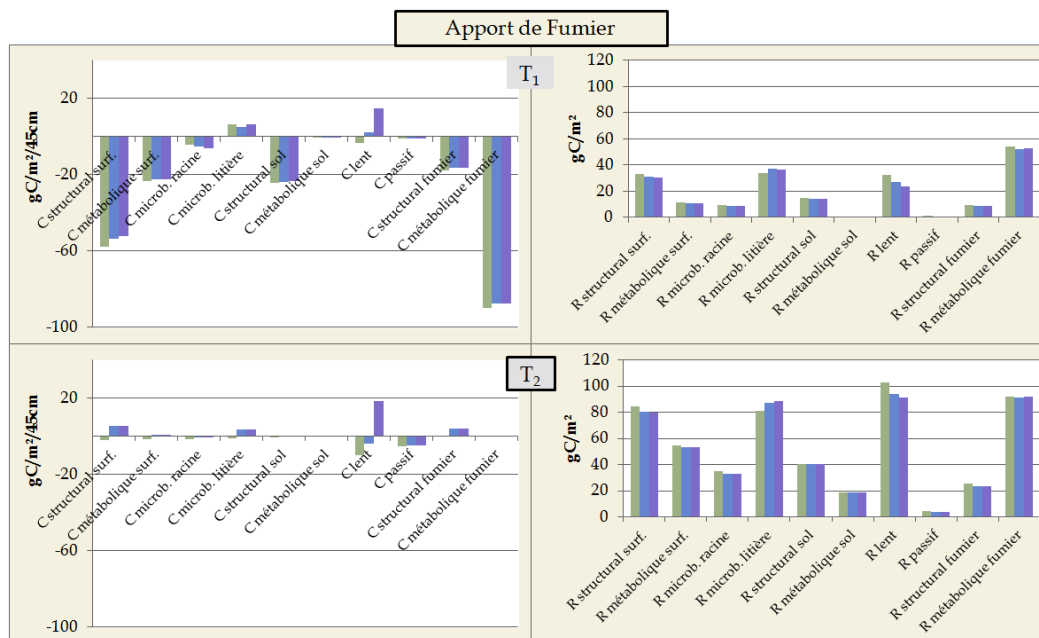
b. C lent

- A  $T_1$ 
  - Effet vitesse de minéralisation sur stock et flux
    - Compartiment lent le plus affecté dans le modèle par le facteur modifiant la vitesse de décomposition correspondant à la destruction des agrégats et donc de la protection
- A  $T_2$ 
  - Effet profondeur:  $A_t$  et  $A_w$  non limitants donc C lent se décompose plus rapidement en cas de labour profond
- Observation avec fumier
  - Maintien de la griffe : léger stockage à  $T_1$  mais qui a disparu à  $T_2$
  - Sensibilité au C lent fait qu'on observe une forte respiration du compartiment lent si passage au labour profond, mais parallèlement, les microbes de litière respirent moins (du à l'enfouissement)

2- Scenario 2 : travail du sol allégé après 20 ans de labour profond







Comparaison de l'évolution des stocks de carbone et de la respiration cumulée des différents compartiments de carbone du modèle, selon les différents labours ponctuels effectués (sans apport de fumier)

- a. C structural de surface : déstockage à  $T_2$  si maintien du labour, léger stockage si arrêt du labour profond, mais dans des proportions faibles
- b. C lent
  - Sans fumier : léger apport à  $T_1$  si passage à griffe mais disparition du stock à  $T_2$
  - Avec fumier : TCSL intéressant dès la première année : différent de scénario 1 où tout l'apport disparaissait à  $T_2$
- c.  $R_h$ 
  - Hiérarchie attendue (plus de déstockage = plus de  $R_h$ )
  - Différence de niveaux d'émissions très faibles entre les différents labours

## Annexe 7 : Etat de l'art sur la mesure de la respiration du sol

La compréhension des variations de la respiration du sol en lien avec les différents paramètres environnementaux nécessite la mise en place de méthode et systèmes de mesure adaptés.

Le flux de CO<sub>2</sub> émis par les sols, communément appelée respiration du sol, est un phénomène complexe car il intègre plusieurs processus :

- Biologiques : il est issue de différentes sources (racines, rhizosphère, décompositions de matières organiques, Figure I-1)
- Physiques : il est lié à la diffusion du gaz dans le sol

La répartition spatiale des différentes sources, la dynamique temporelle de respiration des racines et des décomposeurs ainsi que les variations de la diffusion des gaz dans le sol relativement aux variations de température, d'humidité, de pression et de porosité entraînent une forte variabilité de la respiration dans le temps et dans l'espace, même à de très fines échelles.

Cette complexité mène à de nombreuses difficultés de mesure de la respiration du sol pour son étude à différentes échelles spatio-temporelles. Ainsi, au fil des travaux, différents protocoles expérimentaux ont été développés.

Les dispositifs de mesures de flux de CO<sub>2</sub> peuvent être manuels ou automatisés. Les systèmes manuels offrent la possibilité d'un grand échantillonnage spatial, mais nécessitent du temps et de la main d'œuvre. Les systèmes automatisés permettent d'obtenir une forte résolution temporelle des mesures et peuvent couvrir une résolution spatiale satisfaisante en fonction de leur nombre, mais sont souvent confrontés à la lourdeur et au coût de l'instrumentation.

Traditionnellement, les flux de CO<sub>2</sub> issus des sols sont mesurés à l'aide de chambres posées durant un certain temps au sol et à l'intérieur desquelles le gaz s'accumule (les premières ont été utilisées par Lundegårdh (1927)). Les chambres peuvent avoir différents volumes, et leur surface au sol est variable. Ces systèmes sont dits **systèmes de mesure par échanges gazeux**.

Les chambres de mesure statiques fonctionnent en circuit fermé sans brassage d'air interne. Certaines permettent la mesure du flux de CO<sub>2</sub> par une méthode d'absorption du gaz dans une solution alcaline (Witkamp (1966) ; Kirita (1971) ; Buyanovsky *et al.* (1986)). Cette solution est pesée avant et après la mesure et la différence de masse représente la quantité de CO<sub>2</sub> absorbée et donc respirée par le sol. D'autres systèmes statiques mesurent le flux respiré par simple accumulation du gaz dans une chambre posée longuement au sol : le flux est alors calculé comme la pente d'accumulation du gaz durant le temps de pose (Matthias *et al.* (1980) ; Rochette *et al.* (1992) ; Liebig *et al.* (2010)).

Les chambres statiques sont faciles à mettre en place, et permettent un fort échantillonnage spatial. Cependant, elles ne permettent pas de mesurer la respiration du sol à une haute fréquence temporelle : le calcul du flux peut nécessiter une longue durée d'accumulation du

CO<sub>2</sub> dans la chambre car le système statique fonctionne par définition sans turbulence atmosphérique (l'air ne circule pas dans la chambre).

A la différence des enceintes statiques, les chambres de mesure dites dynamiques sont reliées à un analyseur de gaz à infra rouge (IRGA pour Infra-Red Gas Analyser en anglais) par un circuit pneumatique. L'analyseur mesure l'accumulation de CO<sub>2</sub> dans la chambre en quantifiant l'absorption des longueurs d'ondes infrarouge par le CO<sub>2</sub>. L'IRGA est équipé d'une pompe générant la circulation de l'air dans ce circuit. L'un des principaux avantages des systèmes dynamiques est le court temps d'accumulation nécessaire à la mesure du flux de CO<sub>2</sub>. On parle de système de mesure instantanée. Les systèmes dynamiques existent en circuit ouvert ou fermé. Dans un système dynamique ouvert, l'air extérieur est injecté en continu à l'intérieur de l'enceinte par un circuit d'entrée et rejeté vers l'extérieur par un circuit de sortie. Le flux est calculé comme la différence de concentration en CO<sub>2</sub> entre l'entrée et la sortie de la chambre durant un temps défini (Fang and Moncrieff (1996); Rayment and Jarvis (1997)). Avec ce dispositif, il n'y a pas d'accumulation du gaz à l'intérieur de l'enceinte donc pas de nécessité de vidange. Les systèmes dynamiques ouverts ne nécessitent donc pas de mécanisme d'ouverture/fermeture (d'un couvercle par exemple) et sont de fait aisément automatisés.

En circuit fermé, le gaz circule de l'enceinte vers l'analyseur sans ajout d'air extérieur. C'est donc toujours le même air qui circule et qui accumule du CO<sub>2</sub> issu de la respiration du sol au passage de l'enceinte. Le flux est calculé par ajustement d'une droite de régression sur la courbe d'augmentation temporelle du CO<sub>2</sub> dans la chambre (Parkinson (1981) ; Norman *et al.* (1992) ; Bekku *et al.* (1995) ; Rochette *et al.* (1997)). Le CO<sub>2</sub> n'étant pas rejeté vers l'extérieur, il s'accumule dans l'enceinte et une vidange est nécessaire afin d'éviter la saturation dans le circuit. La vidange suppose un mécanisme d'ouverture/fermeture (d'un couvercle le plus couramment) et cette contrainte mécanique représente la difficulté principale pour l'automatisation de ces systèmes.

Chacun de ces dispositifs de mesure par échanges gazeux présentent des avantages et des inconvénients différents (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**1).

Principales caractéristiques (avantages [+] et inconvénients [-]) des dispositifs de mesures de la respiration du sol par échanges gazeux.

|                                    | Système statique |        | Système dynamique |  |
|------------------------------------|------------------|--------|-------------------|--|
|                                    | Fermé            | Ouvert | Fermé             |  |
| Automatisation                     | -                | +      | +/-               |  |
| Résolution spatiale                | +                | +/-    | +                 |  |
| Résolution temporelle              | -                | +      | +/-               |  |
| Saturation en CO <sub>2</sub>      | -                | +      | +/-               |  |
| Modification du climat interne     | -                | -      | +/-               |  |
| Dépression/<br>Surpression interne | +                | +      | -                 |  |

Premièrement, une enceinte posée de manière continue au sol durant plusieurs heures, voire durant quelques jours (chambres statiques), génère des différences de température et d'humidité internes avec l'extérieur (Venterea (2010)).

De plus, à l'intérieur d'une enceinte posée au sol, les conditions aérodynamiques sont différentes des mouvements de gaz extérieurs non perturbés (modification de la vitesse du vent) et le gradient de diffusion du CO<sub>2</sub> à l'intérieur de la chambre est modifié. De fait, la mesure n'est pas toujours représentative du flux réel (Hanson *et al.* (1993) ; Le Dantec *et al.* (1999) ; Janssens *et al.* (2000)). Pour les systèmes dynamiques fermés manuels (supposant une action d'ouverture et fermeture de la chambre), des installations techniques sont censées permettre un mélange adéquat de l'air à l'intérieur de la chambre pour éviter la création d'une couche limite dans laquelle stagnerait le CO<sub>2</sub>. Ainsi, le système *LiCor* propose une circulation verticale de l'air dans la chambre (injecté au bas de la chambre par la pompe et aspiré au niveau de la partie supérieure de la chambre pour rejoindre l'analyseur). Par ailleurs, la technologie *PPsystems* a inclus un ventilateur au sommet de la chambre afin de brasser l'air intérieur.

La mise en place des dispositifs de type échange gazeux entraîne également une perturbation du sol. Les chambres de mesure sont insérées directement de quelques centimètres dans le sol ou sont posées sur des colliers préalablement insérés. Cette insertion, quelle qu'elle soit, perturbe le sol au moment de sa mise en place. Des fentes de dessiccation peuvent par exemple se créer et amener un dégazage du CO<sub>2</sub> stocké, non représentatif du processus de respiration. L'utilisation ou non de colliers pose un dilemme aux chercheurs. Sans utilisation de collier, les chambres doivent être insérées dans les premiers centimètres de sol et créent une perturbation juste avant chaque mesure. D'un autre côté, la mise en place préalable du collier n'entraîne qu'une perturbation ponctuelle du sol liée à l'insertion unique pour une multitude de mesure, mais peut générer l'apparition d'un microclimat dans la zone emprisonnée en modifiant l'écoulement de l'eau dans les premiers centimètres de sol par exemple.

Ainsi, quel que soit le type de système utilisé, les conditions atmosphériques, les conditions aérodynamiques de circulation de l'air (épaisseur de la couche limite), les conditions de température et/ou d'humidité ainsi que la concentration en CO<sub>2</sub> à l'intérieur de la chambre sont modifiées.

Parfois, un problème de saturation en CO<sub>2</sub> peut survenir si le temps d'accumulation dans l'enceinte avant le prélèvement est trop long. Ces problèmes sont observés pour les chambres statiques principalement, mais également pour les systèmes dynamiques ouverts automatisés, dont l'enceinte est de la même manière posée sur le sol durant de longues périodes (Jensen *et al.* (1996); Emran *et al.* (2012))

Fang and Moncrieff (1998a), Davidson *et al.* (2002) ont également montré que la mesure du flux de CO<sub>2</sub> issu du sol est fortement sensible aux différences de pression interne/externe créées par la mise en place d'une chambre associées souvent à l'effet de la pompe. Une très faible différence de pression peut avoir de forts impacts sur la mesure des flux. Une différence de pression de -0.1 Pa peut amener à doubler les flux mesurés selon Fang and Moncrieff (1998a). Dans un système ouvert notamment, il apparaît difficile de s'affranchir de ces problèmes car on mesure le flux instantané au passage d'une interface solide créant une différence de pression :

paroi de l'enceinte entre l'entrée et la sortie de la chambre (Fang and Moncrieff (1996)). Cependant, des solutions sous forme de soupape peuvent limiter cet effet et les erreurs de mesures associées.

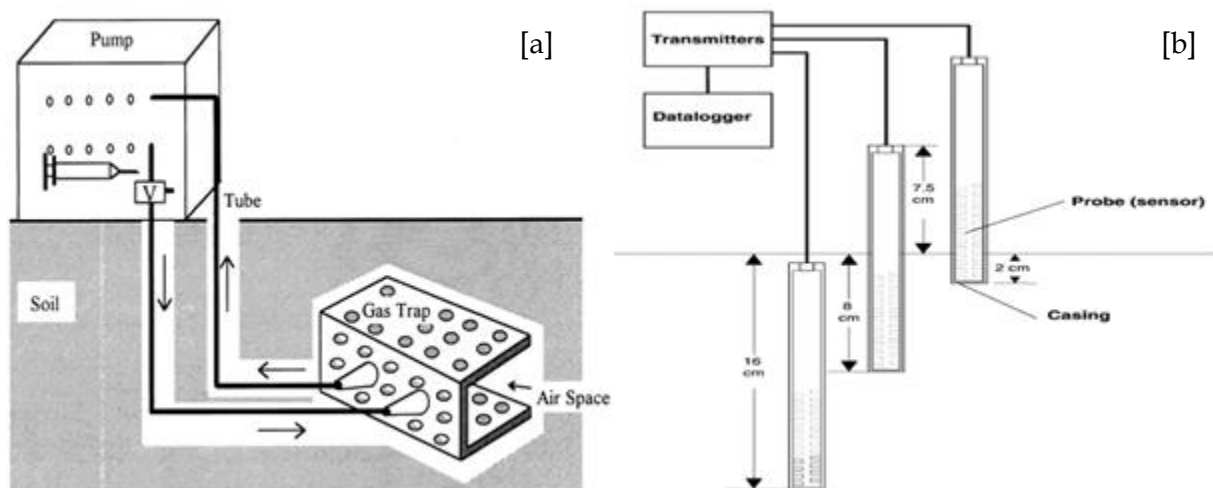
Pour s'affranchir des problèmes relatifs aux chambres de mesures, des systèmes alternatifs basés sur la mesure du gradient de concentration en CO<sub>2</sub> dans le sol, et donc sur l'évolution du profil de concentration en CO<sub>2</sub>, ont été développés.

Les premiers **systèmes statiques** de mesures, **basés sur le profil de CO<sub>2</sub> dans le sol** apparaissent en 1972 (De Jong and Schappert (1972)). Des échantillons de gaz sont extraits de différentes profondeurs de sol à l'aide d'une seringue afin d'en mesurer la concentration en CO<sub>2</sub>. Avec ce protocole de prélèvement d'air, le volume de sol exploré n'est pas connu : il peut notamment différer entre deux échantillons en fonction du type de sol, de la porosité et de la profondeur et rendre incomparable les différentes mesures. De plus, l'utilisation d'une seringue pour prélever le gaz peut notamment engendrer une dépression localisée dans le sol, provoquant ainsi une surestimation de la concentration en CO<sub>2</sub> et donc du flux calculé.

Plus tard, des chercheurs installent directement des flasques à différentes profondeurs dans le sol afin de prélever des échantillons et d'en mesurer la concentration en CO<sub>2</sub> (Wagner and Buyanovsky (1983) ; Burton and Beauchamp (1994)). D'autres (Wood *et al.* (1993)) optent pour un système de pompe afin d'extraire le CO<sub>2</sub> du sol. Cependant, l'utilisation de seringues, de flasques ou de pompes pour recueillir le gaz forment un ensemble de méthodes intrusives et perturbatrices du système sol. Le transport des échantillons avant analyse est un autre paramètre susceptible d'amener des erreurs dans les mesures et le caractère manuel de ces techniques ne permet pas de recueillir des mesures de manière continue dans le temps.

La question cruciale est alors de mettre au point une technique la plus précise et la moins perturbante pour obtenir la mesure à haute fréquence temporelle de la concentration en CO<sub>2</sub> du sol à différentes profondeurs.

Fang and Moncrieff (1998b) imaginent un dispositif ayant pour objectif d'obtenir et d'analyser rapidement et sans biais les concentrations en CO<sub>2</sub> à différentes profondeurs. Ainsi, des pièges à gaz sont enterrés dans le sol et reliés à la surface par des tubes en nylon. Une pompe fait circuler le gaz entre le piège et la surface en circuit fermé. L'échantillon de gaz est recueilli manuellement en surface et directement injecté dans un IRGA pour analyse. Ce dispositif (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**<sup>1</sup> [a]) a l'avantage de s'affranchir du transport en laboratoire avant analyse et permet de recueillir beaucoup de données. Outre la forte perturbation du sol engendrée lors de la mise en place des pièges, ce système suppose encore un prélèvement d'air problématique à quantifier : il reste difficile manuellement de s'assurer du prélèvement et de l'injection dans l'IRGA de la même quantité de gaz pour tous les échantillons.



Représentation schématique des systèmes statiques pour le suivi de l'évolution des profils de concentration en CO<sub>2</sub> mis en place par [a] Fang and Moncrieff (1998b) et par [b] Tang *et al.* (2003).

Les instruments encore limités et la contrainte d'action manuelle ne permettent pas jusqu'alors l'obtention de séries temporelles continues de mesure *in situ*.

Tang *et al.* (2003) décrivent à leur tour un dispositif (Erreur ! Source du renvoi introuvable. [b]) composé de capteurs innovants permettant la mesure du CO<sub>2</sub> adaptés pour être directement enterrés dans le sol (GMT 222, Vaisala INC.). Ces capteurs sont constitués d'une sonde de mesure fonctionnant comme un IRGA, d'un transmetteur et d'un câble. Le câble relie la sonde en profondeur et le transmetteur en surface. Une fois le signal reçu par le transmetteur, celui-ci le transmet à une centrale d'acquisition qui stocke les données. Ce système automatisé a l'avantage de fonctionner sans prélèvement d'air et mesure directement la concentration locale représentative de la profondeur où est enterré le capteur. Il permet de plus l'acquisition et le stockage de nombreuses données de manière continue et à haute fréquence temporelle. La mise en place des capteurs suppose de creuser le sol jusqu'à la profondeur voulue et la méthode reste très perturbante pour le système sol. De plus, les capteurs se trouvent chacun dans des conditions de température, d'humidité et de pression différentes, ce qui a un impact sur la mesure (Tang *et al.* (2003); Jassal *et al.* (2005)).

Plus récemment, l'utilisation de dispositifs perforés à leur base (cannes, tubes) et enfoncés dans le sol jusqu'aux profondeurs de mesures désirées sont à l'essai. Ces cannes sont bouchées à leurs extrémités supérieures par le capteur et celui-ci subit alors moins d'usure que lors de son enfouissement direct dans le sol. De plus, les différents capteurs, étant tous positionnés en surface, sont maintenus dans les mêmes conditions de température et d'humidité de l'air ambiant.

A partir de la mesure du gradient de concentration en CO<sub>2</sub> du sol, le flux de respiration peut être modélisé à l'aide de la loi de Fick (Tang *et al.* (2003) ; Tang *et al.* (2005); Jassal *et al.* (2005) ; Prevost-Boure (2008)).

La concentration en CO<sub>2</sub> du sol est mesurée de manière instantanée et avec l'automatisation des dispositifs, les données peuvent être acquises à très hautes fréquences temporelles (< minute).



De plus, on s'affranchit de tous les inconvénients liés aux méthodes reposant sur les échanges gazeux en surface (modifications des conditions aérodynamiques notamment).

Il existe pourtant différentes limites à l'utilisation des profils de concentration. La première concerne la perturbation du système sol au moment de la mise en place du dispositif. L'introduction des sondes, des cannes ou des tubes dans le sol provoque un lissage des parois et un possible colmatage des pores du sol.

De plus, les hypothèses pour calculer le flux à partir du profil de concentration en CO<sub>2</sub> supposent que le transport du CO<sub>2</sub> est opéré par la seule diffusion moléculaire verticale du gaz (Janssens *et al.* (2000)). Or, de manière générale, le transfert du gaz dans les pores du sol associe les processus de diffusion, convection et dispersion. Alors que la diffusion est issue du mouvement désordonné des molécules (agitation moléculaire) vers l'équilibrage du système, la convection ou advection est un flux issu d'un mouvement de matière (fluide porteur) et régie par un bilan de masse, souvent modélisée par la loi de Darcy. Dans le cas de la faible aération des sols, la convection est généralement négligée (Renault and Stengel (1994)). La dispersion, relative à l'hétérogénéité des vitesses dans le milieu poreux, entraîne des différences de propagation des éléments transportés est toujours absente des modèles d'après Renault *et al.* (1997).

Enfin, pour relier la mesure de concentration au flux sortant, il faut connaître le coefficient de diffusion du gaz  $D_s$  dans le sol. Ce coefficient lié aux structure et texture du sol est non seulement difficile à mesurer (Duenas *et al.* (1995) ; Uchida *et al.* (1997)) mais il est également très variable dans l'espace. De nombreux auteurs au cours du temps ont proposé différentes équations empiriques permettant des estimations très variables de ce coefficient de diffusion du gaz (Penman (1940) ; Marshall (1959) ; Millington and Quirk (1961) ; Moldrup *et al.* (1999) ; Jassal *et al.* (2005)).

La mesure par gradient de concentration dans le sol n'est donc pas un système « clé en main » pour l'estimation du flux de respiration du sol et se heurte notamment à l'estimation du coefficient de diffusion du CO<sub>2</sub> dans le sol. Néanmoins, les mesures de profil de concentration possèdent l'avantage d'être le seul système de mesure permettant d'observer les contributions des différentes couches de sol dans la production ou le piégeage de CO<sub>2</sub> (Fang and Moncrieff (1998b)). Jassal *et al.* (2005) estiment, à l'aide d'un système de mesure de concentration de CO<sub>2</sub> à différentes profondeurs dans un sol forestier, que 75% du flux de CO<sub>2</sub> proviendrait des 20 premiers centimètres du sol.

Suite à l'élaboration de ces différentes techniques de mesure des flux de respiration de sol, plusieurs études comparatives des différents dispositifs ont été menées. De manière globale, des comparaisons entre les différents dispositifs de mesure présentés (systèmes dynamiques fermées, systèmes dynamiques ouverts, systèmes statiques) montrent de plus ou moins fortes différences dans les mesures de respiration de sol. Norman *et al.* (1997) calculent des facteurs d'ajustement s'échelonnant de 0.93 à 1.45 entre les mesures issues des différents systèmes sur un même site.

Plus spécifiquement, un grand nombre de comparaisons se concentrent sur le caractère statique ou dynamique des mesures de type échanges gazeux. Jensen *et al.* (1996) comparent une chambre statique d'absorption du CO<sub>2</sub> dans un piège alcalin et un dispositif dynamique fermé formé d'une chambre portable reliée à un IRGA. Une relation non linéaire apparaît entre les flux mesurés par chacune des chambres, et le dispositif statique mesure des flux en moyenne 12% plus forts que le dispositif dynamique portable. Emran *et al.* (2012) effectuent une comparaison entre un système statique d'absorption du CO<sub>2</sub> dans un piège alcalin et un système dynamique ouvert de chambres automatisées. Ils arrivent à une conclusion similaire : les flux mesurés avec le système statique sont toujours supérieurs (~23%) aux flux issus du système dynamique. Heinemeyer and McNamara (2011) comparent un système statique d'accumulation du CO<sub>2</sub> dans une chambre et un système dynamique automatisé de type *Li-Cor*. Dans leur étude, le dispositif statique mène à sous-estimer les flux calculés avec le dispositif dynamique de plus de 30%. Ils précisent cependant que les flux sont comparables si les mesures sont effectuées après un temps de mise à l'équilibre du sol pour éviter de mesurer les flux de dégazage observés suite à l'insertion des colliers-soutiens de la chambre.

D'autres auteurs se sont penchés sur la comparaison de différents dispositifs dynamiques entre eux. Le Dantec *et al.* (1999) comparent deux systèmes dont la conception est proche à la différence du système de ventilation de l'air à l'intérieur de la chambre (systèmes *PPsystems* et *Li-Cor*). La chambre SRC1 *PPsystems* mesure des flux supérieurs (de 30% à 50%) que ce soit en laboratoire ou *in situ*. La différence de vitesse de vent à l'intérieur des deux chambres modifiant la couche limite et la diffusion du CO<sub>2</sub> du sol vers la surface semble être la raison des forts écarts de mesure des flux.

Tang *et al.* (2003) montrent de leur côté que les flux estimés à partir de profil de concentration de CO<sub>2</sub> dans les 16 premiers centimètres de sol sont bien corrélés avec des mesures effectuées à l'aide d'une chambre dynamique de mesure. Prevost-Boure (2008) précise que les flux calculés par gradient de concentration du CO<sub>2</sub> dans le sol sont toujours inférieurs aux flux mesurés à l'aide d'un système de mesure dynamique fermé (chambre *PPsystems*) mais que leur dynamique temporelle sont similaires.

Les différences d'estimation des flux de CO<sub>2</sub> peuvent être liées au principe et à la conception même des systèmes de mesure. Dans le cadre des sondes de mesure de la concentration du CO<sub>2</sub> dans le sol, l'exploitation des mesures instantanées pour calculer le flux, plus précisément l'hypothèse de calcul du coefficient de diffusion peut être une origine supplémentaire de différences dans l'estimation du flux sortant.

L'ensemble des dispositifs cités et des comparaisons effectuées met en relief les différents problèmes rencontrés et la difficulté de faire un choix de méthode universelle. Les questions relatives à l'obtention de mesures à hautes fréquences spatiale et temporelle sont notamment difficiles à résoudre et un compromis au détriment de l'une des deux conditions doit nécessairement être trouvé.

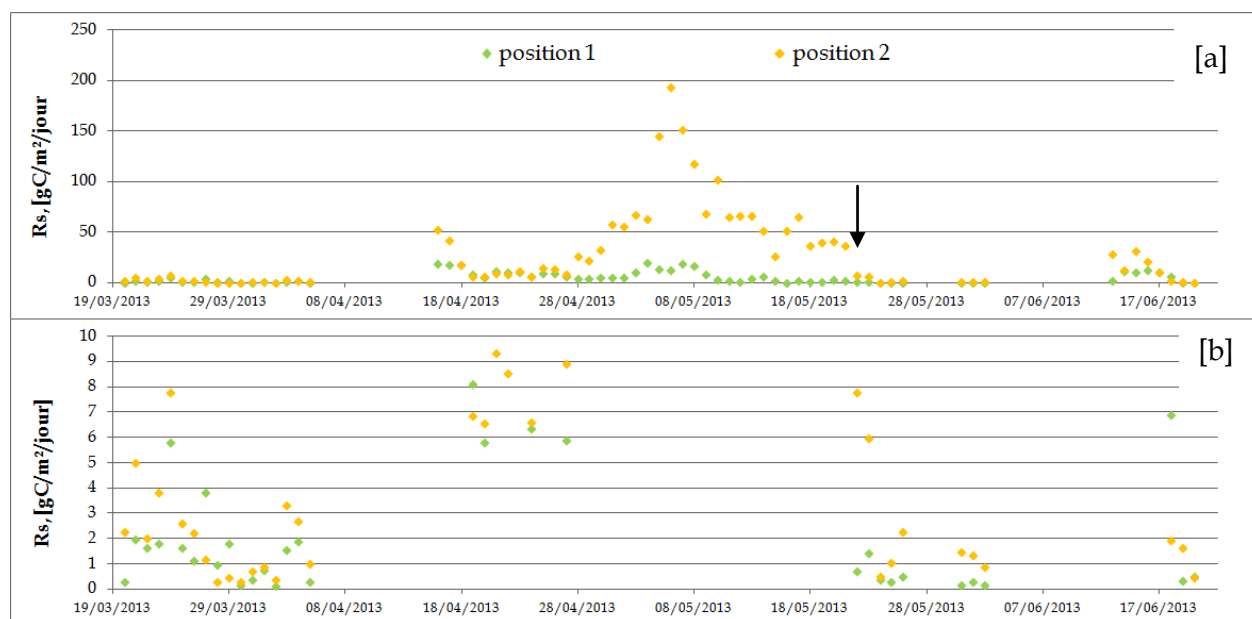
Or, la méthode des fluctuations turbulentes (EC pour « Eddy Covariance » en anglais) qui est majoritairement utilisée pour mesurer les échanges de CO<sub>2</sub> à l'échelle de l'écosystème, **peut être**



**utilisée en période de sol nu pour mesurer la respiration hétérotrophe du sol sur une grande surface et à haute fréquence temporelle.** Cette méthode suppose la mise en place d'une tour *in situ* mesurant la vitesse du vent et sa concentration en CO<sub>2</sub> et d'un processus complexe de traitement du signal en aval des mesures (Beziat (2009)). L'avantage du système est de ne pas perturber le sol et permet de calculer les flux sur une grande surface ; néanmoins, pour mesurer la respiration du sol, aucun élément ne doit se trouver entre la surface du sol et le capteur.

## Annexe 8 : Comparaisons des deux positions de mesures du SRC<sub>auto</sub>

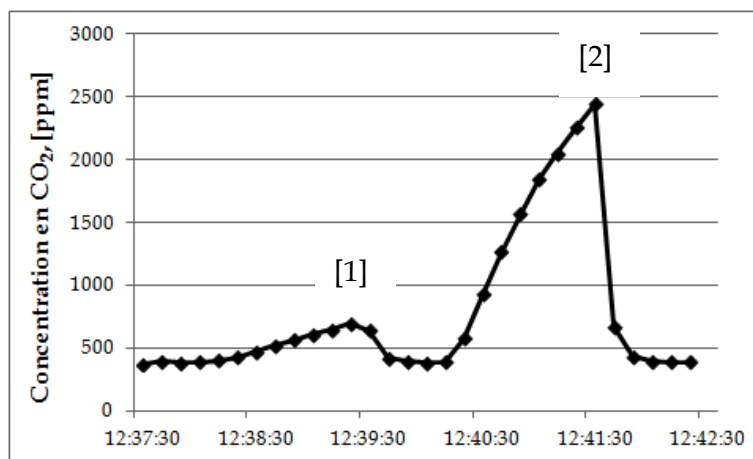
A partir de début mai, on observe des valeurs totalement aberrantes mesurées sur l'une des positions du système. Cette période est similaire à celle de la défaillance de 3 chambres du système NCC<sub>auto</sub> (Erreur ! Source du renvoi introuvable., Erreur ! Source du renvoi trouvable.).



Flux mesurés par chacune des deux positions du SRC<sub>auto</sub> entre le 21/03/2013 et le 21/06/2013, [a] ensemble des mesures, [b] jours où les mesures sont inférieures à 10 gC/m²/jour pour les deux positions. La flèche représente l'intervention sur le terrain le 23/05/2013.

Lors de la mise en place du SRC<sub>auto</sub> en mars 2013, les deux positions de mesure donnent des flux d'ordre de grandeur similaire et les dynamiques journalières observées sont comparables.

Les flux calculés en position 2 durant cette période sont inexploitable. Cependant, deux courbes d'accumulation relatives aux deux positions sont clairement identifiables durant la période problématique.



Courbe d'accumulation du CO<sub>2</sub> dans la chambre du SRCauto pour un cycle de mesure effectuée le 17 mai 2013 à 12h37.

Les valeurs de concentration enregistrées lors de l'accumulation du CO<sub>2</sub> dépassent les 2000 ppm pour la seconde position mais le niveau initial, au moment où l'enceinte se place en position 2, est mesuré autour de 400 ppm comme pour la première position de mesure. Le retour de la concentration à 400 ppm lors du changement de position et à la fin du cycle, ainsi que les deux pics identifiables excluent la possibilité d'un blocage mécanique. Par ailleurs, la cohérence des valeurs mesurées en position 1 exclut également un problème d'analyseur.

Lors d'une intervention sur le terrain, le 23/05/2013, il a été observé que des feuilles se retrouvaient emprisonnées dans l'enceinte lorsque celle-ci se plaçait en position 2. Ces feuilles ont alors été retirées et les concentrations en CO<sub>2</sub> accumulées dans la chambre placée en position 2 ont repris une dynamique et des valeurs réalistes. Sur la première figure, on observe qu'après l'intervention, les flux mesurés sont à nouveau comparables entre les deux positions de mesures. En s'intéressant aux seules périodes où la comparaison des flux mesurés sur les deux positions est possible, il reste frappant que des différences de plus de 50% apparaissent sur les valeurs des flux. Ces différences sont à mettre en relation avec la forte variabilité spatiale de la respiration du sol observée par plusieurs auteurs, même pour deux points relativement peu éloignés (Rochette *et al.* (1991) ; La Scala *et al.* (2000) ; Buysse (2013)).

De la même manière que cela peut être observé avec l'échantillonnage spatial permis par les 6 chambres du système NCC<sub>auto</sub>, ces différences témoignent de la très forte variabilité spatiale des flux de CO<sub>2</sub> dans un agro-écosystème.

---

*Entre le 27 mai et le 13 juin, une panne s'est produite : le système SRC<sub>auto</sub> a été arrêté, d'où l'absence de données en cette période.*

*Dans les comparaisons présentées dans le corps du texte, seules les mesures effectuées en position 1 ont été prises en compte afin de permettre la comparaison des systèmes sur un maximum de jours de mesures. En effet, une grande période de mesures effectuées en position 2 est inexploitable.*

---

## Annexe 9 : Description des cycles de mesures des dispositifs d'échanges gazeux

### 1- Dispositif NCC<sub>auto</sub>

Chaque chambre du dispositif se ferme durant 20 minutes et le cycle global suit la chronologie suivante :

- Mesure de la concentration en  $N_2O$  et  $CO_2$  de l'air ambiant
- Mise en route de la pompe de la chambre 1 et début de circulation de l'air dans le circuit pneumatique
- Fermeture mécanique de la chambre 1
- Mesure de l'accumulation du  $N_2O$  et du  $CO_2$  dans la chambre (20 minutes)
- Réouverture de la chambre 1
- Mise en route de la pompe de la chambre 2, début de circulation de l'air dans le circuit pneumatique
- ...
- Réouverture de la chambre 6
- Mesure de la concentration en  $N_2O$  et  $CO_2$  de l'air ambiant
- Fin de la mesure et du cycle

Ainsi, un cycle de mesure dure 2h au cours desquelles 6 flux de  $N_2O$  et 6 flux de respiration de sol sont mesurés en 6 points distincts.

### 2- Dispositif SRC<sub>auto</sub>

Le prototype SRC<sub>auto</sub> est conçu pour mesurer la respiration du sol en deux points distincts avec une haute fréquence temporelle. Un cycle de mesure suit la chronologie suivante :

- Mise en route de la pompe, début de circulation de l'air dans le circuit pneumatique
- Chasse de l'air stagnant dans la chambre par un ventilateur situé au sommet de la chambre
- Actionnement du bras mécanique pour amener la chambre en position 1
- Mesure de l'accumulation du  $CO_2$  dans la chambre durant 110 secondes
- Retour de la chambre en position verticale
- Vidange de l'air stagnant dans la chambre par le ventilateur
- Actionnement du bras mécanique pour amener la chambre en position 2
- Mesure de l'accumulation du  $CO_2$  dans la chambre durant 110 secondes
- Retour de la chambre en position verticale
- Fin de la mesure et du cycle

Ainsi, un cycle de mesure dure 30 min au cours desquelles 2 flux de  $CO_2$  sont mesurés en 2 points distincts.